*Rubén Moreno-Opo y Francisco Guil*
*(Coordinadores)*

# Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España

MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE
DIRECCIÓN GENERAL
PARA LA BIODIVERSIDAD

NATURALEZA Y PARQUES NACIONALES
Serie manuales de gestión de especies amenazadas

# Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España

**Autores**

Rubén Moreno-Opo (coordinador)[1]
Francisco Guil (coordinador)[1]

Sandra Agudín[1]
Ángel Arredondo[1]
Juan Manuel Blanco[2]
José Alfredo Bravo[3]
Javier Caldera[4]
Álvaro Camiña[5]
Casimiro Corbacho[6]
Ricardo Coronilla[7]
Emilio Costillo[6]
Elena Crespo[2]
Javier de la Puente[8,9]
Javier Donés[10]
Nuria El Khadir[1]
Rafael Galán[7]
Víctor García[11]
Mauro Hernández[12]
Rafael Higuero[1]
Úrsula Hofle[2]
Javier Inogés[1]
Alain Lecocq[13]
Miguel Ángel Martínez[7]
Ricardo Morán[6]
Ignacio Mosqueda[14]
Javier Oria[1]
A. Bettina Perales[6]
Soledad Redondo[10]
Alfonso San Miguel[15]
Juan Manuel Sánchez[6]
Carlos Segovia[7]
Fernando Silvestre[1]
Juan Vielva[9]
Auxiliadora Villegas[6]

La idea de elaboración del presente manual surge en el marco del proyecto LIFE 03/NAT/E/000050 «Conservación del águila imperial, buitre negro y cigüeña negra», realizado por la Fundación CBD-Hábitat con la asistencia y colaboración de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de la Universidad Politécnica de Madrid, la Dirección General de Medio Natural de Castilla-La Mancha, la Dirección General de Medio Ambiente de Extremadura y la Dirección General de Medio Natural de la Comunidad de Madrid, así como con la contribución financiera y el apoyo de la Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente, la Obra Social de CajaMadrid, Euronatur y la Fundación Territori i Paisatge de Caixa Catalunya.

---

[1] Fundación CBD-Hábitat. C/Nieremberg 8, bajo A. 28.002. Madrid. cbd-habitat@cbd-habitat.com, ruben.moreno-opo@cbd-habitat.com, francisco.guil@cbd-habitat.com.

[2] Centro de Estudios de Rapaces Ibéricas. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. 45671. Sevilleja de la Jara. Toledo. uhofle@jccm.es.

[3] Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria s/n. 28040. Madrid. alfredo.bravo@upm.es.

[4] Centro de Recuperación de Fauna Silvestre y Educación Ambiental «Los Hornos». Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Apdo. Correos nº 7. 10.181. Sierra de Fuentes. Cáceres. javier.caldera@aym.juntaex.es.

[5] Apdo. de Correos 339. 28220. Majadahonda. Madrid. acamia@vodafone.es.

[6] Grupo de Investigación en Conservación. Área de Zoología. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura. Avda. de Elvas s/n. 06071. Badajoz. rmoran@unex.es, costillo@unex.es, ccamado@unex.es.

[7] Fundación Bios. Asociación Andalus. C/ El Pedroso, 2, bajo D. 41.008. Sevilla. rgalan@telefonica.net.

[8] Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). C/ Melquiades Biencinto 34. 28053. Madrid. jdelapuente@seo.org.

[9] Parque Natural de Peñalara. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Comunidad de Madrid. Centro de Gestión «Puente del Perdón». Ctra. M-604 km 27,6. 28740. Rascafría. Madrid.

[10] Centro Montes y Aserradero de Valsaín. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. C/ Primera 11. 40109. La Pradera de Navalhorno-Valsaín. Segovia. jdones@oapn.mma.es.

[11] Subdirección General de Vida Silvestre. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Gran Vía de San Francisco 4. 28005. Madrid.

[12] Laboratorio Forense de Vida Silvestre (LFVS). Edificio ALBA. C/ Rosa de Lima, 1. 28.290. Las Matas. Madrid. lfvs@arrakis.es.

[13] Sociedad Belga de los Pinares del Paular, S. A. Crta. M-604, km 26,4. 28740. Rascafría. Madrid.

[14] Servicio de Medio Natural de Ciudad Real. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. C/ Alarcos, 21 - 2ª Planta. 13071. Ciudad Real. imosqueda@jccm.es.

[15] Unidad Docente de Silvopascicultura. Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria s/n. 28040. Madrid. alfonso.sanmiguel@upm.es.

CITA RECOMENDADA PARA EL MANUAL: Moreno-Opo, R. y Guil, F. (Coords.) 2007. *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España.* Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

CITA PARA LOS CAPÍTULOS: Galán, R., Segovia, C., Martínez, M. A. y Coronilla, R. 2007. Los incendios forestales y el buitre negro. En: Moreno-Opo, R. y Guil, F. (Coords.) *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España.* Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

*Un ave rara y magnífica, vulnerable a la codicia y mentecatez de quienes ignoran o no sienten el valor estético, cultural y científico que hoy poseen estas muestras supervivientes de la gran naturaleza viva…*

Francisco Bernis. 1966. *«El buitre negro* Aegypius monachus *en Iberia», Ardeola, 12.*

*No quedan tantos «cientos de pájaros» volando.*
*Si un día no quedase ni un centímetro sin asfaltar, los hombres tendrían que cantar: no habría aves*

Manolo García cita a Pepito Grillo

# ÍNDICE


*Págs.*

AGRADECIMIENTOS ..... 9
PRÓLOGO ..... 13

**Capítulo 1. Presentación** ..... 15
1.1. Por qué un manual de gestión para el buitre negro ..... 15
1.2. Estructura del manual ..... 20
1.3. El buitre negro y el proyecto LIFE 03/NAT/E/0050 ..... 21

**Capítulo 2. El buitre negro** ..... 25
2.1. Biología de la especie. Exigencias ecológicas ..... 25
2.1.1. Características físicas ..... 25
2.1.2. Datado y sexado ..... 27
2.1.3. Selección del hábitat ..... 28
2.1.4. Reproducción ..... 28
2.1.5. Organización social ..... 30
2.1.6. Movimientos. Áreas de campeo ..... 32
2.1.7. Alimentación ..... 32
2.1.8. Interacción con otras especies ..... 34
2.2. Situación poblacional. Distribución, censos y tendencia ..... 35
2.3. Problemática de conservación. Actuaciones desarrolladas ..... 40
2.4. Protección del buitre negro y de su hábitat. Estado y bases legales ..... 43

**Capítulo 3. Gestión del hábitat del buitre negro** ..... 47
3.1. Áreas de nidificación ..... 47
3.1.1. El buitre negro en pinares ..... 47
3.1.1.1. Introducción ..... 47
3.1.1.2. Selección del hábitat de nidificación en pinares ..... 53
3.1.1.3. El buitre negro y el aprovechamiento forestal en pinares ..... 58
3.1.1.4. Recomendaciones de actuación para una gestión compatible .. 80
3.1.2. El buitre negro en masas de monte mediterráneo ..... 90
3.1.2.1. Introducción ..... 90
3.1.2.2. Selección del hábitat de nidificación en monte mediterráneo ... 91

*Págs.*

3.1.2.3. Los aprovechamientos humanos en masas forestales de monte mediterráneo con presencia de buitre negro ..... 95
3.1.2.4. Interacción entre las actividades de aprovechamiento en monte mediterráneo y el buitre negro ..... 104
3.1.2.5. Recomendaciones y propuestas de actuación para una gestión compatible con la presencia de buitre negro ..... 109
3.1.3. Establecimiento de infraestructuras e interacción con el buitre negro .... 119
3.1.3.1. Introducción ..... 119
3.1.3.2. Tipos de infraestructuras. Interacción con el buitre negro. Recomendaciones de actuación ..... 120
3.2. Áreas de campeo ..... 132
3.2.1. Introducción ..... 132
3.2.2. Selección del área de campeo del buitre negro ..... 133
3.2.3. La gestión en áreas de campeo de buitre negro ..... 142
3.2.3.1. Aprovechamientos y gestión del medio agrícola ..... 142
3.2.3.2. Aprovechamientos ganaderos y de su medio ..... 145
3.2.3.3. Aprovechamientos cinegéticos ..... 150
3.2.4. Interacción entre las actividades de aprovechamiento en áreas de campeo y el buitre negro ..... 151
3.2.5. Recomendaciones de actuación en áreas de campeo para una gestión compatible con la presencia de buitre negro ..... 156
3.3. Métodos de cartografía predictiva aplicados al conocimiento del hábitat potencial del buitre negro ..... 165
3.3.1. Introducción y objetivos ..... 165
3.3.2. Métodos de modelización estadística y cartográfica ..... 166
3.3.3. Utilidad de los modelos espaciales en la conservación del buitre negro ..... 173

**Capítulo 4. Gestión de las poblaciones de buitre negro** ..... 179
4.1. La alimentación del buitre negro ..... 179
4.1.1. Alimentación del buitre negro ..... 179
4.1.1.1. Introducción ..... 179
4.1.1.2. Dieta y variación geográfica ..... 183
4.1.1.3. Dieta y variación fenológica-temporal ..... 186
4.1.1.4. Requerimientos energéticos y disponibilidad de alimento ..... 189
4.1.1.5. Implicaciones en la conservación de la especie ..... 194
4.1.2. Ganadería y buitre negro ..... 200
4.1.2.1. Introducción a la ganadería en España ..... 200
4.1.2.2. Evolución reciente de la cabaña ganadera ..... 204
4.1.2.3. El pastoreo y su importancia en el paisaje ..... 205
4.1.2.4. Importancia de la cabaña ganadera en la dieta del buitre negro .. 207

*Págs.*

4.1.2.5. Problemática sanitaria del ganado y su incidencia sobre la alimentación del buitre negro ... 209
4.1.2.6. Posibilidades legales para la alimentación de aves carroñeras ... 215
4.1.2.7. Alimentación del buitre negro con ganado. Protocolos de actuación y recomendaciones ... 220
4.1.3. Caza menor y buitre negro. Fomento de las poblaciones de conejo de monte ... 224
4.1.3.1. Introducción ... 224
4.1.3.2. Opciones para el fomento del conejo ... 227
4.1.3.3. Ordenación cinegética ... 229
4.1.3.4. Control de la predación ... 233
4.1.3.5. Actuaciones sobre el medio para el fomento del conejo ... 237
4.1.3.6. Gestión directa de las poblaciones de conejo ... 238
4.1.4. Caza mayor y buitre negro ... 254
4.1.4.1. Los ungulados cinegéticos. Introducción ... 254
4.1.4.2. Tendencia y dinámica poblacional ... 256
4.1.4.3. Importancia de la caza mayor para el buitre negro ... 257
4.1.4.4. La situación sanitaria y legal de los ungulados silvestres ... 259
4.1.4.5. La actividad cinegética ... 261
4.1.4.6. Recomendaciones generales de gestión de las poblaciones de ungulados y de la actividad cinegética ... 262
4.1.4.7. Recomendaciones de actuación para la alimentación de buitre negro. Posibilidades legales y protocolos ... 264
4.2. Actuación ante factores de mortalidad en el buitre negro ... 269
4.2.1. Intoxicaciones y envenenamientos de buitres negros en España: situación y evolución ... 269
4.2.1.1. Introducción ... 269
4.2.1.2. Material y métodos ... 270
4.2.1.3. Resultados ... 274
4.2.1.4. Discusión ... 282
4.2.2. Electrocución y colisión en tendidos eléctricos ... 286
4.2.2.1. Descripción de la amenaza ... 286
4.2.2.2. Impacto sobre la especie ... 288
4.2.2.3. Identificación de áreas con mayor incidencia ... 288
4.2.2.4. Propuestas de actuación y programas de conservación en marcha ... 289
4.2.3. Molestias. El caso del descorche ... 291
4.2.3.1. Descripción de los tipos de acciones que pueden generar molestias ... 291
4.2.3.2. Impacto sobre la especie ... 295
4.2.3.3. Descorche. Propuestas de actuación y recomendaciones ... 296

*Págs.*

4.2.4. Los incendios forestales y el buitre negro ..... 307
4.2.4.1. Introducción ..... 307
4.2.4.2. Mortalidad ..... 307
4.2.4.3. Revegetación natural ..... 308
4.2.4.4. Recolonización de las zonas incendiadas y uso del hábitat ..... 309
4.2.4.5. Repoblación forestal y otras iniciativas ..... 311
4.2.5. Energía eólica y buitre negro ..... 312
4.2.5.1. Descripción general de la amenaza ..... 312
4.2.5.2. Impacto sobre el buitre negro. Impacto general sobre las aves. Potencialidad de la amenaza para el buitre negro ..... 314
4.2.5.3. Conclusiones ..... 318
4.2.5.4. Propuestas de actuación ..... 319
4.2.6. Patologías y enfermedades en el buitre negro ..... 321
4.2.6.1. Introducción ..... 321
4.2.6.2. Patologías de origen infeccioso/parasitario ..... 322
4.2.6.3. Enfermedades diagnosticadas y causas de admisión de los CRFS de Castilla-La Mancha ..... 327
4.2.6.4. Seroprevalencia de enfermedades ..... 329
4.2.6.5. Implicaciones para los proyectos de conservación del buitre negro ..... 330
4.2.7. Otros factores que producen mortalidad ..... 331
4.2.7.1. Depredación ..... 331
4.2.7.2. Caza ilegal ..... 332
4.2.7.3. Falta de alimento ..... 333
4.2.7.4. Climatología ..... 333
4.2.7.5. Desplome de nidos ..... 334

**Capítulo 5. Medidas de participación social para la conservación del buitre negro** .. 335
5.1. Introducción ..... 335
5.2. El papel de los distintos agentes sociales en la gestión del hábitat del buitre negro .. 336
5.3. Sistemas de aprovechamiento compatibles con la conservación de especies .... 340

**Bibliografía** ..... 347

**ANEXOS** ..... 373
I. Edades de pollos de buitre negro ..... 375
II. Comentarios de los planes de conservación del hábitat de buitre negro en Castilla-La Mancha y Extremadura ..... 377
III. Legislación de interés para la conservación del hábitat y las poblaciones de buitre negro ..... 383
IV. Indicadores del estado de conservación del buitre negro ..... 391
V. Productos fitosanitarios eliminados del mercado, cuyo uso está prohibido ..... 399

# AGRADECIMIENTOS

El presente manual ha sido elaborado gracias a la colaboración de numerosas personas, cuyo trabajo y aportaciones han sido inestimables y de gran importancia. En primer lugar, los compañeros de la Fundación CBD-Hábitat José Guzmán, Carlos Soria, Maxi Panadero, Lolo Martín, Rosa Jiménez, Samuel Pla, Luis Bolonio, Eva Gómez, Paloma Garzón, Cristina Martínez, Ingrid Mozetich, Juan Francisco Sánchez, Lourdes Ortega. Manuel Mata y Juan Francisco Leyva han dedicado tiempo de sus tareas al presente proyecto o han colaborado para hacer mucho más llevadero el trabajo diario. La Escuela Superior Técnica de Ingenieros de Montes de Madrid prestó su colaboración a través de María Martínez Jáuregui y Mariana Fernández Olalla, de la Unidad Docente de Silvopascicultura.

Una muestra de gratitud especial debe reconocerse a los propietarios y guardería de fincas donde se desarrolla el proyecto LIFE 03/NAT/E/000050, por brindar todas las facilidades posibles y por demostrar interés y cariño hacia el buitre negro y demás especies de fauna amenazada que albergan sus propiedades: D. Laurentino Carrascosa, D. Antonio Valbuena y D. Tomás Bejarano, del Valle de San Juan; D. Mauricio Narváez y D. Tomás Vinagre, de Mediacacha; D. Rafael Muguiro, D. Manuel Carrasco y D. Martín Rodríguez, de Mercadores-Rincón Bajo; D. Álvaro Rengifo, D. Santiago Rengifo, D. Guillermo Rengifo y D. Florencio Fernández, de El Guijo de los Frailes; D. José Finat, D. Rafael Finat, D. José María Finat, D. Vicente González, D. José Aguado, D. Alfredo Alonso, D. Agapito Moreno, D. Jorge Viera, D. Juan Carlos Morena y D. Ángel Aguado, de El Castañar; D. José María Finat y D. José María Bravo, de El Rosario; D. Fernando Finat, Dña. Elena Finat, Dña. Cecile Finat, D. Fernando Finat, D. Julián Díaz y D. Tomás Valiente, de Labrados; D. Iñigo Oriol, D. José Manuel Romero, D. Marcelo Cantero, D. Jacinto Cedillo y D. Faustino Santano, de Casillas, D. Alonso Álvarez de Toledo, D. Fernando Montero, D. Eusebio Toledano, D. José Mirón, D. Faustino Carrasco y D. Domingo Hurtado, de Azagala; D. Andrés Rebuelta, D. Jesús Patón y D. Juan de Dios Jiménez, de El Cerrajero; D. Luis Rodríguez-Arias y D. Juan Francisco de Pablos, de Criadero; Dña. Patricia Maldonado y D. José Barranquero, de Las Ensanchas; D. José Luis Arregui, D. Gorka Arregui y D. Antonio Carretero, de Barranquillas; D. Jaime Urquijo y D. Lucas Urquijo, de Molinillos; Dña. Hildegar Kramer, Dña. María de Montis y D. Gonzalo de Montis, de El Salobral; D. José Luis Ardanza, de El Horcajo; D. José Sánchez y D. Joaquín Cotrina, de El Prior de Azagala; D. Eduardo Pitarch, D. Dionisio Cotrina y D. José García, de Las Cañas y Los Labrados.

Ha de reconocerse el particular esfuerzo realizado por los gestores de la finca La Garganta, por potenciar y mantener unos valiosos niveles de diversidad avifaunística. Por ello,

nuestro más sincero agradecimiento a Sir Gerald Grosvenor, D. Francisco Landaluce, D. Ignacio Landaluce y D. José María Tercero, así como a toda la guardería y personal laboral, especialmente a Francisco Castillejo.

Desde las administraciones autonómicas se ha asesorado acerca de las acciones a desempeñar y se han dispuesto las facilidades necesarias para que las acciones contempladas beneficiaran al buitre negro; colaboraron más cercanamente D. Ignacio Mosqueda, D. Víctor Díez, D. Antonio Aranda y D. Ramón Pintado de Castilla-La Mancha, D. Javier Caldera y D. Ángel Sánchez de Extremadura y D. Luis Prada de Madrid. Los agentes medioambientales y personal de estas Comunidades Autónomas han demostrado su diligencia y profesionalidad en todo momento: en especial Juan Carlos Torres, Eutimio Morales, David Muñoz, Raquel Pérez, Elena Crespo, Elena de Prada, Antonio Moreno, Ángel Moreno y Pedro Moreno de Castilla-La Mancha; Antonio Gutiérrez, Maxi Recio, Juan Panadero y Cristina Giner-Abati de Extremadura. El Ministerio de Medio Ambiente ha colaborado decisivamente para que este manual viera la luz, por lo que se agradece la confianza de D. José Luis Herranz, D. Juan Garay, D. Benigno Asensio, D. Miguel Aymerich, D. Luis Mariano González, D. Borja Heredia y D. Juan José Areces. La Dirección General de Medio Ambiente de la Comisión Europea, a través de su Unidad LIFE concedió el proyecto y propició la elaboración de este manual; se agradece la colaboración y atenciones de D. Bruno Julien, D. Philip Owen, D. Joaquim Capitao, D. Antonio Fernández de Tejada y D. Juan Pérez así como del equipo de evaluación externo, Dña. Aixa Sopeña de Astrale-IDOM y Dña. Concha Olmeda de Atecma-MECOMAT.

Muchas personas han hecho distintas aportaciones al presente manual, como Jesús Garzón, pionero del trabajo de conservación del buitre negro en fincas privadas, Eduardo Soto-Largo, Roberto Sánchez, Javier Sánchez, Víctor G. Matarranz, Francisco García-Domínguez, Tom Gullick, Juan Carlos del Moral y José Luis González. José Manuel Gómez y Fernando J. Burgaz de ENESA-Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Ignacio Fontaneda y José María García del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Raúl Alonso y Patricia Orejas de BRINZAL, Nacho Otero, de GREFA y Javier Zalba, del Centro de Recuperación Los Hornos de la Junta de Extremadura, facilitaron cuantiosa información incorporada al presente manual. Para completar la información incluida, resulta fundamental el esfuerzo realizado por los autores de los resúmenes de los artículos científicos, José Jiménez, José Miguel Barea, Martina Carrete, Jesús Ángel Cuevas, Miguel Ángel Díaz, José Antonio Donázar, Juan Antonio Fargallo, José María Gil, Alfonso Godino, Javier Nicolás Guzmán y Marcos Moleón.

El desarrollo del presente manual ha sido posible gracias a las aportaciones de los distintos autores de los capítulos. Alfonso San Miguel desea agradecer al Centro «Quintos de Mora», del Organismo Autónomo Parques Nacionales, su colaboración en la toma de datos y de fotografías.

Javier de la Puente, coordinador el capítulo 3.1.1, ha contado con la financiación y colaboración del Parque Natural de Peñalara de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid, para llevar a cabo todos los trabajos de conservación de buitre negro en la colonia de Rascafría a través de SEO/BirdLife. Juan Carlos del Mo-

ral, Máximo Muñoz, Pablo Refoyo, Julio Yánez, Mariano Velázquez y los agentes forestales de la comarca de Rascafría realizaron, participaron o facilitaron distintos trabajos de campo en los que se obtuvo parte de la información utilizada en el capítulo del presente manual. Varias personas e instituciones facilitaron información sobre la reproducción en pinos en las diferentes comunidades autónomas: Pablo Dobado (Programa Buitre Negro en Andalucía de la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía), Eduardo Soto-Largo (OIKOS, S. L.), Rubén Moreno-Opo, Cristina Martínez y Javier Oria (Fundación CBD-Hábitat), Roberto Carbonell (Consejería de Medio Ambiente de Castilla y León) y Emilio Costillo (Universidad de Extremadura). Alfredo Bravo, Ana Iñigo y, especialmente, Ana Bermejo revisaron el manuscrito original mejorándolo con sus sugerencias.

Ricardo Morán-López, Juan Manuel Sánchez, Emilio Costillo, Casimiro Corbacho y Auxiliadora Villegas, autores del capítulo 3.3 desean hacer constar que su trabajo fue financiado por el proyecto de investigación 3PR05C023 titulado «Métodos de cartografía predictiva aplicados al conocimiento y conservación de la biodiversidad en Extremadura», del III Plan de Investigación, Desarrollo e Innovación de la Consejería de Infraestructuras y Desarrollo Tecnológico de la Junta de Extremadura. Los datos en que se basa el capítulo fueron recogidos bajo la financiación del Proyecto LIFE Naturaleza 97/250 «Gestión de ZEPA: Buitre Negro y Águila Perdicera», subproyecto «Biología y Plan de Manejo del Buitre Negro en Extremadura», de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura.

Mauro Hernández y Javier Oria, autores del capítulo sobre intoxicaciones y envenenamiento, agradecen el apoyo prestado en la recopilación de información a Victor G. Matarranz, Javier Sánchez, Roberto Sánchez, María Fernández, Julio Caballero, Francisco Robles, José Antonio Blanco, José Guzmán, Eutimio Morales, Juan Panadero, Celia Sánchez, Luis Parpal, Paloma Prieto, Juan José Sánchez, Evelyn Tewes y al Fondo para la Conservación del Buitre Negro (BVCF, Mallorca), a Carlos Segovia, Rafael Galán y la Asociación Andalus, así como al Grupo para la Recuperación de la Fauna Autóctona (GREFA), la Asociación Naturalista Esparvel y la Fundación CBD-Hábitat. También resaltan la colaboración de Joan Mayol, Jordi Muntaner, Félix de Pablo, Antonio Aranda, Víctor Diez, Juan Pablo Castaño, Juan Manuel Blanco, Luis Prada, Francisco Sánchez, Nicolás González, Félix de la Orden, Francisco Jiménez, José Ignacio Mosqueda, Ángel Sánchez, Javier Caldera, María Jesús Palacios, José Ignacio Molina, Rafael Arenas, Rafael Cadenas, Soledad Centenera, Borja Heredia, Luis Mariano González, Antonio Franco, la guardería medioambiental de las Comunidades Autónomas, los equipos del SEPRONA de las provincias investigadas y a los miembros del Grupo de Trabajo de Ecotoxicología por sus comunicaciones y la información complementaria aportada.

Úrsula Hofle, Juan Manuel Blanco y Elena Crespo, responsables de la realización del capítulo 4.2.6, desean agradecer a la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha su apuesta por una red de centros y su papel en la vigilancia de las enfermedades de la fauna salvaje; a Antonio Aranda, Víctor Díez, Ignacio Mosqueda, Rafael Cubero, Juan Carlos Pastor y David Sánchez por su apoyo y colaboración; a la guardería y personal de los centros de recuperación Pedro González, Francisco Juárez, Antonio Aceituno, Oscar Gómez, José Luis Paredes, Mariano Manzanares; al personal técnico de los centros de recuperación Julia Rodriguez, Elena de Prada, Silvia Villaverde, Pilar García, Vanesa Arias, Vanesa Rodríguez, Rubén

García y Marcos Núñez.

Álvaro Camiña agradece la colaboración, en la cesión de los datos de mortalidad por aerogeneradores, de la Consejería de Turismo, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno de La Rioja, el Servicio Territorial de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León en Soria, la Diputación General de Aragón y la Conselleria de Territori i Vivienda de la Generalitat Valenciana, así como de Eugenio Montelío, Benito Andrés y David Martín.

Rubén Moreno-Opo desea expresar su agradecimiento personal a Beatriz Sánchez, Manuel Moreno-Opo y Juliana Díaz-Meco, por su apoyo constante e incondicional. Francisco Guil agradece a su familia y amigos el apoyo prestado.

# PRÓLOGO

A veces, en los días más fríos de febrero, la niebla se agarra al fondo de la raña de Cabañeros. Si uno va subiendo por la sierra, llega a una altura en la cuál subrepticiamente la niebla desaparece y el sol brilla de forma deslumbrante por encima de un mar de nubes blancas. Si uno espera un poco, podrá contemplar uno de los espectáculos más curiosos que recuerdo de mis días de campo en el Parque Nacional: buitres negros que asomaban por encima del mar de nubes y luego se zambullían en él.

El buitre negro en Cabañeros ha sido evidentemente un símbolo para su conservación. A ello no ha sido ajeno su estatus de especie amenazada a nivel global y también, estoy seguro, los bellos espectáculos deparados por su vuelo rasante remontando laderas cubiertas de encinas y quejigos. Sin embargo, bajo mi punto de vista, esta especie simboliza algo más, que la convierte en el paradigma de nuestro monte mediterráneo y de los requerimientos de conservación en el futuro. Es una especie esquiva y huraña, que para criar rechaza la cercanía del hombre, y que sin embargo, paradójicamente, ha convivido con él durante siglos. No valen además pequeños retazos de bosque para que pueda vivir una población estable de buitre negro, ni siquiera es suficiente una gran extensión de bosque conservado. Necesita los árboles más grandes del bosque para instalar sus gigantescos nidos, pero se alimenta de animales que sólo encuentra en pastizales o ecotonías del matorral, como los conejos. También explota con éxito los jarales más impenetrables, o los húmedos brezales donde puede localizar presas de tamaño mediano, como cadáveres de ciervos o jabalíes. Bajo esta perspectiva, coincide en sus requerimientos con otras especies como el lince o el águila imperial, para los cuales resulta imprescindible un hábitat a la vez conservado y diverso, a la vez conectado y simultáneamente cuajado de discontinuidades en la cubierta vegetal. Pero además el buitre negro se mueve por toda la península Ibérica. Los seguimientos de rastreo de la especie con GPS de la población de Cabañeros nos han puesto de manifiesto sus increíbles desplazamientos. Desde este rincón de los Montes de Toledo, con el inicio de la dispersión, alguno fue hasta el Parque Nacional de Doñana; otros llegaron al sur de Portugal, otro se aventuró hasta Sierra Nevada y la gran mayoría se movieron entre Sevilla, Badajoz, Madrid y Ávila, concentrándose en las sierras más agrestes del suroeste peninsular.

Esta perspectiva de conservación de una especie que necesita amplios territorios extraordinariamente bien conservados para nidificar, mosaicos de vegetación donde vivan sus presas, y que además hace desplazamientos de cientos de kilómetros, nos señala cómo debemos pensar en el futuro. La protección estricta de sus lugares de cría es necesaria, pero será inútil si no se tiene la complicidad y el apoyo de la sociedad, ya que las áreas de campeo y de dispersión las van a compartir aves y hombres. Además, en determinadas zonas,

el abandono de los usos más intensivos del monte está propiciando una recuperación de la vegetación, y se están generando nuevos territorios donde se podrán instalar nuevos núcleos de cría. La actividad humana en todos estos ámbitos podrá y deberá realizarse conforme a determinados patrones, que son similares a aquellos que, en definitiva, han permitido que en España la especie llegue hasta nuestros días, constituyendo además una de las poblaciones más importantes del Paleártico. Estos modelos de gestión están recogidos en el manual de CBD-Hábitat que el lector tiene entre sus manos, y supone una extraordinaria aportación de futuro, concebida bajo una lúcida perspectiva, a la vez global e integradora.

Estoy seguro de que los buitres negros campearán durante mucho tiempo sobre el mar de nubes de Cabañeros. Y este manual, que materializa un inmenso esfuerzo de estudio, gestión y, sobre todo, de armonización de voluntades, no habrá sido ajeno a ese logro.

*José Jiménez García-Herrera*

# Capítulo 1

# PRESENTACIÓN

## 1.1. ¿Por qué un manual de gestión para el buitre negro?

La conservación de la biodiversidad constituye en nuestros tiempos uno de los objetivos más importantes de cualquier estrategia política y de planificación futura. La ralentización del ritmo de destrucción de áreas naturales a escala mundial es uno de los retos planteados en distintos foros de decisión internacionales. En concreto, la Unión Europea se ha puesto 2010 como fecha límite para frenar la pérdida de biodiversidad (Comisión Europea, 2006a). Esta pérdida de hábitats naturales tiene distinta incidencia en función del área geográfica.

En el caso del Paleártico occidental, las sociedades humanas iniciaron un proceso de transformación del medio natural muy temprano en relación a otras zonas del planeta. En el caso español, en torno al siglo VII ya se establecían medidas para la protección de los bosques (por ejemplo en el Fuero Juzgo) que garantizasen el suministro de madera y leñas a la población, lo que demuestra la existencia de acciones habituales de transformación del medio desde, al menos, esa época. Esta transformación conllevó una disminución de la superficie ocupada por hábitats naturales para ser convertidos en lugares dedicados al aprovechamiento forestal, agrícola o ganadero. La superficie dedicada a la agronomía aumentó en la península Ibérica hasta mediados del siglo XX. En ese momento, debido a la mecanización de parte de las labores, el incremento de la productividad agraria unitaria y la pérdida de valor de algunos elementos (leñas, carbón, picón), muchos terrenos agrícolas marginales fueron abandonados (Bauer, 2003).

**Figura 1-1.** Dehesa en Mestanza, Ciudad Real.

Fruto de esta evolución cambiante del paisaje, y debido al creciente interés y preocupación que gran parte de la sociedad europea muestra ante los problemas ambientales actuales, las administraciones públicas han iniciado el desarrollo de planes y herramientas legales para conservar los valores biológicos existentes (por ejemplo, Directiva Hábitats 92/43/CE).

En el contexto de la Unión Europea, España es uno de los estados que más biodiversidad alberga. Los espacios designados para formar parte de la Red Natura 2000 alcanzan el 24,3% de la superficie española, y conforman aproximadamente el 35% del total de esta red de espacios en Europa. Esta gran contribución demuestra que un porcentaje muy importante de las áreas europeas con valores biológicos prioritarios para su conservación están en España.

Los factores que han propiciado este positivo desequilibrio son varios. En primer lugar, las actividades realizadas por el hombre en numerosas zonas en los últimos siglos han permitido conservar extensas áreas manteniendo excepcionales valores naturales, incluso creando sistemas, como la dehesa, que han conformado el hábitat de numerosas especies, algunas de ellas únicas de la península Ibérica. Las técnicas de aprovechamiento forestal (p. ej. carboneo), agrícola (p. ej. mantenimiento de sotos y linderos) o ganadero (p. ej. redileo) han resultado compatibles con la conservación de la biodiversidad en amplias zonas y sólo en las últimas décadas han tornado hacia un modelo más intensivo e incompatible con la

conservación de algunas especies y hábitats. Por otro lado, la orografía ha permitido preservar numerosas áreas montañosas o áridas-subesteparias de altos valores ecológicos, cuyas condiciones ambientales no han resultado favorables para actividades humanas que suponen una transformación importante. Por último, el desarrollo industrial y económico en España ha acontecido sobre todo en los últimos 50 años, más tarde que en otros países del centro y norte de Europa. Esto ha propiciado que el deterioro de áreas naturales valiosas en nuestros campos por la mecanización, el empleo de nuevas técnicas de aprovechamiento, el uso de productos químicos o el abandono rural se haya iniciado más tarde.

El mejor estado de conservación de los espacios naturales en España se traduce en la presencia de numerosas especies de animales y plantas europeas en nuestro país (Ministerio de Medio Ambiente, 1999). En el caso de las aves, muchas de las especies más amenazadas, consignadas por la Directiva Aves 79/409/CEE en su Anexo I o consideradas prioritarias para su financiación por la Comisión Europea (http://ec.europa.eu/environment/nature/directive/birdspriority.htm), tienen sus poblaciones más importantes en España.

**Figura 1-2.** Avutarda común *Otis tarda* macho (Alfonso San Miguel) y pareja de águilas imperiales ibéricas *Aquila adalberti* (Pascual Alcázar).

El buitre negro es una especie con estado de conservación desfavorable en Europa, que tiene en España alrededor del 75 % de su población del Paleártico occidental y el 97% de la población comunitaria (BirdLife International, 2004a). A pesar de ello, existen amenazas para la población ibérica, catalogada como «Vulnerable» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas del Ministerio de Medio Ambiente. Se trata de una de las especies más características de los ambientes mediterráneos, la más grande de todas las rapaces europeas e indicadora de determinadas cualidades de los ambientes en los que habita: para satisfacer sus requerimientos ecológicos, las zonas donde vive han de tener una elevada calidad.

El buitre negro ha estado ligado a las actividades humanas desde hace muchos años. Por un lado, para satisfacer parte de sus requerimientos tróficos necesita cadáveres y restos de animales domésticos de distintas cabañas ganaderas, y por otro, las acciones desarrolladas por el hombre en los núcleos de cría determinan la viabilidad de la reproducción (por

**Figura 1-3.** Paisaje primaveral de monte mediterráneo en Sierra Morena (Alfonso San Miguel).

ejemplo, Galán *et al.,* 2003). Al ser una especie tan simbólica, ha recibido mucha atención por parte de colectivos científicos, conservacionistas y administraciones desde hace más de 40 años, siendo objeto de trabajos de investigación, campañas de conservación o de planes de recuperación de sus poblaciones (p. ej. Hiraldo, 1977; Tewes, 1996; Consejería de Medio Ambiente de Castilla-La Mancha, 2003; Costillo, 2005). Todo ello se traduce en publicaciones de carácter científico y divulgativo, que han permitido alcanzar un conocimiento actual muy adecuado de muchos de los aspectos de su ecología y de sus amenazas más importantes (Sánchez, 2003). Una vez conocido el *qué* de muchas cuestiones biológicas del buitre negro, y teniendo en cuenta la interacción que tiene la especie con las actividades humanas, surge la necesidad de *cómo* abordar las acciones de conservación y gestión necesarias para solucionar las amenazas y los riesgos que condicionan sus poblaciones. Este trabajo se ha venido realizando desde hace mucho tiempo por distintas entidades (por ejemplo, Arenas, 2004; Tewes, 2004; Fundación CBD-Hábitat, 2005), pero son escasas las publicaciones que tratan este campo de actuación (González y San Miguel, 2004).

El *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro* pretende ser, en primer lugar, una herramienta de ayuda para que las acciones de aprovechamiento económico realizadas en las áreas en que habita la especie se realicen de la forma más compatible posible entre los intereses de las personas y el bienestar de los buitres. También intenta aportar recomendaciones para la ejecución de actuaciones directas que favorezcan al buitre negro, como la alimentación, la eliminación de los factores de riesgo o acciones de manejo de ejemplares de la especie. Está destinado principalmente a los colectivos que intervienen en la gestión del territorio en que los buitres negros desarrollan sus tareas vitales. Surge del convencimiento de que es posible la compatibilidad y coexistencia

entre buitres negros y personas, vecinos durante muchos años, a pesar de los conflictos de intereses suscitados en algunos momentos, en ocasiones por desconocimiento. El manual se estructura en capítulos que repasan los aspectos considerados más importantes para la gestión del hábitat y las poblaciones de buitre negro, compilando información técnica y científica reciente para emitir posteriormente recomendaciones de actuación en cada una de esas materias. Este manual tiene una base participativa amplia; los planteamientos de actuación recomendados en el presente manual provienen de la experiencia acumulada por distintos agentes en la gestión del territorio que habita el buitre negro, de las sugerencias e indicaciones de propietarios y guardas de fincas con alto valor para la especie, que se complementan con las actuaciones desempeñadas por la administración ambiental, grupos conservacionistas y de investigación.

Existen otras publicaciones en forma de manuales y guías que han tratado distintos aspectos de la gestión del medio natural para especies de fauna amenazada de forma más o menos extensa. Es el caso del lince ibérico *Lynx pardinus* (WWF/Adena, 2001; San Miguel, 2006), el águila imperial ibérica (SEO/BirdLife, 2003) o el urogallo cantábrico *Tetrao urogallus* (Ballesteros y Robles, 2005). También se han tratado varias especies de forma conjunta en completos manuales de gestión del hábitat (González y San Miguel, 2004; Jiménez *et al.,* 2006) o para alguno de los factores que les afectan, como la electrocución (Fernández y Azkona, 2002), la ingestión de cebos envenenados (BVCF-FZS, 2000), la mejora de las poblaciones de conejo de monte (DGMA, 2002), las costumbres y prácticas cinegéticas (Fungesma, 2001; Coca, 2003), la gestión de la agricultura (por ejemplo, Labrador *et al.,* 2002), la gestión de los humedales (Fundación Santander Central Hispano, 2005) o el manejo de animales heridos (Fundación Biodiversidad, 2003). El buitre negro viene a sumarse a las especies para las que se ha editado un manual de gestión de sus poblaciones, dentro de la línea editorial de la *Serie de manuales de gestión de especies amenazadas*, del Ministerio de Medio Ambiente.

**Figura 1-4.** Siembra y mosaico de cultivos en área esteparia del Campo de Montiel, Ciudad Real (Alfonso San Miguel).

## 1.2. Estructura del manual

El presente *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro* se organiza en capítulos que tratan la información de forma independiente y completa.

En un primer bloque se presentan los textos que analizan la gestión del hábitat del buitre negro, diferenciando las áreas de reproducción de las áreas de campeo. En las áreas de cría se analiza separadamente la situación en los pinares y en los montes de vegetación típica de *Quercus*, así como la influencia de las infraestructuras sobre esas áreas de cría. A continuación se realiza un repaso sobre aspectos de la gestión de las poblaciones de la especie. Un apartado extenso analiza la situación de la alimentación de la especie, describiéndola y repasando la influencia que la gestión ganadera y cinegética tiene sobre ella. También en este bloque se analizan los factores de mortalidad concurrentes en la actualidad. Debido al enfoque participativo, y para asentar propuestas de colaboración sostenible entre los distintos sectores sociales, se incluye un capítulo que muestra las medidas de participación social existentes para conservar al buitre negro.

Por otro lado, a lo largo de todo el texto se hacen continuas referencias a las llamadas *Áreas Sensibles* (abreviado como AS) y *Período Sensible* (PS) del buitre. Su uso reiterado hace que se considere necesario describir cada uno de esos conceptos.

_ Áreas Sensibles: partes del territorio (en finca, monte o espacio natural protegido, por ejemplo) en que el buitre negro desempeña las fases más delicadas de su ciclo vital. Se clasifican en AS de reproducción, que son las áreas donde existen nidos activos o antiguos de la especie y posaderos de los ejemplares reproductores. Son, sin duda, las más importantes de cara a su necesidad de conocimiento y respeto. Las AS de alimentación se establecen como la superficie de terreno donde de forma regular el buitre negro obtiene su alimento. Las AS de descanso o reposo son el conjunto de puntos de descanso habituales (González y San Miguel, 2004).

  Las AS del buitre negro acogen una superficie determinada por un radio de 500 m alrededor de cada uno de los puntos de referencia, como son cada uno de los nidos de una colonia para las AS de reproducción, los puntos o espacios de alimentación o los dormideros y posaderos habituales. No obstante, en función de distintos aspectos como la orografía, el tipo de actividad o el grado de tolerancia, las dimensiones pueden reducirse o ampliarse, no siendo infrecuente que algunos gestores o autores consideren estas áreas de menor dimensión para actividades de aprovechamiento forestal (300 m de radio, Jiménez *et al*., 2006, ver capítulo 3.1.1).

_ Período Sensible: épocas del año en que el buitre negro lleva a cabo las fases del ciclo biológico más delicadas. Para la especie, el PS es el momento en que se desarrolla la reproducción, considerando como tal la incubación y crianza de los pollos. De forma general, el PS del buitre negro se prolonga del 1 de febrero al 30 de septiembre:

| E | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N | D |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|

En ocasiones existe cierto solapamiento de información entre distintos capítulos, reflejado en continuas referencias para la lectura de otros apartados del mismo manual. Esto es

**Figura 1-5.** Buitre negro *Aegypius monachus* en vuelo.

debido a que se ha intentado presentar toda la información interesante al respecto en cada capítulo, de forma que pueda resultar más útil *a priori* al lector; por ejemplo, si se está interesado en conocer lo expuesto sobre las áreas de monte mediterráneo y el buitre negro, puede leer ese capítulo únicamente sin necesidad de tener que consultar las bases introductorias o las justificaciones biológicas o técnicas en otro capítulo.

## 1.3. El buitre negro y el proyecto LIFE 03/NAT/E/0050

La Fundación CBD-Hábitat (www.cbd-habitat.com) es la entidad beneficiaria del proyecto LIFE de la Unión Europea «Conservación del águila imperial ibérica, buitre negro y cigüeña negra» (LIFE 03/NAT/E/00050) que se desarrolla en espacios de titularidad privada incluidos en la Red Natura 2000 de Castilla-La Mancha, Extremadura y Madrid. En él participan las consejerías de Medio Ambiente de las tres Comunidades Autónomas mencionadas, el Ministerio de Medio Ambiente y las propiedades en que se desarrolla el proyecto. El objetivo general es mejorar el estado de conservación de las tres especies objetivo mediante la promoción e incentivo de prácticas adecuadas de gestión en las áreas de trabajo. Las fincas participantes son muy valiosas para la reproducción, alimentación o descanso de las especies y en ellas se realizan aprovechamientos cinegéticos, agrícolas y ganaderos fundamentalmente.

**Figura 1-6.** *Zerynthia rumina* (Alfonso San Miguel).

El buitre negro es una de las especies objetivo del proyecto. Son varias las actividades planteadas para mejorar su estado poblacional y para evaluar la eficacia de las acciones emprendidas. En colaboración con las propiedades y las administraciones ambientales competentes, se llevan a cabo:

– Acciones de mejora de las condiciones de alimentación:

  • Promoción de una de sus presas fundamentales, el conejo de monte, con unas poblaciones muy disminuidas en el área de trabajo: se le proporciona refugio, se aumenta la disponibilidad y calidad de alimento mediante la implantación de pastos y la realización de siembras, y se realizan repoblaciones en áreas donde han desaparecido.

  • Suministro de alimento suplementario en las épocas de menor disponibilidad. Mediante la gestión de las poblaciones de ungulados cinegéticos silvestres en las fincas del proyecto se aportan ejemplares procedentes de descastes (ciervo sobre todo) en la temporada de crianza de los pollos.

– Adecuación de la gestión en las áreas de nidificación:

**Figura 1-7.** Río en la Sierra de San Pedro, Extremadura (Alfonso San Miguel).

- Se incentivan acciones que promueven un manejo y mantenimiento sostenible de las masas forestales, de cara a la conservación de los hábitats naturales, mediante la protección del arbolado, las podas de producción y el resalveo de zonas potenciales de nidificación.

- Control de los aprovechamientos en las áreas de cría, como los descorches, podas, apertura de pistas y cortafuegos, adecuándolos a fechas y lugares para que no se produzcan interferencias negativas con el buitre negro.

– Seguimiento de las poblaciones de buitre negro en las áreas de trabajo:

- Seguimiento de la reproducción de las parejas existentes en las fincas del proyecto.

- Control y advertencia de los factores de mortalidad, amenaza y molestias de las aves presentes en las fincas, por actividades humanas o de origen natural.

- Caracterización del uso del espacio realizado por los buitres negros en las áreas de trabajo y de la actividad desarrollada, en función de la época: seguimiento de dormideros comunales y uso de plataformas de nidificación.

- Seguimiento de la alimentación suplementaria de buitre negro para conocer la selección del alimento en función de las distintas características de la carroña aportada.

De la experiencia recabada en el desarrollo del proyecto LIFE 03/NAT/E/00050, y de la acumulada en el anterior proyecto LIFE 99/NAT/E/6336, surgió la oportunidad de editar un documento que expusiera medidas de gestión positivas del buitre negro. El conocimiento de las acciones más beneficiosas en áreas de monte mediterráneo, unido a la experiencia de otros equipos que trabajan en hábitats distintos de buitre negro, han originado el presente *Manual para la gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro.* Tras la edición del *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000* (González y San Miguel, 2004), el presente manual pretende complementarlo y profundizar en las actuaciones recomendadas en él, enfocadas de forma particular a las necesidades y requerimientos del buitre negro.

# Capítulo 2

# El buitre negro

*Rubén Moreno-Opo*

## 2.1. Biología de la especie. Exigencias ecológicas

### *2.1.1. Características físicas*

El buitre negro es la especie más grande del orden *Falconiformes*, familia *Accipitridae*, que habita el Paleártico, pudiendo alcanzar los 10 kg de peso y una envergadura alar de unos 295 cm (Hiraldo, 1977). Es una de las cuatro especies de buitres que crían en la península Ibérica y resulta característica por su color oscuro uniforme, la presencia de plumón negro o grisáceo en la cabeza y plumas lanceoladas en el cuello, que le confieren el aspecto de monje –*monachus*– que dio origen a su nombre en latín. Es una especie monotípica, en la que existen muy pequeñas variaciones biométricas entre individuos de distintas áreas geográficas, siendo los de la península Ibérica los más pequeños (Cramp, 1998).

Su estructura anatómica es reflejo de adaptaciones evolutivas, y determina su comportamiento alimenticio, organización social y selección de hábitat. Presenta características morfológicas que le otorgan una especialización respecto a otras aves carroñeras ibéricas:

**Figura 2-1.** Detalle de la cabeza de un ejemplar adulto, de las garras y de la silueta en vuelo en el buitre negro.

tiene un pico robusto y fuerte preparado para el desgarro de piezas duras (músculos, pieles y tejidos cartilaginosos) en los cadáveres de los que se alimenta. Las plumas están ausentes de la cabeza, lo que evita que supongan interferencia por rotura, impregnación o reducción de la visibilidad durante la ingestión de las partes internas de las carroñas. Sus garras tienen capacidad prensil reducida, con dedos largos y tarsos y uñas fuertes. Con ellas, son capaces de matar alguna pequeña presa moribunda (Donázar, 1993). La coloración del pico está bien definida, la parte córnea más externa es de color oscuro y la mitad interna de tonos rosas o violáceos, que varían con la edad. Tienen alas anchas y rectangulares; durante los vuelos de planeo generalmente proyectan una imagen horizontal recta (vista desde el frente), ligeramente curvada en la parte más externa de las alas. Si se observa desde abajo, su cuerpo forma una figura rectangular, con la parte interna de las alas ligeramente más anchas, y 6 o 7

plumas primarias destacando como «dedos» «exteriores. La cola tiene forma de cuña ancha y no muy apuntada. La cabeza no sobresale mucho de la silueta. El color general en vuelo es marrón oscuro uniforme, aunque si las condiciones de luminosidad son buenas se aprecian ligeras diferencias de tonalidad entre las infracobertoras alares, que son más oscuras, y las plumas de vuelo (rémiges primarias y secundarias).

### *2.1.2. Datado y sexado*

Existen pequeñas diferencias de tamaño entre sexos, apenas perceptibles en aves observadas en el campo, siendo las hembras más grandes que los machos, al igual que en el resto de aves rapaces (Newton, 1979; Cramp, 1998).

Los ejemplares juveniles presentan una coloración más oscura y mate en sus plumas, tanto en cuerpo como en alas, que torna progresivamente en tonos más pardos hasta alcanzar el estado de adulto definitivo a los 6 años de edad aproximadamente (Hiraldo, 1977; Forsman, 1999). Muda las rémiges primarias de dentro hacia fuera, a razón de 2 a 4 plumas anuales, durante los cuatro primeros años de vida, desde finales de invierno a mediados de otoño. Recambia progresivamente las plumas secundarias desde varios centros de muda (De la Puente y Elorriaga, 2004). El color de la cabeza también cambia con la edad (De la Puente y Elorriaga, 2004), de modo que en los ejemplares juveniles el plumón es oscuro uniforme y ocupa la totalidad de la cabeza, y comienza a aclararse por la coronilla a partir del 2º o 3º año. La cabeza del ejemplar adulto tiene color crema claro con sombras más oscuras que ocupan una extensión variable. En edades intermedias o en los propios adultos existe una variación muy grande en la

**Figura 2-2.** Buitre negro en primer plano (Alfonso San Miguel).

adquisición del plumón de color claro. El iris es de color rojizo o pardo oscuro en los jóvenes, aclarándose paulatinamente hasta alcanzar la edad de adulto (Donázar, 1993).

### *2.1.3. Selección del hábitat*

El buitre negro es una especie que selecciona hábitats forestales para el establecimiento de sus nidos, mientras que habita un espectro de ambientes más amplio para conseguir el alimento (ver capítulos 3.1 y 3.2 del presente manual). En el caso de España construye sus plataformas de nidificación sobre árboles ubicados entre los 200 y los 1.900 m s.n.m, en masas boscosas bien desarrolladas. Son varios los tipos de formaciones seleccionadas en las que cría: bosques mediterráneos maduros, con nidos situados en alcornoques *Quercus suber*, encina *Quercus ilex*, enebros *Juniperus oxycedrus* y madroños *Arbutus unedo,* (Torres *et al.,* 1980; Jiménez, 1990; Costillo, 2005), bosques supramediterráneos en *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra*, bosques mediterráneos de coníferas *Pinus pinaster* y acantilados con vegetación en costas mediterráneas en *Pinus halepensis* (Sánchez, 2004b). Muestra preferencias por zonas alejadas de la presencia humana, prefiriendo árboles maduros para ubicar sus nidos, en laderas orientadas al sur (aunque depende de la disponibilidad de masas arbóreas), en la parte superior de laderas de fuerte pendiente, en zonas de climas no extremos y con claros cercanos –pedrizas, por ejemplo– (Tewes, 1996; Fargallo *et al.,* 1998; Atienza *et al.,* 2001; Donázar *et al.,* 2002; Morán-López *et al.,* 2006a). Excepcionalmente pueden realizar las puestas en el suelo, en acantilados y roquedos (Galán, 2001). Esta excepción resulta frecuente en las poblaciones del centro de Asia (Galushin *et al.,* 2004).

Las áreas que el buitre negro prospecta para conseguir alimento son variadas y dependen en gran medida de la abundancia de presas existente (Hiraldo y Donázar, 1990; González y San Miguel, 2004). Así, los ambientes de matorral abiertos, las dehesas y baldíos con matorral asociado son los que más frecuenta la especie para detectar carroñas de conejo o ganado doméstico (Hiraldo, 1977; Carrete y Donázar, 2005; Costillo, 2005). Existe variación de las áreas prospectadas en función de la época o estación (Corbacho *et al.,* 2004). Durante la mayor parte del año, los buitres negros realizan desplazamientos de gran envergadura, en hábitat con mayor cobertura de vegetación que las áreas prospectadas por el buitre leonado *Gyps fulvus,* por ejemplo. Durante el invierno los buitres negros se observan con mayor frecuencia en zonas de monte mediterráneo, en lugares donde se celebran monterías que convierten el alimento en más predecible.

### *2.1.4. Reproducción*

El buitre negro presenta una estrategia reproductora conocida como de tipo *K:* tiene una tasa de reproducción muy baja, presentando una supervivencia adulta muy alta, pudiendo vivir hasta los 35-40 años (Sánchez, 2004b) y una supervivencia subadulta baja (Donázar, 1993). Alcanza la madurez sexual a partir de los 4 años de edad (Tewes, 1996) aunque existen registros de aves que crían con dos años (en Francia M. Terrasse cóm. pers.). Forman parejas estables que duran potencialmente toda la vida, aunque existen indicios de que no es un factor fijo (Del Moral y De la Puente, 2005). Se reproducen cada año, dejando algunos de descanso intercalados; esta variación depende de factores como la disponibilidad de alimento en el área de cría, la edad o la climatología (Hiraldo, 1983). Los adultos permanecen

ligados al nido todo el año, empleándolo fuera de la época de cría como posadero y lugar de descanso.

El ciclo reproductivo dura aproximadamente 9 meses, y se inicia en enero con el cortejo, consistente en vuelos de ejemplares en paralelo, persecuciones y presentación y/o enganche de las garras entre individuos en el aire, en las proximidades de las áreas de cría. En esta época los nidos son muy frecuentados por los ejemplares y se producen las primeras acciones de arreglo y aporte de material. Este acomodo se realiza con palos, lana, pelo y otro material vegetal. Los nidos tienen dimensiones variables, que van aumentando con los años (Bernis, 1966). En ocasiones la acumulación de material en los nidos provoca el desplome, ocasionando un porcentaje de pérdidas variable según los núcleos de cría (23,4% de los fracasos debidos a esta causa en Huelva, Galán *et al.,* 2003, y 3% de los fracasos en núcleos de Sierra de San Pedro y Umbría de Alcudia, Fundación CBD-Hábitat; datos propios). Estos desplomes son más frecuentes cuando el nido se ubica en ramas sin grosor suficiente, lugares donde se dan condiciones climatológicas adversas y árboles poco resistentes al peso. Sitúa los nidos en la parte superior de la copa de los árboles. Las plataformas poseen un diámetro promedio de 1,60 m para Córdoba (n=12), 2,5 m en Mallorca (n=18) y 1,66 m en Sierra de San Pedro y Umbría de Alcudia (n= 126); su altura oscila entre 0,93 a 1,29 m de media, en los mismos trabajos (Torres *et al.,* 1980; Tewes, 1996; Fundación CBD-Hábitat; datos propios).

Las cópulas suelen producirse desde el mes de enero y duran normalmente hasta que comienza la incubación. Las puestas se inician a primeros de febrero y se prolongan hasta mediados de abril, siendo más numerosas en el período que transcurre desde la última semana de febrero hasta mediados de marzo (Del Moral y De la Puente, 2005). Existe variación en las fechas de puesta entre distintos núcleos de cría; las más tempranas se dan en las parejas de monte mediterráneo de Extremadura, Andalucía y Castilla-La Mancha, y las más tardías, en el Sistema Central. Ponen un único huevo (Donázar, 1993), que pesa entre 210,5 y 280 g (Glutz von Blotzheim *et al.,* 1971). El período de incubación dura alrededor de 57 días, con variaciones observadas entre los 50 y 68 días (Bernis, 1966; Hiraldo, 1983; Del Moral y De la Puente, 2005).

**Figura 2-3.** Pollo en nido antes de su marcaje (50 días de edad aprox.).

Los pollos se desarrollan lentamente, permaneciendo en el nido en torno a los 110-120 días, aunque existe mucha variación entre ejemplares (rango 88-137 días. Hiraldo, 1983; Tewes, 1996; Del Moral y De la Puente; 2005). Tras los primeros vuelos, que se realizan desde inicios de agosto hasta primeros de octubre, los juveniles regresan periódicamente al nido, vuelan junto a los progenitores y reciben alimento de éstos, durante un tiempo estimado en dos meses (Hiraldo, 1983). No obstante, se observan ejemplares juveniles posados en nidos ocupados por parejas de adultos reproductores que solicitan alimento y son tolerados por éstos hasta el inicio de la reproducción, en enero o febrero. Los adultos permanecen junto a los pollos en todo momento en el nido las primeras semanas de vida, sobre todo las ocho primeras, reduciéndose su estancia paulatinamente a medida que los pollos crecen. Una actividad muy importante que los adultos realizan en nido es la de sombreo de los pollos, para protegerles de la insolación y disminuir las posibilidades de deshidratación cuando éstos están aún recubiertos de plumón y carecen de plumas protectoras.

Los parámetros reproductivos del buitre negro son típicos de especies longevas, y dependen en gran medida del impacto de factores que causan mortalidad no natural y de la disponibilidad de alimento (Sánchez, 2004b). El parámetro más importante para valorar la situación reproductiva de la especie en distintas colonias es el éxito reproductivo, expresado como el número de pollos volados entre las parejas que inician la reproducción (incuban). También, para conocer la evolución poblacional se considera el número de parejas que ocupan territorio, el número de parejas que inician la reproducción, la productividad (nº de pollos volados / nº total de parejas territoriales) y la tasa de mortalidad (nº pollos muertos / nº de pollos nacidos x 100). Los valores medios de éxito reproductivo en España se encuentran en torno al 0,75 (González, 1990; Sánchez, 2004b), aunque existen diferencias notables entre distintas colonias y años. Por ejemplo, en algunas colonias se muestran valores de 0,9 (Hiraldo, 1983), mientras que otras no alcanzan el 0,5 debido a episodios de mortandad originados por efecto del veneno (Moreno-Opo *et al.,* 2004). Las causas de esta diferencia son varias y dependen, por ejemplo, de cuestiones metodológicas: la fiabilidad de los parámetros está directamente ligada a la frecuencia de seguimiento del desarrollo de la reproducción (De la Puente, 2006a), por lo que si las visitas a las colonias son escasas se tiende a sobreestimar los valores reproductivos. El nivel de molestias ocasionadas en las áreas de cría (Galán *et al.,* 1997), la disponibilidad de alimento en las inmediaciones de esas áreas y la variación sufrida por ésta en los últimos años (Villafuerte, 1995; Costillo, 2004; Camiña, 2004; Fundación CBD-Hábitat, 2005) y las muertes producidas por envenenamiento son otros factores que determinan los valores de éxito reproductivo (Sánchez, 2001, 2004a). La mayor proporción de fracasos se produce durante la incubación, sobre todo en los últimos días, cuando se muestran los fallos de viabilidad reproductiva de los huevos (De la Puente, en prensa). Las muertes de los pollos son más raras y tienen que ver principalmente con la muerte de algún progenitor, la ingesta de cebos envenenados o la deshidratación por falta de sombreo ante una molestia prolongada en las inmediaciones del nido (Fundación CBD-Hábitat, 2004; Sánchez, 2004b).

### *2.1.5. Organización social*

El buitre negro se reproduce en colonias laxas, sistema que comparte propiedades de colonialidad y territorialidad. Por un lado, los nidos se concentran en espacios delimitados y distantes entre sí, por lo que se identifican diferentes colonias de la especie. Por otro lado,

la estructura interna de la colonia funciona como un entramado de territorios que los buitres negros defienden variablemente. Existen nidos muy próximos, incluso en el mismo árbol, cuyo uso va siendo alternado por una misma pareja. A una distancia que puede variar desde decenas hasta varios cientos de metros se encuentran los nidos de las parejas más cercanas. Los buitres negros aprovechan los beneficios de ambos tipos de sistemas reproductores; por un lado, se reproducen en zonas cuyas condiciones de hábitat son favorables, y esta cercanía permite la comunicación de hallazgos de grandes presas entre los individuos. También presenta comportamiento de especies territoriales para la prospección de alimento de menor tamaño, que se distribuyen más uniformemente y, por lo tanto, más predecibles de encontrar en el campo (Donázar, 1993). La distancia entre colonias depende del hábitat disponible, y la superficie de éstas puede extenderse por varios cientos de kilómetros cuadrados, como la colonia de Sierra de San Pedro (Extremadura) o en escasas decenas, como Navafría (Segovia).

Los ejemplares adultos permanecen asociados durante la práctica totalidad del año a las colonias de cría, interactuando con otros individuos pero generalmente acompañados de su pareja. Los ejemplares inmaduros, en cambio, varían este comportamiento. Pueden permanecer asociados en torno a una fuente de alimento durante más o menos tiempo. Por eso, los buitres negros pueden utilizar dormideros comunales en determinados enclaves y épocas, cuyo sustrato principal son árboles y roquedos (Cramp, 1998). Seg ha observado cómo los buitres negros juveniles emplean estos dormideros principalmente durante el verano, próxi-

**Figura 2-4.** Zona de campeo de buitre negro en la ZEPA Sierra de los Canalizos, Ciudad Real.

mos a zonas con gran abundancia de conejos moribundos por mixomatosis, y en invierno, en las cercanías de las zonas de monte mediterráneo donde se celebran cacerías. Suelen ser compartidos con buitres leonados (Bernis, 1966; Valverde, 1966) y esporádicamente con ejemplares inmaduros de águilas imperiales, reales o perdiceras. De estas congregaciones obtienen beneficios, puesto que reciben información sobre áreas donde existe alimento, ahorrando tiempo y energía, y establecen vínculos sociales (Donázar, 1993).

### *2.1.6. Movimientos. Áreas de campeo*

Los buitres negros realizan desplazamientos de distinta magnitud. Es una especie sedentaria, cuyos ejemplares adultos permanecen la mayor parte del año, salvo el otoño, muy ligados a las colonias de cría (Bernis, 1966). Los individuos juveniles, una vez independizados y durante los 3-5 primeros años de vida, se desplazan distancias variables, visitando distintas áreas. Éstas pueden corresponder a otras colonias de cría, áreas importantes para la alimentación de la especie en determinadas épocas (por ejemplo las zonas con alta densidad de conejo cuando más incide la mixomatosis –valle del Tajo, sureste de Badajoz o valle de los Pedroches– o muladares en la meseta norte castellana) o se unen a ejemplares de buitres leonados visitando zonas fuera del área de distribución en el norte de la península Ibérica o excepcionalmente llegando a zonas del África subsahariana (Del Moral y De la Puente, 2005).

Sus desplazamientos de alimentación dependen de la época del año, la edad y la actividad de los individuos, relacionado con los requerimientos nutricionales (Newton, 1979; ver capítulo 3.2). La superficie media en la que se mueve cada ejemplar adulto reproductor para buscar alimento varía de 135.000 ha a 300.000 ha, abarcando los movimientos diarios en torno a las 10.000 ha (Corbacho *et al.,* 2001; Carrete y Donázar, 2005). Cuando se trata de alimentar al pollo, los adultos se desplazan de media de 16 a 28 km del nido, aunque pueden llegar hasta los 80 km de forma rutinaria (Corbacho *et al.,* 2001, 2004: Carrete y Donázar, 2005). A medida que avanza la temporada de cría los desplazamientos se van haciendo más amplios. Los ejemplares no reproductores tienen áreas de alimentación mucho más extensas, acordes con los movimientos erráticos que realizan. Los adultos en esta época tienen también movimientos fijos dirigidos a lugares donde existe alimento casi constante, como muladares (Del Moral y De la Puente, 2005).

Los movimientos de los buitres negros están condicionados por la climatología, como corresponde a aves planeadoras que dependen de la formación de corrientes térmicas favorables para el planeo. El tiempo que dedican a la prospección es mayor si las condiciones son buenas, mientras que si existe lluvia constante o fuerte viento los buitres negros se ven impedidos para localizar el alimento (Hiraldo y Donázar, 1990).

### *2.1.7. Alimentación*

El buitre negro se alimenta de restos de animales muertos, de numerosas especies de ganado y de fauna silvestre (ver exposición detallada en capítulo 4.1.1). La mayor parte de su dieta la componen mamíferos (Hiraldo, 1976; Costillo *et al.,* 2004), existiendo variación del tipo de carroña explotada según la disponibilidad, el área geográfica y la época del año. Selecciona piezas no muy grandes (Hiraldo, 1977), con lo que evita de forma parcial la inte-

**Figura 2-5.** Buitres leonados y negros alimentándose en carroña de ungulados silvestres.

racción con los buitres leonados, que sí seleccionan carroñas de grandes ungulados (Donázar, 1993). Así, el conejo tiene gran importancia en la dieta del buitre negro, con porcentajes de aparición en su dieta del 45-60% en áreas de Huelva, Badajoz, Sistema Central, Montes de Toledo o Sierra de Andújar (Hiraldo, 1976; Refoyo *et al.,* 1997; Guzmán y Jiménez, 1998; Monleón *et al.,* 2001). La variación en las abundancias de conejo entre distintas regiones, debido en parte a su disminución poblacional por enfermedades (Blanco y Villafuerte, 1993), ha propiciado un cambio en la dieta en los últimos años, reduciendo en amplias zonas el consumo de conejos muertos (Costillo *et al.,* 2001, 2004a). Los restos de ungulados silvestres cinegéticos, muchos procedentes de los despojos de las cacerías invernales, son también importantes en amplias zonas de Extremadura, Andalucía y Castilla-La Mancha (Valverde, 1966; Guzmán y Jiménez, 1998; Monleón *et al.,* 2001; Costillo *et al.,* 2004b). Los cadáveres de ganado doméstico, sobre todo de oveja y cabra, son una fuente muy importante de recursos tróficos para el buitre negro (Hiraldo, 1976; Costillo *et al.,* 2004b); la distribución y abundancia de las cabañas de ovino y caprino en España resultan coincidentes con las áreas del buitre negro (De Juana y De Juana, 1984), por lo que resulta un componente básico de su dieta a regular en protocolos de actuación futuros (Garzón, 1997; Fundación CBD-Hábitat, 2005). Los muladares tienen una gran importancia como áreas fijas de obtención de alimento, sobre todo de restos de cerdos. Resultan de suma importancia para algunas colonias de cría de Madrid, Segovia, Baleares y Ciudad Real (Tewes, 1996; Del Moral y De la Puente, 2005; datos propios). Los ejemplares adultos tienen mayor experiencia en la búsqueda de

alimento más diverso, de menor tamaño y no son tan dependientes de grandes carroñas en los muladares. La reducción de la disponibilidad de cadáveres de ganado para la alimentación de los buitres, debido a la implantación de medidas legales para el control de la transmisión de encefalopatías espongiformes transmisibles (EET), es un hecho creciente y cada vez más constatable (Camiña, 2004; Sánchez, 2004b; Fundación CBD-Hábitat, 2005). Podría suponer una disminución del éxito reproductivo generalizado en las colonias de cría, tal y como sucede con otras especies de buitres, como el alimoche o el buitre leonado (Camiña, 2004), que tienen un espectro menor de presas potenciales para consumir (Donázar, 1993). En pequeñas proporciones consume reptiles, invertebrados y materia vegetal. Puede matar pequeñas presas moribundas, como conejos enfermos.

En las carroñas selecciona las partes más duras de la pieza, como tejidos musculares y cartilaginosos (Donázar, 1993). Los requerimientos diarios de carroña varían en función de si los ejemplares se reproducen o de la época del año (Donázar, 1993; ver análisis detallado en el capítulo 4.1.1 del presente manual). Puede obtener el alimento de forma irregular y pasar varios días sin alimentarse, gracias a la capacidad de ingerir de una vez en torno a 1,5 kg de comida. El período en que necesita mayor consumo de alimento se encuentra entre la mitad y el final del crecimiento de los pollos, con unos 700 g diarios (Hiraldo, 1983).

### *2.1.8. Interacción con otras especies*

El buitre negro, en general, tiene un comportamiento tranquilo y poco agresivo en relación a otras aves. Los territorios de nidificación son defendidos por cada miembro de la pareja, expulsando a menudo a otros congéneres de estos territorios en la época de celo e incubación. Las plataformas de nidificación son usurpadas en ocasiones por buitres leonados, existiendo cierta competencia por esos lugares en zonas donde este último resulta muy abundante o carece de hábitat adecuado suficiente para instalar sus nidos, como en las colonias de Valdemaqueda o Monfragüe (Traverso, 2001; Fundación CBD-Hábitat; datos propios). Este problema puede ser importante a escala local en algunas colonias amenazadas. También existe intercambio de nidos con otras rapaces forestales, como es el caso del águila imperial ibérica; los buitres negros han llegado a criar en nidos construidos por águilas imperiales y viceversa. La cercanía entre nidos activos de águila imperial y buitre negro conlleva en ocasiones acciones de hostigamiento y expulsión, que provocan en el buitre negro la pérdida de la puesta o incluso del pollo. Se ha constatado hasta en tres ocasiones, en nidos situados a menos de 50 m de distancia (Fundación CBD-Hábitat; datos propios). A pesar de carecer de depredadores naturales, el buitre negro puede sufrir ataques puntuales de otras rapaces que le podrían causar incluso la muerte, como del águila imperial ibérica (Oria, 1999) o del águila real (Cramp, 1998).

A pesar de que los requerimientos tróficos no se solapan demasiado entre buitres (Donázar, 1993), en las carroñas se mezclan ejemplares de distintas especies de necrófagas, registrándose comportamientos agresivos y jerárquicos del buitre negro, tanto intra como interespecíficos, sobre todo con el buitre leonado. No existe una dominancia general y evidente entre el buitre negro y el leonado, y depende del tamaño de la pieza, el número de conespecíficos presentes, la zona, la época del año y el hambre de los ejemplares. Cuando la carroña a consumir es unitaria y de grandes dimensiones, el número de buitres leonados concentrados suele ser más elevado, produciéndose grandes acumulaciones en torno al cadáver

(König, 1973). En estas ocasiones el buitre negro suele evitar confrontaciones, aguardando a la aparición de despojos periféricos y al consumo de los restos duros no ingeridos por los leonados, aunque también se interna en el centro del festín. Si los trozos de carroña no están concentrados y son de mediano-pequeño tamaño, los buitres negros se apropian de ellos, superando en su defensa a los buitres leonados, incluso si éstos son más numerosos. Las agresiones entre buitres negros y leonados son en ocasiones graves, pudiendo incluso causar la muerte a alguno de los contendientes (Blanco *et al.,* 1997).

## 2.2. Situación poblacional. Distribución, censos y tendencia

El número de parejas en España en la actualidad se sitúa alrededor de las 1.600 parejas según los distintos censos recopilados (Soto-Largo y Oria, 2000; Consejería de Medio Ambiente –Andalucía–, 2004; De la Puente, 2004; Mosqueda, 2004; Sánchez, 2004b; Consejería de Agricultura y Medio Ambiente –Extremadura, ver Anexo II–; Fundación CBD-Hábitat/Consejería Medio Ambiente –Castilla-La Mancha–; datos inéditos).

A nivel mundial, la especie se distribuye como reproductora por la zona sur del Paleártico, desde la península Ibérica hasta Mongolia y sur de Siberia (figura 2-6, Del Hoyo *et al.,* 1994), creando una franja discontinua por Turquía, las cordilleras caucásicas y estribaciones del Himalaya. La población mundial ronda las 7.200-10.000 parejas reproductoras (tabla 2-1), siendo China el país que alberga el mayor número de parejas, con al menos 1.760 (Xiao-ti 1991). En Europa crían unas 1.900 parejas (BirdLife International, 2004), en España, Turquía, Rusia, Grecia, Francia, Ucrania y Bulgaria, mientras que en países como Portugal, Macedonia, Croacia y Serbia está en proceso de recolonización y asentamiento. La tendencia general de las poblaciones es de incremento en la mayoría de los países occidentales europeos.

**Figura 2-6.** Área de distribución aproximada de las poblaciones reproductoras de buitre negro *Aegypius monachus* en 2005.

| País | Nº de parejas | Año | Tendencia |
|---|---|---|---|
| España | 1.597 | 2000-2006 | positiva |
| Francia | 14 | 2004 | positiva |
| Portugal | 1 | 2004 | estable |
| Grecia | 18 | 2004 | estable |
| Bulgaria | 1 | 2004 | desconocida |
| Ucrania | 3-5 | 2003 | negativa |
| Rusia | > 1.000 | 2002 | negativa |
| Turquía | 200-300 | 2004 | negativa |
| Armenia | 7-8 | 2002 | negativa |
| Azerbayán | 10-30 | 2002 | negativa |
| Georgia | 20-30 | 2001 | negativa |
| Kazajstán | 150-300 | 2004 | desconocida |
| China | > 1.760 | 1991 | desconocida |
| Mongolia | desconocido | | negativa |
| Uzbekistán | desconocido | | desconocida |
| Turkmenistán | desconocido | | desconocida |
| Tadyikistán | desconocido | | desconocida |
| Kirguizistán | desconocido | | desconocida |
| Irán | desconocido | | desconocida |
| Afganistán | desconocido | | desconocida |
| India | desconocido | | desconocida |
| Pakistán | desconocido | | desconocida |
| ***Total estimado*** | 7.200-10.000 | | desconocida |

**Tabla 2-1.** Parejas de buitre negro en los distintos países donde se ha comprobado su nidificación en los últimos diez años (fuente: Xiao Ti, 1991; BirdLife International, 2004; Tewes *et al.,* 2004; IUCN, 2006).

En España, el buitre negro cría asociado a distintas formaciones montañosas de seis Comunidades Autónomas: Extremadura, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Andalucía, Madrid e Islas Baleares (figuras 2-7 y 2-8, Sánchez, 2003). En Extremadura se distribuye en varios núcleos, Sierra de San Pedro, Monfragüe, Sierra de Gata, Hurdes-Granadilla, reserva de Cíjara, Tajo Internacional-Salor, Ibores, Montánchez y La Siberia (Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, 2005). En Castilla-La Mancha cría en la provincia de Ciudad Real y en Toledo (dos parejas únicamente); los núcleos principales son el Parque Nacional de Cabañeros y alrededores, las sierras de la Umbría del valle de Alcudia y la Sierra de los Canalizos (Consejería de Medio Ambiente, 2003). En Castilla y León cría en Segovia, Ávila y Salamanca, en laderas del Sistema Central. Los núcleos con reproducción son Valsaín, El Espinar y Navafría en la Sierra de Guadarrama, las estribaciones de la Sierra de Gredos en el Valle de Iruelas, la vertiente norte del Macizo Central de Gredos, y cinco núcleos en Salamanca, en las Sierras de las Quilamas, Peña de Francia, Fosa del Alagón y el Rebollar (Soto-Largo y Oria, 2000). En Andalucía está presente como reproductor en Sierra Pelada-Ribera del Aserrador en Huelva (Galán *et al.,* 2003), Parque Natural de Hornachuelos, en

Córdoba (Torres-Esquivias y Arenas, 1986; Dobado *et al.,* 2004), en la Sierra Norte de Sevilla (Luque *et al.,* 2004) y en la Sierra de Andújar (Godino *et al.,* 2002) y un pequeño núcleo en el área de Sierra Morena Oriental, en Aldeaquemada, Jaén. En Madrid hay tres núcleos de cría: la ZEPA Alto Lozoya, ZEPA Encinares de los ríos Cofio y Alberche y Monte de El Pardo (SEO/BirdLife, 2001). En la isla de Mallorca se encuentra la última población insular del mundo, en la Sierra de Tramuntana, ligada a acantilados costeros (Tewes, 2004).

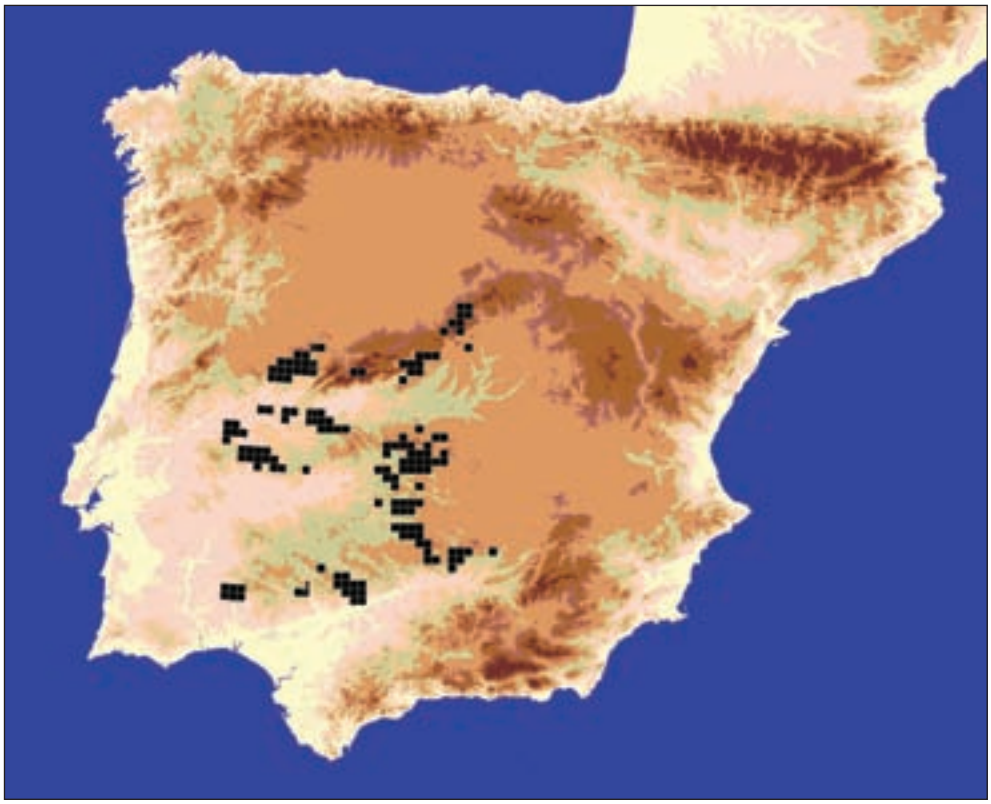


**Figura 2-7.** Área de distribución ibérica del buitre negro *Aegypius monachus* en cuadrículas UTM de 10x10 km (en negro) sobre un mapa de altitudes (redibujado a partir de Martí y Del Moral 2003).

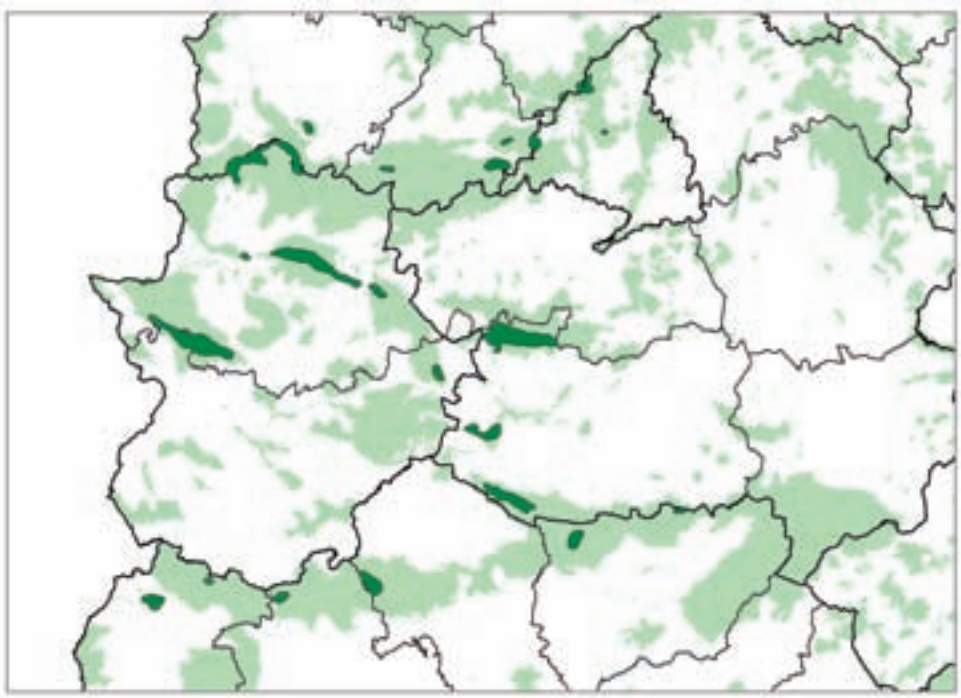


**Figura 2-8.** Núcleos y colonias de cría de buitre negro en España peninsular. Se muestra de fondo la trama de espacios incluidos en la Red Natura 2000.

Además de las áreas de cría, el buitre negro prospecta distintas regiones del cuadrante suroccidental de la península Ibérica en busca de cadáveres de ungulados domésticos y silvestres y conejos de monte (figuras 2-9 y 2-10). Por eso, es habitual su campeo, en función de la época del año, por el tercio meridional de la meseta norte, en áreas esteparias, cinegéticas y ganaderas de Extremadura, en los valles de los ríos Tajo, Guadarrama y Alberche en Toledo y Madrid, en el Campo de Calatrava, en el valle de los Pedroches, en el Andévalo, en áreas ganaderas del norte de Andalucía y áreas esteparias del este y noreste de Madrid. Además de estas zonas, los buitres negros se observan por otros lugares buscando alimento, incluso fuera de su área de distribución habitual.

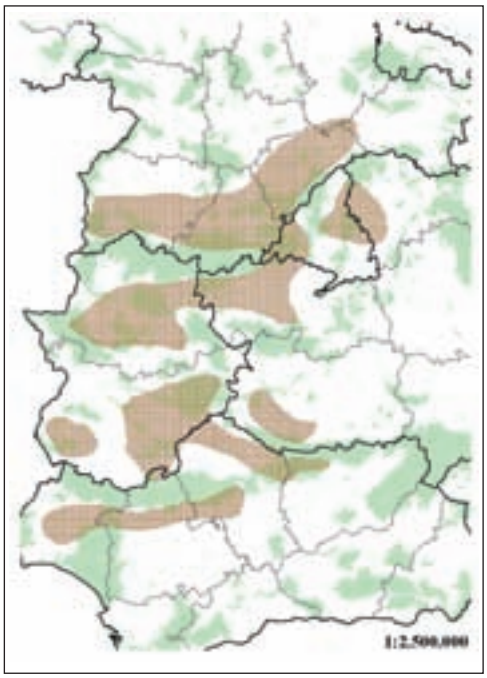


**Figura 2-9.** Principales áreas de campeo agrícolas y ganaderas del buitre negro en España peninsular. Se muestra de fondo la trama de espacios incluidos en la Red Natura 2000.

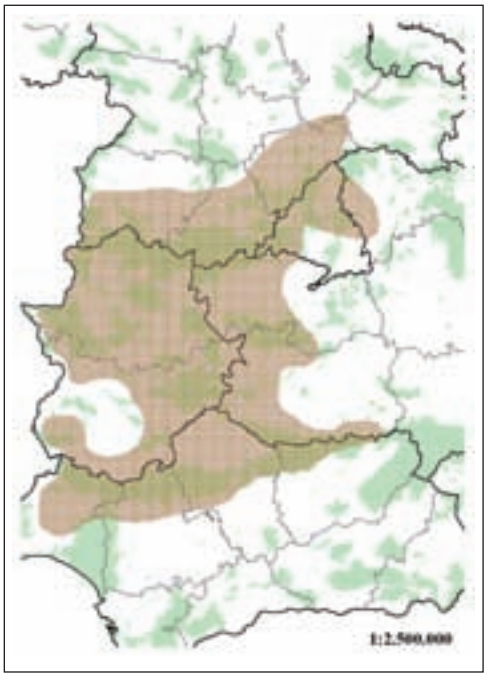


**Figura 2-10.** Principales áreas de campeo con aprovechamiento cinegético del buitre negro en España peninsular. Se muestra de fondo la trama de espacios incluidos en la Red Natura 2000.

Los censos de la especie realizados en España han mostrado un paulatino incremento de las poblaciones (Sánchez, 2003). El primer censo realizado dio como resultado el hallazgo de 206 parejas (pp) en 1973, aunque la cobertura del censo se considera incompleta (Hiraldo, 1974). En 1986 se incrementa la población en casi el 90%, pasando a detectar 365 pp (González *et al.,* 1986). Tres años más tarde se duplica la población de nuevo, alcanzándose las 774 parejas reproductoras (González, 1990). Posteriormente, en 1993 se estima una población de 1.027 parejas en base a censos autonómicos recopilados (Sánchez, 1998). La población sigue incrementándose también gracias a una mayor capacidad de prospección de todas las áreas potenciales, alcanzando las 1.358 parejas en 2001 (Sánchez, 2003) o las 1.511 mínimas en 2004 (Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía 2004).

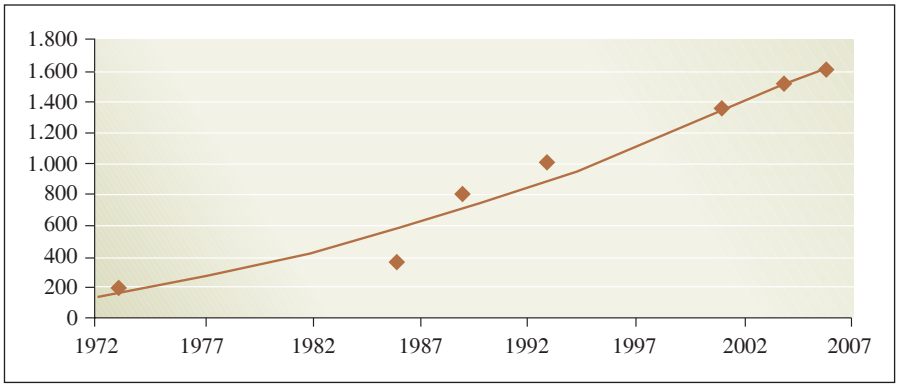



**Figura 2-11.** Evolución de la población reproductora de buitre negro en España, tras los censos recopilados por distintos autores.

La región con poblaciones más importantes de buitres negros es Extremadura, con 791 parejas en 2006, la mayoría de ellas en los núcleos de Sierra de San Pedro –312 pp–, Monfragüe –287 pp– y Gata-Hurdes-Granadilla –unas 102– (Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, ver Anexo II). Castilla-La Mancha cuenta con unas 277 parejas, distribuidas en su mayoría en Cabañeros y entorno –155 pp aprox. en 2004– y en la Umbría de Alcudia –108 pp en 2006– (Mosqueda, 2004; Fundación CBD-Hábitat; Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural de Castilla-La Mancha; datos inéditos). En Castilla y León se han contabilizado 231 parejas en el censo del año 2000, estando los mayores núcleos en el Valle de Iruelas y el Pinar de Valsaín, con 89 y 45 parejas respectivamente (Soto-Largo y Oria, 2000). Andalucía cuenta con 209 parejas en cuatro colonias principales, la más grande la de Sierra Pelada, en Huelva, con unas 81 parejas (Consejería de Medio Ambiente, 2004; Galán y Segovia, 2004). En Madrid se han censado 73 parejas, en la colonia de la ZEPA Alto Lozoya (De la Puente, 2004, ver capítulo 3.1), más 8-11 parejas en la zona suroeste de Madrid y una única pareja en el monte de El Pardo (Sánchez, 2004b). En Mallorca habitan 8 parejas, en la sierra de Tramuntana (Sánchez, 2004b).

Desde que se iniciaron los censos de la especie en España, la mayoría de las colonias han tenido un crecimiento poblacional destacable, sobre todo en Extremadura, Madrid y Castilla y León. En el resto de regiones la tendencia es ligeramente al alza, con desapariciones puntuales de colonias, como la Sierra de las Contiendas en Huelva (Galán y Segovia, 2004), y disminuciones preocupantes en algunas otras, como la Sierra de los Canalizos en Ciudad Real (Mosqueda, 2004) u Hornachuelos en Córdoba (Dobado y Arenas, 2006).

## 2.3. Problemática de conservación. Actuaciones desarrolladas

El buitre negro tiene varios factores de amenaza que condicionan su viabilidad poblacional, que provocan mortalidad no natural de individuos o afectan a las actividades vitales, especialmente a la reproducción. Los más importantes son los siguientes (Sánchez, 2004b):

– *Envenenamiento y contaminación*. El uso de cebos envenenados para el control de depredadores en terrenos con aprovechamiento de caza menor o de ganadería es una práctica ilegal en España, que aún sigue realizándose de forma intermitente pero común en determinadas áreas. La ingestión de esos cebos envenenados supone una muerte segura o disfunciones orgánicas severas (ver capítulo 4.2.1). Estas muertes se producen particularmente durante los meses de abril, mayo y junio, provocando un daño importante a la población reproductora y, en consecuencia, sobre el éxito reproductor. Este problema ocurre en toda el área de distribución de la especie en España. No obstante, las colonias que se han visto más afectadas por el veneno en los últimos años son las de Sierra Morena, tanto de Andalucía como de Castilla-La Mancha (Galán, 2003; Moreno-Opo *et al.,* 2004; Mosqueda, 2004; Dobado y Arenas, 2006). Por otro lado, se está detectando un incremento de fallos reproductivos debidos a la contaminación derivada del uso de biocidas y otros compuestos químicos (ver capítulo 4.2.1). Estos compuestos se emplean en distintos usos agrarios intensivos y, probablemente, en el tratamiento del ganado intensivo, siendo los buitres negros reservorios y acumuladores de cantidades importantes de esos compuestos. La prohibición del uso legal del veneno en 1983 fue una primera gran medida para paliar el problema, a la que han seguido distintos planes de acción de la administración estatal o autonómica, como la creación del Grupo de Trabajo de Ecotoxicología o la aprobación de la Estrategia Nacional contra el uso ilegal de cebos envenenados en el Medio Natural, por la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza en 2004, el incremento de la inspección de cotos de caza para la detección de venenos (por ejemplo, con equipos caninos de búsqueda; Simón, 2004), la agilización de la tramitación de sanciones, las campañas informativas, la búsqueda de soluciones en el origen del problema, etc. (Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural, 2005). Las organizaciones conservacionistas también dedican numerosos esfuerzos a la divulgación del problema, y a emprender acciones legales para la toma de medidas sancionadoras (programa Antídoto).

**Figura 2-12.** Pollo de unos 85 días de edad y adulto muertos en su nido, tras haber ingerido cebos envenenados.

**Figura 2-13.** Contenedor para la recogida de cadáveres de ganado sometido a regulación sanitaria para control de Encefalopatías Espongiformes de Transmisión (EET, arriba) y restos óseos y pellejos de oveja comidos por buitres negros (derecha).

– *Reducción de la disponibilidad de alimento*. Tras la aparición en Europa de las encefalopatíaencefalopatías espongiformes transmisibles (EET) se ha producido una regulación legal sobre la recogida y la eliminación de restos y cadáveres de ganado que contienen Material Especificado de Riesgo. Como consecuencia de ello, se han ido incrementando las restricciones en el depósito de restos o cadáveres en lugares destinados a la alimentación de las aves carroñeras (ver exposición detallada en capítulo 4.1.2) y se ha establecido la obligatoriedad de recoger un porcentaje muy importante de los animales muertos en todas las áreas agropecuarias (Fundación CBD-Hábitat, 2005). Esto ha ido conllevando una paulatina reducción de la disponibilidad de alimento en distintas zonas, de forma desigual pero creciente, para cumplir con los preceptos legales mencionados. En el buitre negro se han detectado problemas de falta de alimento, aunque no de forma grave (ver capítulo 4.1.2), reflejados en una mayor tasa de ingreso de ejemplares desnutridos en centros de recuperación o en la reducción de las parejas reproductoras a escala local. Se trata de un serio factor de amenaza para el buitre negro, que afecta a una gran porción de la población que aprovecha carroña en muladares y, sobre todo, cadáveres de ganado en uso extensivo, que es la principal fuente de alimento. Además, resulta preocupante que se pueda promulgar legislación que restrinja el depósito de restos de ungulados silvestres cinegéticos para las aves carroñeras, sin contemplar la dependencia que las poblaciones de buitre negro tienen de estos restos durante gran parte del año. No obstante, existen herramientas legales que permiten el depósito de carroña bajo determinadas circunstancias (Comisión Europea, 2005). Para ello, las administraciones autonómicas deben diseñar y ejecutar planes eficaces para la habilitación de muladares en las áreas más necesarias y para la exención de la recogida de determinados cadáveres de ovino y caprino, tal y como contempla la legislación en la materia. La disminución de las poblaciones de conejo de monte en muchas áreas de España por acción de las

enfermedades hemorrágico-vírica (EHV) y mixomatosis ha supuesto la limitación de una importante fuente de alimento.

– *Molestias por actividades humanas en zonas de cría*. En las zonas de cría se realizan distintas actividades de aprovechamiento, que pueden alterar la tranquilidad y provocar abandonos de puestas e, incluso, de núcleos de cría (ver exposición detallada en capítulos 3.1 y 4.2.3). La apertura de pistas y veredas, el arreglo de vallados, el repaso de cortafuegos, el descorche, la extracción y saca de madera, la poda, la recolección, la limpieza de matorral de monte, el tránsito de personas o las acciones de prevención de incendios forestales son actividades que, de realizarse a escasa distancia, de forma prolongada y en la época inapropiada, causan problemas a la especie. Son acciones comunes que han de ser bien gestionadas por las personas interesadas para evitar un bajo éxito reproductivo. De hecho, existen planes oficiales de uso y gestión, así como proyectos demostrativos, en numerosas colonias que regulan estas actividades, para que se realicen en épocas y a distancias adecuadas.

– *Otros factores de amenaza*. Existen registros de muertes de buitres negros por electrocución en apoyos y por colisión contra cables de líneas eléctricas peligrosas. Los riesgos se incrementan si estas infraestructuras se encuentran en las inmediaciones de áreas de alimentación (p. ej. muladares) o en núcleos de cría. Resulta necesaria, tal y como se ha realizado en muchas zonas (p. ej. Proyecto LIFE 92/NAT/E/014301), la señalización eficaz de cables peligrosos o el cambio del diseño de esos tendidos eléctricos. La destrucción o alteración del hábitat de nidificación y alimentación es una amenaza importante para la especie. La protección legal de las áreas de cría tiene por objeto que no se puedan realizar modificaciones negativas de los hábitats naturales. Por el contrario, los usos tradicionales en áreas agrícolas y ganaderas sufren cambios en los tiempos recientes, modificando las características de los espacios y los tipos de aprovechamiento que en ellos se realizan, debido a la implantación de nuevas políticas agrarias nacionales y comunitarias.

## 2.4. Protección del buitre negro y de su hábitat. Estado y bases legales

El buitre negro es una especie protegida en España (ver Anexo III) que aparece en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (punto 30.1. de la Ley 4/89 de Conservación de los espacios naturales y la flora y fauna silvestres, y Real Decreto 439/1990), en la categoría De Interés Especial. Ello conlleva, además de la protección de sus ejemplares, que las administraciones públicas tienen la obligación de establecer mecanismos legales para asegurar la viabilidad poblacional de la especie, en este caso un plan de manejo o conservación, de acuerdo con la Directiva Hábitats 92/43/CEE y Directiva Aves 79/409/CEE. En cuanto a la situación legal en un contexto internacional, el buitre negro está incluido en los Anexos I y II de la Directiva 79/409/CEE, en el Anexo II de los Convenios de Berna y Bonn, y en la categoría C1 del Convenio CITES. La Comisión Europea considera al buitre negro especie prioritaria, y en el marco de la normativa vigente ha propuesto un plan de acción para la especie en Europa (Heredia, 1996). Está incluido en la categoría SPEC 1, de conservación prioritaria, de BirdLife International (Tucker y Heath, 1994), con estatus de Rara en Europa (BirdLife International, 2004). Para la Unión Internacional

**Figura 2-14.** Paisaje de monte mediterráneo incluido en Red Natura 2000 (Alfonso San Miguel).

de Conservación de la Naturaleza (UICN), el buitre negro está clasificado como «globalmente casi amenazado».

Los libros rojos de las aves de España han considerado al buitre negro como Vulnerable (Blanco y González, 1992; Madroño *et al.,* 2004). Los catálogos regionales de especies amenazadas han asignado al buitre negro distintas categorías de amenaza. Así, en Castilla-La Mancha está considerado Vulnerable (Consejería de Agricultura, 1998); en Madrid, en Peligro de Extinción (Consejería de Agricultura, 1992); en Extremadura, Sensible a la alteración de su hábitat (Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, 2001) y en Andalucía, de Interés Especial (Consejería de Medio Ambiente, 2003). En el resto de regiones con presencia habitual de la especie no existen catálogos regionales de especies amenazadas. Sólo existen dos Comunidades Autónomas que han elaborado y publicado planes de conservación para la especie, tal y como se determina en la Ley 4/89 de Conservación de espacios protegidos y flora y fauna silvestres. En el plan de conservación del buitre negro de Castilla-La Mancha (Consejería de Medio Ambiente, 2003), además de repasar y priorizar las necesidades de actuación, se delimitan las áreas críticas para la especie, sometidas a la regulación de la legislación regional. El plan de conservación del hábitat del buitre negro en Extremadura (Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, 2005) establece las medidas más importantes para la protección de la especie (ver Anexo II).

Los espacios naturales en que el buitre negro se reproduce están protegidos en un porcentaje de superficie importante por distintas figuras de protección. En torno al 92% de los nidos ocupados de la especie están en áreas incluidas en la Red Natura 2000, sobre todo ZEPA. El porcentaje de parejas que se encuentran en espacios naturales protegidos decla-

rados por las administraciones autonómica y estatal se sitúa alrededor del 55%. En estas zonas, las actividades de aprovechamiento y gestión están reguladas por distintas leyes que protegen al buitre negro de muchas de sus amenazas más importantes.

**Figura 2-15.** Pollo de unos 110 días de edad ejercitándose en el nido (Alfonso San Miguel).

# Capítulo 3

# Gestión del hábitat del buitre negro

## 3.1. Áreas de nidificación

### *3.1.1. El buitre negro en pinares*

#### *3.1.1.1. Introducción*

*Javier de la Puente*

El buitre negro y su presencia en masas de pinares

El hábitat de nidificación del buitre negro corresponde a ambientes boscosos. Las principales colonias se asientan en bosques densos de encina *(Quercus ilex)* y alcornoque *(Q. suber),* pino silvestre *(Pinus sylvestris),* pino resinero *(P. pinaster)* y pino laricio *(P. nigra),* y menos frecuentemente en pino carrasco *(P. halepensis)* y pino piñonero *(P. pinea).* En ocasiones también utilizan otros ambientes cercanos a las masas forestales pero siempre con pies arbóreos de gran porte donde ubicar su nido. Las altitudes en que se encuentran sus nidos oscilan entre los 400 y los 1.900 m s.n.m. en la península Ibérica, mientras que en las islas Baleares se encuentran mayoritariamente en acantilados costeros de muy escasa altitud (Sánchez, 2004).

A partir de los censos de diferentes años se puede estimar una población nacional de buitre negro de unas 1.400 parejas en años recientes (Del Moral y De la Puente, 2005). Aunque en el presente manual se muestran cifras poblacionales más actualizadas, se ha tomado ésta como referencia para calcular la proporción de parejas que crían en pinos. Aproximadamente un 30% utiliza pinos para ubicar su nido: el 41,6% de ellas ocupa pino resinero, el 34,1% pino silvestre, el 11,5% pino negral, el 10,3% pino piñonero y el 2,4% pino carrasco (tabla 3-1).

| **Comunidad Autónoma** | **Año** | **Parejas** | ***P. sylvestris*** | ***P. pinaster*** | ***P. pinea*** | ***P. nigra*** | ***P. halepensis*** | **Total pinos** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Andalucía | 2004 | 187-209 | 0 | 10 | 42 | 0 | 0 | 52 |
| Castilla-La Mancha | 2001 | 267 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Extremadura | 2000 | 604 | 0 | 86 | 1 | 0 | 0 | 87 |
| Castilla y León | 2000 | 231 | 68 | 70 | 0 | 48 | 0 | 186 |
| Madrid | 2004 | 81 | 73 | 7 | 0 | 0 | 0 | 80 |
| Baleares | 2002 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 10 |
| ***TOTAL*** | _ | 1.380-1.402 | 142 | 173 | 43 | 48 | 10 | 416 |

**Tabla 3-1.** Número de parejas de buitre negro por comunidad autónoma y número de nidos por especie de pino (Costillo *et al*., 2002; Tewes, 2002; Arenas, 2004; Mosqueda, 2004; Azcárate *et al*., en prensa).

En Andalucía se reproduce en pino algo más del 27% de las parejas, pero exclusivamente en la colonia de Sierra Pelada (Huelva), donde en el año 2004 un total de 42 parejas inició la reproducción en pino piñonero y 10 en pino resinero (Pablo Dobado/Programa Buitre Negro Andalucía com. pers.). Así, un 80,8% de las parejas que nidifican en pino lo hacen en pino piñonero y un 19,2% en pino resinero.

En Castilla-La Mancha no se conocen parejas en pinos; todas ocupan alcornoques, encinas y algún enebro *(Juniperus oxycedrus*.; R. Moreno-Opo, Fundación CDB-Hábitat com. pers.).

En Extremadura, la comunidad autónoma con mayor población de buitre negro, únicamente el 14,4% utiliza el pino. Sólo hay nidos en pinares en las dos colonias del norte de Cáceres (Gata-Hurdes y Granadilla). En estas colonias el 81% de 100 parejas reproductoras utilizan pino resinero para criar. De forma puntual en la colonia de Granadilla ha habido algún nido en pino piñonero. En otras colonias extremeñas es muy ocasional el uso de los pinos. En el año 2000 en el Tajo había tres parejas en pino resinero de las 41 reproductoras. En Monfragüe, en 1998, había un nido en pino resinero y una pareja criando en 1999. En cuanto a la Sierra de San Pedro, todos los años hubo un nido de buitre negro en un pino resinero (E. Costillo com. pers.). Por lo tanto, de las parejas nidificantes en pinos el 98,8% lo hacen en pino resinero y tan sólo el 1,2% en pino piñonero.

En Castilla y León la mayoría de la población, el 80,5%, se reproduce en pino (Azcárate *et al.,* en prensa), ya que la mayoría de las colonias están localizadas en las sierras de Guadarrama

**Figura 3-1.** Interiora de un pinar maduro de *Pinus sylvestris* en explotación.

(pinares de Valsaín, Navafría y del río Moros) y Gredos (Iruelas), a una altitud en la que las especies arbóreas dominantes son el pino silvestre, el pino resinero y, en menor medida, el pino laricio. En 2004 había tres parejas que nidificaban en pino en la sierra de Gata. De hecho el 37,6% de las parejas que crían en pino lo hacen en pino resinero, el 36,6% en pino silvestre y el 25,8% en pino negral.

En Madrid casi todas las parejas nidifican en pinos, con un 98,8% de las parejas. Esto se debe a que la mayoría del hábitat potencial está ocupado por pinares, ya que las áreas de encinares se encuentran en áreas de menor altitud, como ocurre en el monte de El Pardo. El 91,3% de las parejas que crían en pino lo hacen en pino silvestre (colonia de Rascafría) y el 8,75% restante en pino resinero (colonia de Valdemaqueda).

En Baleares todas las parejas reproductoras ocupan pinos carrascos que se desarrollan de forma dispersa en acantilados con vegetación mediterránea (E. Tewes y J. J. Sánchez com. pers.).

En el resto de su área de distribución el buitre negro también utiliza con frecuencia pinos, así en Francia la población reintroducida nidifica en pino silvestre (Terrasse *et al.,*

2004), en Grecia la especie ocupa para criar pino laricio y *Pinus brutia* (Poirazidis *et al.,* 1994) y en Turquía utilizan pino laricio (Yamac *et al.,* 2006).

*Evolución de las poblaciones de buitre negro en pinares*

El área ocupada por el buitre negro como reproductor en masas de pinar no parece que haber sufrido grandes cambios en las últimas décadas (Del Moral y De la Puente, 2005). Sin embargo, en la colonia de Sierra Pelada la gestión forestal y los incendios provocaron que se pasara de la existencia exclusiva de nido en encinas y alcornoque en la década de los ochenta a presentar aproximadamente la mitad de los nidos en pinos a final de la década de los noventa (Galán *et al.,* 2003). Algo parecido ha ocurrido en la Sierra de Gata (Cáceres-Salamanca), donde actualmente la mayoría de los nidos se encuentra en pinos resineros que fueron repoblados a primeros y mediados del siglo XX, cuando se eliminó en buena parte el hábitat original de encinas y alcornoques (Gentil y Ventanas, 1998). En el futuro es esperable que la gran cantidad de masas de pinares repobladas en España en el siglo XX (Alvarado, 1983; Gentil y Ventanas, 1998), sean utilizadas con mayor asiduidad según aumente la población de buitre negro y mejore la calidad del hábitat en estas formaciones (incremento del diámetro medio de los pies y aclarado progresivo de las masas), ya sea de forma natural o por acción directa del hombre. Actualmente se ha iniciado un proyecto de introducción de buitre negro en el Pirineo leridano, cuyo hábitat potencial de nidificación está constituido por pinares (E. Álvarez com. pers.).

Apenas hay resultados de censos publicados y disponibles en los que se especifique el sustrato de nidificación de cada pareja con el fin de estudiar la evolución de la población de buitre negro en pinares. Sin embargo, se pueden tomar, a modo de muestra, las poblaciones de buitre negro de Castilla y León y Madrid, donde la gran mayoría de los nidos se encuentran en pinos (Azcarate *et al.,* en prensa). De hecho, las poblaciones de buitre negro de estas comunidades autónomas que crían en pino suponen casi el 65% de las parejas de buitre negro que se reproducen en pino en España (tabla 3-1). En estas áreas la tendencia ha sido positiva en los últimos años (Del Moral y De la Puente, 2005).

**Figura 3-2.** Pareja de ejemplares reproductores de buitre negro en una colonia del Sistema Central (Javier de la Puente. SEO/BirdLife-P. N. Peñalara).

*Biología reproductiva del buitre negro en áreas de pinares*

En cuando a los parámetros reproductivos básicos, hay información dispersa de algunas colonias (véase revisión en Del Moral y De la Puente, 2005), pero habitualmente la información publicada se refiere a comunidades autónomas completas, por lo que resulta difícil obtener los parámetros de las colonias ubicadas en pinares.

A partir de informes inéditos y algunos trabajos publicados (Soto-Largo, 1998, 2002, 2003; Soto-Largo y Oria, 2000; Tewes, 2002; Arenas, 2004; De la Puente, 2005; Soto-Largo y Cano, 2005; Morán-López *et al.,* 2006; Oria y Martínez, 2006; Soto-Largo y García, 2006) se ha recopilado información sobre parámetros reproductivos básicos de las grandes colonias en pinares en España (tablas 3-2 y 3-3). Se puede concluir que el 82,5% de las parejas de buitre negro de las colonias españolas situadas en pinares inician la reproducción y vuelan 0,70 pollos por pareja reproductora (éxito reproductor) y 0,59 pollos por pareja (productividad).

Los valores obtenidos en los pinares en cuanto a parejas reproductoras se encuentran ligeramente por debajo de lo habitual para la especie. De hecho, para toda la población española de buitre negro se obtiene una proporción de parejas que inician la reproducción del 88,1% (n = 1.067, excluida Castilla-La Mancha, donde este parámetro se desconoce; Sánchez, 2004). Por otro lado, los parámetros reproductivos en pinares son muy parecidos a los dados para el conjunto de la especie. En 2001 se obtiene para toda la población española y considerando las seis comunidades autónomas con presencia de buitre negro un éxito reproductor medio de 0,75 (media ± DE = 0,75 ± 0,09; rango = 0,64-0,90; Sánchez, 2002) y para el año 1989 se da un valor de 0,76 (n = 774 puestas; González, 1990).

| Colonia | Total parejas | | % parejas reproductoras | | Éxito reproductor | | Productividad | | N.º años |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | *Media±DE* | *Rango* | *Media±DE* | *Rango* | *Media±DE* | *Rango* | *Media±DE* | *Rango* | |
| Valdemaqueda (Madrid) | 7,91±1,70 | 4-11 | 83,31±13,77 | 50-100 | 0,66±0,18 | 0,38-1,00 | 0,55±0,19 | 0,25-0,86 | 11 |
| Rascafría (Madrid) | 56±14,87 | 31-77 | 85,43±6,79 | 67,74-91,11 | 0,70±0,05 | 0,58-0,76 | 0,60±0,07 | 0,47-0,67 | 10 |
| Iruelas (Ávila) | 108,2±5,85 | 102-115 | 82,18±6,01 | 74,78-89,20 | 0,75±0,18 | 0,59-0,94 | 0,60±0,12 | 0,49-0,70 | 4 |
| Valsaín, Navafría y río Moros (Segovia) | 67 | _ | 67,16 | _ | 0,71 | _ | 0,48 | - | 1 |
| Mallorca (Baleares) | 9,38±1,85 | 7-12 | 77,38±10,67 | 60,00-91,67 | 0,56±0,14 | 0,38-0,75 | 0,44±0,13 | 0,27-0,60 | 8 |
| Gata-Hurdes (Cáceres) | 42 | _ | 100 | _ | 0,80 | _ | 0,80 | - | 1 |
| Granadilla (Cáceres) | 19 | _ | 82,4 | _ | 0,79 | _ | 0,65 | - | 1 |
| Sierra Pelada (Huelva) | 46 | _ | _ | _ | 0,56 | _ | _ | - | 1 |

**Tabla 3-2.** Número total de parejas, porcentaje de parejas reproductoras (que inician la reproducción respecto al total de parejas), éxito reproductor y productividad en colonias de buitre negro en pinos en España y número de años que se han considerado para obtener dichos valores. Se indica la media, la desviación estándar y el rango para cada parámetro. En el caso de la colonia de Sierra Pelada sólo se consideran las parejas en pino, y en las colonias de Cáceres se han juntado las parejas en pino (81%) con las demás.

| Parámetro | Media±DE | Rango |
|---|---|---|
| % parejas reproductoras | 82,55±9,81 | 67,16-100,00 |
| Éxito reproductor | 0,70±0,09 | 0,56-0,80 |
| Productividad | 0,59±0,12 | 0,44-0,80 |

**Tabla 3-3.** Porcentaje de parejas reproductoras, éxito reproductor y productividad en colonias de buitre negro en pinos en España. Se indica la media, la desviación estándar y el rango.

Existe un único trabajo que presenta información detallada sobre la biología reproductiva en pinares (De la Puente, 2006c). En él se presentan la fenología y parámetros reproductivos detallados de una colonia de buitre negro en la sierra de Guadarrama (valle del río Lozoya, Madrid) a partir de la información obtenida de un seguimiento intenso en un período de ocho años (1997-2004). Las fechas medias de puesta, eclosión y vuelo de los pollos fueron el 10 de marzo, 9 de mayo y 29 de agosto respectivamente, y no hay diferencias entre años en la fenología. La puesta más temprana fue el 6 de febrero y la más tardía, el 7 de mayo (figura 3-3). Se obtienen unos períodos medios de incubación de 59 días y de estancia de pollos en el nido de 114 días. Los pollos están acompañados siempre de un adulto hasta una edad media de 68 días. El porcentaje de parejas reproductoras fue del 87,5% y no hubo diferencias significativas entre años. El éxito reproductor medio fue del 0,70 y tampoco hubo diferencias significativas entre años. Una cuarta parte de las parejas/«territorios» seguidas durante todo el período realizaron la puesta los ocho años y un 85% seis o más veces. El 80% de las parejas sacaron al menos cuatro pollos en los ocho años de seguimiento.

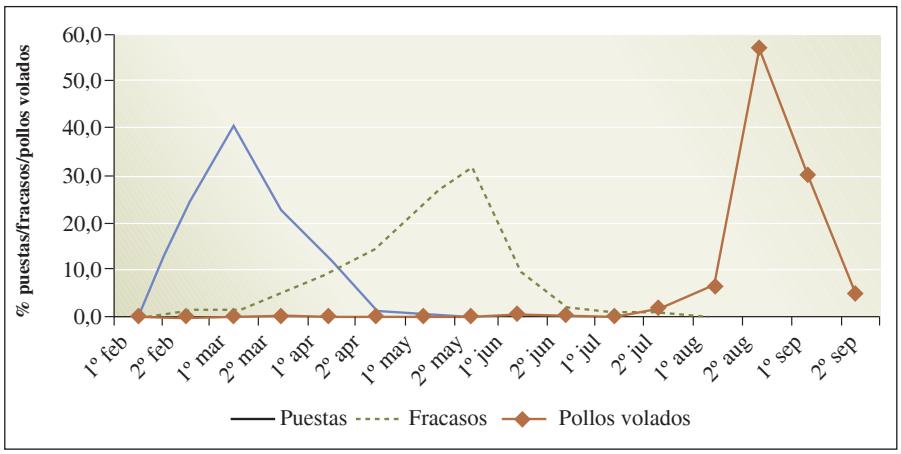



**Figura 3-3.** Fenología de las puestas (n = 316), los fracasos (n = 117) y del vuelo de los pollos (n = 296) en la colonia de buitre negro de la ZEPA Alto Lozoya (Madrid).

En cuanto al fracaso reproductivo, también ha sido estudiado en detalle en la colonia de Rascafría (De la Puente, *en prensa*). En este trabajo se exponen los resultados del seguimiento de 391 puestas y de los restos recuperados de 25 fracasos. En consonancia con el éxito reproductivo presentado anteriormente, la frecuencia de fracaso anual presentó muy poca variación entre años y en conjunto el 29,9% de las puestas fracasó. Los valores de fracaso reproductivo encontrados se pueden considerar como normales para España o ligeramente superiores. Un 82,1% de los fracasos se produjo durante la incubación, un 13,7% con pollo y 4,3% en un momento desconocido. No se encuentran diferencias en el porcentaje de fracasos entre años, lo cual parece indicar un escaso efecto de la climatología. Cerca del 65% de los fracasos en incubación se produjeron en las últimas fases de este período. Los resultados de los análisis de los restos recogidos indican que en la mayoría de las puestas fracasadas el huevo no es fértil o el embrión muere sin alcanzar la mitad del desarrollo. Los fracasos durante el desarrollo del pollo se producen mayoritariamente al principio de éste. La mayoría de los fracasos se observan coincidiendo con la eclosión de la mayoría de las puestas. No se encontraron alteraciones típicas de la contaminación por pesticidas organoclorados en la ultraestructura de ninguna de las cáscaras estudiadas (n = 22). El análisis microbiológico de unos pocos huevos retirados completos reveló la presencia en todos ellos de varios microorganismos considerados como contaminación posterior al fracaso y tan sólo en un caso en el que se aisló *Escherichia coli* –asociado a lesiones anatomopatológicas características en el embrión– fue el responsable de la muerte de éste, posiblemente debido al efecto añadido de la presencia de DDT en la hembra antes de realizar la puesta. Una buena parte de los fracasos en incubación es explicable por infertilidad, aparentemente debida a causas naturales. Las parejas que fracasaron ubicaron sus nidos a más altitud que las que no fracasaron, y no difirieron en otros parámetros como la fecha de puesta, titularidad del monte o distancia a pistas y carreteras.

### *3.1.1.2. Selección del hábitat de nidificación de buitre negro en pinares*

*Javier de la Puente*

La selección del hábitat de nidificación es uno de los aspectos más estudiados en el buitre negro por la implicación directa con su gestión y conservación. De hecho, hay varios estudios publicados que abordan este tema en colonias que cubren prácticamente toda el área de distribución en España (Fargallo *et al.,* 1998; Atienza *et al.,* 2001; Donázar *et al.,* 2002; Jiménez, 2002, 2006; Cuevas y De la Puente, 2005; Morán *et al.,* 2005).

*Características de las áreas de pinares ocupadas por el buitre negro*

A modo de resumen, se pueden recopilar las preferencias de hábitat de nidificación de los buitres negros que se reproducen sobre pino (Fargallo *et al*., 1998; Atienza *et al.,* 2001; Donázar *et al*., 2002; Poirazidis *et al.,* 2004; Cuevas y De la Puente, 2005). Seleccionan áreas montañosas abruptas y con fuertes pendientes, donde se sitúan preferentemente en los tercios medio y superior de las laderas, distanciándose de las zonas de mayor afluencia humana, es decir, normalmente lejos de núcleos urbanos y con pocas pistas o carreteras. Posiblemente, en ocasiones, la presión humana ha podido relegar al buitre negro a estas zonas más inaccesibles y tranquilas. De hecho, en algunas colonias la distribución de las parejas se ha explicado por la explotación forestal y las actividades humanas asociadas y variables orográficas, mientras que la estructura forestal tiene poca influencia (Donázar *et*

**Figura 3-4.** Vista de ladera de pinar de *Pinus sylvestris* en que se ubican los nidos de una colonia de buitre negro en el Sistema Central.

*al*., 2002). En la sierra de Guadarrama, donde nidifica en pino silvestre, selecciona aquellas manchas de vegetación de mayor tamaño relativo y de formas más irregulares. Por ello, los hábitats más fragmentados tienden a no ser utilizados.

Normalmente habitan en masas de pinar de pino silvestre o pino resinero naturalizado o repoblado, y en mucha menor medida en otras formaciones (roquedo, piornal o robledal), pero siempre con pinos dispersos en los que construyen los nidos. En estas áreas ocupan preferentemente zonas de pinar con arbolado más maduro, es decir, con pinos de gran talla donde ubicar sus nidos, con frecuencia alejados de otros árboles de gran talla pero que sí pueden estar rodeados de arbolado de menor talla. Además, en general, selecciona pinos de un tamaño (diámetro de tronco, de copa y altura total) normalmente superior a la media de los disponibles. También es habitual que seleccione para situar el nido puntos próximos a claros y en zonas donde los pinos estén dispersos y distanciados. Por ello, la altura media de los pinos también es un factor determinante a la hora de seleccionar los territorios de cría. De hecho, en la colonia de Rascafría en el entorno de los nidos la altura media de los pinos silvestres es de 14 m y en las zonas de pinar sin nido notablemente menor (Cuevas y De la Puente, 2005). La necesidad de la especie de poder despegar y aterrizar con comodidad hace que precise de árboles que dominen en la ladera sobre el suelo o la vegetación que lo circunda (Fargallo *et al.,* 1998; Donázar *et al.,* 2002), hecho que habitualmente implica que deba de tratarse de árboles de gran tamaño.

*Características de los pinos utilizados por el buitre negro para ubicar sus nidos*

Al tratarse de una especie de gran tamaño precisa de árboles de un porte suficiente para soportar su nido, que puede llegar a medir hasta 254 cm de diámetro normal y 129 cm de alto (Tewes, 1996). En nidos ubicados en encinas y alcornoques se han dado valores medios de 160 cm de diámetro máximo, 149 de mínimo y 93 cm de altura (Torres Esquivias *et al.,* 1980). En la colonia de Rascafría se ha obtenido para una muestra de 35 nidos unas medidas medias de 165,3 cm x 131,9 cm x 68,7 cm (diámetro máximo x diámetro mínimo x alto), resultando de diámetros muy parecidos a los de *Quercus* pero de altura algo menor.

También es importante destacar que la estructura de la copa y su capacidad para sustentar un nido de buitre negro están muy relacionadas con la especie de pino. De hecho, los pinos silvestres tienen que ser bastante viejos para presentar una copa adecuada para ser utilizada por el buitre negro, mientras que en el pino resinero la propia estructura de la copa suele facilitar la instalación de los nidos a edades más tempranas de los árboles. En la colonia de Rascafría se ha observado una clara utilización de pinos silvestres que presentan la punta de la copa aplanada.

En la colonia de Rascafría se determinó el árbol tipo utilizado por esta especie para nidificar a finales de los noventa (Martí *et al.,* 1999) y recientemente se ha vuelto a estudiar este aspecto (De la Puente, 2006d). La edad media de los pinos silvestres con nido es de 131 años (determinada utilizando una barrena de Pressler y contando los anillos; Refoyo *et al.,* 1997) y el 85% de los pinos está entre 90 y 170 años de edad (figura 3-5, tabla 3-4). Los nidos se sitúan en pinos con un diámetro normal que varía entre 27 cm y 102 cm, siendo el diámetro medio de 63,8 cm (n = 30; tablas 3-4 y 3-5, figura 3-6), aunque el 83% de los nidos se ubica en pinos de 40-79 cm de diámetro. En cuanto a la altura de los pinos la media está en 17,6 m, variando entre 7,8 m y 25 m (tablas 3-4 y 3-5, figura 3-7). Estos resultados están muy relacionados con la disponibilidad de pinos en el área.

| ***Variable*** | **n** | **Media±DE** | **Rango** |
|---|---|---|---|
| Edad (años) | 58 | 130,6±30,0 | 78-230 |
| Diámetro tronco (cm) | 59 | 61,1±12,1 | 33-92 |
| Altura (m) | 59 | 21,7±5,7 | 5-32 |
| Diámetro copa (m) | 59 | 9,2±3,1 | 5-20 |

**Tabla 3-4.** Caracterización del árbol tipo en la colonia de Rascafría (Madrid) en 1997 (Martí *et al.,* 1999).

| ***Variable*** | **n** | **Media±DE** | **Rango** |
|---|---|---|---|
| Altura pino (m) | 36 | 17,6±4,9 | 7,8-25 |
| Diámetro pino (cm) | 30 | 63,8±15,6 | 27-102 |
| Altura nido (cm) | 35 | 68,7±35,2 | 30-165 |
| Diámetro mínimo nido (cm) | 35 | 131,9±30,2 | 75-200 |
| Diámetro máximo nido (cm) | 35 | 161,3±38,5 | 90-280 |

**Tabla 3-5.** Altura y diámetro de los pinos silvestres que sustentan nidos de buitre negro y dimensiones de los nidos en la colonia de Rascafría (Madrid) en 2006.

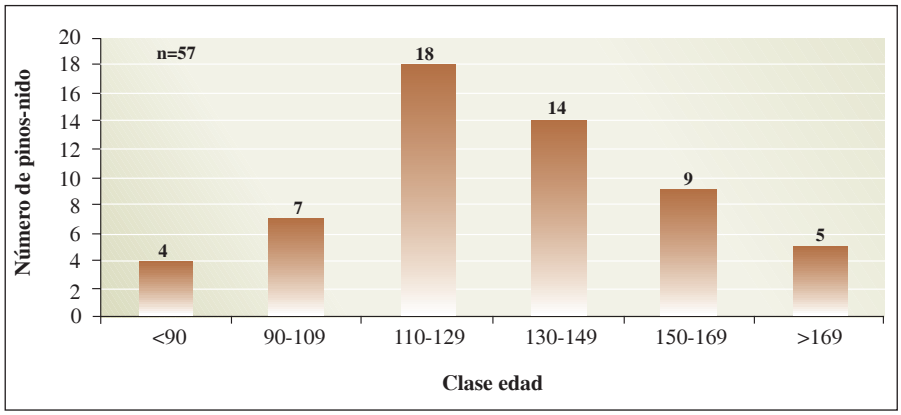



**Figura 3-5.** Distribución de las edades (en años) de los pinos silvestres con nido de buitre negro en la colonia de Rascafría en el año 1997.

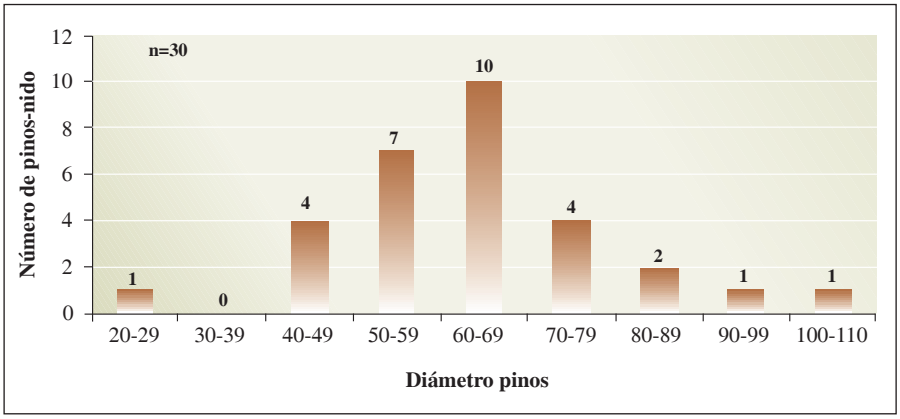



**Figura 3-6.** Distribución de los diámetros normales (en centímetros) de los pinos silvestres con nido de buitre negro en la colonia de Rascafría en el año 2006.

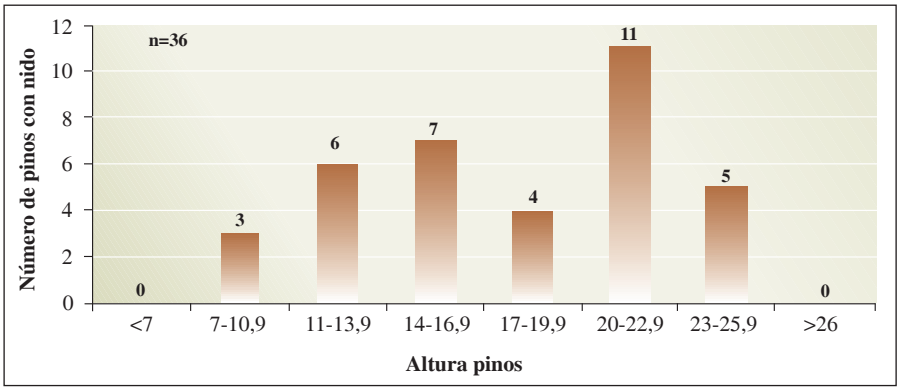



**Figura 3-7.** Distribución de las alturas (en metros) de los pinos silvestres con nido de buitre negro en la colonia de Rascafría en el año 2006.

En la colonia ubicada en pinares de pino resinero en Valdemaqueda (Madrid), se obtiene un diámetro normal medio de los pinos de 57,6 cm y una altura de 13,3 m, y en otra colonia situada en pinares de pino silvestre en la sierra de Guadarrama en su vertiente segoviana se han obtenido unos valores de 62,9 cm y 13,8 m respectivamente (Fargallo *et al.,* 1998). Los grosores de los troncos son parecidos a los encontrados en Rascafría, pero las alturas de los pinos son algo menores, en concreto unos 4 m más bajos. En Turquía se han obtenido valores medios algo menores, de 11,47 m de altura y 42,91 cm de diámetro para un conjunto de 73 nidos ubicados en pino negral (Yamac *et al.,* 2006).

Es importante destacar que una misma pareja arregla cada año un único nido pero que el número de nidos utilizados a lo largo del tiempo por una misma pareja es variable. En la colonia de Rascafría varía entre 1 y 9 nidos, con un valor medio para el período 1997-2005 de 2,4 nidos/pareja (figura 3-8). El elevado esfuerzo de seguimiento en esta colonia y el buen conocimiento de la misma han permitido seguir año tras año la ubicación con seguridad de muchas parejas. Sin embargo, se han dejado nidos sin asignar con seguridad a alguna pareja, por lo que aquí se muestran valores mínimos. Este cambio de nidos se explica por la dura meteorología invernal (fuertes nevadas y fuertes vientos) y por la propia estructura poco desarrollada y plana de las copas de los pinos silvestres que sustentan los nidos. Éstos tienden a deteriorarse rápidamente y llegan a desaparecer, en algunos casos por completo a los pocos meses de volar el pollo, por la pérdida continua de ramas en la mayoría de los casos y, en otros más raros, por la caída de la plataforma entera. Es frecuente que una pareja alterne el nido que utiliza entre años en varios pinos y que tras varios años sin utilizar un pino lo vuelva a utilizar. Dicho comportamiento debe de estar también relacionado con la alta disponibilidad de árboles apropiados para construir el nido en esta zona y a la rápida alteración de los nidos en estos ambientes de montaña. En cualquier caso, esto nos indica que, al menos en colonias de pinares de pino silvestre, los buitres precisan tener disponibles en el entorno de su nido otros árboles adecuados para construir sus nidos ya que cambian con frecuencia de nido entre años.

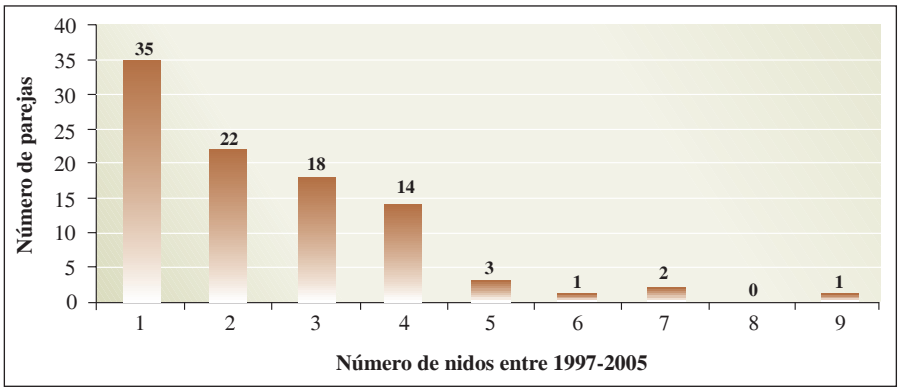



**Figura 3-8.** Número de nidos diferentes regentados por pareja entre 1997 y 2005 en la colonia de Rascafría (Madrid).

**Figura 3-9.** Buitre negro reproductor sobre plataforma de nidificación (Javier de la Puente. SEO/BirdLife-P. N. Peñalara).

### *3.1.1.3. El buitre negro y el aprovechamiento forestal en pinares*

#### 3.1.1.3.1. Aprovechamiento forestal de los pinares

*Javier de la Puente*

En Europa los bosques naturales sin intervención humana en la gestión son prácticamente inexistentes, de forma que la conservación de los bosques requiere de la gestión y manejo de los recursos (Meffe y Carroll, 1994). Los ecosistemas forestales tienen múltiples funciones en ámbitos muy distintos (biológico, social, económico y cultural), que son parte indivisible de su completa identidad. La integración del conjunto de estos aspectos compone la denominada gestión forestal sostenible (Camprodon y Plana, 2001). Además, una buena parte de los pinares se sitúa en zonas de sierras de especial atractivo para los ciudadanos y son valorados como un bien social. La madera de los pinos permite obtener unas rentas económicas a los habitantes de estas zonas. Aparte, el bosque produce otros productos como caza y setas, que son en muchos casos un valor añadido y que genera atracción y rentas. Por todo ello, es fundamental hacer compatible estos valores con la conservación de los pinares y, en este caso, con la conservación del buitre negro.

Los pinares constituyen formaciones arbóreas sometidas a trabajos forestales. El tipo de gestión y explotación de cada pinar depende de multitud de factores. Sin embargo, dos factores fundamentales son la propiedad del monte y el uso que se haga del mismo (productor, protector, etc.), y un tercero es la especie de pino de la que se trate. Los montes de propiedad privada suelen estar sometidos con mayor frecuencia que los públicos a algún tipo de aprovechamiento maderero para obtener unas rentas de los mismos. Sin embargo, en los montes públicos en muchos casos priman otros valores.

Por otro lado, según la especie de pino el valor de su madera será mayor o menor, y ello condicionará en buena medida el tipo de trabajos forestales y su intensidad. Así, el pino

carrasco presenta una madera que es muy resinosa, de calidad media, y lo pequeño y tortuoso de sus troncos lo hace difícilmente aprovechable. Además, en España los únicos nidos de buitre negro sobre esta especie de pino se encuentran en Mallorca, sin formar auténticas masas boscosas en las zonas de nidificación donde estos pinares no están sujetos a explotación maderera ni a ningún otro tipo de explotación. El pino resinero es el de más rápido crecimiento de los pinos peninsulares y era explotado para la extracción de resina y madera, aunque el primer uso está prácticamente abandonado en la actualidad (Gil *et al.,* 1990). Además, su madera es más resinosa y menos resistente y elástica que la del pino silvestre, por ello es de baja calidad y se emplea para hacer tablones de embalajes o en la construcción (López-González, 1982). En cuanto a los pinos laricio y piñonero, hay pocos nidos de buitre negro en estas especies (tabla 3-1), y los pocos que existen están en el primer caso a mucha altura en Iruelas (Ávila) o, en el segundo caso, en zonas de pinos dispersos sin explotación forestal en laderas de Sierra Pelada (Huelva). Finalmente, la madera de pino silvestre es muy apreciada, considerándose la de mejor calidad de los pinos españoles, especialmente la proveniente de los pinares de la sierra de Guadarrama (Valsaín y Rascafría), donde se asientan importantes colonias de buitre negro y que originan la necesidad de una gestión forestal compatible con la conservación del buitre negro. Por ello, nos centraremos fundamentalmente en las colonias situadas en pinares de pino silvestre y resinero para el desarrollo de los siguientes apartados, que de hecho acogen el 76% de las parejas nidificantes en pinos (tabla 3-1).

### 3.1.1.3.2. Interacción de los trabajos forestales con el buitre negro

*Javier de la Puente*

Es importante destacar que la explotación forestal y la conservación del buitre negro son compatibles si se saben conjugar (De la Puente *et al.,* 2002). De hecho, en los próximos apartados se presentan diferentes casos en los que esto sucede, y otros en los que se muestra que si no se gestiona adecuadamente el hábitat del buitre negro, éste puede resultar muy perjudicado. Sin una gestión adecuada la extracción de madera puede ser muy negativa, al poder tener un grave impacto sobre el buitre negro y su reproducción si los trabajos no son cuidadosamente organizados en lo relativo a fechas y distancias a los nidos ocupados. Pérdidas de puestas por trabajos forestales inadecuados han sido documentados en los pinares de Navafría (sierra de Guadarrama, Segovia, E. Soto-Largo com. pers.) y en sierra Pelada (Huelva, Galán *et al.,* 1996); incluso se han relacionado abandonos de áreas de reproducción por esta causa (Palma, 1985; Ceña y Ceña, 1990; Donázar, 2002).

El buitre negro es muy sensible durante un largo período a posibles molestias originadas por el hombre. Se puede considerar que los trabajos forestales en las áreas de nidificación de buitre negro pueden ocasionar dos tipos de afecciones: directas e indirectas. Denominamos afecciones directas a aquellas que pueden incidir de modo directo sobre alguna pareja de buitre negro en el momento de su realización. Así por ejemplo, si se realiza una corta o una quema en el mes de marzo al lado de un nido en incubación, es más que probable que la puesta se pierda por abandono del nido como consecuencia del trabajo. Estas afecciones son más intuitivas y más fáciles de gestionar. Bastaría con marcar un perímetro alrededor del nido donde no se pudiera trabajar o posponer el trabajo hasta el otoño. Sin embargo, las afecciones indirectas son aquellas que pueden incidir en el futuro sobre la colonia y que suelen actuar sobre el hábitat de reproducción modificándolo. Así, por ejemplo, si en otoño se realiza una corta final en un rodal

**Figura 3-10.** Troncos cortados y arrastrados a una pista para su retirada en un pinar de *Pinus sylvestris* en aprovechamiento (Javier de la Puente. SEO/ BirdLife-P. N. Peñalara).

con nidificación de buitre negro, apeando los últimos pinos de gran porte y se deja el pinar regenerado debajo, se eliminan los pies adecuados para la especie y es imposible que en la siguiente temporada de reproducción se instalen parejas en ese rodal. Estas afecciones son más complejas y difíciles de gestionar, especialmente en el manejo del hábitat a largo plazo. De este modo, el gestor se puede plantear en el caso presentado: ¿cuántos pies de pino debo dejar para que un buitre construya su nido en el rodal para no perjudicarlo y cómo han de ser estos pinos? Responder a este tipo de preguntas no es nada fácil, pero a lo largo de este apartado y con la información presentada en los apartados anteriores se intentarán contestar algunas preguntas.

Las molestias que pueden originar los trabajos forestales al buitre negro serían las siguientes:

1. Destrucción o alteración directa del hábitat o de los nidos (Hiraldo, 1974; Garzón, 1977; Donázar, 2002; Galán *et al*., 1996; Gentil y Ventanas, 1998).

2. Molestias en época de cría que produzcan la pérdida de huevos o pollos con la consiguiente disminución de los parámetros reproductivos (Hiraldo, 1977; Caballero, 1986; ADECAB, 1992; Galán *et al.,* 1996; De la Puente, *en prensa).*

3. Abandono de áreas enteras de nidificación por molestias continuadas en el tiempo (Palma, 1985; Ceña y Ceña, 1990; Donázar, 2002) o pérdida de parejas en las colonias (Garzón, 1968, 1974; González, 1990), con la consiguiente disminución de efectivos poblacionales (Andrés *et al.,* 1996) y posibles desplazamientos de parejas a otras zonas periféricas (Bermejo, 1991) o a sustratos de nidificación poco adecuados donde aumenta el fracaso reproductor (Hiraldo, 1974; Galán *et al.,* 1994).

Las molestias afectan al buitre negro disminuyendo sus parámetros reproductivos y reduciendo el hábitat potencial de reproducción, lo que origina un declive poblacional a corto y medio plazo (desaparición de parejas y alteración de la dinámica poblacional que origina que vuelen menos pollos y que en el futuro el reclutamiento en las parejas reproductoras pueda disminuir).

Sin embargo, las molestias directas por trabajos forestales están muy relacionadas con la fecha de realización del trabajo. El buitre negro presenta un ciclo reproductor que se extiende desde febrero a septiembre (Cramp y Simmons, 1980; Del Moral y De la Puente, 2005), por ello, según la época del año en la que nos encontremos la ocupación de los nidos variará (figura 3-11). En principio, se deben establecer unas fechas en las que, en general, se evite trabajar en las proximidades de nidos de buitre negro en los que se encuentra alguna pareja ocupándolo, incubando o criando un pollo (véase apartado 3.1.1.3.)

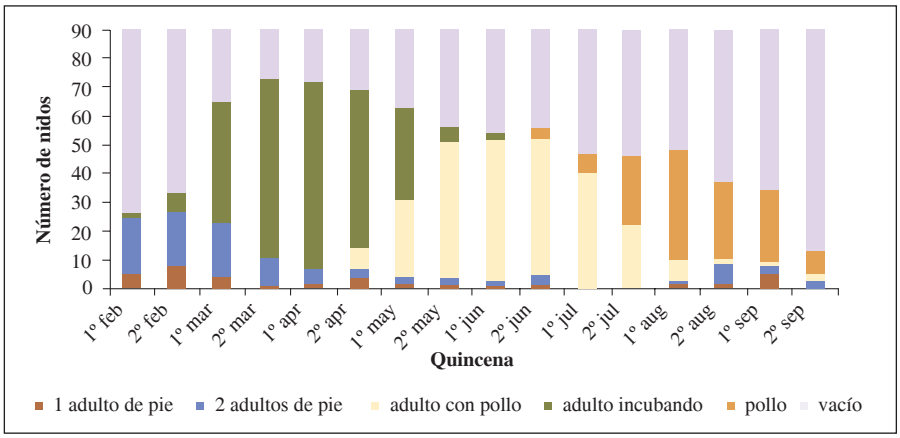



**Figura 3-11.** Situación de los nidos según la quincena, representado sobre un conjunto de 89 controlados quincenalmente en la colonia de Rascafría a lo largo de toda la temporada reproductora (De la Puente, 2006a).

Las molestias en dormideros de buitre negro no parecen ser importantes. De hecho, los trabajos se abandonan a la caída de la tarde y existen varios dormideros situados en las partes más altas y menos accesibles de las laderas cubiertas de pinar que se pueden utilizar de forma alternativa si hubiera alguna molestia ocasional en algún punto. Sin embargo, en ocasiones se ha relacionado la aparición de parejas nuevas con el uso continuado de dormideros en laderas con hábitat adecuado para la especie (E. Soto-Largo com. pers.), por lo que en dormideros bien asentados y tradicionales se deben evitar las molestias.

Los trabajos forestales continuos en una misma zona se prolongan durante pocos días y es raro que se emplee más tiempo. Aunque resulta habitual que los trabajos en un enclave se suspendan por un tiempo prolongado, en el que vuelve la tranquilidad, para reanudarse incluso meses más tarde.

### 3.1.1.3.3. Gestión sostenible de la colonia de buitre negro de la ZEPA del Alto Lozoya (Madrid)

*Juan Vielva y Javier de la Puente*

La colonia de buitre negro de la ZEPA Alto Lozoya ocupa buena parte del territorio del único valle *intramontano* de la Comunidad de Madrid, denominado también Valle del Paular, en el municipio de Rascafría. Las primeras estimaciones conocidas corresponden a

Hiraldo (1974), que para el año 1973 estimó la población de Madrid en 6 parejas. Los últimos datos del año 2006 proporcionados por la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife) para esta colonia arrojan un total de 77 parejas (68 reproductoras y 9 no reproductoras). De éstas un 66,2% se localiza en montes de titularidad privada y el 33,8% restante en montes de titularidad pública. La Comunidad de Madrid, a través de la gestión del Parque Natural de Peñalara, comenzó en el año 1992 la localización de las plataformas de esta colonia. Los Agentes Forestales del Parque Natural de Peñalara (Juan Carlos Hueso y José Fuentes) iniciaron la prospección del territorio para conocer la situación de las plataformas y poder así organizar los trabajos con las menores molestias, para establecer vedas o simplemente para ir tomando datos de comportamiento. En 1993 se tenían localizadas 24 plataformas y en el año siguiente ya se contaba con datos de 41 nidos con 29 parejas. Hasta 1997 se llevaron a cabo iniciativas experimentales por medio de Agentes Forestales (Juan Carlos Hueso y José Fuentes) consistentes en establecer barreras temporales de corte en las pistas, observaciones directas de nidos mientras se desarrollaban distintos trabajos forestales, establecimiento de *hides* de observación y de muladares, diseño de zonas de musculación y suelta de ejemplares desnutridos o recuperados, primeras marcas alares y primer seguimiento con emisores terrestres, observaciones sobre las causas de desplome de las plataformas, etc. La mayor parte de los nidos observados se encontraba en el monte de propiedad particular «Cabeza de Hierro».

A partir de 1997 el proyecto de conservación y gestión del Parque Natural incluye una partida presupuestaria para la contratación de un técnico experto en ornitología que realice un seguimiento a jornada completa. Este nuevo trabajo es encomendado a SEO/BirdLife. Es entonces cuando se abordan de forma más intensiva los objetivos de partida y se establecen otros nuevos: censos completos con observaciones diarias para afinar los índices de productividad y éxito reproductor; delimitación de las áreas de ocupación y uso; estudio de las preferencias en el sustrato de nidificación o cría y estudio de los requerimientos alimenticios. En definitiva, el objetivo consiste en ampliar el conocimiento ecológico de esta población de

**Figura 3-12.** Vista general de las laderas en el Valle del Lozoya, Madrid, donde se asienta una colonia reproductora de buitre negro (Javier de la Puente. SEO/BirdLife-P. N. Peñalara).

buitre negro para realizar una gestión más adecuada del territorio en relación con la importante colonia. Desde esa fecha y hasta la actualidad se realiza un minucioso seguimiento de la colonia, aportando información a una de las más completas bases de datos sobre el buitre negro en el ámbito nacional.

El conocimiento de las variables del territorio ha permitido tomar decisiones sobre algunos aspectos de la gestión del mismo en relación con la colonia. La investigación de las causas de fracaso de las puestas, inicialmente atribuidas a molestias sobre la colonia, mostró que un gran porcentaje se debía a causas naturales, tras realizar un buen número de análisis sobre los restos y cáscaras de huevo de las puestas abandonadas. De la misma forma, otras actividades a las que los buitres no estaban habituados, y que no eran tenidas muy en cuenta, constituían un riesgo.

La mayor parte de los índices de molestias a la población se tomó, como se ha dicho, en el monte de propiedad privada «Cabeza de Hierro». Este es un monte que dispone de una Ordenación para la producción de madera, que genera constantes trabajos forestales si los comparamos con los montes públicos circundantes. En éstos apenas se realizan otros aprovechamientos que no sean los del consumo de pastos o trabajos forestales en forma de tratamientos selvícolas para consolidar la masa o para dotarla de mayor biodiversidad.

La preocupación por este monte se justificaba en el hecho de que en el mismo se asentaba la mayor parte de la colonia, el 54,5% de las parejas según los datos obtenidos a partir del seguimiento. La elogiable disposición de la propiedad en asumir las medidas de protección de la colonia –vedas, trabajos en proximidad, localización, atención en los señalamientos– exigía una regulación y unas medidas contrastadas por el conocimiento más cuidadoso.

Por ello, el monte Cabeza de Hierro nos ofrece un buen ejemplo para mostrar si es posible o no la explotación maderera de un pinar de pino silvestre con la conservación de una importante colonia de buitre negro. El carácter productor de este monte y la gestión orientada a ello conllevan que éste se vea sometido anualmente a un importante número de trabajos forestales derivados de las propias cortas y trabajos encaminados a mejorar la producción de este pinar. Esto obliga a realizar una serie de trabajos de gestión a lo largo del año encaminados a conservar la colonia de buitre negro. Para ilustrar la importancia de los trabajos forestales y según los datos obtenidos en el seguimiento de la colonia en este monte, se puede decir que en el año 2005 se realizaron trabajos forestales que implicaron algún tipo de gestión sobre 15 parejas distintas (aproximadamente el 20% de las parejas de la colonia), situación que a una escala similar se repite todos los años.

*Ordenación del monte Cabeza de Hierro (extraído de Rojo et al., 2001)*

Aunque el monte «Cabeza de Hierro» se viene aprovechando por la Sociedad propietaria desde 1840, el primer Proyecto de Ordenación no fue redactado hasta 1957. Ese primer proyecto propuso la aplicación del método de *tramos permanentes*, con las correspondientes cortas de aclareo sucesivo. Se estableció un turno de corta de 150 años y un período de regeneración de 25 años, lo que daba lugar a seis tramos por cuartel. Por otra parte, el proyecto contenía algunos aspectos novedosos para la época como son la formación de un cuartel

de protección, el establecimiento de rodales y tramos con las dimensiones mayores según curvas de nivel, etc.

En 1967 se procedió a inventariar nuevamente el monte, con la intención de conocer cuál era la evolución de la masa, aunque tal inventario no formó parte de ningún Proyecto de Ordenación. Con ocasión de este conteo, se redujo el período de regeneración de 25 a 20 años y, por consiguiente, el turno de 150 a 120 años.

En 1977 se redactó un nuevo Proyecto de Ordenación para los años 1977-1986. En él se cambia el método de ordenación de los cuarteles productores por el *tramo móvil en regeneración*, debido al exceso de masa adulta extracortable, de pies dominados y a la anticipación de la regeneración en los tramos que no estaban en regeneración, tras cortas de mejora y entresaca de la numerosa masa extracortable (árboles de más de 64 cm de diámetro). El objetivo de estos cambios era rejuvenecer la masa forestal.

En 1987 se redactó la primera revisión al Proyecto de Ordenación de 1977, siguiendo las mismas directrices de ordenación, con un nuevo Plan Especial de vigencia para los años 1987-1996. En 1997 se realizó además un nuevo inventario del monte, y tenía que haberse presentado la segunda revisión del Plan de Ordenación de 1977 para el período 1997-2006, que no se hizo hasta 1999. Durante los años 1997, 1998 y 1999 se presentaron planes provisionales que se incorporaron a la segunda revisión como plan de cortas para dichos años. Se mantienen además los turnos de corta de 120 años.

*Extracción de madera*

El principal aprovechamiento forestal del monte Cabeza de Hierro es la producción de madera y se extraen anualmente unos 5.750 $m^3$ de madera. Esto conlleva la realización de unas quince cortas anuales en las que se apean unos 6.000 pinos y que afectan aproximadamente al 5% de la superficie de la finca. Es decir, en 20 años se recorre aproximadamente toda la superficie de la finca cortando pinos. Todas estas cortas implican una serie de trabajos forestales asociados, tanto de las propias cortas como de los trabajos encaminados a mejorar la masa de cara a su carácter productor. Los productos que se extraen de este monte

**Figura 3-13.** Recogida de pinos cortados, con mulas y con maquinaria de cadenas, en un pinar con aprovechamiento activo.

son madera de pino silvestre de diferentes calidades, madera para chapa y leñas. Buena parte de la madera que se genera en este monte es procesada y vendida en un aserradero situado en las proximidades del monte. Por ello, de esta explotación forestal dependen cerca de 20 personas que viven directamente de ella, aparte de los trabajos forestales que se suelen contratar con empresas privadas, lo que refleja la relativa importancia sobre la economía local. El proceso de aprovechamiento de madera del Monte Cabeza de Hierro se realiza del siguiente modo:

1. En primer lugar existe un Plan de Ordenación del monte, cuya planificación se plasma en los sucesivos planes anuales de cortas en el que se establece el volumen de madera que se puede extraer en base a la posibilidad calculada en el Proyecto de Ordenación, el cual es aprobado por de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid.

2. De acuerdo con las existencias maderables se procede al señalamiento de los pinos que cada año son objeto de aprovechamiento. Lo habitual es señalar pinos que presentan un buen regenerado de pinar en su entorno inmediato, dominados o enfermos *(sarrosos* o *chamosos* principalmente), que a la vez que generan madera favorecen la regeneración del propio pinar.

3. Revisión del Plan Anual de Aprovechamiento por la Administración forestal. Se revisa una muestra de la corta midiendo y comprobando los pinos señalados.

4. Se apean los pinos mediante motosierras. Una vez cortado el pino se corta la copa y las ramas laterales, generando gran cantidad de restos vegetales.

5. Se arrastran los fustes a lugares apropiados para su evacuación del monte. Habitualmente se hace con pequeños tractores forestales y de forma ocasional con mulas, para reducir al mínimo los daños al regenerado y al suelo.

6. Finalmente, se eliminan los restos de la corta. Con la motosierra se separan las ramas gruesas y se trocean para utilizarlas como leña, que es vendida para la elaboración de aglomerados y productos similares; posteriormente, se amontonan los restos de ramas finas con acículas para su quemado, aunque de forma ocasional los restos son astillados en lugar de quemados.

Además, con cierta frecuencia se hacen resalveos sobre tallares de roble o clareos o claras de masas de pino muy densas para conseguir una estructura adecuada del pinar.

En la actualidad, las fechas de realización de los trabajos están centradas en otoño, invierno e inicios de la primavera, fundamentalmente entre el 1 de octubre y el 30 de abril. De hecho, la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid no autoriza el aprovechamiento forestal de los árboles en savia ni en los meses de riesgo de incendios, ya que se considera que en primavera tardía y verano se reanuda el período vegetativo y los pinos recirculan la savia bajando la calidad de la madera. Además, la realización de cortas en estos meses conllevaría otros problemas, como tener que dejar restos en el monte sin quemar con el consiguiente aumento del riesgo de incendio y de propagación de plagas.

**Figura 3-14.** Los restos de la corta son troceados y quemados en pequeñas hogueras en condiciones controladas dentro del pinar (Javier de la Puente. SEO/ BirdLife-P. N. Peñalara).

Este monte se sitúa en una de las zonas con mayor precipitación de la Comunidad de Madrid, donde las nevadas son frecuentes en invierno (Izco, 1984). Esto dificulta el trabajo en las zonas de mayor pendiente y más altas, pues a lo largo de semanas es frecuente que no sean accesibles o adecuadas para el trabajo. Todo esto origina que en ocasiones sea realmente poco el tiempo disponible para realizar todo el trabajo necesario para extraer la madera del pinar y dejar los trabajos bien rematados (arrastre, preparación de leñas, quemas, etc.).

Las cortas de regeneración consisten en aclareos sucesivos en los que se van extrayendo pinos de la masa poco a poco. Además no se realizan cortas finales para permitir que siempre existan árboles en número suficiente para la reproducción del buitre negro. Es decir, siempre quedan pinos de gran porte en la masa. Esto asegura que el hábitat de nidificación tenga permanentemente unas condiciones aceptables para el buitre negro.

Los accesos a las zonas de corta del personal y maquinaria se realizan por pistas forestales y arrastraderos por los que circulan los tractores forestales para arrastrar la madera y las leñas a las pistas donde ya pueden ser recogidas por camiones que las transportan a las fábricas o aserraderos.

Apenas se realizan desbroces en la zona de la colonia; en ocasiones se llevan a cabo de forma puntual en proyectos de mejora sobre algunas masas de pinar. En cuanto a las podas, se realizan en bordes de pistas al realizar fajas de seguridad o junto a las carreteras para evitar el riesgo de caída de ramas o aumentar la insolación para evitar la formación de placas de hielo. También en las claras aplicadas a las masas más jóvenes se suele realizar una poda baja de los pies que se dejan sin cortar.

En las zonas de repoblación, que son en su inmensa mayoría montes públicos, también se han llevado a cabo actuaciones en los últimos años con el objeto de mejorar estas masas. Los trabajos en general han consistido en clareos y claras de las mismas para disminuir la densidad del pinar y favorecer su desarrollo. Los escasos nidos situados en pinares repoblados permiten organizar estos trabajos adecuadamente para evitar problemas.

*Coordinación entre trabajos forestales y gestión de la colonia*

En el caso de la colonia de buitre negro de Rascafría, gracias al compromiso existente por parte del Parque Natural de Peñalara (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid) con la conservación del buitre negro, se realiza el seguimiento de la colonia para conocer de forma actualizada la situación y estado de cada una de sus parejas. Esta información se considera imprescindible para una buena gestión en una colonia en la que en buena parte el monte está dedicado a la extracción de madera. El objetivo es obtener esa información y suministrarla a la dirección del Parque Natural, además de asesorar a éste a la hora de tomar las decisiones. La gestión y toma de decisiones es competencia de la Consejería de Medio Ambiente y, en este caso, del director del Parque Natural de Peñalara.

La información de la localización de los nidos es suministrada por el Parque Natural a los propietarios del monte y a los agentes forestales para facilitar la gestión. Los propietarios pueden saber dónde están los nidos facilitando la planificación y desarrollo de los trabajos forestales. En primer lugar, les aporta la localización de los nidos cuando se realizan señalamientos de pinos para cortar, lo que permite no marcar pinos con nidos y alterar lo menos posible el entorno del nido, señalando menos pinos en estas zonas de los que se marcarían de no haber nidos. Por otro lado los propietarios, al saber dónde están las parejas de buitre negro, pueden organizar las cortas, realizando en otoño las que tengan más problemas por molestias al buitre negro y eliminando así problemas de gestión.

Una vez conocido el plan de cortas anual se elabora un informe sobre las posibles afecciones de éste a la colonia de buitre negro. Se recomiendan períodos en los que realizar cada corta y se informa de nuevo de la ubicación de cada pareja en las cortas con parejas además de su situación en la temporada anterior. Antes de elaborar este informe para la dirección del Parque Natural y los propietarios de la finca, se revisan todas las cortas para comprobar que no hay pinos con nidos de buitre negro marcados para su corta. Es importante tener en cuenta que hay pinos que pueden haber tenido nido pero que en el momento del señalamiento no presenten ya ninguna rama y sean por lo tanto indistinguibles. Además, se vuelven a revisar los pinos que tienen o han tenido nido justo antes de realizarse la corta ya que es habitual que entre el señalamiento de una corta hasta su realización pase un período de un año o incluso más. Período en el cual pueden aparecer nidos nuevos en la colonia, ya por la aparición de parejas nuevas o por el cambio de nido de una pareja ya conocida. Con esto se evita la afección más directa de una corta sobre el buitre negro: la corta de árboles que sustentan nidos o que los han sustentado en el pasado. Los operarios al señalar y cortar pinos centran su trabajo en estas labores, no pudiendo ver un nido poco visible en lo alto de la copa, y no tienen por qué conocer si en un determinado pino ha habido alguna vez un nido.

A pesar de todo esto, y por los condicionantes ya expuestos, es frecuente que los trabajos forestales no se terminen antes del inicio de la temporada de reproducción, lo que genera

**Figura 3-15.** Carga de camión de transporte de troncos mediante grúas especializadas (izquierda). Pista de acceso de maquinaria y personal para las tareas de aprovechamiento maderero en pinar (derecha, Javier de la Puente. SEO/BirdLife. P. N. Peñalara).

que en los meses de febrero, marzo y abril se lleve a cabo una gestión individual de cada trabajo para evitar afecciones al buitre negro. En unos casos se trata de cortas completas sin empezar; en otros puede ser la retirada de las leñas o la quema de los residuos generados en la corta. Por ello, si hay una pareja regentando un nido o incubando no se permite trabajar en las proximidades del nido. El radio de exclusión o *Área Crítica* (AC) depende de la orografía y abarca entre 100 m y 300 m. Hay que considerar que hay parejas que no crían todos los años y que aproximadamente el 20% de las parejas no realizan la puesta (tablas 3-2 y 3-3). Además, las parejas no reproductoras regentan los nidos con menor intensidad que las reproductoras (De la Puente, 2006a). Por todo ello, en función del trabajo a realizar y la situación de las parejas afectadas, se puede permitir desarrollar el trabajo completo, llevar a cabo una parte o posponerlo hasta el otoño siguiente.

En los montes públicos la gestión es más sencilla. No son montes destinados a producir madera, por lo que los trabajos forestales son escasos y destinados normalmente a la mejora del monte, lo que no genera conflictos sociales ni económicos con los habitantes de la zona. Por todo ello, en los montes públicos no se permiten trabajos forestales en período reproductor cuando hay nidos de buitre negro. Bien se realizan fuera del período reproductor en zonas con buitre negro o bien se limita un radio de entre 100 m y 500 m, en el cual no se permite trabajar en el período reproductor si hay parejas establecidas criando. El radio depende de la orografía del terreno y la ubicación de las parejas de buitre negro y el trabajo forestal. Además, en estos montes se procura no realizar ningún trabajo forestal en ningún momento en un radio mínimo de 50 m alrededor del nido.

*Estado de la colonia de buitre negro*

En esta colonia se ha estudiado el fracaso reproductivo y el posible efecto de los trabajos forestales sobre el éxito reproductor y no se encontraron diferencias entre fincas

privadas y públicas (véase apartado 3.1.1.3). Los resultados indican que la proporción de parejas que fracasan en la reproducción es similar entre ambas zonas de la colonia. De todos modos, de forma puntual sí se han producido fracasos debidos a molestias por trabajos forestales como consecuencia de la descoordinación en los primeros años de seguimiento (3 fracasos sobre 391 puestas seguidas, el último en el año 2001): falta de comunicación a la hora de iniciarse un trabajo que impide que se pueda gestionar para que no afecte, o falta de entendimiento con el encargado de una cuadrilla que no entiende las instrucciones que se le dan. En cualquier caso, estos fracasos puntuales no afectan significativamente al éxito reproductor global de la colonia, además de que con la experiencia se pueden evitar. En los últimos cinco años (2002-2006) no se ha relacionado ningún fracaso con trabajos forestales.

Al estudiar el crecimiento en número de parejas en las zonas con y sin aprovechamiento de la colonia encontramos que ambas han experimentado un incremento notable en el número de parejas entre 1997 y 2005 (Figura 3-16). Esto indica que la gestión actual de la colonia parece estar favoreciendo al buitre negro. Sin embargo, en el monte Cabeza de Hierro el crecimiento ha sido del 45% y, en el resto, del 170%. Es decir, en la zona sin aprovechamiento el incremento poblacional ha sido casi cuatro veces más rápido que dentro de la finca con explotación maderera, hecho que habría que estudiar en detalle para determinar las causas. En 1997 la población de Cabeza de Hierro era el doble y fenómenos de densodependencia podrían influir en este crecimiento positivo pero de diferente magnitud. No se puede asegurar que el aprovechamiento forestal esté frenando un crecimiento hipotéticamente más rápido en ausencia de explotación. De hecho, los parámetros reproductivos son muy parecidos en ambas zonas (tabla 3-6), e incluso el porcentaje de parejas reproductoras es algo mayor en Cabeza de Hierro.

Se puede concluir que en la colonia de la ZEPA Alto Lozoya se ha conseguido un equilibrio entre la conservación del buitre negro y el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales, del que parece resultar beneficiado el buitre negro, su hábitat y los habitantes de la zona. Por ello, el buitre negro no se ve como un elemento negativo sino más bien como un valor natural a preservar entre todos.

| *Parámetros reproductivos* | **Cabeza de Hierro** | **Resto colonia** |
|---|---|---|
| % parejas reproductoras | 89,21±5,00 | 85,69±6,95 |
| Éxito reproductivo (pollos volados/parejas reproductoras) | 0,69±0,09 | 0,73±0,09 |
| Productividad (pollos volados/total parejas) | 0,62±0,10 | 0,62±0,08 |

**Tabla 3-6.** Comparación de los parámetros reproductivos entre el conjunto de parejas situadas en áreas con (monte Cabeza de Hierro) y sin aprovechamiento forestal (resto de la colonia).

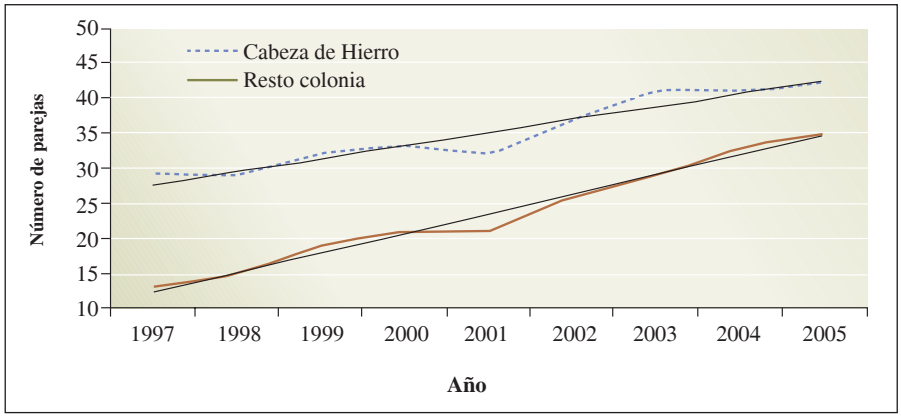



**Figura 3-16.** Evolución y línea de tendencia del número de parejas en el monte Cabeza de Hierro y en el resto de la colonia entre 1997 y 2005 en la colonia de la ZEPA Alto Lozoya.

*Buitre negro y gestión forestal en un monte privado: la opinión del propietario*

*Alain Lecocq*

La colonia de buitres negros del pinar «Cabeza de Hierro» de Rascafría ha existido desde tiempos muy remotos. Hace ya 46 años que me hice cargo de la explotación del monte citado y del aserradero que lo complementa. Entonces tomé el relevo a mi padre, Juan Pedro, que había sido nombrado para este puesto en 1940 (la empresa había adquirido el monte en 1840): podemos decir, por lo tanto, que disponemos en la actualidad del testimonio directo que se remonta a más de 66 años. Siempre oí decir a mi padre que tenía absolutamente prohibido a los hacheros (los operarios que se dedican a cortar los árboles señalados) la corta de los pinos en los que hubiera algún nido de buitre negro. La corta hasta principios de los años sesenta se realizaba de forma manual con el hacha de doble boca y el sierro, los arrastres con parejas de bueyes y, a causa de las dificultades que presentaban los caminos carreteros (no pistas) e incluso la carretera M-604 que estaba sin pavimentar, la explotación se realizaba en otoño, época que no era molesta para la nidificación, pero sobre todo en la primavera y verano, único momento en que las partes que están situadas a mayor altitud eran accesibles. De acuerdo con las modernas teorías esto debería haber constituido unas graves molestias para la nidificación, pero el hecho de que la colonia de buitre existiera en los años sesenta demuestra que no hubo perjuicio alguno.

A partir de la mitad de los años sesenta la corta se efectúa con motosierras, y poco a poco el arrastre pasa a ser mixto con parejas de bueyes y tractores, y ya en los años setenta pasa a ser casi en su totalidad mediante tractores forestales.

El respeto a los nidos se hace tradicional y a ningún trabajador de la empresa se le ocurre cortar un árbol que tenga un nido. Curiosamente son unos ornitólogos franceses los que en los años setenta se presentan a la dirección de la empresa y solicitan permiso para observar los nidos de los buitres durante sus vacaciones en julio y agosto. Estas personas, simples aficionados, son los que tienen el mérito de haber sido los pioneros en la observación de esta

especie, y recuerdo que en más de una ocasión compraron una cabra y la sacrificaron dejando sus restos en un lugar adecuado para poder observar las costumbres alimenticias de los buitres. Las repetidas estancias de estos ornitólogos aficionados despiertan la curiosidad de los responsables de la empresa y tiene como consecuencia la intensificación de las medidas de protección que se aplicaban hasta entonces como ya hemos dicho, de forma tradicional.

Todos sabemos que la colonia de buitres ha aumentado significativamente en los últimos veinte años, rebasando en la actualidad en este monte las cuarenta parejas y la pregunta que nos hacemos es: ¿cuántas parejas nidificantes podrá sustentar el monte «Cabeza de Hierro»? Como representante de la empresa propietaria del monte y a la vista de las vedas y restricciones que se imponen por parte de la Consejería de Medio Ambiente, este asunto nos preocupa enormemente. En efecto, en la actualidad no se permite el aprovechamiento de amplias zonas desde primeros de febrero hasta bien entrado septiembre y, si a esto sumamos que a partir de octubre se presentan las lluvias y un poco más tarde la nieve cubre las partes más altas del monte, resulta que hay zonas que no se pueden aprovechar en ningún momento del año. Hasta la fecha (julio 2006), esta entidad no ha recibido ni un solo euro como compensación por dichas medidas restrictivas, que no se limitan a las que hemos señalado anteriormente, sino que también incluyen la suspensión de trabajos de eliminación de restos de aprovechamientos, si no se ha terminado la limpieza antes del período de veda y, como consecuencia, estas zonas quedan cubiertas de ramas secas durante el verano, con el consiguiente peligro de incendios muy agravado.

Es evidente que el número de nidos no podrá aumentar significativamente sin comprometer el aprovechamiento maderero, que de por sí ya está limitado por las condiciones climatológicas y estacionales, puesto que no se pueden realizar aprovechamientos ni en verano por riesgo de incendio, ni en invierno cuando la nieve cubre el suelo.

Podemos resumir nuestra opinión de la forma siguiente. La colonia de buitre negro en el monte Cabeza de Hierro debe gozar de toda la protección necesaria entendiendo por esto que

**Figura 3-17.** Vista general de las cotas de mayor altitud del pinar en el Valle del Lozoya (Javier de la Puente. SEO/ BirdLife-P. N. Peñalara).

no se deben adoptar medidas maximalistas que pongan en peligro el aprovechamiento maderero del monte, que precisamente es la garantía de la buena salud del mismo en el que esta colonia no solamente encuentra su hábitat, sino también aumenta significativamente su presencia últimamente. Asimismo, deberán arbitrarse urgentemente medidas de ayuda y compensación a la entidad propietaria para no penalizarla excesivamente por la existencia de la misma.

## *Buitre negro y gestión forestal en un monte privado: la opinión del ingeniero-gestor forestal*

*José Alfredo Bravo*

En los últimos decenios ha aumentado enormemente el interés por la conservación de la naturaleza entre los ciudadanos de los países ricos, interés que generalmente se manifiesta tanto más intenso y radical cuanto menos afecta directamente el asunto en cuestión a los intereses concretos de dichos ciudadanos. Esta tendencia se refleja en los medios de comunicación, en el discurso político y en muchos otros ámbitos. Como consecuencia de todo ello, es habitual el conflicto entre esta «visión conservacionista» de la naturaleza y el aprovechamiento de los recursos naturales. En ocasiones dicho conflicto está más que justificado. Otras veces, sin embargo, resulta injustificado, e incluso llega a ser contraproducente para el objetivo conservacionista buscado. En relación con lo anterior, en estas líneas trataremos brevemente sobre cuál puede ser la mejor estrategia para la conservación de especies en peligro en fincas privadas; de la relación entre conservación y gestión forestal; y, como ejemplo concreto, de la experiencia acumulada en el monte «Cabeza de Hierro», objeto de gestión forestal durante muchos años y soporte de una importantísima y creciente colonia de buitre negro.

### Montes privados y conservación

En España la mayoría de las fincas forestales son de titularidad privada. Lo mismo ocurre con las que integran la Red Natura 2000. Por eso, es fundamental compatibilizar el derecho de

**Figura 3-18.** Buitre negro en vuelo sobre una zona nevada del Sistema Central (Fernando de Antonio).

los propietarios a intentar obtener un rendimiento económico de dichas fincas con su obligación de cumplir ciertas normas pensadas para la conservación y mejora del medio, que a menudo se convierten en restricciones a los aprovechamientos rentables. El *necesario equilibrio* no siempre es fácil. Lo que no parece ni justo ni inteligente es penalizar sin más a esos propietarios por disponer en sus fincas de hábitats singulares o valiosos, o de especies en peligro, tendiendo a prohibir *a priori* y por principio todo aprovechamiento. Por motivos obvios, hay que evitar la sensación de que *«lo peor que te puede pasar es que en tu finca haya lince, o águila imperial, o buitre negro…»*. Y aunque son frecuentes en los documentos de planificación de los espacios naturales protegidos las referencias a *compensaciones económicas a los propietarios privados por pérdidas de renta debido a restricciones en la gestión por motivos ambientales,* en la práctica dichas compensaciones rara vez se aplican. La estrategia de conservación debe ser, más bien, la de plantearse por qué esas especies o esos valores ambientales están en esas fincas y no en otras; parece razonable pensar que la gestión aplicada, en su caso, no habrá sido negativa ambientalmente hablando, sino más bien todo lo contrario. Surge, entonces, la pregunta:

¿Puede la gestión forestal ser compatible con la conservación?

Con frecuencia se considera que la gestión forestal es negativa en relación con la conservación de la naturaleza. ¿Por qué? Suponemos que porque se la presupone un objetivo exclusivamente productivista, y sin preocupación alguna por otros aspectos. Sin embargo, tal generalización no es aceptable. El objetivo de la gestión puede ser conservar y mejorar un ecosistema, o una especie en peligro, o proteger frente a la erosión…, como en otros casos lo será obtener madera, o leñas, o corcho, o caza… o muchos de estos «bienes y servicios» a la vez. En consecuencia, la respuesta a nuestra pregunta inicial debe ser: obviamente, sí.

Recordemos que la principal herramienta del selvicultor es la motosierra. Con ella realiza dos tipos de trabajos:

- Cortas de regeneración: apeando ciertos pies, en principio los más viejos, se abren huecos más o menos grandes que permiten la aparición de nuevos ejemplares que aseguran el futuro de la masa.

- Cortas de mejora (clareos y claras): su objetivo no es provocar la aparición de regeneración, sino graduar la espesura de la masa forestal para favorecer su crecimiento, aumentar su vigor, mejorar su estado sanitario, reducir el riesgo de incendios… (además, podríamos también hablar de otros tratamientos parciales, como las podas, las siegas, las escardas o los desbroces, los diversos trabajos aplicados en el suelo…).

En definitiva, y aunque suene extraño al profano, mediante la eliminación de ciertos individuos el gestor puede dirigir la dinámica del bosque hacia una situación de equilibrio, con estudiada representación de individuos de todas las edades, con una mayor estabilidad frente a daños bióticos y abióticos… Por supuesto, la situación ideal que se pretende alcanzar y que nos sirve de referencia, la forma de ejecutar las cortas…, todo ello puede venir condicionado por determinado objetivo ambiental, por ejemplo la protección de cierta especie en peligro. En cualquier caso, si en este proceso se obtiene un beneficio económico de la venta de la madera, mucho mejor, pues se generan unos ingresos asociados al monte, se crea empleo y es mucho más probable que se continúe con la gestión. De hecho, por desgracia a

menudo sólo se aplican los necesarios tratamientos selvícolas cuando éstos son económicamente rentables a corto plazo o al menos autofinanciables.

¿Por qué, entonces, está tan «mal visto» por gran parte de la sociedad el obtener ingresos del monte? Seguramente la respuesta tiene en parte que ver con el siguiente punto.

## ¿Qué es la conservación de la naturaleza?

Comencemos proponiendo nuestra idea de lo que *no es.* A diferencia de lo que ocurre con una obra de arte, conservar la naturaleza raramente consiste en evitar toda alteración para que permanezca como está. Porque a diferencia de la obra de arte la naturaleza está viva, es dinámica, es cambio. Inalterada por el hombre y con tiempo y espacio suficiente, obviamente no necesita nuestra intervención. Pero en España es dudoso que haya un solo bosque virgen. Más bien al contrario, la mayoría están artificializados en mayor o menor grado por siglos de historia humana a menudo muy poco respetuosa con el medio, presentan sobrepastoreo, elevado riesgo de incendio, aislamiento, pueblos o ciudades a menudo muy cercanos y muy agresivos y vulnerables a la vez frente a la naturaleza… En definitiva, conservar sería más bien *decidir y hacer,* con el objetivo no de mantener una foto fija en cada una de las partes del bosque, sino de que cada una de esas partes cambie adecuadamente para que el bosque en su conjunto permanezca igual o mejor. Sin embargo, por desgracia constatamos con frecuencia que muchos *amantes de la naturaleza* observan casi como una inmoralidad la intervención en el monte, y mucho más la obtención de un rendimiento económico del mismo. Veamos a continuación un ejemplo de lo que puede ser un uso sostenible y múltiple del bosque, positivo también para la biodiversidad.

## El monte «Cabeza de Hierro»: gestión forestal y buitre negro

El monte «Cabeza de Hierro» (Rascafría, Madrid) se trata de una masa natural de pino silvestre de aproximadamente 2.000 ha en excelente estado se conservación, situado en la cabe-

**Figura 3-19.** Tractor forestal *(skider)* moviendo troncos cortados para su transporte.

cera del Valle del río Lozoya (Madrid). De titularidad privada, pertenece a una misma sociedad anónima desde 1840. Al menos desde entonces se viene aprovechando su madera, destinada en su mayoría a un cercano aserradero de la misma empresa. Dicho aprovechamiento se ha realizado desde 1957 bajo las directrices técnicas de un proyecto de ordenación y de sus sucesivas revisiones: documentos de planificación que, tras un profundo análisis del medio en todos sus aspectos y a distinta escala (características legales, del medio natural, de la masa forestal con especial detalle, del estado socioeconómico en relación con la oferta por parte del monte de distintos bienes y servicios y con la demanda por parte de la sociedad de dicha oferta…) establece unos objetivos preferentes y plantea la forma de alcanzarlos a corto, medio y largo plazo. En cinco de sus seis cuarteles se compatibilizan las funciones protectora y productora, siguiendo el método de ordenación de tramo móvil y aplicando cortas de regeneración de aclareo sucesivo. En el cuartel restante, situado en las cotas más altas, la función preferente es la protectora, con aplicación del método selvícola y con cortas a la esperilla y a la espesilla.

En resumen, se recorre cada año aproximadamente un 5% de la superficie del monte, ejecutándose bajo estricto control de la Administración cortas de regeneración y de mejora que suponen una extracción de madera inferior al crecimiento anual del bosque. Como consecuencia de la gestión aplicada, el monte cumple adecuadamente un elevado número de funciones: producción de madera, protección frente a la erosión, regulación del ciclo hidrológico, fijación de carbono, protección de especies animales y vegetales, conservación y fomento de la biodiversidad, producción de pastos, producción de hongos, producción de caza y pesca, uso recreativo, protección del paisaje…

Entre todos los *servicios* generados, queremos destacar la presencia de una importantísima colonia nidificante de buitre negro**,** que no sólo se ha mantenido en el monte de manera compatible con la gestión realizada, sino que ha aumentado significativamente, a pesar de (o quizás gracias a) dicha gestión. Así, comparando las cifras de las que se dispone en los últimos años como consecuencia del seguimiento realizado por la Comunidad de Madrid, el número de parejas de buitre negro dentro del pinar era en 1997 de 29 unidades, mientras que en la actualidad hay alrededor de 42 parejas, consecuencia de un incremento constante a lo largo de estos años que está permitiendo la expansión de la colonia, primera en importancia en la Comunidad de Madrid y sexta en Europa. A la vez:

- Ha aumentado el número de árboles que componen el monte (en 1957 había 605.093 pies; en 1997 había 823.243 pies, un 36% más).

- Ha aumentado la cantidad de madera que hay en el monte (en 1957 había 299.582 $m^3$; en 1997 había 312.719 $m^3$, un 4,4% más).

- Además de todo ello, se han aprovechado un total de 248.513 $m^3$, lo que ha permitido mantener durante todos estos años un considerable número de puestos de trabajo, dando lugar a un producto, la madera, del que somos deficitarios, y que por su obtención, procesamiento y futura eliminación es ambientalmente mucho más limpio que otros como el acero, el plástico o el cemento.

Creemos que el aumento de la colonia de buitre negro puede deberse, al menos parcialmente, a la gestión sostenible aplicada, que dinamiza la masa, la mantiene con vigor y en buen estado sanitario, etc. Además, se aplican ciertas medidas cuyo objetivo directo es evitar

**Figura 3-20.** Buitres negros y leonados alimentándose en la zona de piornal del Valle del Lozoya (Javier de la Puente. SEO/BirdLife-P. N. Peñalara).

alteraciones sobre el buitre: no se cortan los pies con nido; tampoco se cortan pies alrededor, en un radio variable con la fisiografía, la espesura de la masa… pero que suele ser de alrededor de 25 m; por imposición de la Administración, desde luego muy justificada, no se actúa en las zonas con nidos ocupados durante el período crítico de cría que puede ir desde principios de febrero a finales de septiembre; en las cortas de regeneración finales se suele dejar un mínimo número de pies como reserva para, entre otras cosas, permitir la instalación potencial de nuevos nidos en esas áreas... Todo ello da lugar a una serie de limitaciones a la gestión y de pérdidas de renta para el propietario. Pese a que en el PRUG del actual Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara se contempla la compensación económica cuando tengan lugar pérdidas de renta por restricciones a la gestión debido a la presencia de especies protegidas, dichas compensaciones no se han aplicado hasta la fecha.

Por supuesto, la gestión podría seguramente ser mejorada en relación con el fomento del buitre negro. Pero:

1. Aún nos queda mucho por aprender al respecto, de modo que es difícil dar estrictas recomendaciones. De hecho, los primeros intentos realizados en España para caracterizar dasométrica y selvícolamente los pies ocupados por nidos así como su entorno corresponden a estudios que se han terminado recientemente o que aún se están elaborando, y cuya generalización creemos que debe todavía contrastarse. Por otro lado, algunos de los aspectos generalmente asumidos en relación con el éxito reproductor del buitre negro –especie muy sensible a la actividad humana, por lo que se necesita mucha tranquilidad en un amplio

entorno de los núcleos de nidificación, los nidos se sitúan siempre lejos de pistas transitadas, carreteras…– tienen con cierta frecuencia su contraejemplo en lo que ocurre en el monte.

2. No creemos que fuera aconsejable asumir, por ejemplo, un abandono de la gestión o una minimización de la misma, que incluso aunque provocase en principio un mayor número de nidos con cría –cosa que, por cierto, dudamos–, a medio y largo plazo podría dar lugar a serios problemas sanitarios en la masa, mayor riesgo de incendios…, generando en definitiva una mayor inestabilidad que terminaría por degradar la calidad del pinar y por traducirse también negativamente en la propia colonia de buitre.

3. Cualquier cambio que provocase una pérdida de funciones del monte debería ser cuidadosamente analizado, puesto que el uso múltiple es un valor en sí mismo.

4. Tampoco se puede plantear un aumento indefinido de nidos en un mismo monte –especialmente si éste es privado y dicho aumento genera ciertas incompatibilidades entre usos–, sino que parece más razonable y deseable una expansión de la colonia a otros montes con buena capacidad potencial de acogida. De nuevo habría, por cierto, que plantearse la siguiente cuestión: si el monte «Cabeza de Hierro», sometido a la gestión ya explicada durante tanto tiempo, presenta un núcleo tan importante de parejas nidificantes –seguramente el foco de expansión de toda la colonia del valle–, parece razonable pensar que dicha gestión no habrá sido demasiado negativa al respecto.

Como consecuencia final de todo lo expuesto, destacamos la importancia de aplicar el sentido común en el establecimiento de criterios para la conservación de especies amenazadas, que deben basarse siempre en las experiencias acumuladas, la observación y el estudio de los casos, sin perder una perspectiva amplia y completa de lo que significa la conservación. Todo ello para evitar posturas apriorísticas y radicales que, a menudo, pueden ser contraproducentes para las propias especies en peligro.

### 3.1.1.3.4. Conservación de la colonia de buitre negro de los pinares de Valsaín (Segovia)

*Javier Donés, Soledad Redondo, Víctor García y Javier Oria*

Sobre la superficie de los montes Matas y Pinar de Valsaín, situados en la vertiente norte de la sierra de Guadarrama, en el término municipal de San Ildefonso-La Granja (Segovia), se establece una importante colonia de buitre negro. La gestión de este espacio de marcado carácter forestal se ha establecido intentando compatibilizar esta actividad con otros usos, como pueden ser el ganadero y recreativo, con la gestión del patrimonio histórico, con la conservación del paisaje, y cómo no, con la conservación de la flora y la fauna. El aprovechamiento forestal actual, que alcanza los 32.500 $m^3$ de madera de pino silvestre, tiene como ineludible prioridad su compatibilidad con la conservación de las especies, y especialmente de las emblemáticas ligadas al ámbito forestal, como son el buitre negro y el águila imperial.

El Centro Montes y Aserradero de Valsaín, dependiente del Organismo Autónomo Parques Nacionales, ha implantado un sistema de gestión sencillo, en el que quedan implicadas todas las partes que intervienen en la gestión y aprovechamiento, basado en el seguimiento continuo del

estado de la población y en una serie de restricciones de actividad en diferentes áreas concéntricas alrededor de los nidos. A fecha de 2006, el seguimiento de la colonia de Valsaín se realizó sobre un total de 92 territorios que incluyen nidos históricos o plataformas caídas recientemente, efectuándose un control semanal desde marzo hasta el vuelo de los pollos.

Las restricciones de actividad alrededor de los nidos se establecen de la siguiente forma:

- En 100 m alrededor de los nidos (3,14 ha) no se efectúa ninguna corta ni trabajo selvícola o de otra naturaleza.

- Entre 100 m y 500 m (75,4 ha) sólo se realiza actividad forestal o de otra índole en los meses de octubre, noviembre y diciembre.

De hecho, en el cálculo de la posibilidad durante la redacción de 6ª Revisión de la Ordenación Forestal del Monte Pinar de Valsaín (monte en el que se encuentra toda la colonia), el volumen de madera existente en los círculos de 100 m no se contabilizó a efectos del cálculo de la citada posibilidad, evitando un sobreesfuerzo de corta, sobre todo en áreas del monte donde el número de nidos por cantón es elevado. La planificación de los trabajos de aprovechamientos y selvícolas se establece el año anterior, dejando para el otoño todos los trabajos que se encuentran dentro de las áreas de 100 a 500 m. Para ello se utiliza toda la superficie de esta área de influencia, correspondiente a los nidos existentes en el año anterior y a parte de

**Figura 3-21.** Buitre negro posado sobre un nido ubicado en un gran pino de Valsaín, Segovia (Fernando de Antonio).

los históricos. Esta planificación puede ser variada, en lo relativo a cortas de secos, a realizar durante la primavera tardía o el verano, en el caso de que uno o varios nidos no sean ocupados o no se realice puesta.

La gestión de la corta de corros de árboles muertos por plagas de escolítidos (principal problema sanitario de este monte), también se encuentra restringida por la nidificación del buitre negro. Así, de encontrar un corro de plaga –la aparición de problemas ocasionados por estos insectos se corresponde con los meses comprendidos entre abril y octubre– dentro del círculo de 500 m de un nido activo, la corta del mismo será postergada hasta octubre, instalándose para evitar mayores problemas de sanidad forestal una trampa de feromonas en las inmediaciones del corro.

Estas medidas de gestión se complementan con el mantenimiento en pie, en las cortas finales, de árboles susceptibles de ser utilizados para la instalación de nidos, así como de árboles posadero, tanto de buitre negro como leonado, al existir un importante dormidero de esta última especie en los montes de Valsaín.

Debemos señalar también, como medida dirigida a favorecer a la población de buitre, que en 2006 ha quedado legalizado el muladar sito en el monte Pinar, construido en colaboración con la Junta de Castilla y León varios años atrás y que había permanecido sin uso por razones de sanidad animal.

La aplicación de estas medidas se inició en estos montes en la primera mitad de los años ochenta y ha supuesto el paso de 16 parejas nidificantes en el año 1986 a 32 en el año 2005 (figuras 3-22 y 3-23), con números superiores en años anteriores a la aparición del problema de la encefalopatía espongiforme bovina. A lo largo de estos años, la ocupación del territorio del Monte por parte de la colonia se ha dirigido a las superficies del mismo consideradas como óptimas. El cálculo de estas áreas óptimas se ha realizado con modelos obtenidos en función de la existencia de arbolado adecuado, pendientes, orientaciones y diferentes distancias a carreteras, pistas o caminos en aplicaciones del Sistema de Información Geográfica de la unidad con el que se realiza la visualización del seguimiento y la planificación de la actividad forestal.

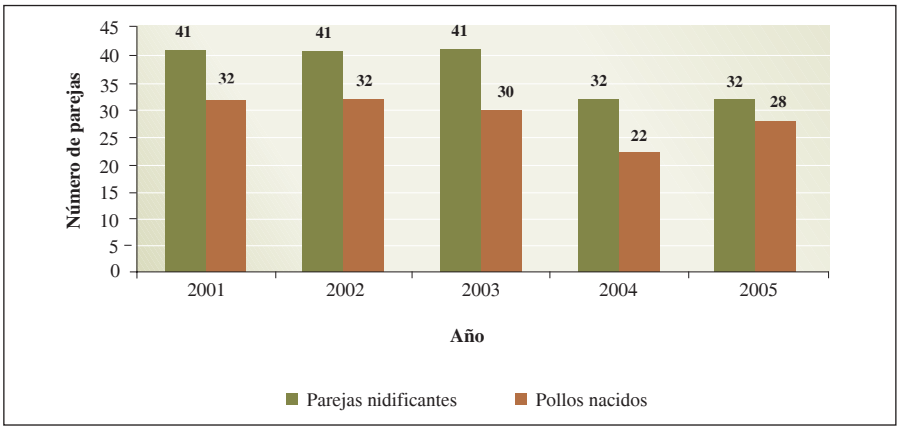



**Figura 3-22.** Evolución de las parejas reproductoras y pollos nacidos en la colonia de Valsaín (Segovia) entre 2001 y 2005.

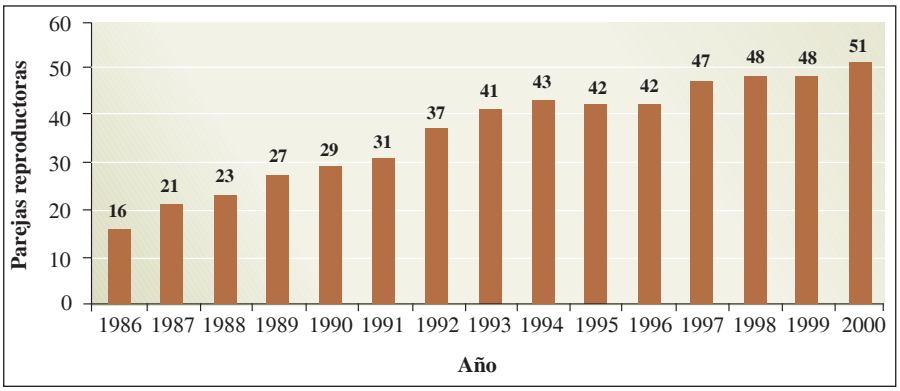



**Figura 3-23.** Evolución de las parejas totales en la colonia de Valsaín (Segovia) entre 1986 y 2000.

### *3.1.1.4. Recomendaciones de actuación para una gestión compatible*

*Javier de la Puente*

*Conocimiento y coordinación*

En primer lugar y aunque sea un tópico en conservación, para conservar es preciso conocer. En este caso resulta imprescindible conocer dónde está una colonia para poder conservarla.

Afortunadamente la localización de las colonias de buitre negro en pinares en España se conoce con bastante detalle (véase apartado 3.1.1.1). Sin embargo, lo que ya no se conoce tan bien es la localización precisa de cada pareja en cada colonia, o incluso de colonias muy pequeñas o de parejas aisladas. Por ello, es importante que la administración se esfuerce en aportar los recursos humanos y económicos necesarios para conocer anualmente la ubicación exacta de cada pareja y el desarrollo de su ciclo reproductivo. Se aconseja que en todas las colonias grandes se pueda contar con un técnico que se encargue del control y seguimiento de la colonia y de todas las posibles molestias existentes.

Es importante que esta información esté constantemente disponible y actualizada para que pueda ser utilizada en todo momento. Para ello se aconseja el mantenimiento de una base de datos por colonia o comarca en la que la información pueda consultarse en cualquier momento. Los propietarios de fincas deben estar concienciados de la importancia de la conservación del buitre negro, del gran valor que tienen en su finca, y se les debe suministrar información sobre la colonia y el buitre negro (especialmente ubicación de los nidos y fenología reproductiva). De este modo, ellos mismos pueden gestionar, con las ayudas y controles necesarios, las actuaciones en la finca intentando minimizar el impacto sobre las parejas de buitre negro, aunque siempre deben estar supervisadas por la administración (gestores de espacios protegidos, técnicos y agentes forestales). El propietario debería tener claro qué puede hacer en su finca, en qué zonas y en qué períodos, sin afectar o poner en peligro sus valores naturales. De este modo, él mismo puede integrar al buitre negro como un elemento más en la gestión.

**Figura 3-24.** Adulto y pollo de buitre negro en su nido (Javier de la Puente. SEO/BirdLife. P. N. Peñalara).

Debe existir una buena relación y coordinación entre propietarios de fincas con buitre negro, gestores y técnicos de la administración, agentes forestales y guardas o capataces de fincas, técnicos de campo que trabajen con el buitre negro en la colonia y empresas del sector forestal (encargados y cuadrillas) que actúen en el territorio de la colonia. En caso contrario, de poco valdrá el esfuerzo que se invierta en conservar el buitre negro.

*Anticipación para evitar afecciones*

Es importante anticiparse a los posibles problemas y afecciones. Por ello es preciso estudiar el plan de actuaciones (cortas, mejoras, arreglos de pistas) con tiempo y anualmente para poder establecer y recomendar fechas de actuación que favorecerá la gestión de los trabajos y la conservación del buitre negro. Posteriormente deben revisarse los planes anuales de cortas y de otros trabajos forestales previstos para estudiar posibles afecciones e intentar evitarlas. Las cortas deben ser revisadas tras el señalamiento de los pinos considerando al buitre negro y otras rapaces forestales. Debe evitarse siempre cortar pinos que tienen o han tenido nido. Por ello, es fundamental que alguien conozca perfectamente la localización de todos los nidos históricos de una colonia y que esta información esté georreferenciada en una base de datos disponible en todo momento. La corta debe ser revisada de nuevo antes de llevarse a cabo para evitar cortar pinos con nido que se puedan haber construido en el lapso de tiempo entre el señalamiento de la corta y el apeo de los pinos.

**Figura 3-25.** Quemas de restos de cortas en el mes de mayo en la colonia de buitre negro de la ZEPA Alto Lozoya (Javier de la Puente. SEO/ BirdLife-P. N. Peñalara).

*Períodos de trabajo*

Los períodos adecuados para realizar trabajos forestales sin molestar, o haciéndolo lo mínimo, y considerando la fenología reproductiva del buitre negro (figuras 3-3 y 3-11) deben ser establecidos claramente y con anticipación. Para ello se debería contar con la información fenológica recogida en la propia colonia. Aunque este tipo de información no está disponible para la mayoría de las colonias, sí existe para algunas de ellas (apartado 3.1.1.1.) y se puede tener en cuenta para el resto, ya que la fenología no varía demasiado entre colonias.

Las puestas en el buitre negro se inician la primera semana de febrero y terminan la primera de mayo, aunque la mayoría se realiza entre la segunda quincena de febrero y el mes de marzo. El vuelo de los pollos se extiende desde mediados de julio hasta la cuarta de septiembre y, en casos excepcionales, incluso hasta primeros de octubre. Así, se puede definir un largo período crítico en el cual hay buitres negros incubando o pollos en los nidos, que se sitúa entre el 1 de febrero y el 30 de septiembre. Además, hay que considerar que el buitre negro precisa antes de la puesta un período de tranquilidad para construir su nido y realizar las frecuentes cópulas previas a la puesta. Por otro lado, los pollos permanecen ligados al nido al menos durante un mes una vez que vuelan del nido (Alvárez y Garcés, 1994; datos propios). Por ello, la segunda quincena de enero y el mes de octubre son dos períodos en los que interesa minimizar las molestias, aunque el período de puesta comienza habitualmente a mediados de febrero.

Para intentar regular y facilitar la gestión del buitre negro en la colonia de Rascafría se establecen tres tipos de períodos en relación con las afecciones directas por molestias de los trabajos forestales, que pueden resultar interesantes en otras colonias:

1. *Sin riesgo:* período fuera de la época de nidificación habitual del buitre negro. Se considera el período comprendido entre las fechas de vuelo de los pollos más tardíos y la

fecha establecida una semana antes de las primeras fechas de puesta conocidas. Este período comprende aproximadamente desde el 1 de octubre hasta el 1 de febrero (cuatro meses).

2. *Riesgo medio:* se considera la semana previa a la fecha de puesta más temprana conocida. También se incluyen aquí los períodos con pollos de edad entre 60 y 120 días, ya que las molestias muy cerca del nido con el pollo grande pueden producir un abandono prematuro del nido o impedir que los adultos alimenten al pollo. Se debe tener en cuenta que una pareja puede adelantar la fecha de puesta o que se la moleste en el período inmediatamente anterior a la puesta, lo que puede producir que la pareja no llegue a reproducirse por la molestia ocasionada. Este período comprende aproximadamente la primera quincena de febrero y los meses de agosto y septiembre.

3. *Riesgo elevado:* comprende el período con buitres negros incubando o pollos de menos de 60 días de edad en el nido. La posibilidad de fracaso de alguna de las parejas afectadas resulta elevada por las fechas o distancia al trabajo. Este período se sitúa entre el 16 de febrero y el 31 de julio aproximadamente.

Estos períodos se pueden adaptar a cada colonia con ligeras modificaciones. Además, siempre se aconseja actualizar la información disponible en el momento de tomar la decisión de iniciar un determinado trabajo forestal. Es importante destacar que el fracaso de una pareja o la aparición de una nueva pareja incubando puede suponer un cambio radical en la situación que se presente en cada caso. En este marco se recomienda no realizar nunca trabajos forestales en los períodos considerados de riesgo elevado en las cercanías de los nidos ocupados. En los casos de riesgo medio se aconseja llevar a cabo el trabajo sólo en días de meteorología favorable (temperatura superior a los 15 ºC, cielo despejado o sin riesgo de lluvia y sin vientos fuertes), si resulta realmente importante (arrastre de pinos ya cortados por ejemplo) y con vigilancia del comportamiento de la pareja o parejas afectadas en el momento de la realización del trabajo.

*Distancias a los nidos*

De forma general, se aconseja no llevar a cabo trabajos forestales en las proximidades de los nidos ocupados –a menos de 300 m– entre el 1 de febrero y el 30 de septiembre. Los períodos comprendidos entre la segunda quincena de enero y el mes de octubre se consideran, al menos, como delicados y en ellos los trabajos que se realicen sólo deberían ser aquellos de verdadera importancia y siempre con la vigilancia de las posibles afecciones.

Si se realizan trabajos forestales en áreas con nidos, se aconseja realizarlos todos en el período comprendido entre el 1 de noviembre y 15 de enero. Por ello, resulta aconsejable reservar las cortas u otros trabajos sin nidos o sin molestias a nidos próximos para el período comprendido entre febrero y septiembre, aunque normalmente entre mayo y septiembre se realizan pocos trabajos por otros motivos (mayor riesgo de incendios, de plagas con los restos generados, restricciones de las administraciones, etc.).

En cualquier caso, las distancias a las que se puede realizar un trabajo forestal sin molestar a una pareja de buitre negro que está incubando o con pollo depende de varios factores, principalmente del tipo de trabajo forestal, la orografía del terreno y la pareja de

**Figura 3-26.** Autocargador, cargando troncos cortados para su traslado a camiones.

la que se trate. En función de todo esto se podrá hacer el trabajo a mayor o menor distancia sin molestar a una determinada pareja. Así, por ejemplo, los trabajos que implican a varias personas con el uso de motosierras y la corta de pinos son los más ruidosos y que más pueden afectar a una pareja. La distancia establecida de 300 m como orientativa puede variar bastante según la ubicación del nido. Recordemos que el buitre negro cría en laderas con bastante pendiente. Esto origina que el trabajo se pueda realizar por encima o por debajo con respecto a la posición del nido en la ladera. Si el trabajo es por encima debe aumentarse la distancia, mientras que si es por debajo la molestia suele ser menor.

La orografía implica que en ocasiones los 300 m sean insuficientes si el trabajo se desarrolla en la ladera enfrentada con la del nido y puede ser adecuado si el trabajo se realiza en una ladera que no este enfrentada y que se sitúe en el lado opuesto de una montaña o cerro.

Finalmente, el carácter de la pareja y su costumbre a los ruidos y presencia humana debe afectar a su comportamiento. Parece que las parejas situadas cerca de carreteras y acostumbradas al trasiego de vehículos y personas son más tolerantes. Sin embargo, no hay información detallada a este respecto y, ante la duda, es mejor ser conservador y mantener siempre unas distancias mínimas y, si es posible, aumentarlas al máximo.

En el caso de nidos próximos a carreteras o pistas, es importante considerar la visibilidad de los nidos desde las pistas por las personas, lo que es especialmente importante al llevar a cabo ciertas actuaciones, como las fajas de seguridad. Este trabajo suele consistir en dejar a uno o ambos lados de una pista o carretera una banda paralela a la vía con poca vegetación para que actúe a modo de cortafuegos en caso de incendio. Hay ocasiones en que los nidos de buitre negro se sitúan muy próximos a pistas poco transitadas pero que no son visibles desde la mismas al estar ocultos por arbustos o árboles de pequeña talla al borde de la pista. A la hora de diseñar estas fajas hay tener en cuenta la ubicación de los nidos para evitar dejar visibles nidos que no lo sean y que pueden producir incrementos de las molestias e incluso el abandono de un nido por una pareja en la temporada siguiente al trabajo. Cuando los nidos están por debajo de las pistas es especialmente importante, ya que un buitre negro en su nido se inquieta mucho más si ve a una persona por encima del nido que por debajo.

*Gestión del hábitat*

Hasta este apartado se ha procurado dar una serie de recomendaciones para evitar las afecciones directas sobre los nidos ocupados. En el caso de las afecciones indirectas o efectos sobre el entorno del nido y su hábitat circundante por trabajos forestales las recomendaciones no están tan claras, puesto que falta información. Parece que mientras quede arbolado maduro suficiente acompañado de un estrato de pinar regenerado, las parejas no se desplazan de una zona, siempre y cuando los trabajos forestales no se realicen dentro del período de reproducción.

Un claro ejemplo es la colonia de Rascafría, en la que en buena parte se actúa aclarando el pinar fuera de la época de reproducción del buitre negro en el entorno de los nidos y las parejas no se desplazan ni disminuyen sus parámetros reproductivos. Sin embargo, es importante considerar al buitre como un elemento más en la gestión forestal, por lo que deben tenerse en cuenta los resultados obtenidos en los estudios de selección de hábitat (Fargallo *et al.,* 1998; Atienza *et al.,* 2001; Donázar *et al.,* 2002; Jiménez, 2002, 2005; Poirazidis *et al.,* 2004; Cuevas y De la Puente, 2005; Morán *et al.,* 2005). Teniendo en cuenta esos trabajos se pueden hacer algunas recomendaciones para que el hábitat de los pinares sea adecuado para la nidificación del buitre negro.

**Figura 3-27.** Buitre negro inmaduro y buitre leonado posados en área de alimentación en el Sistema Central (Javier de la Puente. SEO/BirdLife-P. N. Peñalara).

Los buitres negros seleccionan las áreas y puntos concretos donde ubicar sus nidos dependiendo de las características de la zona y de los árboles disponibles. Por ello, es importante alterar lo menos posible el entorno de los nidos y no cortar árboles cuyas copas tengan continuidad con la del árbol-nido. Al menos se debe dejar un número de árboles maduros en número suficiente como para que los buitres puedan construir sus nidos y alternarlos si fuera necesario entre años, y para favorecer que se puedan instalar nuevas parejas.

El tipo de pino que necesita el buitre negro para construir su nido son árboles de un diámetro mínimo de 40 cm (los pinos utilizados tienen unos 60 cm de promedio), de una altura mínima de 10 m y cuya copa presente una estructura adecuada para soportar el nido y facilitar su construcción, es decir, que sea más bien aplanada. También hay que considerar que los árboles aislados, próximos a claros o cuya copa sobresalga de la masa circundante y que reúnan las características anteriores son, en principio, los mejores para el buitre negro y no deben de señalarse para su corta.

Asimismo, debe haber pinos de diferentes clases de edad para que los buitres tengan garantizado un sustrato de nidificación a largo plazo. Por ello, el tipo de explotación forestal (aclareos sucesivos) realizado en colonias como Valsaín o Rascafría parece adecuado para el hábitat de la especie. Parece ser que aquellas zonas con un estrato regenerado de pinar de cierto porte (5-10 m) y con pinos de mayor porte más espaciados sobresaliendo entre la masa de pinar regenerada son utilizadas para ubicar los nidos y, por lo tanto, favorecen a la especie. De hecho, en Rascafría alguno de los núcleos más densos se encuentra en este tipo de pinares. Nunca se deben hacer cortas finales en las áreas de nidificación ocupadas o potenciales de serlo en el futuro si no quedan árboles de las características mencionadas (de cierta altura y gran diámetro). En áreas de hábitat potencial desocupadas y especialmente en grandes repoblaciones de pinar próximas a colonias ya existentes, es adecuada una gestión que tienda a generar grandes manchas de pinar sin fragmentar, con claros medianos y pequeños que también parecen favorecer a la especie.

*Disminución de otras molestias*

Otras medidas independientes de la gestión forestal, como disminuir todo lo posible el trasiego de personas y vehículos en las pistas y sendas que pasen por las zonas de nidificación, especialmente entre febrero y septiembre, deben considerarse para mejorar el hábitat y favorecer la recuperación. Es importante destacar que el buitre negro es una especie de vida larga a la que le cuesta bastante adaptarse a los cambios y colonizar áreas nuevas o de las que desapareció hace tiempo. Las parejas de buitre negro están muy ligadas a su área de nidificación. Se han documentado casos de parejas de buitre negro que se han instalado para criar en su ladera tradicional en árboles secos y quemados tras un incendio (Gentil y Ventanas, 1998). También se ha sugerido que las molestias de los trabajos forestales en áreas de nidificación pueden persistir en el tiempo, aunque las actividades cesen, evitando la instalación de parejas en estas zonas (Donázar *et al.,* 2002). Por ello, en esta especie es especialmente importante minimizar todo lo posible las molestias en las áreas de cría que pueden no producir el abandono de las parejas a corto plazo, pero sí disminuir sus parámetros reproductivos y dificultar o impedir el reclutamiento de nuevos individuos o parejas en áreas con molestias.

**Figura 3-28.** Una vez que se recogen los troncos del pinar, se trasladan a un aserradero para su posterior comercialización (Javier de la Puente. SEO/BirdLife-P. N. Peñalara).

*Flexibilidad de gestión*

Todas las recomendaciones de gestión presentadas deben tener cierta flexibilidad según se trate de montes públicos o privados. Es muy importante que el buitre negro no sea el origen de conflictos con la sociedad local que pueden dar al traste con programas de conservación con la especie. También es importante considerar estas recomendaciones para aplicarlas en zonas no ocupadas por buitre negro pero que presenten hábitat potencial para el mismo, especialmente en las zonas de hábitat potencial situadas en la periferia de grandes colonias o áreas sin parejas existentes entre núcleos de una colonia, que son teóricamente las que con más facilidad serán colonizadas por la especie en el futuro si presentan las condiciones adecuadas para ello.

**Selección de resúmenes de artículos publicados**

***Efectos de los aprovechamientos forestales y otras prácticas de manejo del hábitat en la conservación del buitre negro***

*José Antonio Donázar*

Estación Biológica de Doñana. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Avda. María Luisa s/n. 41.013. Sevilla. donazar@ebd.csic.es

Artículo original: Donázar, J. A., Blanco, G., Hiraldo, F., Soto-Largo, E. y Oria, J. 2002. Effects of forestry and other land-use practices on the conservation of cinereous vultures. *Ecological Applications*, 12 (5): 1445-1456.

Realizar una gestión forestal compatible entre la producción económica y la conservación de los valores naturales es un objetivo creciente en todo el mundo, acrecentado por la reducción de las áreas forestales exentas de intervención humana. Existe un desconocimiento general sobre la respuesta de los grandes vertebrados a los tratamientos selvícolas, por la dificultad de llevar a cabo estudios a largo plazo que puedan distinguir los efectos del aprovechamiento forestal de otros factores influyentes en la distribución y la dinámica poblacional de grandes organismos. Se examinó la respuesta del buitre negro hacia dos tipos de prácticas forestales en dos colonias de cría que albergan en torno al 10% de la población reproductora europea: (1) explotación a largo plazo en bosques maduros de alta montaña (colonia de altitud elevada) y (2) clareos y cortas de regeneración en áreas de baja montaña (colonia de baja altitud). Los patrones de distribución del buitre negro fueron determinados principalmente por actividades forestales y humanas relacionadas, así como a variables orográficas, teniendo la estructura del hábitat forestal menor influencia. Factores ecológicos como la orografía y la estructura del hábitat tuvieron una gran influencia en la distribución y abundancia de buitres en la colonia de altitud elevada, mientras que la influencia de variables asociadas a molestias humanas fueron más influyentes en la colonia de de baja menor altitud. Los buitres en el área de menor altitud seleccionaron las zonas con menor incidencia de actividad forestal para reproducirse. Una amplia proporción de la variación del éxito reproductivo no pudo ser explicada por las variables analizadas, aunque las molestias de origen humano y la lluvia durante el período de incubación tuvieron un efecto negativo sobre el éxito reproductor en la colonia de menor altitud. Los efectos negativos de las actividades forestales podrían durar un tiempo prolongado, incluso después de que disminuyan los impactos directos. Con el objetivo de incrementar la eficacia en la conservación de las áreas de cría, sería necesario proteger el hábitat próximo a los nidos de las actividades humanas. Además, la eliminación del las prácticas de uso de cebos envenenados es una imperiosa necesidad para garantizar la conservación de las colonias. Los conflictos sociales entre conservacionistas y administración forestal que emplea personal local en tareas forestales que no resultan económicamente rentables pueden ser fácilmente resueltos reconduciendo los trabajos silvícolas hacia zonas que no sean importantes para la conservación, dirigiendo las directrices de generación de empleo hacia actividades relacionadas con la conservación de la naturaleza.

***Efecto del manejo del bosque sobre la selección del hábitat de nidificación del buitre negro Aegypius monachus en España central***

*Juan A. Fargallo*

Dpto. Ecología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). C/ José Gutiérrez Abascal, 2. 28006. Madrid. Spain. fargallo@mncn.csic.es

Artículo original: Fargallo, J. A., Blanco, G. y Soto-Largo, E. 1998. Forest management effects on nesting habitat selected by the Eurasian Black Vulture *(Aegypius monachus)* in central Spain. *Journal of Raptor Research* 32:202-207.

El manejo del bosque realizado por el hombre produce alteraciones en la diversidad estructural, el tamaño de los árboles y la composición de las especies vegetales. Esta modificación tiene importantes efectos sobre la fauna que lo habita y especialmente sobre la conservación de la fauna amenazada. Se estudiaron dos colonias de buitre negro *Aegypius monachus* en dos bosques distintos sometidos a diferente manejo. El primero fue una plantación de pino resinero *Pinus pinaster* situado en Valdemaqueda (Madrid) cuya explotación ha sido la extracción de resina hasta el momento de la instalación de la colonia. El segundo, localizado en El Espinar (Segovia), consistió en una plantación de pino silvestre *P. silvestris* dedicado a la explotación maderera. En ambos bosques los buitres evitaron lugares con alta densidad de caminos y carreteras, prefirieron instalar sus nidos en árboles de más de 60 años, situados en claros, de pendiente pronunciada y en el tercio medio-superior de la montaña. Los árboles viejos son indispensables para sostener los grandes nidos construidos por esta especie. El uso de extracción de resina en Valdemaqueda resultó en una composición más natural del bosque, en cuanto a clases de edad y densidad de árboles, lo que permitió una mayor agregación de los nidos conformando una estructura de la colonia más similar a las descritas para la especie en hábitats naturales. La extracción maderera en el bosque de El Espinar resultó, por el contrario, en una fuerte modificación espacial de las clases de edad y densidad de los árboles, empujando a los buitres a dispersar sus nidos dentro de las áreas protegidas en las zonas altas de las montañas, donde las condiciones climáticas son duras.

## *3.1.2. El buitre negro en masas de monte mediterráneo*

### *3.1.2.1. Introducción*

*Ricardo Morán, Juan Manuel Sánchez, Emilio Costillo y Auxiliadora Villegas*

Aunque el buitre negro puede nidificar en sustrato rocoso, en Europa es un ave típicamente forestal de zonas montañosas entre 300 y 1.800 msnm (Cramp y Simmons, 1980; Del Moral *et al*., 2002; Del Hoyo *et al.,* 1994). Es precisamente en estas áreas donde domina la presencia de masas de monte mediterráneo (encinares, alcornocales, rebollares, quejigares y arbustedos de gran talla y alta diversidad, generalmente) que, en lugares de mayor altitud, suelos especialmente difíciles o como consecuencia de la gestión, pueden verse acompañadas de bosques de coníferas (Sánchez, 2004).

Sobre todo desde la década de 1980, se viene observando una lenta pero progresiva recuperación en las colonias ibéricas (Sánchez, 2004), consecuencia de medidas legislativas y de concienciación ciudadana, así como por el aumento poblacional de las cabañas ganaderas (ver capítulo 4.1.2). Las colonias en masas de monte mediterráneo están jugando un papel importante en esta dinámica positiva, pues entre ellas se observan los mayores incrementos (Costillo *et al*., 2001). Ejemplos notables de ello son las colonias de Monfragüe y San Pedro, pero también otras en su entorno. Sin embargo, en los últimos años de nuevo se está asistiendo a un incremento del uso de venenos en diversas explotaciones (cinegéticas, ganaderas, agrícolas) que están ralentizando o incluso invirtiendo esta buena tendencia (Arenas, 2004), por lo que éstas y otras amenazas (molestias, tendidos eléctricos, etc.) siguen aún vigentes.

Las colonias de cría del buitre negro son generalmente laxas y de densidad variable (Hiraldo, 1977; Cramp y Simmons, 1980; Del Hoyo *et al.,* 1994; Costillo *et al.,* 2001). Morán-López *et al*. (2006a) citan una distancia media entre nidos de 557 m para las colonias ex-

**Figura 3-29.** Ladera de monte mediterráneo con vegetación en buen estado de conservación, árboles de gran porte y pedrizas, con presencia de nidos de buitre negro.

tremeñas, cifra que casi llega a triplicarse en alguna de ellas. Existe mayor densidad de nidos en las colonias sobre masas de monte mediterráneo, aunque se desconoce el factor causal (p. ej. fisiografía del terreno, composición y configuración del sustrato arbóreo, disponibilidad de alimento en el entorno, etc.). En las áreas de monte mediterráneo las aves sitúan los nidos sobre todo en *Quercus*, principalmente alcornoque pero también encina, en una proporción aproximada de 3:1 (Morán-López *et al.,* 2006a).

El área mediterránea ibérica de ocupación de la especie presenta un clima típicamente mediterráneo, con inviernos fríos y lluviosos, y veranos calurosos y secos. Los suelos del entorno a las mismas, además de cultivos y pastizales, presentan una cobertura leñosa que fuera de las áreas forestales se ve dominada por dehesas y matorral, utilizadas por las aves en la búsqueda del alimento (Hiraldo, 1977; Cramp y Simmons, 1980; Del Hoyo *et al*., 1994). Las especies arbóreas más frecuentes son la encina *Quercus rotundifolia*, el alcornoque *Quercus suber* y el roble melojo *Quercus pyrenaica*, en ocasiones reemplazados por pinos *Pinus* sp. y eucaliptos *Eucalyptus* sp., siendo los *Quercus* y los pinos los sustratos de nidificación más frecuentados, dependiendo de la localización y usos del suelo.

### *3.1.2.2. Selección de hábitat de nidificación del buitre negro en monte mediterráneo*

Una característica del hábitat de las colonias de buitre negro es que se ubican en terrenos en pendiente. La relevancia de este factor parece estar relacionada con la necesidad que

**Figura 3-30.** Detalle de nido de buitre negro sobre alcornoque en ladera de Sierra Morena.

tienen las aves de gran peso de complementar a la potencia muscular como fuente de energía para el vuelo (Pennycuick, 1972). Las corrientes de aire facilitan el despegue del buitre negro (Cramp y Simmons, 1980), por lo que una mayor disponibilidad explicaría la ubicación de los nidos en zonas de ladera, que son además más accesibles para el aterrizaje y despegue (Bernis 1966; Newton, 1979; Donázar, 1993). Hiraldo y Donázar (1990) encuentran que cuanto mayor es la altitud y la pendiente, mayor es la importancia de las corrientes de ladera *(slope lift)* sobre las térmicas *(thermal lift)* para el buitre negro. Las corrientes de ladera permitirían vuelos más tempranos que los fenómenos convectivos, que serían aprovechados posteriormente, como se ha observado también en buitres africanos (Pennycuick, 1972). Ello conferiría una mayor eficiencia energética al maximizar el tiempo de búsqueda del alimento, estrategia tanto más ventajosa cuanto menor sea la disponibilidad de éste, el número de horas de luz y peores las condiciones de vuelo. Tales condiciones coinciden en invierno con el inicio del proceso reproductor (Donázar, 1993), momento crítico en la selección del lugar de nidificación. Como contraste, la ocupación de zonas de menor pendiente ha sido asociada a una mayor disponibilidad de térmicas, o incluso de zonas llanas en condiciones de fuentes abundantes de alimento (Cramp y Simmons, 1980) donde el ahorro energético en los desplazamientos prospectivos será menos determinante. En definitiva, la selección de pendientes ofrecería el necesario impulso ascensional para una más eficaz búsqueda del alimento, además de facilitar el aterrizaje y despegue del nido, como muestran numerosos estudios (Fargallo *et al*., 1998; Atienza *et al*., 2001; Donázar *et al*., 2002; Poirazidis *et al*., 2004; Morán-López *et al*., 2006a). Esto explica que en el monte mediterráneo se puedan encontrar colonias que soportan un número considerable de nidos ocupando distintas pendientes tanto en elevaciones como en depresiones del terreno (Morán-López *et al*., 2006a).

Los nidos son utilizados durante muchos meses y están más expuestos a las inclemencias del tiempo que los nidos de las aves rupícolas (Donázar, 1993). Como se ha visto, su técnica de vuelo maximiza el aprovechamiento de corrientes de aire para ahorrar energía. Estos aspectos biológicos señalan al clima entre los factores de influencia probable en la selección de los lugares de nidificación. Los adultos muestran un comportamiento de sombreo a los pollos (Bernis, 1966) cuya función termorreguladora parece explicar su prolongada permanencia en el nido (Donázar, 1993). Las condiciones excepcionalmente cálidas de los duros estíos mediterráneos incrementarían el conflicto entre el tiempo empleado en evitar el sobrecalentamiento del pollo y su inanición, haciendo necesaria una economía del tiempo invertido entre el nido y el vuelo. Los adultos podrían al menos relajar esta disyuntiva eligiendo cuidadosamente la ubicación del nido, habiéndose encontrado una tendencia en las colonias de menor altitud y más mediterráneas a ubicar los nidos en las áreas menos térmicas (Morán-López *et al.,* 2006a).

Otro aspecto climático a considerar es la lluvia. Existen datos que apuntan a que las parejas, en el inicio del proceso reproductor, preferirían nidificar en las áreas menos lluviosas, y que ello es más relevante en formaciones montañosas de menor altitud como es en el monte mediterráneo (Morán-López *et al.,* 2006a). La causa directa del fracaso sería el menor tiempo disponible para la búsqueda del alimento, dado que en invierno se dan peores condiciones de vuelo y éste cesa con la lluvia (Donázar, 1993). Su mayor incidencia a baja altitud se debería a un incremento en el tiempo de espera para disponer de las corrientes térmicas adecuadas (Pennycuick, 1972; Hiraldo y Donázar, 1990) en una estación en la que hay menos horas de luz disponibles para el vuelo. Además, la pluviosidad reduce el número de parejas que inician la puesta (Hiraldo, 1977), lo cual apunta además a que esta información

**Figura 3-31.** Buitre negro con pollo en nido (arriba) y detalle de nido de la especie ubicado en un enebro de la miera (*Juniperus oxycedrus,* izquierda).

podría ser utilizada por las parejas para iniciar o suspender la reproducción. La opción en uno u otro sentido podría constituir una estrategia de regulación reproductiva en estas aves grandes y longevas, en el sentido de posponer un proceso de elevado coste en ausencia de suficientes garantías de éxito (Newton, 1979).

El gran tamaño corporal de los buitres impone condiciones de disponibilidad de sustratos aptos para el nido (Newton, 1979), lo que confiere particular relevancia a las características del arbolado. Efectivamente, para poder establecer los nidos de gran tamaño se requiere la existencia de árboles de tamaño adecuado (Bernis, 1966; Fargallo *et al*., 1998; Donázar *et al*., 2002; Poirazidis *et al.,* 2004). Los árboles que acogen nido, además, han de ser emergentes respecto a los circundantes, lo cual permitiría una mejor visibilidad del área de cría. Las especies utilizadas en ambientes mediterráneos son las encinas, alcornoques y enebros de miera *(Juniperus oxycedrus*, sobre todo la subsp. *badia*, que es la de porte arbóreo), con un reparto resultado de su diferente disponibilidad por condicionantes fitotopográficos. La distribución y abundancia actual del arbolado responde a las características ecológicas de las especies, pero también a los aprovechamientos tradicionales y a la política de deforestación y reforestación, especialmente la realizada en el siglo pasado (Alvarado, 1983). Ésta ha supuesto la sustitución de *Quercus* por pinos y eucaliptos, para posteriormente invertir el proceso en los últimos años. De éstos, sólo los pinos son utilizados como sustrato de nidificación por el buitre negro; no obstante, las masas forestales de eucaliptos pueden acoger nido si se intercalan pies de otras especies arbóreas receptoras de tamaños adecuados (Donázar *et al*., 2002; Morán-López *et al.,* 2006a). Hay que señalar que cuando las plantaciones de eucaliptos alcanzan gran altura dificultan la entrada a los nidos, pudiendo causar finalmente su abandono (Sánchez, 1998b).

La reproducción en terrenos más o menos accidentados dificulta la accesibilidad a esas áreas de cría. Una variable que forma parte del hábitat de las colonias de buitre negro es el

aislamiento respecto a lugares de residencia y tránsito humanos. Aunque dicha asociación está relacionada con la pendiente –mayor pendiente implica también menor accesibilidad y también mayor visibilidad de territorio– el factor causal parece ser independiente. Ello se ve apoyado por el hecho de que pese a que el alimento en la península Ibérica no parece ser limitante (Donázar, 1993), no hay colonias en zonas llanas como sería de esperar (Cramp y Simmons, 1980). En efecto, esta asociación negativa se ha constatado en numerosas colonias (Atienza *et al*., 2001; Fargallo *et al.,* 1998; Morán-López *et al*., 2006a), siendo especialmente impactante el tránsito por pistas forestales (Sánchez, 1998b; Donázar *et al.,* 2002), y existiendo un efecto mensurable sobre el éxito reproductor (Morán-López, 2006b). El buitre negro es la mayor rapaz del Paleártico occidental, por lo que debe ser menos sensible a la predación natural pero probablemente más vulnerable a la influencia humana (Donázar, 1993). Las rapaces que crían en árboles son sensibles a todo tipo de perturbaciones antrópicas y el buitre negro evita en general zonas con molestias humanas (Cramp y Simmons, 1980), siendo el grado de aislamiento con respecto a lugares de residencia y paso humano buenos indicadores de la selección ejercida por el buitre negro (Morán-López *et al.,* 2006a). Los fracasos reproductivos no parecen depender de la ubicación de los nidos en entornos rurales de baja presencia humana como en el entorno de mayores poblaciones (Fargallo *et al*., 1998, Morán-López *et al*., 2006b), que son fuente de otro tipo de impactos negativos, como la intensificación de los usos del suelo, infraestructuras de comunicación y transporte, molestias alrededor de la ubicación de los nidos, etc. En algunas áreas protegidas las molestias serían mínimas (Poirazidis *et al*., 2004), pero no es una situación generalizada y, por tanto, merece mayor atención (Morán-López *et al*., 2006a, b).

**Figura 3-32.** Pareja de buitres negros haciéndose carantoñas en zona de alimentación (Alfonso San Miguel).

En resumen, las áreas con pendientes no perturbadas por molestias humanas constituyen los lugares preferenciales de reproducción del buitre negro en ambientes mediterráneos. Otros factores igualmente importantes son el sustrato de nidificación y el clima, aunque más variables de un lugar a otro siempre que no se alcancen situaciones extremas (p. ej. baja disponibilidad de arbolado del tamaño adecuado o condiciones climáticas excepcionales). Ello apunta a que la selección del lugar donde ubicar el nido seguiría una secuencia de decisiones inducidas por la pendiente y el aislamiento, que se verían reforzadas por la disponibilidad de un sustrato adecuado bajo un clima no extremo. Las áreas con estas características estimularían la formación de colonias por su mayor productividad potencial, ya que el éxito reproductor esperado por las parejas sería superior en los hábitats más adecuados. Todo ello apunta al importante papel que las acciones humanas tienen en el devenir de las poblaciones del buitre negro.

### *3.1.2.3. Los aprovechamientos humanos en masas forestales de monte mediterráneo con presencia de buitre negro*

*Francisco Guil, Alfonso San Miguel y Rubén Moreno-Opo*

El aprovechamiento tradicional es la herramienta que ha conformado estas masas forestales. No hay espacio del medio mediterráneo español que no haya sido manejado por alguno de los elementos fundamentales de la gestión tradicional (fuego, pastoreo, rozas, cortas, caza, etc.). Este sistema de gestión, apoyado en las herramientas y usos tradicionales, es el que se debiera mantener, con algunas adecuaciones, para conservar y potenciar las cualidades del monte mediterráneo actual. Pero, debido a los cambios producidos en el medio agrario español, los aprovechamientos actuales han sufrido fuertes cambios. De una gestión basada en el pastoreo con cabras, el carboneo, la caza y la extracción del corcho se ha pasado a que las principales rentas provengan de la caza mayor y el corcho. Aunque las funciones que desempeñan estas masas forestales sean múltiples (captura de carbono, lucha contra la erosión, conservación del paisaje, conservación de la biodiversidad, etc.), las tareas de gestión que permiten su mantenimiento son reducidas.

#### Tareas relacionadas con la gestión de las masas de monte mediterráneo

Las tareas relacionadas con el manejo del monte mediterráneo son variadas, por lo que se han seleccionado para su descripción en este capítulo sólo las más representativas. Otras operaciones (desbroces, densificaciones *sensu stricto*, etc.) se han dejado para el capítulo 3.2., mientras que algunas medidas de gestión no se han contemplado.

*Resalveos*

Los resalveos son un conjunto de operaciones que tiene por objetivo lograr que el monte bajo (masa constituida por pies procedentes de brotes, de cepa o de raíz, o chirpiales) se convierta en un fustal (masa con pies de más de 20 cm de diámetro normal) sobre cepa. Esta práctica reduce la competencia entre los pies (chirpiales), permitiendo que los respetados (denominados resalvos y cuyo conjunto recibe el nombre de resalvia) aumenten su desarrollo

**Figura 3-33.** Inicio de resalveo sobre monte bajo con numerosos pies de brote (izquierda) y estado avanzado del proceso, seleccionando sólo unos pies, para favorecer la formación de vegetación de porte arbóreo (derecha).

unitario. El objetivo final puede ser la conversión a monte alto (resolveo de conversión) o la aparición de nuevos brotes de cepa o raíz (sarda) que, junto con los resalvos, conforman un monte medio regular (resalveo tradicional).

El monte bajo tenía como principal objeto económico la producción de leñas y carbón, que actualmente se ha abandonado debido a la existencia de otros combustibles, y el pastoreo de ganado caprino. La falta de valor de las leñas ha hecho que la mayor parte de estas masas no ofrezcan producciones económicas directas. Esto ha provocado un estancamiento en el desarrollo de estas masas, por un exceso de competencia entre chirpiales. En el ámbito geográfico que nos ocupa, una función biológica importante del monte bajo es la de aportar alimento y cobijo a la fauna silvestre, y en especial a la cinegética. Debido al crecimiento que muchas de estas masas tienen, pierden la capacidad de aportar cobijo y las altas espesuras impiden la entrada de luz al suelo y la aparición de hierba. Así, las opciones para estas masas pasan por su conversión a montes altos (masas procedentes de semilla), con una fase intermedia en la que existan árboles de porte considerable capaces de producir semillas viables (fustales sobre cepas). El monte alto posee, presumiblemente, mayor estabilidad y diversidad genética y es capaz de superar mejor alguna de las frecuentes crisis de los sistemas mediterráneos. Con respecto al riesgo de incendios, se disminuye la acumulación de restos al existir menos pies secos.

Debido a la alta combustibilidad de muchas de las especies que componen el monte mediterráneo, es necesario actuar sobre los residuos generados. La eliminación de los residuos debe realizarse de forma controlada; en zonas de baja cobertura arbolada se eliminan mediante quema, mientras que en montes bajos extensos puede realizarse mediante trituración o astillado.

*Podas*

La realización de estas tareas tenía por objetivo la extracción de leñas, picón y ramón, además de mejorar la fructificación del arbolado (encinas y alcornoques). En la actualidad y debido a los bajos precios de las leñas y el picón, tiene por objetivo completar la dieta del

**Figura 3-34.** Poda de una encina en las proximidades de un área de nidificación de buitre negro.

ganado durante el bache invernal y la mejora de la producción de fruto. Debido a la estructura que adquiere el arbolado podado, la eliminación de las podas puede conducir a que las ramas se sobrecarguen de peso, produciéndose el desgaje. Así, las podas pueden tener también por objetivo el mantenimiento de pies de interés (Read, 2000).

Suelen realizarse por cuadrillas, equipadas con vehículo todoterreno y motosierras. La eliminación de los restos se suele realizar mediante quema. Las fechas varían en función del período vegetativo de las especies, efectuándose normalmente a savia parada. De forma general, se realizan entre noviembre y marzo, aunque el período más habitual comprende desde primeros de diciembre hasta el 15 de febrero. Se realizan en todo tipo de terrenos y en especies de árboles que puedan soportarlo, con una edad estimada de al menos 20 años para el alcornoque y 30-40 en brinzales de encina (Montoya, 1993). En áreas muy abruptas, por la inaccesibilidad o por la no existencia de ganado o ungulados a los que alimentar, no se suele realizar este tipo de aprovechamiento, o tan sólo se efectúa una poda de formación inicial. Conviene que sean realizadas por personal especializado, para evitar daños al arbolado (ver Serrada, 2000, 2005; González y San Miguel, 2004).

*Densificaciones y plantaciones de enriquecimiento*

La regeneración natural de los *Quercus* en áreas con suelos que hayan sufrido alteraciones graves puede ser muy reducida, lo que conlleva un problema de renovación de las masas arboladas, comprometiendo su viabilidad futura. Así, en muchas laderas se han realizado tareas encaminadas a lograr la regeneración de estas masas. Para lograrla se han efectuado plantaciones, generalmente con *Quercus*, entre zonas con arbolado disperso o escaso. Las causas

**Figura 3-35.** Aspecto de un área repoblada con alcornoque, mediante densificación de la masa, y protegida con protectores individuales.

que propician esta ausencia de regeneración natural son varias. En la mayor parte de los casos están asociadas al sobrepastoreo por ungulados, por lo que mediante acotamiento temporal al pastoreo puede lograrse el incremento del número de árboles grandes. En otros casos se puede deber a la baja viabilidad de las semillas, a la escasa aptitud del suelo o al consumo directo de las bellotas (ver por ejemplo Zamora *et al.,* 1985; Díaz *et al.,* 1995, 1998).

Los trabajos de plantación y protección con protector suelen realizarse durante los meses de otoño e invierno, entre los meses de octubre y marzo. Son trabajos llevados a cabo por varias personas, generalmente cuadrillas equipadas con caballerías y ahoyadora, aunque depende de las características del terreno (pendiente, litología, tipo de plantación, etc.). Una de las tareas más necesarias durante primavera y verano puede ser el riego, que será más o menos necesario en función de las condiciones climatológicas del año de plantación.

*Descorche*

El descorche consiste en la extracción del corcho de los alcornoques. Este proceso tiene lugar desde el 1 de junio hasta el 15 de agosto, en función de las condiciones climatológicas. Así, cuando las condiciones ambientales son las adecuadas, el corcho «se da» o se separa, sin producirse apenas heridas en la capa madre (Vieira, 1991). Mediante este proceso se obtienen las panas de corcho, material renovable con destino preferente a la fabricación de tapones. En el apartado de molestias (capítulo 4.2.3.3) se expone el proceso de descorche y la forma en que afecta a la reproducción del buitre negro, exponiendo normas y consejos a seguir.

*Fumigación*

El objetivo de esta actividad es el tratamiento de plagas que afectan a las especies arbóreas principalmente. Se aplican compuestos fitosanitarios de muy distinta índole, casi siem-

**Figura 3-36.** Avioneta fumigando en el interior de un área crítica de buitre negro.

pre plaguicidas destinados a combatir las enfermedades que sufren las especies de árboles del género *Quercus*. Las principales plagas son producidas por insectos defoliadores, como la *Tortrix viridana* o *Lymantria dispar* (Romanyck y Cadahía, 1998).

En general, se realiza por medio de avionetas, que liberan el producto en amplias extensiones de terreno. Los vuelos se producen a escasa distancia del suelo y las copas de los árboles. Se suelen llevar a cabo en primavera y verano, cuando la incidencia de las plagas es mayor. No se suelen realizan los tratamientos todos los años, y sólo en los que existen mayores probabilidades de daños a la vegetación. El tratamiento en una finca o espacio suele realizarse en una o pocas jornadas, con una duración escasa que depende de la extensión a fumigar.

*Carboneo*

El carboneo es la elaboración de carbón vegetal a partir de madera. Consiste en la combustión incompleta de trozos de madera dispuestos en apilamientos que se cubren de tierra, y que se denominan carboneras. En la actualidad es una práctica en desuso, debido al escaso valor de mercado que posee. Pero en algunos montes se sigue elaborando carbón, así como el picón, carbón de pequeño tamaño que se emplea para estufas y braseros. Estas tareas suelen realizarse durante todo el año, aunque es en otoño e invierno cuando se llevan a cabo más frecuentemente.

**Tareas de la gestión relacionadas con los incendios**

La prevención de incendios es una de las tareas de gestión forestal que más recursos económicos públicos y privados recibe. Debido a que el fuego supone en muchos casos la destrucción de un medio valioso, las acciones encaminadas a la prevención, detección, control y extinción forman parte habitual de la gestión del monte mediterráneo. La época de mayor riesgo de incendio coincide generalmente con la fase de desarrollo de pollos del buitre negro, con el consiguiente riesgo de mortalidad de éstos si se produce un fuego en la colonia.

Aunque varía en función de las características del incendio, las superficies quemadas tardan en ser reocupadas por el buitre negro (Galán, 1998).

*Áreas cortafuegos*

Se trata de una superficie de anchura relativa (hasta 150 m) en la que la vegetación ha sido modificada (sin llegar a su eliminación) para disminuir la carga de combustible vegetal y su inflamabilidad (Vélez, 2000). Esta actuación tiene como fin detener o retardar la combustión del monte, especialmente del fuego de suelo, de forma que se puedan establecer líneas desde donde atacar el incendio.

Suelen establecerse a partir de una pista, desde la que se realizan los trabajos necesarios para retardar el paso del fuego. En su mayor parte consisten en la eliminación parcial (hasta un 70%) del matorral serial y heliófilo, eliminación de pies enfermos o defectuosos y poda del arbolado remanente. Para retrasar la reinvasión por parte del matorral se pueden realizar actuaciones de mejora de pastos (González y San Miguel, 2004) o pastoreo dirigido (Ruiz-Mirazo *et al.,* 2005). Suelen realizarse en zonas arboladas, ya que el objetivo de disminución del combustible es mucho más factible cuando la vegetación arbolada sombrea el suelo, dificultando así la instalación de matorral heliófilo y colonizador. Donde el arbolado sea escaso, pueden emplearse para establecer densificaciones u otras prácticas para lograr su regeneración.

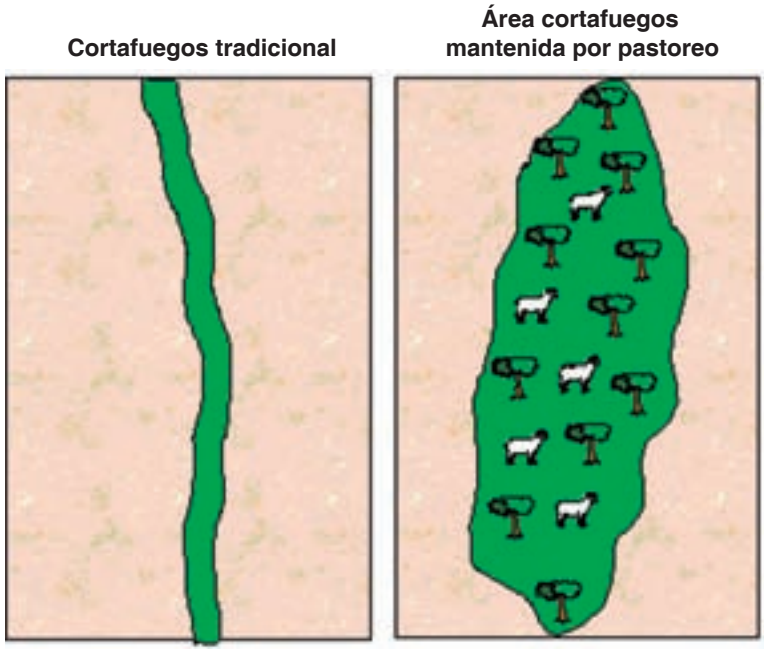



**Figura 3-37.** Esquema de cortafuegos y área cortafuegos (extraídos de González y San Miguel, 2004).

En comparación con las fajas cortafuegos, las áreas cortafuegos permiten una mayor variedad de diseños, poseen menores exigencias de maquinaria en su establecimiento, tienen menores necesidades de mantenimiento, suponen una disminución de los insumos incorporados a cada explotación, se puede inducir el pastoreo de ungulados domésticos y salvajes e incluso pueden suponer un incremento de los recursos tróficos disponibles para el conejo de monte. Tienen características reseñables, como su irregularidad, la persistencia de grupos de arbustos en los que la fauna puede encontrar refugio o la adaptación de esas áreas cortafuegos a la morfología del terreno (Vélez, 2000). En la mayor parte de las zonas de monte mediterráneo en las que está presente el buitre negro son poco o nada empleadas. Esto se debe a que la principal fuente de ingresos de estas zonas (la caza mayor) se explota por medio de monterías, donde se emplean las fajas cortafuegos como tiraderos.

*Fajas cortafuegos*

Las fajas cortafuegos son las actuaciones habitualmente conocidas por cortafuegos. Consisten en fajas de anchura fija en las que se elimina la vegetación hasta descubrir el suelo mineral. Son empleadas de forma muy amplia en la mayor parte de las zonas de monte mediterráneo ocupadas por el buitre negro. Se establecen de forma general según líneas de máxima pendiente o de forma perimetral a las distintas unidades del hábitat. Habitualmente separan las zonas de vegetación leñosa de las restantes zonas de la explotación. Así, en fincas de caza mayor, suelen rodear las distintas «manchas» que componen una finca, pues se emplean como tiradero, además de como pista (Otero, 2005).

Las fajas cortafuegos se realizan mediante pases repetidos de gradas de desfonde, arrastradas por tractores. Debido a la posibilidad de recolonización por parte del matorral,

**Figura 3-38.** Cortafuegos repasado con pista de tránsito en un paraje de los Montes de Toledo.

para mejorar el rendimiento y evitar pinchazos, los trabajos los realizan tractores de tipo oruga, más lentos y más perjudiciales para el suelo que los agrícolas habituales. Estas fajas poseen efectos negativos sobre el paisaje, un coste de construcción bastante elevado y unos requerimientos de mantenimiento elevados. El laboreo, necesario para eliminar la cobertura vegetal y hacer aparecer la tierra mineral, supone un incremento del nitrógeno disponible. La vegetación nitrófila es capaz de colonizar con facilidad y rapidez los terrenos desbrozados, aún en aparente ausencia de agua, por lo que es necesario retrasar los laboreos.

*Torretas y otras infraestructuras de vigilancia*

Una de las prácticas más habituales para el control y vigilancia de todo tipo de espacios forestales son las torretas. Estas estructuras se instalan sobre un punto elevado del terreno desde el que se puede dominar la mayor superficie de interés posible. Consisten generalmente en un habitáculo acristalado que se instala sobre una estructura (metálica o de madera) dispuesta sobre la parte superior de un cerro u otro tipo de elevación. En la gran mayoría de los casos, a estas infraestructuras nos conduce una pista, necesaria para poder transportar e instalar los materiales que la componen.

La instalación, que puede requerir o no de la apertura de una pista, es relativamente sencilla. Es necesario realizar una ligera cimentación (lo que generalmente implica la presencia de hormigoneras y retroexcavadoras) para posteriormente levantar la torreta. Para efectuarla, y condicionado por la altura de la que se quiera dotar a la torreta, se puede requerir un camión con grúa, así como de soldadores en el caso de que la estructura sea metálica. Durante la fase de explotación, son un lugar al que se debe acceder de manera diaria y permanente.

## Tareas relacionadas con la actividad cinegética en las masas de monte mediterráneo

La caza se viene realizando en los montes que habita el buitre negro desde tiempos inmemoriales. Debido a la importancia que se le concede para la gestión y conservación del

**Figura 3-39.** Jabalí *Sus scrofa* (izquierda) y bajada de los perros de una rehala del furgón de transporte justo en el inicio de una montería (derecha).

buitre negro, se le dedica un capítulo aparte (capítulo 4.1.4). Ya Bernis (1966) citaba que las mayores colonias se ubicaban en cotos de caza mayor. La práctica de la caza mayor es la más extendida en las áreas donde cría el buitre negro. En la mayor parte de los cotos se aprovecha por medio de monterías. En las zonas de monte mediterráneo también se realizan descastes y recechos de distintas especies de ungulados silvestres.

No sólo se aprovecha la caza mayor en las zonas de monte mediterráneo donde cría el buitre negro. Algunas prácticas de caza menor también son características de determinadas zonas de la mitad sur peninsular con presencia de buitres negros. La caza de perdiz *Alectoris rufa* con reclamo consiste en la atracción de ejemplares de perdiz roja hasta un señuelo vivo y su caza directa. Se realiza aprovechando la época de máximo celo de los machos de la especie, cuando se están formando las parejas reproductoras, afectando al potencial reproductor de sus poblaciones. El cazador se va desplazando por el monte mediterráneo en las zonas habilitadas para la práctica durante todo el día, aunque preferiblemente a primera y última horas del día.

Otras actividades cinegéticas se realizan en la media veda, para especies como la tórtola europea *Streptopelia turtur* o la paloma torcaz *Columba palumbus*, en esperas en zonas de paso que se realizan en los meses de agosto y septiembre. En las dehesas también es habitual la caza de la paloma torcaz durante el invierno, aprovechando que se alimentan de bellota.

El mantenimiento y apoyo de las poblaciones de especies cinegéticas conlleva también actividades por parte de guardas y gestores de caza. Así, el suministro de alimento suplementario, la instalación de comederos y bebederos, de balsas de baños o de rascaderos conllevan el tránsito y la presencia de personas en áreas potencialmente sensibles y que podría afectar al buitre negro. Estas suelen realizarse durante todo el año, y sobre todo en primavera y verano, que es cuando más lo necesitan los animales.

**Tareas relacionadas con la actividad ganadera en las masas de monte mediterráneo**

La ganadería extensiva juega un importante papel en el manejo del monte mediterráneo. Estos montes han sido habitualmente pastoreados (con cabras y vacas), lo que en muchos

**Figura 3-40.** Colmenas en un área crítica de buitre negro, en la Sierra de San Pedro (Extremadura).

casos ha hecho que se incendiasen para inducir el rebrote y garantizar el pasto de verano para estas especies. En la actualidad, el ganado *serrano* tiene mucha menos importancia que en el pasado, y en muchas zonas ha sido sustituido por el cervuno. Por su importancia actual e histórica para el buitre negro, se desarrolla un capítulo específico para la ganadería en el presente manual (capítulo 4.1.2).

En muchas explotaciones se mantiene el ganado rústico, que permanecen sueltos por las zonas de monte mediterráneo. Las reses suelen ser cambiadas de ubicación periódicamente. Por ello, además de la presencia de los animales, los ganaderos acceden a las áreas en que se encuentran, para conducir y pastorear los animales y para aportarles cuidados (alimentación, asistencia a partos y recién nacidos, etc.).

Una actividad ganadera especial que también concurre habitualmente en los montes donde cría el buitre negro es la apicultura. Las explotaciones apícolas se suelen instalar en las cercanías de zonas de monte, en claros a los que se accede por caminos a veces recónditos. La instalación y acondicionamiento de colmenas se suele realizar durante el mes de febrero y marzo, para que durante la primavera las abejas tengan actividad máxima. La instalación, adecuación, y extracción de miel se produce a lo largo de la primavera y verano.

### *3.1.2.4. Interacción entre las actividades de aprovechamiento en monte mediterráneo y el buitre negro*

*Ricardo Morán, Juan Manuel Sánchez, Emilio Costillo, Auxiliadora Villegas y Rubén Moreno-Opo*

Algunos aprovechamientos influyen en el comportamiento de los buitres negros, generando problemas para la especie en distintas fases de su ciclo vital, sobre todo en la reproducción (Donázar, 1993; Fargallo *et al.,* 1998; Donázar *et al.,* 2002; Morán-López *et al.,* 2006a, b). Para valorar el efecto de las actuaciones del hombre sobre los buitres hay que considerar de forma fundamental, y en ocasiones exclusivamente, la distancia a las aves y la época del año en que producen esas acciones. Los problemas se generan cuando las accio-

**Figura 3.41.** Buitre negro inmaduro en posadero junto con buitres leonados, en las sierras de Monfragüe (Cáceres).

nes se realizan superando unas distancias mínimas a los nidos o en períodos del año en que están reproduciéndose. El buitre negro se siente amenazado por la presencia cercana del ser humano; si esta presencia es continuada en el tiempo o muy traumática –que genere cambios drásticos del paisaje, de la composición arbórea, o incremente la accesibilidad a las áreas de cría–, se pueden producir problemas de fracaso reproductor.

En relación con los trabajos forestales para el mantenimiento del arbolado y la composición vegetal en las áreas de cría, se han demostrado interacciones que afectan al buitre negro. Se pueden generar molestias a las aves cuando éstos se localizan en áreas de cría (un resumen se puede consultar también en el capítulo 4.2.3). Los trabajos forestales se suelen realizar en otoño, invierno y principios de la primavera (hasta marzo aproximadamente, según las autorizaciones oficiales de las administraciones autonómicas, que evitan solapar estas actividades con las épocas de mayor riesgo de incendios). Coincide por tanto con las primeras fases de la reproducción del buitre negro: construcción de nido e incubación.

Los trabajos de podas, resalveos, repoblaciones o limpiezas de matorral pueden afectar a la reproducción reduciendo el número de parejas que la inician o el éxito reproductor (Galán *et al*., 2003; Sánchez, 2004; De la Puente, 2006a). Diversos trabajos han analizado este impacto (Hiraldo, 1977; Caballero, 1986; Galán *et al*., 1996), comprobándose una diferencia del éxito reproductivo en los mismos núcleos de cría entre temporadas y/o zonas distintas en los que se han realizado trabajos forestales y en los que no se han realizado. En Huelva, el éxito reproductivo varió del 0,82 en áreas no intervenidas al 0,63 cuando se produjeron molestias (Galán *et al*., 1996). En otro estudio anterior en la misma colonia (Hiraldo,

**Figura 3-42.** El tránsito de vehículos todoterreno por pistas y caminos en las áreas críticas de reproducción supone una perturbación importante de la tranquilidad durante la época de cría.

1977) la variación fue más acusada, de 0,90 a 0,66. En la provincia de Ávila la reducción fue similar (0,87 a 0,65; Caballero, 1986). Otros trabajos justifican la ubicación de las colonias y núcleos de cría del buitre negro en función de la ausencia de molestias debidas a trabajos forestales, tanto por la presencia de personas en las inmediaciones de los nidos como por las alteraciones que se podrían producir en los paisajes vegetales tras esos trabajos (por ejemplo Fargallo *et al*., 1998; Blanco *et al*., 2002; Donázar *et al*., 2002; Costillo, 2005; Morán-López *et al*., 2006a, b). El tipo de trabajos y la intensidad con que se realicen determina directamente el grado de molestias (Galán *et al*., 1996). Así, actuaciones que afectan a todas las áreas de una colonia, con abundante maquinaria pesada y durante toda la época de cría (p. ej. acciones de limpieza y saca de restos tras un incendio, repoblaciones o construcciones de pistas) son más perjudiciales que acciones puntuales y concretas al principio de la época de cría. La presencia continuada de personas en la cercanía de los nidos provoca que los buitres se espanten y abandonen el huevo que incuban o el pollo que protegen.

Los caminos, vías y pistas con tránsito frecuente son focos de molestias continuadas (Bautista *et al*., 2004) y, por tanto, seleccionados negativamente por los buitres negros para establecer sus nidos (Costillo, 2005; Morán-López *et al.,* 2006a, b). La intensidad de la molestia es proporcional al empleo de dichos caminos y a la frecuencia con que se lleven a cabo trabajos de mantenimiento de los mismos.

Un caso particular de trabajo forestal típico del monte mediterráneo es el descorche. Tiene una influencia importante sobre la reproducción del buitre negro, puesto que se realiza en verano, cuando los pollos están desarrollándose, y afecta a todos los pies de alcornoques presentes, entre ellos los que albergan nidos de la especie. Una exposición detallada del proceso y de la interferencia sobre el buitre negro se expone en el capítulo 4.2.3.3.

La fumigación de árboles en zonas de monte mediterráneo suele coincidir con las épocas de incubación o crianza de los pollos de buitre negro. Se trata de una perturbación notoria en las zonas de cría, debido a que las avionetas desde las que se lanzan los productos fitosanitarios pasan a escasa altura de las copas de los árboles que se quieren tratar. El ruido producido es muy elevado. Las avionetas permanecen en las mismas zonas durante períodos de tiempo no más duraderos de tres horas. Aunque no existen trabajos que analicen los efectos en detalle de esta causa de molestia para el buitre negro, se tiene constancia de la importancia como elemento perturbador para otras especies, como el águila imperial ibérica (González *et al*., 2006). Es una de las actividades que en mayor proporción provoca reacciones de alerta en las águilas, sobre todo cuando se produce a menos de 500 m de distancia al nido. En el buitre negro produce también acciones de alerta e inquietud en los ejemplares adultos y pollos presentes en los nidos (Fundación CBD-Hábitat; obs. pers.). En ocasiones, los adultos salen espantados y los pollos quedan solos en el nido. Debido en parte a que la duración de la molestia suele ser escasa, los adultos regresan a las plataformas tras un período breve de tiempo; además, la fumigación se realiza en días sin inclemencias climatológicas y se produce a primera hora de la mañana, por lo que se reducen las posibilidades de que los huevos se malogren y se produzcan muertes de pollos por deshidratación. No obstante, en los casos en que los progenitores abandonan el nido, tanto el huevo como el pollo quedan a merced de cualquier incidencia.

El carboneo es una actividad prácticamente en desuso en la actualidad, por lo que está muy poco extendida en el área de distribución del buitre negro. Si la actividad se realiza en un núcleo de cría, el tránsito de las personas y maquinaria puede producir molestias.

Las infraestructuras y medidas ante incendios (véase una exposición detallada en el capítulo 3.1.3) son habituales en los montes mediterráneos, así como en las colonias de cría del buitre negro. Las áreas y fajas cortafuegos suelen ubicarse en laderas con grandes pendientes, que en ocasiones atraviesan vegetación entre los distintos nidos que conforman la colonia de buitre negro. Su presencia no es incompatible con el desarrollo normal de la reproducción de las aves cuando se trata de cortafuegos que llevan construidos muchos años y los buitres están ya acostumbrados a ellos. No obstante, la apertura de otros nuevos en *áreas sensibles* (AS) reduce el hábitat natural disponible, modificando la estructura vegetal original. Si la construcción se realiza en época de cría y a menos de unos 500 m de los nidos, se suelen producir molestias importantes a los progenitores. Los cortafuegos requieren un mantenimiento frecuente para garantizar la eficacia de éstos ante posibles incendios. Estas tareas suelen realizarse en primavera, justo cuando los buitres incuban o tienen pollos pequeños en el nido (abril-junio). Por ello, existen varios casos comprobados de fracasos reproductivos por trabajos de repaso de cortafuegos muy próximos a nidos ocupados (Fundación CBD-Hábitat; datos propios). En general, las medidas antiincendios son una de las fuentes principales de molestias humanas en las áreas de cría, tanto por el trabajo de acondicionamiento de cortafuegos como por el tránsito para la vigilancia a través de pistas y caminos.

La actividad cinegética que se desarrolla en las áreas de cría del buitre negro de monte mediterráneo conlleva la presencia de personas en zonas ecológicamente muy valiosas. En las jornadas de caza, que suelen durar todo el día, el ruido suele ser generalizado, provocado por los perros, las voces de los rehaleros y los disparos de los monteros. En el caso del buitre negro, las monterías son una fuente de molestias porque las aves marchan espantadas de la zona mientras se celebra la actividad pero a la vez generan una importante fuente de alimento.

Los buitres se sienten atraídos aparentemente por la actividad de las monterías, y sobrevuelan las zonas con presencia de rehalas y cazadores durante la jornada de la cacería (Fundación CBD-Hábitat; obs. pers.). A pesar del gran revuelo creado en el monte, los buitres negros prospectan esas áreas y, en ocasiones, se alimentan de los animales cazados,

**Figura 3-43.** Comederos para jabalí en Sierra Morena. Estas estructuras requieren un mantenimiento de aporte continuo de alimento para que sean efectivas.

antes incluso de que sean recogidos por los encargados de la montería. Por tanto, y a pesar de la pérdida de tranquilidad de los espacios naturales, los buitres negros no son afectados de forma generalizada. En cambio, las monterías son perjudiciales en las zonas de cría del buitre negro cuando se celebran en el mes de febrero. A partir la primera semana de febrero existen parejas que inician la incubación, por lo que una molestia prolongada a lo largo de un día entero provoca casi con total seguridad el fracaso de la puesta. De hecho, se conoce el caso de una pareja en Extremadura que inició la incubación antes de la celebración de una montería en la zona del nido, la puesta fue abandonada tras la cacería (Fundación CBD-Hábitat; datos propios).

Otras actividades de caza mayor no son habitualmente perjudiciales, salvo que se produzcan dentro de las AS durante el *período sensible* (PS), de febrero a septiembre. Los descastes o recechos de ciervos *Cervus elaphus*, muflones *Ovis ammon* y gamos *Dama dama* se suelen realizar en áreas llanas y despejadas, no correspondientes a núcleos de cría de buitres negros. No obstante, para la caza mediante esta modalidad de cabra montés *Capra pyrenaica* y corzo *Capreolus capreolus* puede ascenderse a cotas altas por pistas y caminos que sí podrían estar próximos a nidos de la especie y causar problemas por molestias. El período habitual de caza del corzo (marzo a septiembre) coincide plenamente con la cría del buitre negro.

Con respecto a la caza menor en zonas de cría, existen varias modalidades. La práctica de la caza invernal de la paloma torcaz no interfiere de forma determinante sobre el buitre negro. Una actividad en auge en la actualidad es la caza de perdiz con reclamo. Se realiza en zonas de monte mediterráneo de la mitad sur peninsular durante los primeros meses del año, hasta marzo aproximadamente. Resulta habitual en las inmediaciones de algunas colonias de cría del buitre negro. Si no se regula o impide el acceso a las zonas donde los buitres negros incuban en esas fechas, se pueden generar importantes problemas de molestias. La presencia de cazadores es habitual durante varias jornadas consecutivas en las mismas zonas, por lo que la perturbación permanece varios días seguidos.

El mantenimiento y cuidado de los ungulados cinegéticos conlleva el establecimiento de estructuras para alimentarles y darles de beber. En ocasiones, estos comederos y bebederos se colocan dentro de las AS en las que crían los buitres. De ser así, el trasiego habitual de vehículos para rellenar los comederos puede producir molestias diversas, sobre todo si son estructuras de nueva construcción o localización.

La actividad ganadera en las zonas de reproducción de buitre negro de monte mediterráneo es escasa en la actualidad. De esta forma, en las áreas donde se ubican los nidos de buitre negro –en zonas de pendientes en laderas de montañas– la presencia de ganado y personas que lo custodian se ha reducido. El ganado presente en estas zonas suele encontrarse en pastizales llanos de zonas más bajas. La interacción entre el ganado y la reproducción del buitre negro, por tanto, se considera casi nula en la actualidad, aunque aún existen rebaños de cabras domésticas en determinados lugares y explotaciones bovinas en zonas de ocupación potencial por la especie. En áreas de cría de buitre negro en Asia –República de Georgia–, el pastoreo es, por el contrario, la principal fuente de molestias (Gavashelishvili *et al.,* 2006).

Un caso especial de aprovechamiento ganadero que tiene efectos distintos sobre el buitre negro es la apicultura. Las colmenas se suelen ubicar en áreas retiradas de la presencia

humana y con buenas condiciones de alimentación para las abejas. A veces están dentro de núcleos de cría de buitre negro. Si esto ocurre, se pueden producir molestias durante la incubación y primeras fases de desarrollo de los pollos. Las colmenas se instalan de febrero a abril de forma rápida, aunque se requiere la presencia de vehículos de transporte y varias personas. Posteriormente, para la recogida de la miel y la retirada de las colmenas también se precisa que varias personas y vehículos accedan a las zonas potencialmente sensibles. Esta presencia podría provocar problemas y ausencias prolongadas de buitres negros adultos del nido, si se permanece mucho tiempo en la zona.

### *3.1.2.5. Recomendaciones y propuestas de actuación para una gestión compatible con la presencia de buitre negro*

*Francisco Guil, Rubén Moreno-Opo y Alfonso San Miguel*

La conservación de los hábitats de reproducción actuales debe dirigirse principalmente hacia el arbolado de porte suficiente para albergar los nidos (alcornoque y encina sobre todo). La sustitución de los eucaliptos debe considerarse una medida adecuada para la conservación de los ecosistemas forestales autóctonos, aunque más interesante aún es favorecer a los *Quercus* frente a eucaliptos o pinos, llevando a cabo claras si fuera recomendable. Además, la programación temporal de estas actuaciones selvícolas debe evitar el período reproductor (febrero a agosto) en la cercanía de los nidos. También ha de tenerse en cuenta

**Figura 3-44.** Entorno del núcleo de reproducción de buitre negro en la Sierra de Andújar, Jaén (Alfonso San Miguel).

la importancia que algunos eucaliptales tienen como excepcionales dormideros de paloma torcaz (Bea *et al*., 2003; GIIFS, 2004), que a su vez son importantes para la alimentación invernal de otras rapaces amenazadas, como el águila imperial o el águila perdicera.

Los lugares de reproducción son seleccionados evitando la cercanía de carreteras y caminos –al menos hasta una distancia de 500 m– como fuente de molestias con efectos negativos en el éxito reproductor. Se trata, por tanto, de otro de los elementos de gestión más relevantes para la conservación del buitre negro. Ello debe traducirse en: (1) regular la creación y mantenimiento de infraestructuras viarias (principalmente caminos) dentro de las áreas sensibles –AS–, (2) controlar el acceso de las personas a estos entornos (turismo, senderismo, deportes, etc.) en los períodos sensibles –PS–, y (3) programar en el tiempo y el espacio las actividades económicas asociadas (principalmente selvícolas y cinegéticas) en la *época* y *lugares* de cría –por tanto, no en todo momento ni en cualquier parte–. La necesidad de estas medidas tiene respaldo en los resultados de numerosos estudios (Donázar, 1993; Fargallo *et al.,* 1998; Donázar *et al.,* 2002; Morán-López *et al.,* 2006a, b), aunque resulta necesaria una integración de todas las actividades humanas existentes y una consulta previa a todos los agentes sociales interesados. De forma resumida, se proponen unas recomendaciones acerca de los aprovechamientos habituales en las áreas de cría del buitre negro, que pretenden mejorar el rendimiento de las acciones sin afectar a la reproducción de la especie.

a) Trabajos forestales

*Resalveo en monte bajo*

- Se recomienda llevar a cabo la reducción moderada de la densidad de las matas de especies potencialmente arbóreas del monte mediante cortas selectivas y no generalizadas. Con ello, es posible asegurar el estado vigoroso de las matas existentes y favorecer las propiedades de los pies no eliminados, incrementar su crecimiento, favorecer la producción de fruto y posibilitar que a medio o largo plazo se produzca la conversión a monte alto (Serrada, 2005).

- Sólo ha de realizarse en montes bajos maduros y afectando a los pies menos desarrollados y menos vigorosos, en torno a un 30% del área basimétrica y un 50% de pies.

- La época ideal de realización es finales de verano y otoño, de forma que se minimice el rebrote y el ramón producido pueda ser aprovechado por los ungulados para paliar el bache alimenticio estival.

- Es preciso que los resalvos tengan un diámetro normal superior a 12-15 cm, de forma que les permita soportar la presión de los ungulados silvestres.

- Hay que evitar realizar los trabajos en las AS donde los buitres negros tienen sus nidos durante el PS de la especie (febrero a agosto, en este caso).

- Se debe ser especialmente cuidadoso al efectuarlas en aquellas áreas que presenten importancia para el conejo de monte, ya que la pérdida brusca de cobertura puede hacer que la madriguera se vea más expuesta a la predación.

*Podas de mantenimiento*

- La intensidad de la poda no debe superar más de un tercio de la biomasa de la copa del árbol. Cuando aparecen posteriormente chupones o brotes en ramas gruesas es síntoma de una presión de poda excesiva (Montoya, 1996).

- No cortar ramas mayores de 12-15 cm de diámetro, para asegurar la cicatrización de las heridas provocadas y evitar la aparición de plagas y enfermedades.

- El orden de eliminación de las ramas debe responder a una prioridad sanitaria (ramas atacadas por plagas o muy debilitadas), de estabilidad (aquellas que amenacen el futuro del árbol) y de producción de fruto (ramas verticales y viejas).

- Es preferible para el árbol realizar la poda durante el período de reposo vegetativo (es decir, invierno), aunque para aprovechar el ramoneo de las hojas y brotes por parte de los herbívoros se puede adelantar o atrasar la fecha hacia períodos de bache alimenticio.

- Eliminar los brotes de cepa o raíz que rodean el tronco del árbol al mismo tiempo que la poda, puesto que compiten por los recursos tróficos. Aunque si la zona alberga especies como conejo o perdiz roja es recomendable dejar este matorral, puesto que supone un refugio esencial.

- Hay que evitar realizar los trabajos en las AS donde los buitres negros tienen sus nidos durante el PS de la especie (febrero a septiembre).

- Emplear cicatrizantes cuando se eliminen ramas de más de 10 cm.

- Desinfectar las motosierras con antifúngicos al final de cada jornada, de forma que se inmunicen los riesgos de transmisión de enfermedades.

- Evitar los cortes verticales y los horizontales, ya que pueden hacer que el agua se acumule, favoreciendo la aparición de hongos. El corte en pico de flauta es más adecuado, puesto que además permite minimizar el riesgo de desgarros.

*Eliminación de residuos mediante quema*

- No recurrir a la quema cuando existen ungulados que puedan consumir el ramón.

- En aquellas zonas donde las poblaciones de conejo sean importantes se pueden aprovechar los residuos para realizar entaramados, por lo que no es conveniente quemar todos los residuos.

- No quemar en las cercanías de los árboles tratados para que las llamas no los afecten, ni en días con viento.

- No realizar las quemas sobre comunidades herbáceas protegidas, como majadales o junqueras.

**Figura 3-45.** Repoblación de alcornoques de siete años de edad con un excelente ritmo de crecimiento en área de cría de buitre negro en Castilla-La Mancha.

– En las AS de buitre negro, durante los PS (febrero a septiembre) habría que evitar la quema de residuos.

*Plantaciones de enriquecimiento, repoblaciones*

– Comprobar que los plantones seleccionados corresponden a las variedades y subespecies propias de la zona donde se realice la repoblación.

– Para evitar el consumo de los plantones por fitófagos puede ser preciso proteger individualmente los pies introducidos o cercar un área con malla cinegética o ganadera.

– Conviene no llevar a cabo acciones de repoblación, protección de los plantones o mantenimiento (riego, retirada de marras, etc.) en las AS de buitre negro durante el PS (de febrero a septiembre).

*Descorche (ver capítulo 4.2.3.3)*

*Fumigación*

– Evitar fumigar mediante avioneta o por cualquier otro medio las AS de cría de buitre negro durante los PS. Si no fuera posible, se recomienda llevar a cabo la fumigación mediante avioneta en un día despejado de los meses de mayo o junio, durante las tres primeras horas del día. No prolongar el trabajo durante más allá de media mañana.

– Si hubiera que realizar un mayor número de jornadas de fumigación es preferible realizarlo en días alternos, dejando tres o cuatro días de intervalo.

– Utilizar productos integrados en el Registro Oficial de Productos y Material Fitosanitario (Real Decreto 2163/1994), desaconsejándose la utilización de productos comerciales de categoría Tóxicos o Muy Tóxicos (ver Anexo V).

– Ha de realizarse únicamente cuando se crea posible la aparición de plagas y daños previsibles a la vegetación. El aporte continuado de pesticidas o insecticidas afecta negativamente a toda la fauna invertebrada, y especialmente a las cadenas tróficas del medio acuático.

– Cuando la afección a la vegetación sea por *Lymantria dispar*, es preferible el uso de trampas de feromonas, que evitarán el daño en la temporada siguiente.

*Carboneo*

– En las AS de cría del buitre negro durante los PS (febrero a septiembre) habría que evitar la realización de carboneo.

– Evitar quemar bajo la copa de los árboles o en su entorno inmediato, de forma que se pueda afectar a la vegetación leñosa.

b) Construcción y arreglo de pistas y caminos (ver capítulo infraestructuras 3.1.3.2).

c) Medidas de gestión contra los incendios

*Áreas y fajas cortafuegos (ver capítulo infraestructuras 3.1.3.2)*

*Torretas y otras estructuras de vigilancia (ver capítulo infraestructuras 3.1.3.2)*

d) Actividad cinegética

**Figura 3-46.** La apertura de nuevas pistas que atraviesan laderas donde cría el buitre negro puede provocar afecciones severas a la tranquilidad, y hacer fracasar la reproducción si se realiza en los períodos sensibles.

*Monterías (ver capítulo caza mayor y buitre negro 4.1.4.6 y 4.1.4.7)*

*Recechos*

– Llevar a cabo la caza mediante rececho de las distintas especies fuera de las AS de cría de buitre negro en el PS (febrero a septiembre).

*Caza menor de paloma torcaz*

– No realizar cacerías de palomas en las AS de cría de buitre negro en el mes de febrero.

*Perdiz con reclamo*

– No autorizar la realización de cacerías de perdices con reclamo en las AS de cría de buitre negro, por las molestias que genera la presencia de personas mientras realizan la actividad, con disparos, tránsito con vehículos, etc.

– Regular y limitar la actividad de la forma más adecuada posible, para no reducir las poblaciones de perdices justo en el momento previo al inicio de la reproducción, cuando los machos son territoriales y las hembras buscan los mejores machos para criar.

*Comederos y bebederos*

– A pesar de ser necesario, hay que reducir la suplementación de alimento lo máximo posible, tanto en cantidad como en calidad, para gestionar de la mejor forma posible

**Figura 3-48.** Mula recogiendo las piezas cazadas en una montería, en este caso un venado. Es recomendable que no se lleve a cabo esta práctica después del mes de enero en las áreas críticas de buitre negro, ante la posibilidad de molestar a aves que pueden haber iniciado la incubación.

el medio natural y la calidad de los productos ganaderos (González y San Miguel, 2004).

– Distribuir los comederos y bebederos por la mayor cantidad posible de lugares en una finca o explotación para reducir la presión de altas cargas de ungulados sobre unos pocos enclaves.

– No ubicar los comederos y bebederos en las AS de cría del buitre negro, y hacerlo siempre a más de 500 m de los nidos.

– Evitar realizar el tránsito para el mantenimiento de los comederos y bebederos a través de las AS de cría durante el PS (febrero a agosto).

*Vallados cinegéticos y cerramientos (ver capítulo infraestructuras 3.1.3.2)*

*Puestos de caza*

– Emplearlos para la actividad cinegética en la época de caza pero siempre antes de febrero, cuando se encuentren en AS de cría de buitre negro.

– No instalar nuevos puestos en el interior de AS de cría de buitre negro, principalmente torretas u otras estructuras elevadas que sobresalgan del dosel forestal.

– Emplear elementos lo más naturales posibles para señalar los puestos.

**Figura 3-49.** Brote de encina con ramoneo excesivo por ungulados silvestres y ganado. Además de las molestias que puede provocar el ganado con su presencia, el deterioro de la vegetación es otro efecto perjudicial sobre el hábitat de buitre negro.

e) Actividad ganadera

*Manejo del ganado*

– Aunque no resulta habitual la presencia de ganado en áreas de cría de monte mediterráneo, por tratarse en general de zonas abruptas con escasa disponibilidad de alimento óptimo para el ganado –por presencia de matorral abundante y roquedos, etc.–, y por la reducción de las poblaciones de la cabaña caprina, se recomienda evitar la presencia de rebaños en las AS de cría de buitre negro durante el PS.

– No instalar cercas para el manejo del ganado en las AS de buitre negro.

– Para explotaciones donde se maneja mediante cercas, evitar la presencia del ganado en las cercas que pudieran ubicarse en las AS de buitre negro durante los PS.

– En los rebaños pastoreados, los pastores habrían de evitar la presencia de cabras, ovejas o vacas en las AS de cría del buitre negro.

– No realizar tareas de mantenimiento de ganado en AS, y sobre todo no durante los períodos sensibles.

– La elección de las razas ganaderas, la proporción de edades y sexos y la organización de los partos y desviejes son aspectos importantes para gestionar de forma adecuada el aprovechamiento pecuario en una explotación.

*Comederos y bebederos (ver también recomendaciones que para ungulados cinegéticos 3.1.2.5.d)*

– Evitar la suplementación con piensos que contengan urea, que incrementa en el ganado la necesidad de ingerir vegetación leñosa.

*Apicultura*

– Instalar las colmenas fuera de las AS de cría de buitre negro, a más de 500 m de cada nido.

**Selección de resúmenes de artículos publicados**

***Selección del lugar de nidificación en poblaciones amenazadas de buitre negro Aegypius monachus afectadas por perturbaciones antropogénicas: implicaciones en conservación presentes y futuras***

*Ricardo Morán-López, Juan Manuel Sánchez, Emilio Costillo y Auxiliadora Villegas*

Grupo de Investigación en Conservación, Área de Zoología, Universidad de Extremadura. Avda. Elvas s/n. 06071. Badajoz. España. rmoran@unex.es

Artículo original: Morán-López, R., Sánchez, J. M., Costillo, E. y Villegas, A. 2006. Nest-site selection of endangered cinereous vulture *Aegypius monachus* populations affected by anthropogenic disturbance: present and future conservation implications. *Animal Conservation,* 9: 29-37.

El buitre negro *Aegypius monachus* es la mayor ave del Paleártico occidental y está amenazada en su rango de distribución. Considerando explícitamente la influencia de las interferencias humanas, estudiamos la selección del hábitat reproductor en siete colonias utilizando un sistema de información geográfica y modelos estadísticos multivariantes. En todas las colonias, los lugares preferenciales de reproducción fueron áreas con pendiente alejadas de perturbaciones humanas. El sustrato de nidificación y las condiciones climáticas variaron entre colonias, pero siempre se correspondieron con una meteorología no extrema e incluyeron especies forestales de tamaño adecuado. Considerando que las actividades humanas influyeron en la elección del hábitat reproductor, existen políticas de gestión que pueden claramente beneficiar la conservación de este buitre. Estas serían fundamentalmente las siguientes: (1) las actividades forestales deben ser orientadas a proteger los parches de quercíneas *(Quercus* sp.) y pinos *(Pinus* sp.), especialmente los árboles individuales de gran porte, y a reemplazar los eucaliptos *(Eucalyptus* sp.) con especies autóctonas; (2) las actividades alrededor de las áreas de reproducción (recreativas, económicas, etc.) deben ser temporalizadas y organizadas espacialmente para evitar perturbaciones, en particular aquéllas que derivan de la proximidad de carreteras y caminos; (3) los efectos esperados del cambio climático deben ser compensados identificando los lugares futuros donde gestionar el hábitat, proveer alimentación suplementaria y diseñar reservas.

***Variación espacial en los factores naturales y antrópicos que regulan el éxito reproductor del buitre negro Aegypius monachus en el SO de la Península Ibérica***

*Ricardo Morán-López, Juan Manuel Sánchez, Emilio Costillo, Casimiro Corbacho y Auxiliadora Villegas*

Grupo de Investigación en Conservación, Área de Zoología, Universidad de Extremadura. Avda. Elvas s/n. 06071. Badajoz. España. rmoran@unex.es

Artículo original: Morán-López, R., Sánchez, J. M., Costillo, E., Corbacho, C. y Villegas A. 2006. Spatial variation in anthropic and natural factors regulating the breeding success of the cinereous vulture *(Aegypius monachus)* in the SW Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 130: 169-182.

La gestión de las poblaciones del buitre negro *(Aegypius monachus),* la mayor ave del Paleártico occidental y considerada especie paraguas, requiere conocer los factores que limitan el éxito reproductor. Como parte de un programa de gestión, estudiamos tales factores en siete colonias reproductoras en Extremadura (SO Península Ibérica). Utilizando un Sistema de Información Geográfica y modelos multivariantes, analizamos la relación del éxito reproductor con factores

antrópicos y naturales en la ubicación del nido y en el área de alimentación de los adultos. Incorporamos en los modelos efectos denso-dependientes entre las parejas y la autocorrelación espacial en las variables ambientales. Resultaron diferencias en el éxito reproductor de las variaciones espaciales en las condiciones naturales y antrópicas, teniendo las actuales molestias a los nidos y la futura alteración del clima un efecto negativo esperado en todos los lugares. Las medidas de gestión deben establecer regulaciones de calendario en el entorno inmediato de los nidos, principalmente en relación con las actividades silvícolas y cinegéticas. Un segundo elemento clave es la protección de los hábitats en los lugares de nidificación y sus áreas circundantes, con el objetivo de hacer disponibles tanto áreas forestadas para la nidificación como hábitats abiertos para la alimentación. Las Zonas de Especial Protección para las Aves mostraron una eficacia parcial de las medidas de conservación para la especie, y la necesidad de futuras mejoras. Finalmente, en un escenario de calentamiento global, las políticas de gestión de los hábitats de nidificación tendrán que extenderse a mayores altitudes, acciones que deberán ser guiadas por el estudio de la selección del hábitat potencial reproductivo.

## *3.1.3. Establecimiento de infraestructuras e interacción con el buitre negro*

*Rubén Moreno-Opo*

### *3.1.3.1. Introducción*

La destrucción del hábitat es la principal causa de amenaza para el mantenimiento de la biodiversidad en el mundo y se produce sobre todo por la acción sumatoria de desaparición de medios forestales (BirdLife International, 2004b; Bailie *et al*., 2005). Las infraestructuras que se implantan en zonas ambientalmente valiosas suponen un aumento de la accesibilidad y presencia humana, que genera un factor de riesgo añadido. Para muchas aves amenazadas, la construcción de infraestructuras y el tránsito de personas a pie o vehículos a motor generan molestias en la reproducción, reducen la actividad rutinaria de los individuos en la zona y, en ocasiones, provocan la desaparición de territorios de cría (Newton, 1979; Donázar *et al.,* 1993; Soto-Largo, 1996; Steidl y Anthony, 2000; Bautista *et al.,* 2004; González *et al.,* 2006). El establecimiento de infraestructuras, por tanto, provoca la fragmentación del hábitat, reduciendo la disponibilidad de áreas adecuadas para especies amenazadas que dependen de condiciones ecológicas concretas (Santos y Tellería, 1998). Incrementan el efecto borde como consecuencia del contacto entre el hábitat de calidad óptima, donde viven las especies necesitadas de conservación, y los espacios perimetrales generados en el borde, de baja calidad de hábitat. Se puede producir una ocupación o invasión por especies generalistas u oportunistas que provocan cambios en la composición de las comunidades ecológicas, introduciendo episodios de competencia o depredación. Los espacios alterados por las

**Figura 3-50.** Buitre negro juvenil alimentándose de trozos de vísceras de ungulados silvestres, tras la celebración de una montería.

infraestructuras provocan también cambios físicos en el hábitat original por aumento de la insolación, exposición a viento o lluvia, erosión, etc. (Santos y Tellería, 2006).

Las infraestructuras en áreas donde nidifican los buitres negros son de distinta índole y entidad y se establecen para satisfacer necesidades económicas, recreativas o de gestión de los recursos naturales. Son actuaciones que se convierten en permanentes y definitivas en el medio, porque conllevan la eliminación de una extensión variable de hábitat natural. Tienen como objetivo aumentar la accesibilidad a los lugares más alejados y recónditos de los espacios naturales (construcción de pistas y veredas), proteger zonas de monte ante el fuego (construcción de fajas cortafuegos e instalación de torres de vigilancia), facilitar las tareas de aprovechamiento cinegético (cercados, tiraderos y colocación de comederos) y energético (polígonos de energía eólica, tendidos eléctricos, explotaciones de minería e hidráulica), promocionar el turismo de la zona (asfaltado de pistas, observatorios y miradores) y otras (construcciones, abrevaderos, vallas, etc.).

### *3.1.3.2. Tipos de infraestructuras. Interacción con el buitre negro. Recomendaciones de actuación*

*Pistas forestales, caminos y veredas*

Los montes en los que se reproduce el buitre negro tienen una red variable de caminos y pistas. Su objetivo es facilitar el acceso a distintas zonas para su gestión. Hay desde pistas amplias y asfaltadas a pequeñas veredas donde apenas puede transitar un vehículo a motor, en zonas altas, a mitad o en la parte baja de las laderas. La construcción de pistas y caminos se realiza por medio de maquinaria pesada, capaz de eliminar la vegetación original presente y allanar la vía. El medio más empleado es el bulldozer en sus diferentes versiones (angle y tilldozer), aunque se pueden usar para ello excavadoras, apisonadoras, motoniveladoras, tractores o camiones. La época en que más habitualmente se construyen pistas y caminos es primavera

**Figura 3-51.** Pista abierta en el entorno de una colonia de cría de buitre negro para realizar tareas de gestión tras un incendio forestal (Jesús Garzón).

y otoño, cuando las condiciones climatológicas permiten el máximo rendimiento de trabajo de la maquinaria, por el estado de humedad del suelo y las condiciones de la vegetación.

Para permitir un uso continuado de las vías son necesarias tareas habituales de mantenimiento. Estas vías de montaña se deterioran por la acción erosiva de lluvias y viento, por el tránsito continuado de vehículos y por desplazamiento de piedras y material del propio camino. Por eso, siempre que resulta posible, se realizan tareas de acondicionamiento, remozando el camino una motoniveladora, excavadora o apisonadora, rellenando con arenas o zahorra los baches existentes, etc. Estas acciones de mantenimiento suelen llevarse a cabo en primavera u otoño y su frecuencia varía en función de las características constructivas, del nivel de uso, de la climatología, etc. Así, se suelen repasar una vez al año los caminos principales y de 3 a 6 años aquellos secundarios de menor relevancia. En las propiedades privadas y públicas son una herramienta importante para la gestión cinegética y de numerosos aprovechamientos (como la extracción de madera o el descorche). En general, la red de pistas y caminos en las áreas de cría del buitre negro es amplia, no quedando apenas una ladera sin camino próximo.

Los caminos son una de las infraestructuras que más interfieren en la tranquilidad del buitre negro. Los buitres negros evitan la cercanía a pistas y caminos para la instalación de sus nidos (Atienza *et al*., 2001; Jiménez, 2002; Cuevas y De la Puente, 2005; Morán-López *et al*., 2006a). La construcción, el mantenimiento y el uso de los caminos conllevan una afección muy importante cuando se produce en las AS y en los PS. La propia construcción de las pistas genera ruidos por parte de la maquinaria y por la presencia de personas, que permanecen en las laderas de cría un tiempo prolongado. Se han detectado fallos reproductivos y molestias debidas a la existencia de estas infraestructuras, tanto por la maquinaria empleada como por el acceso de vehículos y personas a puntos próximos a nidos (Galán, 1996; Sánchez, 2004b). Se ha observado además cómo los buitres negros seleccionan negativamente para criar los árboles situados a menos de 400 m de distancia a caminos y pistas (Jiménez, 2002). Las molestias por el tránsito de vehículos hacen perder numerosas puestas en nidos ubicados a menos de 50 m de caminos transitados (9,6% de 31 fracasos reproductivos detectados en una colonia de Ciudad Real en 2006. Fundación CBD-Hábitat; datos propios). Otros daños potenciales causados por las vías de tránsito son la pérdida de hábitat propicio para la instalación de los nidos.

La construcción de pistas requiere la autorización de la autoridad ambiental autonómica tras someterse a evaluación de impacto ambiental, si así lo considera oportuno el órgano ambiental competente (Ley 6/2001 de evaluación de impacto ambiental). La legislación autonómica publicada regula las posibilidades de instalación, mantenimiento y tránsito por pistas y vías forestales. Es el caso del Plan de Conservación del Buitre Negro en Castilla-La Mancha y su referencia a la Ley 9/1999 de Conservación de la Naturaleza de Castilla-La Mancha (Consejería de Medio Ambiente, 2003). El Plan de Conservación del Hábitat del Buitre Negro en Extremadura indica la necesidad de someter a evaluación de impacto ambiental cualquier proyecto que pueda incidir sobre la especie y su hábitat, excluyendo las áreas de seguridad de la especie a actividades de construcción o repaso de pistas entre el 1 de febrero y el 15 de septiembre y limitando el paso de vehículos por vías que puedan generar molestias (Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, 2005).

Se recomienda seguir las siguientes prescripciones:

– Su trazado no ha de contribuir a procesos erosivos del terreno, ni generar desmontes o taludes de tierra excesivos.

– Mantener la capacidad de drenaje de las pistas, para evitar su deterioro: construir cunetas y drenajes.

– Evitar la proliferación de rodadas y el consiguiente aumento de la anchura de la vía, circulando siempre por los mismos itinerarios, sobre todo en zonas encharcadas, en las que resulta conveniente construir drenajes.

– Se recomienda no abrir pistas en AS de buitre negro y de otras especies de aves amenazadas, siempre haciéndolo a más de 500 m de distancia del nido más próximo.

– Trabajar con maquinaria pesada en la construcción y mantenimiento de las pistas en otoño e invierno siempre que sea posible, fuera de la época de cría de la especie.

– Limitar el acceso de vehículos a motor en los caminos y vías no públicos mediante cadenas o cancelas con llave, para evitar el paso de personas que pueden molestar la fauna presente en el PS.

– Reducir al máximo el tránsito de vehículos a motor y personas en el PS del buitre negro –febrero a agosto– por vías que discurran por medio de una colonia de cría y/o a menos de 300 m de un nido, para reducir molestias en la época de cría.

– El personal que discurra por estas vías durante el PS ha de mantenerse en la zona el menor tiempo posible y evitar en todo momento la generación de ruidos innecesarios.

**Figura 3-52.** Cortafuegos-tiradero en finca dedicada a la caza mayor.

**Figura 3-47.** La apertura o arreglo de cortafuegos no ha de realizarse en el interior de áreas críticas ni en períodos sensibles del buitre negro.

*Fajas cortafuegos y tiraderos para monterías*

Una medida muy común para la protección contra incendios y para la práctica de la caza mayor en numerosas sierras es el establecimiento de fajas cortafuego y tiraderos o cortaderos. Se trata de franjas de dimensiones variables desprovistas de vegetación que dividen la mancha de monte mediterráneo en las laderas. De forma general se disponen perpendiculares a la ladera, prolongándose desde la base de ésta hasta la cumbre, con una anchura variable de entre 12 y 40 m, aproximadamente. El objetivo de estas fajas de terreno es parar el avance del fuego en un incendio forestal, al no existir material combustible en ellas, y habilitar espacios libres de vegetación donde poder disparar a las piezas de caza mayor en la práctica de la montería.

La construcción y mantenimiento de fajas cortafuego y cortaderos conlleva la generación de molestias si se realizan en las AS y en los PS de los buitres negros. La presencia y ruido de la maquinaria produce potencialmente molestias si existe algún nido en las proximidades. Estas tareas se suelen realizar durante la incubación o primeros días de desarrollo de los pollos de buitre negro, y se han comprobado fracasos reproductivos en distintas colonias (dos parejas de 115 que incubaban. Fundación CBD-Hábitat; datos propios). Los problemas vienen derivados de la presencia de maquinaria en la zona, y no tanto por otros vehículos y personas, cuyo tránsito es más dificultoso por la fuerte pendiente que tienen y el estado del firme de la vía. A las molestias a los buitres se añade el impacto paisajístico de la actuación y la posibilidad habitual de generar procesos erosivos.

Se trata de un tipo de infraestructura promovido por las autoridades ambientales para la prevención de los incendios forestales (por ejemplo, Ley 5/2004 de prevención y lucha contra los incendios forestales en Extremadura), aunque si se realizan en zonas incluidas en espacios protegidos, ZEPA, LIC, o en áreas críticas para el buitre negro, se incorpora la posibilidad de tener que realizar una evaluación de impacto ambiental, si lo considera oportuno la autoridad ambiental competente (por ejemplo, según Ley 6/2001 de evaluación de impacto ambiental, leyes de conservación de la naturaleza regionales –ver Anexo III– o planes de conservación de buitre negro). Su construcción o adecuación en AC del buitre

**Figura 3-53.** Torre de vigilancia de incendios en Viso del Marqués (Ciudad Real).

negro en Extremadura, si se comprueba que genera molestias, está impedida, según el plan de conservación del hábitat del buitre negro (Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, 2005). Se recomienda, en la medida de lo posible:

- A pesar de ser muy necesarios, se recomienda reducir su extensión al mínimo necesario, evitar su trazado en líneas de pendiente máxima, proporcionar zonas de drenaje para evitar una erosión excesiva y evitar alterar el suelo y las zonas más valiosas ecológicamente en su creación y mantenimiento (González y San Miguel, 2004).

- Es preferible establecer *áreas cortafuegos* a cortafuegos tradicionales. A pesar de tratarse de superficies más grandes dedicadas al control del fuego, su impacto paisajístico y ecológico es menor, y su eficacia es la misma si se establecen en ellas buenas zonas de pastos sin vegetación arbustiva que sean mantenidas por los herbívoros de la zona. De esta forma se elimina el combustible vegetal en una extensión mayor. En estas áreas cortafuegos se recomienda realizar tratamientos de mejora de la calidad de los pastos presentes (Ruiz-Mirazo, 2005).

- No abrir nuevos cortafuegos en AS de cría del buitre negro, y nunca a menos de 500 m de cualquier nido existente.

– No realizar tareas de mantenimiento y repasar los cortafuegos existentes en las AS de cría durante el PS (febrero a agosto). En caso de que no fuera posible variar la fecha de realización, hacer los trabajos sólo durante las primeras horas del día en jornadas soleadas y despejadas.

– Permitir la creación de este tipo de infraestructuras sólo a partir de la aprobación de un plan de prevención de incendios, donde se justifique la necesidad de su construcción.

*Instalación de torretas de vigilancia*

Otra infraestructura destinada a la detección de incendios forestales son las torres de vigilancia de incendios (ver 3.1.2.3). Se ubican en puntos elevados desde donde se divisan amplias extensiones de terreno circundante.

La época en que resultan útiles las torretas coincide con la de desarrollo del pollo en el nido, por lo que se pueden producir molestias a los adultos durante el PS si las torretas o los caminos se encuentran a menos de 500 m de algún nido ocupado. Además, el buitre negro, como otras aves rapaces, son menos tolerantes si localizan la actividad del hombre a una altitud superior a la de su nido, como ocurre potencialmente con el uso de las torretas de vigilancia.

La instalación de torres de vigilancia suele ser llevada a cabo por las autoridades oficiales responsables del control y protección ante incendios, aunque también algunos propietarios particulares las han ubicado en sus fincas, con el objetivo a veces de que sean tiraderos para esperas y monterías de jabalí o lugares de vigilancia general para guardería. En las distintas leyes de impacto ambiental estatales y autonómicas no aparece como actuación para la que se precisa evaluación de impacto ambiental. No obstante, si se pretende instalar en AC, en las regiones con un plan aprobado de recuperación de la especie es necesario valorar la idoneidad y características de la obra, evitando trabajar durante los PS (Consejería de Medio Ambiente, 2003). Se proponen las siguientes recomendaciones en su construcción y uso:

– La ubicación de nuevas torres de vigilancia a instalar ha de contemplarse fuera de las AC, a más de 500 m de los nidos más próximos, al igual que las pistas de acceso a la torreta.

– No realizar la construcción de la torreta ni apertura de camino de acceso durante el PS del buitre negro –de enero a agosto–, en áreas próximas a AC.

– Si la torre de vigilancia se encuentra en un AC reducir la actividad exterior de las personas en las torres al mínimo. El tránsito de vehículos por las pistas de acceso ha de restringirse únicamente al empleo de las torretas de vigilancia.

*Cerramiento de terrenos*

El vallado de terrenos en el campo es una de las herramientas más habituales de gestión ganadera, agrícola y cinegética. Consiste en cercas situadas perimetralmente sobre la linde de una propiedad, para la regulación de los usos en una explotación o para la protección temporal

de cultivos o vegetación natural ante el pastoreo. Existen muchos tipos de cerramientos, desde los tradicionales, construidos con piedras, hasta los metálicos, más extendidos actualmente, destinados a manejar la presión pastante o carga ganadera. Los mallados cinegéticos o ganaderos se instalan durante todo el año por una cuadrilla de trabajadores de número variable. Una variedad de estos cerramientos son los pastores eléctricos. Para asegurar su eficacia se requiere mantenimiento para detectar y reparar roturas, gateras o cualquier otra alteración en los distintos tramos. Se suele realizar mediante inspecciones de guardas o ganaderos. Los mallados también suelen tener como objetivo el cierre de parcelas para garantizar la regeneración de la vegetación ante el consumo de herbívoros. Cuando la malla está muy deteriorada, a partir de 10-15 años, se suele realizar la sustitución del cerramiento.

Los cerramientos o vallados pueden generar distintos problemas a los animales si no se ajustan a unas condiciones determinadas; por ejemplo, colisiones y enganches de aves o impermeabilidad al tránsito de especies silvestres. En el caso de las áreas de cría del buitre negro, la existencia de cerramientos puede producir molestias por la presencia humana durante las fases de construcción, revisión y reparación de los cerramientos. Si su construcción o arreglo coincide con el PS del buitre negro generará molestias por la permanencia de personas en la zona.

Se trata de una acción que puede ser subvencionada por algunas administraciones, sobre todo para la adecuación de los mallados antiguos a los de la legislación vigente. También se subvenciona la restauración de vallas de piedra tradicionales. Si está destinado para uso cinegético,

**Figura 3-54.** Búho real *Bubo bubo* enganchado con el alambre de espino de una malla cinegética.

su instalación debe atenerse a la normativa de las distintas leyes de caza. No está contemplado como proyecto sometido a evaluación de impacto ambiental (Ley 6/2001), aunque si afecta a áreas críticas de la especie, los planes de recuperación de Castilla-La Mancha y Extremadura contemplan la necesidad de regular y adecuar la actuación temporalmente.

Para evitar problemas con la reproducción del buitre negro y para el resto del medio natural en que se encuentra, se recomienda:

- No llevar a cabo la instalación de cercados o vallados en las AC del buitre negro, a menos de 500 m de cualquier nido detectado de la especie durante los PS de la especie (febrero a septiembre).

- Realizar las tareas de instalación, revisión o arreglo de los cerramientos de octubre a enero, fuera del PS del buitre negro.

- Evitar las colisiones y enganches de aves señalizando la parte superior con algún tipo de elemento visual o vegetación natural, y no instalando alambre de espino.

- Cumplir la legislación vigente en materia de instalación de cerramientos cinegéticos (por ejemplo, Ley 1/1970, Ley 8/03 de Andalucía, Ley 2/93 de Castilla-La Mancha, Ley 8/90 de Extremadura, Ley 4/96 de Castilla y León).

- Respetar y restaurar las vallas de piedras tradicionales, aunque hayan perdido en la actualidad utilidad. Supone una promoción del patrimonio cultural y natural de los territorios.

*Construcción de carreteras, construcciones humanas y otras obras públicas*

El incremento y diversificación de las actividades del hombre en el medio natural en los últimos tiempos ha propiciado un aumento de las infraestructuras dedicadas al transporte, a la generación de energía o al aprovechamiento de recursos agrícolas, ganaderos y turísticos. Estas obras tienen interés para mejorar esas actividades y el bienestar inmediato de las

**Figura 3-55.** Construcción de presa en el embalse sobre el río Montoro, en Sierra Morena central.

personas, pero ha conllevado la desaparición del hábitat donde han sido construidas por su elevado impacto sobre los ecosistemas. Además, han aumentado la presencia humana y de vehículos en zonas con alto valor ecológico. Las carreteras, viviendas, naves agropecuarias, estructuras hidráulicas o explotaciones de minería son infraestructuras que pueden atravesar zonas importantes para el buitre negro, cuya construcción requiere la presencia de maquinaria pesada y personas durante un tiempo prolongado.

Tienen un enorme impacto sobre el buitre negro si se realizan en las AC. Por ejemplo, si se construye o arregla una carretera dentro de un área de cría se producen graves alteraciones de la estructura de la colonia, tanto por la pérdida de hábitat en sí como por la incorporación de molestias derivadas de la actividad de las personas y el tránsito de vehículos.

Son infraestructuras que requieren evaluación de impacto ambiental, según la normativa vigente (Ley 6/2001 de evaluación de impacto ambiental y legislación autonómica), por ser proyectos de potencial interferencia sobre el medio. El plan de conservación del buitre negro de Castilla-La Mancha menciona que los planes urbanísticos y los procedimientos de evaluación de impacto ambiental necesarios por ley han de tener en cuenta los requerimientos de la especie, si se realizan en áreas críticas (Consejería de Medio Ambiente, 2003). El plan de conservación del hábitat del buitre negro de Extremadura señala que se han de incluir las necesidades de hábitat de la especie en cualesquiera planes de ordenación, uso y gestión de los espacios naturales (Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, 2005). Se recomienda, de forma general:

- La construcción de carreteras, embalses y cualquier construcción humana fuera de las AC de buitre negro, no afectando a las áreas potenciales de expansión de los núcleos reproductores, al menos los incluidos en ZEPA.

- No se realice ningún trabajo de adecuación de carreteras ya construidas dentro de las AC durante el PS de buitre negro.

- Las construcciones no han de propiciar desmontes con impacto importante ni cualquier otra alteración paisajística. No se deben producir procesos erosivos en las áreas en que se instalen.

*Tendidos eléctricos*

Los tendidos eléctricos son un elemento imprescindible para el suministro de energía eléctrica y, en consecuencia, para el bienestar de las personas. Existen numerosos tipos de tendidos, construidos con variados materiales y múltiples diseños. Son infraestructuras que apenas necesitan mantenimiento, salvo que se produzcan averías. Los tendidos atraviesan algunas áreas de reproducción de buitre negro y numerosas zonas de alimentación.

Causan una elevada mortalidad de aves. El buitre negro sufre muertes por colisión con cables o por electrocución en apoyos de líneas eléctricas (ver capítulo 4.2.2). Las muertes se registran sobre todo por colisión en tendidos próximos a muladares o a cadáveres de ganado, y por electrocución en zonas con alta disponibilidad de distintos tipos de carroña.

**Figura 3-56.** Buitre leonado muerto por colisión con cables de tendido eléctrico, siendo registrado por un técnico de seguimiento de fauna.

La instalación de nuevas líneas eléctricas requiere una evaluación de impacto ambiental si se realiza en áreas sensibles para las especies o incluidas en espacios de la Red Natura 2000 y si tienen una longitud superior a los 3 km, o para líneas de alta tensión de más de 15 km (Ley 6/2001). Existe legislación autonómica que regula las medidas técnicas para la instalación de líneas eléctricas aéreas en distintas regiones como Andalucía, Castilla-La Mancha, Comunidad Valenciana, Extremadura, La Rioja, Madrid o Navarra. Por tanto, los tendidos de nueva construcción tienen que seguir criterios que evitan de forma generalizada la muerte de las aves, pero la red de líneas eléctricas antiguas presenta aún numerosos apoyos y tramos muy peligrosos.

- No instalar líneas eléctricas en un AC de buitre negro siempre que sea posible.
- Los tendidos de nueva construcción deben cumplir desde el punto de vista técnico la legislación vigente.
- Las revisiones de mantenimiento de la red de tendidos eléctricos de las AC han de realizarse fuera de los PS de la especie.
- Poner en conocimiento de las autoridades ambientales los casos de electrocución o colisión de buitre negro u otras aves rapaces amenazadas, con el objeto que la línea eléctrica donde se producen las muertes y los cortes de luz sea prioritaria para su modificación mediante subvención económica de la administración.

*Instalaciones generadoras de energía eólica*

Como resultado del aumento de las necesidades de suministro energético en España y por la potenciación de las energías renovables, la implantación de la energía eólica está incrementándose en los últimos años considerablemente. Estas infraestructuras se han dirigido a las zonas con viento disponible, en las cumbres y zonas altas de sierras o páramos. Su construcción requiere el transporte de numerosos materiales, el trabajo de personas durante un tiempo prolongado y la instalación de tendidos eléctricos en la zona.

**Figura 3-57.** Polígono de aerogeneradores en área de alimentación de buitre negro.

Supone una interferencia muy importante para los buitres negros y para numerosas aves planeadoras (ver capítulo 4.2.5). Puede producir muertes de aves por colisión con las aspas de los aerogeneradores o en los tendidos eléctricos si no reúnen condiciones técnicas adecuadas. Es una fuente muy importante de molestias si los polígonos se construyen cerca de AC y en áreas de alimentación, por la actividad de los aerogeneradores y por la presencia de personas en la zona, desplazando incluso a las aves de esas áreas. Generan una pérdida importante de hábitat y efecto barrera por las estructuras lineales que forman y la frecuente imposibilidad para su franqueo (Langston y Pullan, 2002). Existen dos registros conocidos de muertes de buitre negro por colisión con aerogeneradores (ver capítulo 4.2.5). Este bajo número probablemente sea debido a la ausencia de polígonos eólicos en las AC y otras zonas muy frecuentadas por la especie, aspecto que podría cambiar si las políticas autonómicas continúan extendiendo esta red energética a nuevas áreas.

Se trata de unas infraestructuras cuya construcción requiere una evaluación de impacto ambiental obligatoria (si son más de 50 aerogeneradores o a menos de 2 km de otro parque eólico, o con más de 10 aerogeneradores si están en áreas ambientalmente sensibles, Ley 6/2001) o un análisis previo, con la que se informará a las administraciones competentes para que valoren la necesidad de llevar a cabo esa evaluación de impacto ambiental. La Directiva 97/11/CE también señala a las infraestructuras eólicas como un tipo de proyecto con impacto potencial sobre el medio ambiente. La instalación de parques eólicos se considera una actividad incompatible con la conservación del buitre negro y su hábitat en Castilla-La Mancha

(Consejería de Medio Ambiente, 2003). Para no interferir sobre el buitre negro, se emiten las siguientes recomendaciones en la construcción de polígonos eólicos:

– No instalar parques eólicos sobre AC de buitre negro, sobre espacios incluidos en la Red Natura 2000, áreas importantes para las aves (IBA; Viada, 1998) o en zonas en las que existan riesgos de colisión por presencia de aves planeadoras (por ejemplo, cerca de muladares, a menos de 3 km de colonias de reproducción, áreas de paso migratorio, áreas con abundancia de presas potenciales para las aves rapaces, humedales y áreas de campeo general).

*Instalación de comederos para fauna*

Los comederos son muy utilizados en algunos cotos de caza mayor y explotaciones ganaderas en los que se ubican los nidos del buitre negro. Son dispositivos fijos en el terreno, de variados materiales, dimensiones y ubicación, que tienen como objetivo proporcionar alimento a los ungulados cinegéticos silvestres. Se pretende que los animales se encuentren todo el año en buen estado físico y sanitario, sobre todo cuando escasea la comida en el campo, evitando además el deterioro de la vegetación natural de la zona por un ramoneo excesivo. Su mantenimiento ha de ser constante para ofrecer los rendimientos pretendidos. Se necesita suministrar alimento a los comederos periódicamente, a veces diariamente. Esto requiere el tránsito de vehículos y personas hasta el lugar en que se encuentra el comedero.

Es una infraestructura que puede generar importantes molestias al buitre negro si se instala dentro de un AC. Si esto es así, el tránsito de vehículos de motor y personas para rellenar los comederos será constante durante gran parte del año, sobre todo en primavera y verano. Se recomienda por tanto:

– No instalar comederos para ungulados cinegéticos en las AC de buitre negro, y procurar que éstos no se hallen en sitios donde para acceder a ellos haya que atravesar esas AC por caminos y pistas.

– Minimizar el paso a estos comederos, realizándolo siempre con el mismo vehículo y por el mismo personal.

– Si ya existen comederos en AC, realizar el suministro de alimento a las mismas horas y con un itinerario fijo, realizando el menor ruido posible, para acostumbrar a los buitres negros al tránsito del vehículo.

*Observatorios y miradores*

En determinados espacios naturales existe un uso público importante. En estas zonas existen rutas turísticas y áreas dedicadas a la divulgación de los valores ecológicos. La observación de aves es uno de los recursos didácticos que reúne a mayor cantidad de aficionados. Para satisfacer esa demanda se habilitan sendas y observatorios, a veces en enclaves sensibles para las especies que los habitan. Son obras realizadas por la administración ambiental competente, puesto que suelen localizarse en espacios naturales protegidos.

Si se realizan cerca de AC pueden producir molestias a nidos próximos, aunque no es un problema muy severo para la especie. Conlleva el tránsito de personas por espacios sensibles generando molestias y ahuyentando al buitre negro y otras rapaces de esas zonas de acceso. No obstante, se considera imprescindible su habilitación en determinados lugares para satisfacer la demanda social y para concentrar a las personas interesadas en sólo unos pocos sitios. Así se garantiza la ausencia de molestias a los buitres en otras áreas de cría distintas.

Se recomienda que los observatorios sean ubicados en lugares aptos para minimizar el impacto de la presencia humana, sean construidos fuera de las épocas de cría del buitre negro y con materiales que mimeticen lo máximo posible su estructura en el paisaje.

## 3.2. Áreas de campeo

### *3.2.1. Introducción*

*Emilio Costillo, Casimiro Corbacho, Juan Manuel Sánchez y Auxiliadora Villegas*

La mayoría de los animales, y entre ellos las aves, viven en áreas determinadas donde llevan a cabo sus actividades vitales. Estas zonas donde se desenvuelve un ejemplar se denominan áreas de campeo *(home range).* De este modo el área de campeo de un individuo se define como la superficie de terreno utilizada normalmente por el mismo en sus actividades de búsqueda de alimento, pareja o cuidado de los pollos (Burt, 1943). Se trata de una definición muy intuitiva, que sin embargo presenta una serie de problemas importantes

**Figura 3-58.** Buitre negro en su segundo año de vida, soleándose en zona de alimentación (Carlos Ponce).

cuando se trata de cuantificar estas áreas de campeo como han puesto de manifiesto algunos autores (Powell, 2000).

En definitiva, cada individuo debe encontrar en su área de campeo los recursos necesarios para realizar todas sus actividades vitales. De tal modo que los beneficios de mantener esta área de campeo deben ser superiores a los costes, referidos tanto a los relacionados con el metabolismo basal de individuo como otros propiamente implicados en el mantenimiento de esa área de campeo (costes relacionados con el desarrollo del mismo, la exploración, el mantenimiento, la memorización, la defensa, etc.; Powell, 2000). Los beneficios también pueden ser muy diversos, unidos al alimento, los refugios, las vías de escape, los lugares de nidificación, entre otros. Cuando los costes superan a los beneficios, el individuo debe cambiar de lugar o, si no es capaz de sobrevivir usando los recursos de un solo área, necesita seguir una estrategia de vida nómada.

El comportamiento, por tanto, de los individuos en el terreno depende de los beneficios que se traducen en la obtención de recursos que son fundamentales para el animal. Estos recursos pueden ser de distinta naturaleza; en la mayoría de los casos se hallan ligados al alimento, pero en no pocas ocasiones son otros elementos vitales para el individuo como lugares de reproducción, refugios, individuos del otro sexo, etc.

Cuando estos recursos son un elemento limitante para la población de una especie puede aparecer la territorialidad (Brown, 1969). De este modo se define como territorio de un animal a aquella superficie de terreno de su área de campeo de la que ese individuo hace un uso exclusivo o prioritario. Existe una enorme variación en el comportamiento territorial tanto entre especies como dentro de las mismas, dependiendo de la naturaleza, cantidad y distribución de los recursos limitantes. A la hora de comprender estos comportamientos se han desarrollado modelos económicos que tratan de explicar las opciones de los animales frente a los recursos (Brown, 1969). En este sentido, cuando los recursos limitantes están distribuidos de forma más o menos homogénea en el espacio, la especie puede desarrollar territorialidad siempre dentro de ciertos límites en cuanto a los recursos, por encima o por debajo de los cuales esta territorialidad deja de ser rentable (Carpenter y MacMillen, 1979). De este modo son numerosos los casos en que una especie puede variar su comportamiento ante cambios en la disponibilidad de sus recursos (Armstrong, 1992), mostrando por ejemplo como especies territoriales ante explosiones de recursos dejan de serlos. De igual modo, la mayoría de aquellas especies cuyos recursos limitantes se hallan repartidos por áreas muy grandes en forma de agregados también encuentran económicamente poco rentable el mantenimiento de recursos en territorios.

### *3.2.2. Selección del área de campeo por el buitre negro*

*Emilio Costillo, Casimiro Corbacho, Juan Manuel Sánchez y Auxiliadora Villegas*

El buitre negro se alimenta de carroñas, un recurso que se halla distribuido en el espacio de forma concentrada e impredecible, por lo que para esta especie no es rentable mantener en exclusiva grandes territorios (Donázar, 1993). Por ello, el buitre negro, al contrario que otras rapaces, no mantiene áreas de campeo en exclusiva sino que distintos individuos se agrupan en colonias laxas desde donde se desplazan a las áreas de alimentación (Hiraldo, 1977). Sin embargo, como ocurre en otros animales, los individuos pueden mantener un uso exclusivo de ciertas partes centrales de su territorio donde se encuentran los recursos más importantes para la especie (Person y Hirth, 1991). En este caso las

**Figura 3-59.** Buitres negros posados en un barbecho al atardecer, en un área de alimentación (Pascual Alcázar).

parejas de buitre negro defienden y utilizan en exclusiva una pequeña porción de terreno en torno a los nidos (Cramp y Simmons, 1980). No obstante, las cuestiones relacionadas con la reproducción de esta especie se han tratado en el capítulo correspondiente y aquí solamente se analizará el uso del espacio por parte de la especie relacionado con otras actividades vitales del individuo, ya que los requerimientos de la especie pueden ser muy diferentes durante el proceso reproductor.

Normalmente en los animales coloniales los individuos en la colonia solamente hallan recursos que se corresponden con los lugares de nidificación (Perrins y Birkhead, 1983). Por esta razón, a pesar de que la zona de la colonia es esencial en la reproducción, los buitres tienen que desplazarse desde allí para alimentarse; por eso se dice que tienen un comportamiento de lugar central *(central-place behaviour).* La teoría sobre este modelo de comportamiento señala que un ave parte de su lugar central de alimentación (en este caso, nido o colonia) y se desplaza hasta conseguir alimento volviendo posteriormente a su origen; este lugar central se convierte en principio y fin de los viajes de las aves para alimentarse (Stephens y Krebs, 1986). En el caso de los buitres negros, para los adultos, sus nidos y la colonia se convierten en los lugares centrales, mientras que para los jóvenes, a pesar de permanecer ligados a las mismas, muestran un comportamiento diferente.

### *Área de campeo en los adultos de buitre negro*

En el buitre negro existe una carencia de información importante respecto a las áreas de campeo. Los escasos estudios al respecto muestran que los adultos de esta especie explotan áreas muy amplias, como media unos 250.000 ha (ds = 45.300; n = 6) medidos por el Mínimo Polígono Convexo en la Sierra de San Pedro (Extremadura, España) (Costillo, 2005). No obstante, los individuos, de forma habitual en sus actividades vitales, emplean un espacio mucho más pequeño en torno a las colonias. Estas áreas de campeo varían ligeramente entre las colonias estudiadas, determinadas por la disponibilidad de recursos en las mismas (tabla 3-7). Existen también diferencias en el tamaño del área de campeo según el ciclo anual; al contrario que otras rapaces, presentan áreas de campeo más pequeñas durante la época no reproductora que durante la cría (tabla 3-7).

| Área | Época reproductora | Época no reproductora |
|---|---|---|
| Sierra de San Pedro[1] | 66.755 ± 71.397, n = 6 | 15.516 ± 4.240, n = 4 |
| Sierra Pelada[2] | 135.430 ± 58.965, n = 14 | 77.775 ± 35.021, n = 6 |
| Dadia National Park[3] | 61.200 ± 22.400, n = 6 | |

**Tabla 3-7.** Área de campeo (hectáreas) de individuos adultos de buitre negro *(Aegypius monachus)* medido por el Polígono Kernel al 95% calculado por el método fijo. Fuentes: [1] Costillo, 2005; [2] Carrete y Donázar, 2005; [3] Vasilakis *et al.,* 2006.

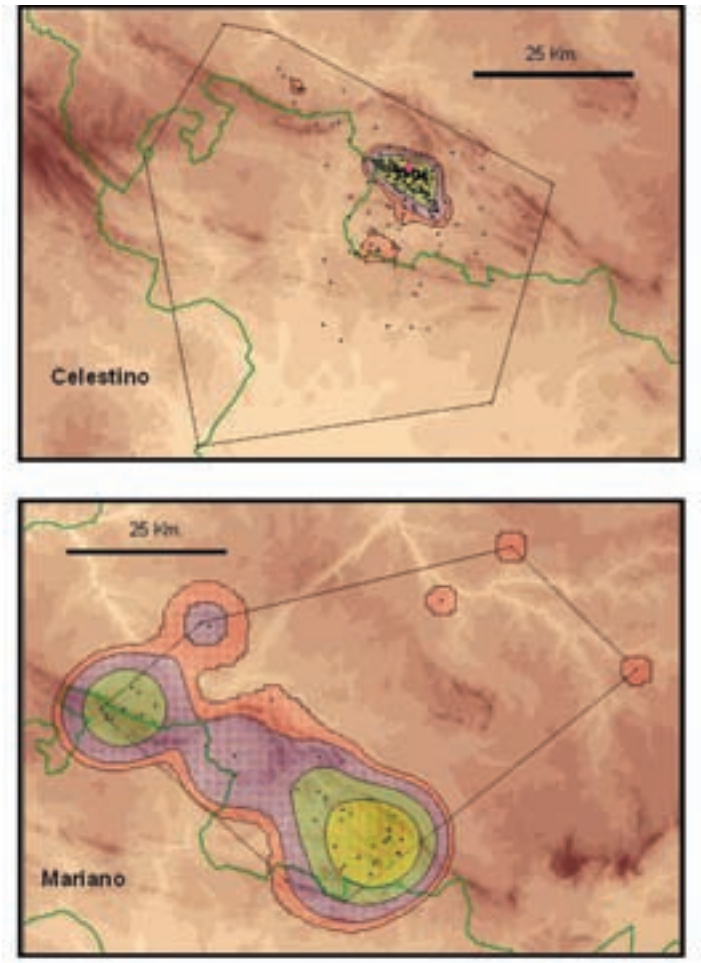



**Figura 3-60.** Área de campeo de dos individuos de buitre negro, uno reproductor (Celestino) y otro no reproductor (Mariano) marcados en la Sierra de San Pedro (Costillo, 2005). Se presentan las localizaciones únicas de cada ejemplar (puntos negros), el nido (color rosa), el MPC y los polígonos Kernel al 50% (color amarillo), 75% (color verde), 90% (color azul) y al 95% (color rojo). La línea verde representa el contorno de las provincias de Badajoz y Cáceres.

De igual modo, también se aprecian diferencias en el tamaño del área de campeo entre los individuos de una misma colonia. En la Sierra de San Pedro los adultos reproductores muestran áreas de campeo más pequeñas que los no reproductores y toda su actividad está centrada en torno al nido. Por el contrario, en las aves no reproductoras, a pesar de contar con un área central en su área de campeo donde pasan gran parte de su tiempo, visitan además otras áreas que utilizan como dormideros, desde los que pueden partir para la búsqueda de comida (Costillo, 2005). La utilización de dormideros nocturnos fuera de las áreas de nidificación también se ha observado en los individuos que estaban reproduciéndose, aunque en menor medida (Costillo, 2005). Un ejemplo gráfico de esta situación puede observarse en la figura 3-60. En otras colonias no se observan diferencias significativas entre individuos adultos e inmaduros como ocurre en Grecia (Vasilakis *et al.,* 2006).

Desde estas colonias los individuos se desplazan diariamente a la búsqueda de su alimento. Los pocos estudios al respecto muestran importantes diferencias entre las colonias. En el caso de los buitres negros marcados en la Sierra de San Pedro los desplazamientos registrados promedian 14,10 km y máximos para los distintos individuos que van desde 43,36 km hasta 76,84 km (Costillo, 2005). En Sierra Pelada, la media es de 27,86 km con un máximo de 86 km (Carrete y Donázar, 2005). En ambos estudios, se muestra cómo los desplazamientos son menores durante la estación no reproductora que durante la reproducción. Esta circunstancia probablemente esté relacionada con el menor número de horas de vuelo disponible (Hiraldo y Donázar, 2005) y con las mayores necesidades de alimento durante la reproducción (Carrete y Donázar, 2005). A ello habría que añadir que las aves probablemente tengan una mayor disponibilidad de alimentos en la cercanía a las colonias relacionada con la actividad cinegética (caza mayor; Costillo, 2005). Además, las aves con malas condiciones climatológicas (lluvias, nieblas, cielo cubierto, etc.) llevan a cabo desplazamientos significativamente menores que cuando las condiciones son mejores (Costillo, 2005). Toda esta serie de circunstancias pueden contribuir a estas diferencias en los desplazamientos entre distintos períodos del año.

### *Área de campeo en los jóvenes de buitre negro*

El comportamiento de los buitres negros jóvenes es diferente al de los adultos por lo que las áreas de campeo también lo van a ser. Antes de analizar este aspecto es necesario comprender que en el proceso de maduración de las rapaces se pueden separar dos períodos.

**Figura 3-61.** Buitre negro inmaduro en vuelos de prospección para la búsqueda de alimento.

**Figura 3-62.** Vista del valle de los Pedroches, Córdoba, importante área de campeo y alimentación de buitre negro.

Un período de dependencia en el que estas aves son capaces de volar pero que permanecen en entorno de sus nidos, pues dependen de sus padres, y otro de independencia en el que los jóvenes sobreviven por sí mismos (Newton, 1979).

La estancia en las zonas de nacimiento es vital durante el período de dependencia de los buitres negros, situándose la mayoría de las localizaciones de los ejemplares marcados en el área de influencia de la colonia y gran parte de ellas centradas en el entorno del nido (Costillo, 2005). Alvárez y Garcés (1995) señalan que durante este período los pollos de buitre negro duermen en el nido o en áreas muy cercanas. Del Moral *et al*. (2002) también observan cómo un gran porcentaje de las localizaciones se sitúa a menos de 8 km del nido en las primeras etapas de la dispersión. Poco a poco los pollos, aparte de los desplazamientos diarios desde los nidos, también realizan movimientos exploratorios a distancias mayores y de corta duración (al menos de un día), regresando posteriormente a la zona del nido, con un máximo registrado de 220 km. En otras rapaces también se han observado movimientos exploratorios fuera de las áreas de cría durante el período de dependencia y regresos a la misma (Frumkin, 1994), aunque en estos casos las distancias son más cortas. Esta situación probablemente venga determinada por la gran capacidad para llevar a cabo grandes desplazamientos de los buitres (Donázar, 1993).

Por tanto, puede suponerse que hasta la emancipación probablemente exista una dependencia parcial de los padres, a pesar de que los pollos puedan alimentarse por sí mismos (Costillo, 2005). De esta manera, los jóvenes tal vez sean incapaces de obtener los requerimientos energéticos necesarios para la autosuficiencia trófica o necesitan de la presencia de los padres en alguna de las fases que implican la obtención de alimento (selección de hábitat, de presas, acceso al alimento, manejo del mismo), en algunas de las cuales las aves jóvenes suelen carecer de la habilidad necesaria (Wunderle, 1991).

Los buitres negros marcados en la colonia de Sierra de San Pedro mostraron que el período de dependencia o emancipación dura hasta finales de noviembre, con una edad media de 217 días (21 de noviembre, ds = 13; n = 4). Alvárez y Garcés (1995) señalan que la salida del área natal se produce entre los 206 y 280 días. La duración de este período es similar a la registrada para el buitre leonado (Donázar, 1993). Estos largos períodos de dependencia muestran que, a pesar de que las carroñas pudieran ser vistas como recursos fácilmente accesibles, los jóvenes deben madurar en los comportamientos relacionados con la búsqueda y obtención de alimento de las carroñas (Newton, 1979). Sarrazin *et al*. (1994) indican que los jóvenes de buitre leonado

*Gyps fulvus,* a pesar de alimentarse por sí solos, probablemente no cubren las necesidades diarias debido a la competencia intraespecífica. Se ha observado cómo los jóvenes de buitre negro son capaces de alimentarse por sí solos e incluso desplazar a buitres leonados de una carroña, sin embargo son fácilmente apartados por los adultos de su misma especie.

Una vez alcanzada la independencia, los jóvenes de buitre negro muestran comportamientos distintos que entran dentro de los patrones establecidos para otras rapaces. Walls y Kenward (1998) señalan tres tipos de comportamientos en jóvenes de ratonero común *Buteo buteo:* (1) los que se dispersan (se mueven a una zona alejada, en cuyo entorno permanecen); (2) los vagabundos (son aquellos individuos que continuamente van cambiando de área), y por último (3) aquellos que hacen excursiones (permanecen en el área de nacimiento desde la que llevan a cabo salidas durante breves períodos de tiempo, volviendo siempre a la zona de procedencia). Se desconoce el patrón realizado por los jóvenes de buitre negro, pero se han observado ejemplares que podrían considerarse como aves que se dispersan (n = 2, de sexo hembra) y otros que podrían equipararse con los individuos que llevan a cabo excursiones desde su colonia de origen (n = 2, de sexo macho).

En todos los casos, se muestra que para los jóvenes buitres negros las áreas de cría son muy importantes, ya que la mayoría de las localizaciones tienen lugar en el área de influencia de la colonia, tanto en el período de dependencia como fuera de él (Del Moral *et al.,* 2002). Incluso cuando los individuos se alejan a mucha distancia siempre vuelven a la colonia de origen, ya sea tras un breve período de tiempo (como sucede en las aves que llevan a cabo excursiones) o tras estancias más largas (en las que aves que se dispersan). Además de para conseguir alimento, este comportamiento les sirve a las aves para localizar nuevas áreas de cría (Morton *et al*., 1991). Ferrer (1993) también muestra que las águilas imperiales ibéricas *Aquila adalberti,* a pesar de asentarse en áreas alejadas de sus lugares de nacimiento, continuamente regresan a los mismos, aunque la distancia y la duración de las estancias son mucho menores que en este caso.

La pauta de los movimientos de los pollos es diferente a la de los adultos (Costillo, 2005). Mientras que los adultos de buitre negro centran su actividad en el nido, los jóvenes se mueven de manera errante eligiendo diferentes dormideros de la colonia. Al ser una especie que forma colonias laxas no existe una territorialidad acusada, lo que permite a los jóvenes vagabundear por las distintas zonas de cría de la colonia, al contrario que otras rapaces territoriales que son expulsadas por los adultos reproductores (Ferrer, 1993). Este comportamiento de los inmaduros de buitre negro puede facilitar que las aves se familiaricen con las distintas áreas de reproducción. Además, las aves pueden buscar su alimento en áreas conocidas, lo que supone una gran ventaja como ya han señalado Weatherhead y Forbes (1994) para otras aves, en especial en aves jóvenes que en general suelen contar con una menor eficacia en la búsqueda y obtención del alimento (Wunderle, 1991).

Las aves que se dispersan a otras áreas son más eficientes y emprendedoras que las que no lo hacen, ya que se van a instalar en áreas con una mayor calidad de hábitat y no tienen tanta presión social en las mismas (Walls *et al.,* 1999; Costillo, 2005). En otras rapaces, como el águila imperial ibérica, también se ha hallado que los jóvenes que se dispersan a mayor distancia son los que cuentan con una mejor condición física (Ferrer, 1993). Si utilizamos el índice de condición corporal para estos jóvenes marcados calculado en Villegas *et al.* (2002), no se aprecia una relación clara con la dispersión. No obstante, para los jóvenes de buitre negro, la dispersión a zonas lejanas tal vez sea una buena opción, a pesar de que las tasas de mortalidad puedan ser más elevadas para las aves que se alejan de sus áreas de cría

(Belinchón *et al.,* 1996; Real y Mañosa, 2001). En otras aves coloniales, se ha hallado que existe una fuerte competencia intraespecífica para los jóvenes que se quedan, pues aunque las colonias suelen ser buenas áreas de alimentación, los jóvenes son desplazados por los adultos a lugares de peor calidad (Rendón *et al.,* 2001). Esta situación podría producirse en el caso de los jóvenes de buitre negro.

También en relación con la dispersión, aunque se han marcado pocos individuos, los resultados muestran que las aves que se han dispersado son las hembras. En otras grandes rapaces, también se observan diferencias entre sexos en relación a los movimientos de los jóvenes, siendo general en las rapaces el hecho de que las hembras se muevan a distancias más lejanas que los machos, aunque hay excepciones al respecto (Newton, 1979).

Además de la dispersión, todos los individuos llevan a cabo movimientos a larga distancia, pero de corta duración que les sacan fuera del área de influencia de la colonia. Estas salidas de la colonia han sido ya citadas en otras aves rapaces y descritas como excursiones o movimientos exploratorios (Walls y Kenward, 1995) y pueden ser más frecuentes de lo que se conoce pues normalmente al ser de corta duración es posible subestimar su importancia (Walls y Kenward, 1995). Un notable porcentaje de estas excursiones ha sido a otras colonias de la especie; prácticamente todas las colonias de buitres negros que rodean a las de Sierra de San Pedro han sido visitadas por alguno de los buitres marcados en ella (Costillo, 2005). El resto de zonas son áreas con una clara orientación ganadera, por lo que es de suponer que cuentan con una buena disponibilidad de alimento para la especie (Costillo, 2005). Además, como ocurre en otras aves coloniales, la presencia de colonias de congéneres puede señalar la disponibilidad de alimento en un área (Smith y Peacock, 1990).

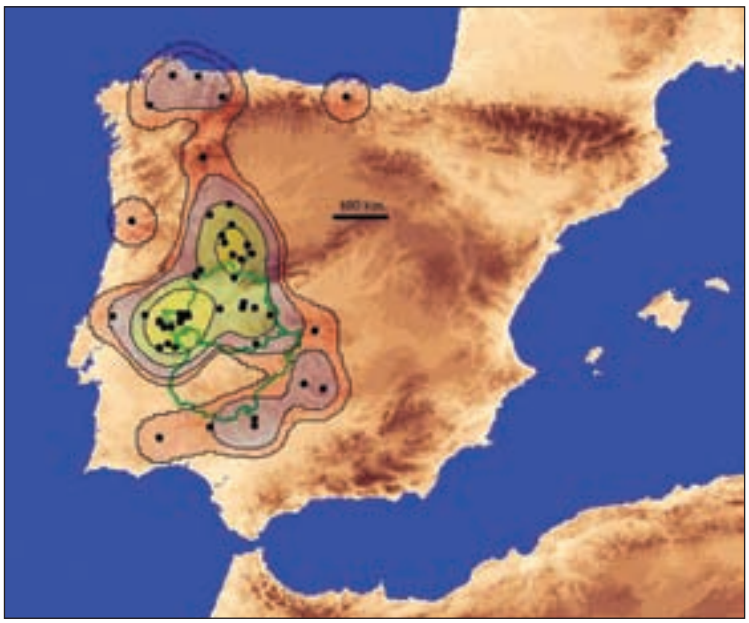


**Figura 3-63.** Áreas preferenciales en las salidas o movimientos exploratorios fuera de la colonia de Sierra de San Pedro de los juveniles de buitre negro marcados. Se muestran las salidas de las colonias de los juveniles (puntos negros), los polígonos Kernel al 50% (amarillo), 75% (verde), 90% (azul) y 95% (rojo).

Este conjunto de movimientos fuera de las colonias implica que pueden detectarse jóvenes en prácticamente todas las áreas de la península Ibérica a pesar de que no existan colonias reproductoras. En el caso de los jóvenes buitres negros de la Sierra de San Pedro se observaron dos grandes zonas preferenciales. Una está formada por áreas cercanas a la colonia y la otra está situada en el centro de la provincia de Salamanca (figura 3-63). La presencia de buitres negros en estas zonas puede servir como foco de atracción para otros ejemplares jóvenes de la cercana Sierra de San Pedro, relacionando distintos núcleos. La dirección de las salidas de los jóvenes de las colonias probablemente venga determinada por una continuidad de hábitat adecuado y por la situación de las otras colonias de buitre negro. Se ha visto que la calidad de hábitat que se encuentra entre poblaciones separadas influye en el grado de aislamiento de éstas (Ricketts, 2001). Del mismo modo, la presencia de colonias de congéneres, así como la cercanía de éstas, juegan un papel importante en los movimientos de las aves fuera de las colonias (Smith y Peacock, 1990).

*Selección de hábitat*

Los escasos estudios sobre las preferencias de hábitat en sus áreas de campeo muestran que los adultos de buitre negro, a la hora de establecer sus áreas de campeo, evitan la áreas agrícolas, aunque el uso de los hábitats es similar a su disponibilidad y está formado por áreas abiertas, dehesas y repoblaciones forestales (Carrete y Donázar, 2005). En la Sierra de San Pedro también se halló que dentro del hábitat que ocupan las aves llevan a cabo una

**Figura 3-64.** Valle de Alcudia, Ciudad Real. Es una importante área de campeo de buitre negro debido a la abundante cabaña ganadera extensiva e intensiva existente.

selección activa del mismo a la hora de establecer sus áreas de campeo (Costillo, 2005). En estas sierras extremeñas se puede decir que el buitre negro es una especie eminentemente forestal, pues los bosques y dehesas son significativamente elegidos con respecto a otro tipo de hábitat, mientras que sucede lo contrario con los pastizales y zonas de labor de secano (Costillo, 2005). Estos medios no ofrecen a las aves lugares adecuados para la reproducción y descanso; además en muchas de estas zonas hay una escasez importante de alimento para los buitres, pues cuando hay ganado, sus cadáveres, si no son retirados, quedan disponibles para los buitres en áreas con un nivel de molestias notable, debido al trasiego de maquinaria y personas que implican las labores agrícolas. Esta tendencia se agudiza todavía más en las áreas centrales de campeo de los buitres negros, mostrando una selección activa por los usos del suelo, seleccionando zonas con mayor cobertura arbolada, siendo los bosques y dehesas, especialmente los primeros, los medios preferidos (Costillo, 2005). Esta situación se produce porque los adultos de buitre negro centran su actividad en el entorno de los nidos y dormideros, que precisamente se encuadran dentro de estos hábitats.

Sin embargo, a la hora de estudiar los hábitats de alimentación del buitre negro, es necesario considerar que esta especie muestra un comportamiento de lugar central *(central-place behaviour).* Por ello el uso de los parches de hábitat por los individuos puede ser debido tanto a la calidad del hábitat como a la distancia y proximidad de la plaza central (Rosemberg y McKelvey, 1999). De este modo Carrete y Donázar (2005) hallan en Sierra Pelada que la especie a la hora de buscar alimento selecciona preferentemente las zonas de dehesas. En la Sierra de San Pedro se halló un hecho similar prefiriendo áreas más abiertas donde destacan los pastizales, las dehesas y las zonas de labor de secano (Costillo, 2005). En la colonia de la Sierra de Guadarrama se ha apuntado la importancia de las zonas con abundancia de conejos al sur de la sierra y áreas agrícolas de Segovia donde existen diversos muladares (Vielva, 2004). Hiraldo (1977), basándose en la frecuencia de buitres observados en distintos hábitats, concluye que para la búsqueda de alimento los buitres negros utilizan preferentemente zonas de matorral, dehesas y baldíos (zonas de pastizal y cultivos con matorral), una selección basada más en disponibilidad de alimento que en la estructura de la vegetación.

Todo ello ha conducido a que pueda considerarse como una especie generalista en las preferencias en los hábitats de alimentación (Hiraldo *et al.,* 1979). No obstante, en comederos de Cabañeros, Jiménez (1990) encuentra que la presencia de buitres negros en relación al número de buitres leonados varía significativamente dependiendo de la vegetación existente en los mismos, siendo máxima en los establecidos en dehesas abandonadas con matorral de jaras. Parece, por tanto, que la estructura de la vegetación debe de jugar un papel a la hora de la selección de las zonas de búsqueda. Debe de ser una combinación de varios factores lo que lleve a los buitres negros a encaminar su búsqueda hacia determinados hábitats, siendo lógicamente fundamental la disponibilidad de carroñas (densidad de las mismas, detectabilidad y accesibilidad). De esta manera, incluso el estado del propio individuo puede determinar estas preferencias, individuos más competitivos y eficientes en las carroñas pueden buscar las mismas en zonas donde la competencia sea mayor, al contrario que los individuos menos competitivos. Estas circunstancias, aunque no se han observado en buitres, son frecuentes en diversos grupos de aves (Wunderle, 1991). Del mismo modo, las experiencias previas o el conocimiento del terreno pueden inclinar a un buitre a buscar en uno u otro hábitat, tal y como se ha observado en otras grandes rapaces, como el águila real *Aquila chrysaetos* (Marzluff *et al*., 1997). En definitiva, pueden ser muchas las variables que influyen en selección de hábitat para la búsqueda del alimento en el buitre negro.

## *3.2.3. La gestión en el área de campeo del buitre negro*

*Francisco Guil, Rubén Moreno-Opo y Alfonso San Miguel*

En el espacio que emplea el buitre negro para alimentarse son cuatro las principales actividades humanas que se desarrollan: agricultura, ganadería, caza y aprovechamiento forestal; este último es similar al descrito para las áreas de nidificación y queda mejor detallado en los capítulos 3.1.1.3 y 3.1.2.3.

Como se ha expuesto, los territorios que frecuenta el buitre negro para la búsqueda de alimento corresponden a zonas abiertas dedicadas a la agricultura y ganadería, seleccionando positivamente sistemas agrosilvopastorales no uniformes, como las dehesas, y evitando extensas áreas exclusivamente dedicadas a la agricultura (Carrete y Donázar, 2005). El aprovechamiento tradicional en las dehesas (San Miguel, 1994) ha estado basado sobre todo en el pastoreo con ganado ovino, aunque se cultivaban de manera cíclica (rotaciones largas) y se aprovechaba la leña y otros productos provenientes de la poda. Los cultivos que se efectuaban en las dehesas eran generalmente de cereales para alimentación humana y estaban situados en terrenos muy marginales, con muy bajos rendimientos por hectárea. En la actualidad las dehesas están más orientadas a la producción ganadera mixta (vacuno, ovino y porcino ibérico), al haber disminuido la importancia de las producciones forestales y agrícolas. También existe aprovechamiento cinegético, de caza mayor y secundariamente de menor. El buitre negro también realiza tareas de búsqueda de alimento en las mismas áreas en que se reproduce, sobre todo para aprovechar cadáveres de ungulados cinegéticos. Por ello, la gestión en este tipo de áreas de campeo es la misma que la expuesta en las áreas de nidificación (capítulo 3.1.).

### *3.2.3.1. Aprovechamientos y gestión del medio agrícola*

#### *Aprovechamientos agrícolas*

Los principales aprovechamientos que se efectúan en el área de campeo son, por este orden, el cultivo de herbáceas de secano, los cultivos leñosos (olivares y viñedos) y los cultivos de regadío (Ministerio de Agricultura 2006). La selección que el buitre negro pueda hacer de estos espacios variará con la presencia de presas y con la tranquilidad existente (Carrete y Donázar, 2005), por lo que el tipo de cultivo que presenta mayor importancia es el de herbáceas de secano, seguido de los cultivos leñosos (tanto en secano como en regadío) y, finalmente, de las herbáceas en regadío.

*Cultivos herbáceos de secano*

Los principales cultivos son avena, cebada, trigo y centeno entre los cereales, y garbanzo y veza entre las leguminosas. Tal y como se ha comentado, son cultivos poco productivos, por lo tanto con poca intensidad de manejo. Los requerimientos entre grupos de todas estas especies son muy semejantes, ya que en general son siembras de otoño, con elevados requerimientos de nitrógeno los cereales y de fósforo las leguminosas.

Los cultivos requieren al menos de un laboreo, actividad que puede interferir con la presencia buitre negro en esas áreas. Las labores aplicadas y la intensidad de las mismas

**Figura 3-65.** Riego de cultivos de forrajeras en el valle del Tajo, Toledo, dentro de un área con presencia habitual de buitre negro en campeo por la presencia de poblaciones de conejo abundantes.

están condicionadas por la productividad del medio. En la mayor parte de las áreas de campeo los terrenos son poco productivos, por lo que apenas se efectúan dos labores previas (generalmente alzado y gradeo) en los meses que van desde septiembre a diciembre, aunque se pueden realizar algunas más (Guerrero, 1992). Desde el momento en que se realiza la siembra, no se suelen aplicar más tratamientos o, si acaso, un abonado o algún tratamiento fitosanitario puntual. Por lo tanto, la intensidad de uso humano es relativamente escasa. Para realizar estas tareas es preciso contar únicamente con un tractor con aperos, no siendo necesaria la presencia de gran cantidad de personas en el entorno.

*Cultivos herbáceos de regadío*

La presencia de este tipo de cultivos implica una elevada intensificación en su aprovechamiento. Se trata de terrenos dedicados a la producción de forrajeras de regadío (alfalfa, por ejemplo), maíz, hortalizas o cereales de regadío. Suelen ser comunes en áreas próximas a cauces fluviales, redes de suministro de agua (canales) o en la superficie de acuíferos. La productividad de estos cultivos es elevada, por lo que se suelen realizar trabajos de mantenimiento durante gran parte del año. Las tareas llevan asociadas una mayor presencia de infraestructuras, como son los pozos, sistemas de riego (aspersores, pívots, canales, etc.) y maquinaria especializada. Requieren la presencia de un mayor número de personas para el manejo de la infraestructura y el suministro constante de agua. En algunos casos su existencia puede llegar a ser beneficiosa para el buitre, cuando sean compatibles con la presencia de especies presa, en especial el conejo de monte. El aprovechamiento de los rastrojos y subproductos por parte del ganado menor puede igualmente hacer que, de forma temporal, sean terrenos de interés para el buitre, aunque su reducida superficie unitaria dificulta este empleo.

*Cultivos leñosos*

Una pequeña parte de las áreas que frecuenta el buitre negro en su búsqueda de alimento coincide con cultivos leñosos. Son terrenos dedicados al olivar y viñedo, sobre todo,

siendo los frutales más escasos. La intensificación de la producción que se ha buscado en estos cultivos hace que requieran cuidados constantes y, en consecuencia, una presencia más frecuente de personas, maquinaria e infraestructuras. En estas áreas se realizan tareas de mantenimiento durante gran parte del año. La vinculación existente entre producción agraria y subvenciones, que ha ido disminuyendo con el tiempo, ha hecho que muchas de estas zonas consuman unas cantidades de agroquímicos que los hacen poco compatibles con la presencia de especies presa. Los intensos laboreos que se practican en otros casos hacen que las especies presa no dispongan apenas de alimento y zonas de refugio y reproducción, por lo que las densidades de éstas son muy bajas (Gortázar *et al.,* 2002).

*Protección de cultivos*

La presencia de cerramientos para evitar el consumo de cultivos es una práctica habitual en las zonas ganaderas y donde la caza mayor tiene importancia. La instalación de los mallados ganaderos de protección se realiza en cualquier época del año por una cuadrilla numerosa de trabajadores, y su mantenimiento es escaso una vez construida. Esta actividad de gestión se trata con mayor detalle en el capítulo correspondiente (3.1.3.).

*Tratamientos fitosanitarios*

Una de las prácticas más habituales en la agricultura intensiva es el empleo de agroquímicos para desarrollar determinadas tareas. En función de la intensidad de cultivo se pueden emplear diversos tratamientos, desde plaguicidas a retardantes del desarrollo (foliar, floral, etc.). En la mayor parte de los casos los tratamientos se efectúan con medios terrestres (mochilas, tractores). En el caso de cultivos herbáceos de secano, se suelen emplear plaguicidas de forma puntual. Para los cultivos leñosos los tratamientos son más intensivos. El empleo de medios terrestres para la fumigación supone molestias, puesto que se precisa un vehículo a motor y una o varias personas para el reparto de la sustancia. Mayor impacto genera el empleo de avionetas, por ejemplo, por el gran ruido y la escasa distancia al suelo, aunque la duración de la interferencia suele ser escasa, dependiendo de la extensión a tratar. El suministro de los productos químicos suele realizarse en primavera o verano, coincidien-

**Figura 3-66.** Los mosaicos de cultivos de secano, alternando siembras con barbechos y rastrojos, resultan muy favorables para la presencia de especies de fauna cinegética menor e incrementa la diversidad faunística y vegetal. Paisaje del Campo de Montiel.

do con la proliferación de invertebrados considerados plaga para determinadas especies de cultivos o de árboles.

***Gestión del medio agrícola***

La importancia del medio agrícola para la alimentación del buitre negro es muy alta, puesto que en él la especie consigue una importante proporción de su alimento. Dos prácticas agrícolas que favorecen al conejo de monte y a otras especies silvestres y domésticas, potenciales presas del buitre negro, son la ordenación de cultivos y la conservación de linderos:

*Ordenación de cultivos*

En zonas donde el cultivo tradicional se basaba en rotaciones de tipo año y vez o al tercio se ha pasado a cultivar casi en la totalidad, con la excepción de las superficies reguladas por el índice de barbecho de cada comarca (R.D. 2353/2004, de 23 de diciembre, sobre determinados regímenes de ayuda comunitarios a la agricultura). Esta simplificación del medio agrario posee notables inconvenientes para las especies dependientes de estos ambientes. Así, conejos, liebres o perdices requieren un hábitat variado, donde dispongan de lugares aptos para la cría (con cobertura leñosa) y lugares de alimentación (pastos naturales o cultivos; Calvete, 2002). De igual forma, se pueden ver beneficiadas distintas cabañas ganaderas extensivas en el aprovechamiento de cultivos y rastrojos variados.

*Conservación y restauración de linderos*

La preservación de linderos (fajas de vegetación leñosa) entre parcelas de cultivo supone un notable incremento de oportunidades para el establecimiento de fauna. El conejo de monte aprovecha estos linderos como muchas otras especies, estableciendo sus vivares y áreas de cría en el entorno de estas zonas seguras (Moreno, 2002). Es por tanto necesario preservar estos espacios a fin de lograr un medio agrario diversificado y apto para numerosas especies de mesofauna. En la actualidad la preservación de estos elementos está considerada como una buena práctica agraria y medioambiental, cuyo cumplimiento es necesario para poder percibir las ayudas directas, en virtud de la condicionalidad de la PAC (R.D. 2352/2004, de 23 de diciembre, sobre la aplicación de la condicionalidad de las ayudas directas en el marco de la política agraria común). En algunas Comunidades Autónomas la restauración de estos linderos se encuentra subvencionada.

### *3.2.3.2. Aprovechamientos ganaderos y de su medio*

La ganadería extensiva es quizás la actividad productiva más influyente con la preservación del buitre negro y con la de otras aves carroñeras (ver capítulo 4.1.2). La importante gestión del medio natural que efectúa el ganado doméstico extensivo hace que éste sea pieza clave en la configuración del paisaje en el medio mediterráneo. Por lo tanto, el ganado constituye un destacado elemento de gestión en la mayor parte del territorio, que ha configurado durante siglos una gran extensión de la península Ibérica (Anes y García, 1994). En concreto, el pastoreo ha originado un sistema característico que es la dehesa, es decir, unos

espacios forestales multifuncionales que en la mayor parte de los casos poseían una triple vertiente productiva: forestal, ganadera y agrícola. Eran espacios forestales, ya que en ellos no era posible el cultivo agrícola exclusivo y continuado (de ahí la presencia de árboles forestales, que resultan imprescindibles para el funcionamiento del sistema); ganaderos, ya que su producción principal es la ganadería extensiva y agrícolas, ya que se cultivaban cada cierto período de años (variable, en función de la fertilidad del suelo y de los objetivos del cultivo).

En la actualidad en las dehesas tiene importancia casi exclusivamente la producción ganadera. Las siembras que se realizan son forrajeras. Los tratamientos forestales que se efectúan son los destinados a la preservación de la masa arbórea y el control de la arbustiva (podas, resalveos, rozas, densificaciones, etc.). Hay que destacar que las dehesas son el área más activamente seleccionada por el buitre negro (Carrete y Donázar, 2005), quizás por ser uno de los medios que mayores densidades de conejo ha albergado tradicionalmente (Blanco y Villafuerte, 1993). Parte de los tratamientos que se efectúan se comentan con mayor detalle en el apartado correspondiente a los tratamientos forestales en las áreas de cría (capítulos 3.1.1.3. y 3.1.2.3). Las posibilidades que la ganadería posee para el fomento del buitre negro se tratan con detalle en el apartado 4.1.2.

### *Alimentación del ganado*

La principal fuente de alimentación del ganado extensivo es el pastoreo, por lo que todas las actuaciones que se describen en este apartado se centran en el pastoreo y las acciones que le acompañan. En el medio mediterráneo las dehesas han proporcionado alimento con sus pastos de invierno a las cabañas ganaderas establecidas en el entorno de los sistemas montañosos, donde el ganado pasaba el estío. El desplazamiento de ganado entre distintas áreas geográficas para el aprovechamiento de los pastos se conoce como trashumancia o transterminancia, en función de la distancia recorrida. En la actualidad, esta práctica se encuentra prácticamente perdida (García, 1996). La eliminación de estos desplazamientos del ganado ha supuesto que los pastos de invernada deban mantener al ganado durante todo el año. En un medio como el mediterráneo, donde la mayor parte de los pastos se agostan a partir de mayo-junio hasta el comienzo del otoño, esto supone una notable variación de las condiciones. El pasto agostado en pie, denominado henasco, posee unas muy bajas propiedades bromatológicas, por lo que la alimentación del ganado debe basarse en la mejora de las condiciones productivas de los pastos existentes y en el aporte de insumos.

Los pastos herbáceos poseen una característica peculiar, descrita en la denominada «paradoja pastoral»: su calidad aumenta al aumentar la intensidad de pastoreo, dentro de unos límites (San Miguel, 2001). Por lo tanto, muchas actuaciones buscan concentrar la carga pastante, de forma que se eliminen los rechazos del pasto (henascos), cuya presencia dificulta la emergencia del pasto en otoño, disminuyendo su calidad. Otras actuaciones deben ir encaminadas a repartir la carga pastante, evitando su concentración puntual, con la degradación que esto supone. Por otra parte, las bajas propiedades bromatológicas del pasto seco hacen que en verano el pasto leñoso sea más nutritivo. Así, el ganado busca el forraje leñoso, lo que dificulta la viabilidad del regenerado de las especies arbóreas y arbustivas. Por lo tanto, hay que recurrir a diversas técnicas para lograr la regeneración que haga viable el sistema a medio y largo plazo.

**Figura 3-67.** Pradera implantada con distintas especies de tréboles y fertilizada posteriormente, en primavera.

*Implantación y mantenimiento de praderas y pastizales*

Las praderas son cultivos forrajeros polifitos (más de una especie) constituidos básicamente por gramíneas y leguminosas, que en el área de campeo del buitre negro pueden ser aprovechados por pastoreo o, más raramente, por siega. Se trata de cultivos constituidos por herbáceas de elevada calidad y además suponen una notable disminución en las exigencias de mecanización, ya que con frecuencia son cultivos plurianuales. La ventaja competitiva de las especies que las componen se fundamenta en un pastoreo intenso, por lo que al ser pastadas o segadas compiten con ventaja y tienden a perpetuarse.

En el medio mediterráneo las praderas permanentes resultan unas excelentes productoras de pasto de calidad, siempre que sean manejadas adecuadamente (Muslera y Ratera, 1991). El trébol subterráneo, *Trifolium subterraneum*, es su principal componente, ya que es la especie más adecuada para producir un forraje de calidad en este tipo de medios (González del Tánago *et al*., 1984). Esta pequeña leguminosa ha sido seleccionada para aportar variedades y cultivares que permitan la producción de forraje en gran variedad de medios mediterráneos. Las tareas necesarias para la implantación de las praderas son semejantes a las de un cultivo agrícola habitual.

*Fertilización de pastos*

La mejora de los pastos mediante el aporte de nutrientes esenciales es una forma de aumentar la producción de los mismos. En los suelos del área de campeo del buitre negro el principal elemento deficitario es el fósforo, cuyo aporte, por otra parte, favorece el desarrollo de leguminosas. Al realizar una fertilización fosfórica se mejora la calidad del pasto, además de lograr aumentos de más de un 30% en la cantidad (Ferrera *et al*., 2005). El óptimo de los pastos mediterráneos sobre suelos ácidos es lo que se denomina majadal, que es un pasto denso y agostante compuesto principalmente de *Poa bulbosa* y, en nuestro caso, tréboles subterráneos, leguminosas que se ven especialmente favorecidas por el pastoreo.

Las interferencias de esta actuación con el buitre negro deben ser mínimas, ya que los rendimientos son elevados (el tiempo de presencia es reducido) y se pueden efectuar en

cualquier época sin que afecte a la producción de pasto (Maldonado *et al.,* 2004). Además, al disponer los pastos de mayor porcentaje de proteínas es de suponer que las conejas, que requieren un 17% de proteína bruta en su dieta para reproducirse (De Blas, 1988; Soriguer, 1981), se reproduzcan durante más tiempo.

*Descolinado*

Esta acción consiste en eliminar las jaras y otras plantas leñosas que colonizan pastizales. Se arrancan a mano, de forma que se mantiene el suelo inalterado. Se evita la degradación de los pastizales que se producen al estar bajo la influencia de las sustancias alelopáticas que producen las plantas leñosas colonizadoras (cistáceas y labiadas, sobre todo) y su sombreo. Además, todos los nutrientes que recibe la zona se emplean en el desarrollo de la cobertura herbácea. Esta actuación se realiza durante el período lluvioso, cuando la tierra está saturada de agua y las matas se pueden arrancar con facilidad.

**Figura 3-68.** Charca con presencia de ganado vacuno en la Sierra de San Pedro, con disponibilidad de agua durante el verano.

*Charcas y abrevaderos*

El incremento de cabezas de ganado por explotación han hecho necesarios los cerramientos internos, que funcionan casi de manera independiente. Así, la tendencia es que cada uno de ellos cuente con sus propias charcas o abrevaderos. Las charcas son construidas en la época que más fácil resulta realizar las excavaciones, cuando la presencia de agua es menor. Suele realizarse durante primavera, verano u otoño. Se requiere maquinaria pesada para el movimiento de tierras. Las obras se prolongan durante un tiempo variable, dependiente de las dimensiones de la charca.

*Desbroces*

Los desbroces suponen la eliminación del matorral serial que invade el pastizal u ocupa áreas que podrían aprovecharse para mantener pastizales. La mayor parte de los desbroces

se efectúan mediante medios mecánicos (desbrozadoras, gradas de desfonde, palas, etc.). Antes de desbrozar hay que plantearse por qué se ha desarrollado el matorral colonizador. La respuesta es sencilla, porque no existe una carga ganadera capaz de evitarlo, o ésta no se encuentra repartida de forma adecuada. Por lo tanto, para evitar actuaciones estériles en el medio plazo, es necesario realizar tareas que permitan el adecuado reparto de la carga. Así, el empleo de gradas de desfonde supone una alteración importante del suelo, por lo que sólo debe utilizarse cuando de forma posterior se vayan a implantar cultivos, praderas artificiales u otros pastos de calidad. En caso contrario se estarán «sembrando» las matas heliófilas, colonizadoras, que compiten con ventaja en suelos decapitados.

*Densificaciones y protección de la regeneración natural*

Las densificaciones son plantaciones con especies arbóreas realizadas en aquellas dehesas que carecen de regeneración de forma natural y donde no se elimina el pastoreo para lograrlo. Para evitar los daños a las plántulas éstas se protegen. Se suelen aplicar con especies como la encina, el alcornoque o el fresno. La plantación requiere el uso de maquinaria, para la apertura de hoyos, y la instalación de un vallado perimetral a la plántula, que puede ser de diversas características. Esta protección está destinada a evitar su consumo por parte de fitófagos. Se suele realizar en los meses de otoño e invierno, por un número variable de personas. Además, los plantones se suelen regar durante la temporada más calurosa, tras la instalación de un sistema permanente de riego o con un tractor y cuba asociado.

*Combate de plagas*

Una de las principales cabañas ganaderas de la dehesa es el porcino ibérico, alimentado con bellota o bellota y pienso (recebo). El elevado precio que alcanza en el mercado determina la importancia económica de la montanera (pastoreo de las bellotas). Así, se busca la producción de bellota mediante el manejo del arbolado (poda) y mediante el combate de las plagas (generalmente defoliadores de los *Quercus),* que impiden una buena fructificación al alimentarse de los ramillos del año.

Para estas plagas se emplean insecticidas en muy bajas concentraciones (ULV), de tipo piretrinas o piretroides, fumigados a menudo desde avionetas en los meses de abril, mayo y junio. Estos insecticidas poseen muy baja afección para aves y una duración reducida (hasta 7 días).

*Rozas de regeneración*

El regenerado natural presente en muchas dehesas está conformado por matas o arbustos, de porte esferoidal, al que los fitófagos impiden crecer por el ramoneo. La viabilidad y conformación de este regenerado, aun cuando se eliminase el pastoreo, sería poco adecuada en relación a los portes que se buscan para el arbolado. Por lo tanto, la eliminación de la parte aérea y posterior cierre al pastoreo de esas matas (roza de regeneración) puede ser una buena solución. Al poseer la planta resultante un buen sistema radical, sería más rápido y fácil su desarrollo.

### *3.2.3.3. Aprovechamientos cinegéticos*

La actividad cinegética ha experimentado un aumento en las áreas rurales en las últimas décadas, principalmente la de caza mayor. Se trata de una importante fuente de recursos económicos, que requiere de acciones de gestión de las poblaciones de las especies cinegéticas. Estas actuaciones de gestión del hábitat para el aprovechamiento cinegético pueden conllevar importantes modificaciones del paisaje. Una exposición detallada acerca de la caza mayor y su relación con el buitre negro se expone en los capítulos 3.1.2.3, 4.1.2. y 4.1.3.

#### *Caza menor*

La caza menor es una actividad muy ligada y dependiente de las prácticas agrícolas que se realizan en los distintos espacios. Del tipo de uso del territorio y de la gestión de los recursos agrícolas y alimenticios dependerá la presencia de una población saludable de especies de caza menor. Por ello, un aprovechamiento agrícola extensivo, pero no exclusivo (formando mosaico con terrenos forestales y dotado de setos y linderos bien definidos), que proporcione en los territorios áreas de refugio y alimentación para conejos, perdices y liebres, suele ser el mejor escenario para que estas especies se vean favorecidas. También otros tipos de uso del suelo son compatibles con la presencia de estas especies, siempre que existan unas condiciones adecuadas (Farfán *et al*., 2002). Es poco habitual que en las mismas áreas existan poblaciones abundantes de especies de caza mayor y caza menor, que son poco compatibles por varios motivos (diferente tipo de hábitat seleccionado por la caza mayor y la caza menor, las molestias generadas a la caza mayor por el aprovechamiento cinegético de la menor, depredación de conejo y perdiz por parte del jabalí; Borralho *et al*., 2000; Schley y Roper, 2003; Calvete *et al.,* 2006; competencia por recursos alimenticios: los grandes

**Figura 3-69.** El cuidado de la caza menor es una práctica habitual en los cotos de caza; se realiza principalmente mejorando las condiciones de alimentación y habilitando estructuras para el refugio y la reproducción (foto conejo: Alfonso San Miguel).

herbívoros consumen más biomasa y provocan cambios en la dieta del conejo –Soriguer, 1983–; deterioro del hábitat de refugio de la caza menor –pisoteo de vivares, pérdida de porte adecuado del matorral protector por exceso de ramoneo…–, etc.). Las actividades humanas en áreas destinadas al aprovechamiento cinegético menor son variadas, y suelen dirigirse a:

*Alimentación suplementaria de la caza menor*

Al igual que para la caza mayor, el suministro de alimento a la caza menor pretende incrementar la supervivencia de los individuos, aumentar la productividad de las poblaciones reproductoras y mejorar el estado sanitario de esas poblaciones (ver exposición más detallada en capítulo 4.1.3).

*Creación de refugios para la caza menor*

La fauna cinegética menor requiere, además de buenas condiciones de alimentación, lugares donde pueda refugiarse y esconderse de sus depredadores naturales. En estos sitios, además, descansa y se protege de las condiciones climatológicas exteriores si éstas son extremas (ver exposición más detallada en capítulo 4.1.3).

### *3.2.4. Interacción entre las actividades de aprovechamiento en áreas de campeo y el buitre negro*

*Emilio Costillo, Casimiro Corbacho, Juan Manuel Sánchez y Auxiliadora Villegas*

Como ya se ha comentado anteriormente, hasta ahora se le ha prestado mayor atención a las áreas de nidificación y gran parte de la política de conservación en aves y rapaces ha ido dirigida a la protección de estas zonas. Sin embargo, son muchos los casos donde, a pesar de esas medidas, las especies siguen mostrando tendencias poblacionales regresivas (Madroño *et al.,* 2004). Estas circunstancias también pueden darse en el buitre negro, cuyas áreas de

**Figura 3-70.** Buitre negro comiendo de los restos de un cadáver (Alfonso San Miguel).

nidificación se hallan en general bajo alguna figura de protección y, sin embargo, pese al aumento global de la población nacional, algunas colonias han estancado su crecimiento y otras han visto reducido su número de parejas (Arenas y Dobado, 2006). Existen por tanto una serie de fenómenos que están actuando en las áreas de campeo que pueden comprometer la conservación de la especie, como son los cambios en el hábitat, el aumento de la mortalidad, la falta de recursos, etc. Deben por tanto tomarse medidas en las áreas de campeo que complementen esa protección de las áreas de cría.

En el mismo sentido, dentro del manejo de la especie, el conocimiento de las áreas de campeo es prioritario a la hora de identificar las zonas donde emprender medidas de conservación para la especie (control del uso de venenos, campañas de educación y concienciación a distintos sectores como cazadores, veterinarios, propietarios de fincas, o evaluación del impacto de nuevas infraestructuras –tendidos, parques eólicos, etc.–).

*Agricultura*

En la actualidad, uno de los fenómenos más relevantes en el medio agrícola está relacionado con los cambios en los usos del suelo. Las formas tradicionales de cultivos en rotaciones donde la tierra se siembra de acuerdo a ciclos largos (cultivos, rastrojos y barbechos) se han visto alteradas, tanto hacia una intensificación de cultivos como hacia el abandono de esta actividad. Paradójicamente, ambas situaciones pueden generar en el buitre negro un efecto negativo pues disminuyen los recursos tróficos para la especie, provocando además un empobrecimiento ecológico de estos medios debido a la homogeneización de los mismos.

En la agricultura cada día se está empleando una mayor cantidad de productos fitosanitarios. Además de una mortalidad inmediata cuando se emplean para envenenar cebos, estos productos pueden acumularse en las aves produciendo una disminución de su esperanza de vida y una caída de su éxito reproductor (Newton, 1979; Hernández *et al.,* 1986). De forma añadida, se registran accidentes no intencionados de envenenamiento de ganado y otra fauna silvestre, por la ingestión de productos vegetales contaminados por herbicidas y otros productos fitosanitarios.

La intensificación de la agricultura también ha conducido a un aumento de las construcciones e infraestructuras en el medio agrario. Esta proliferación, aparte de la pérdida de hábitat para la especie, ha conllevado la presencia de elementos peligrosos como nuevos tendidos eléctricos. Las líneas eléctricas, en ocasiones, cuando se dan una serie de condiciones adversas, suponen una fuente importante de mortalidad por electrocución o choque para los buitres negros (ver capítulo 4.2.2).

Los medios agrícolas pueden ser áreas con una intensa actividad humana, lo que puede generar molestias e impedir su selección por parte de la especie en determinadas áreas (Carrete y Donázar, 2005). En Extremadura, sin embargo, los ejemplares frecuentan agrosistemas de secano (Costillo, 2005). En estos medios, dado el carácter impredecible de la presencia de carroñas, se hace muy difícil prever los impactos sobre el comportamiento de alimentación del buitre negro, salvo cuando estas molestias incidan directamente sobre muladares o lugares de concentración de la especie.

**Figura 3-71.** Rebaño de ovejas merinas en régimen de aprovechamiento extensivo, alimentándose en una dehesa de la Sierra de San Pedro, Extremadura.

*Ganadería*

Las nuevas políticas zoosanitarias y las cláusulas de muchos seguros ganaderos obligan a la retirada de los cadáveres de ganado. Estas actuaciones están en la actualidad suponiendo una importante disminución de recursos alimentarios para las aves carroñeras (Camiña y Montelío, 2006; ver capítulo 4.1.2).

Al igual que sucede con la agricultura, en la ganadería la accesibilidad a productos agroquímicos y su mal empleo están generando fenómenos de mortalidad por envenenamiento entre las carroñeras (Varillas, 2004). En determinadas áreas, para proteger a corderos, terneros y chivos recién nacidos de la depredación de zorros o perros se emplean ilegalmente cebos envenenados. En el pasado la aparición de venenos estaba ligada casi en exclusiva a aprovechamientos cinegéticos, si bien hoy en día un porcentaje importante de estos fenómenos tiene que ver con la actividad agrícola y ganadera (Varillas, 2004). Otra actuación que genera envenenamientos en las aves carroñeras es la aplicación de medicamentos a los animales (Green *et al.,* 2004). Son muchos los productos veterinarios de uso corriente en las explotaciones ganaderas que pueden generar intoxicaciones que provoquen la muerte o una disminución importante de su potencialidad como reproductor. No se conoce bien el efecto de esta amenaza sobre el buitre negro, aunque en otras especies de buitres ha generado dramáticos descensos poblacionales (Green *et al.*, 2004).

La disponibilidad de ganado como fuente de alimento puede verse sometida a distintos cambios. En la actualidad, la ganadería se halla fuertemente influenciada por la Política

Agraria Común (PAC). El desacoplamiento de las ayudas de la PAC puede generar una disminución de la carga ganadera y, por ende, de los recursos para la especie.

Otros fenómenos de cambio en la ganadería que pueden incidir en los buitres negros tienen que ver con las modificaciones en los usos y en las especie ganaderas. Hoy en día el pastoreo es una actividad laboral en declive que está generando una proliferación de vallados y el cambio del ganado ovino o caprino por el vacuno, que requiere un nivel de manejo menor. Aunque la especie puede alimentarse de cadáveres de vacuno su dieta suele estar basada en animales de pequeño o mediano tamaño, como se expone en el capítulo de alimentación (4.1.1.). Todos estos cambios pueden, a su vez, suponer una disminución en la disponibilidad de alimento para la especie. En general, el carácter extensivo de una explotación ganadera es mucho más favorable que el aprovechamiento intensivo. Esto ocurre porque los animales se distribuyen en amplias zonas de terreno, donde pueden morir y ser detectados por los buitres antes de ser recogidos por los ganaderos. Esto sucede sobre todo en explotaciones grandes de ovino y vacuno. En cambio, a no ser que los cadáveres se destinen a muladares, los restos no son accesibles para la alimentación de las carroñeras.

Del mismo modo que en la agricultura, dentro de las fincas ganaderas se están construyendo numerosas instalaciones e infraestructuras que llevan asociadas la presencia de tendidos eléctricos. Estas líneas, situadas en el área de campeo de la especie, pueden suponer un aumento del riesgo para las aves a pesar de hallarse alejadas de las áreas de cría (Ferrer *et al.*, 1999). Como también ocurre en los medios agrícolas, se ha producido un incremento del tráfico rodado en las fincas ganaderas, relacionado con el manejo del ganado. Esta circunstancia puede generar molestias para la especie, aunque difícilmente evaluables. No obstante, en el entorno de las colonias de buitre negro existen abundantes casos de aceptación al manejo diario de las explotaciones agropecuarias.

*Aprovechamiento forestal*

La gestión relacionada con el sector forestal tiene gran importancia en las colonias de cría del buitre negro, y se tratan en los capítulos correspondientes (3.1.1. y 3.1.2.). Su incidencia sobre las áreas de campeo es mucho menor, aunque en el caso de las forestaciones pueda reducir la disponibilidad de alimento.

*Actividad cinegética*

La actividad cinegética en determinadas áreas ha podido beneficiar a rapaces carroñeras como el buitre negro. En el capítulo dedicado a la alimentación y caza mayor se señala cómo los ungulados cinegéticos han experimentado un fuerte crecimiento, provocando que en determinados núcleos poblacionales sea una fuente de alimento muy importante (Costillo, 2005). No obstante, hay una serie de elementos relacionados con la caza que inciden negativamente en la conservación de las rapaces y del buitre negro en particular.

Una de las principales amenazas humanas para la especie proviene del creciente uso de venenos, en gran medida relacionada con actividades de control de depredadores con fines cinegéticos (Varillas, 2004). En el capítulo correspondiente (4.2.1) se exponen con mayor

amplitud toda la serie de circunstancia que rodean a los envenenamientos, así como los procedimientos para atajar estos hechos. En este sentido, el conocimiento del área de campeo de la especie puede ser determinante a la hora de priorizar actuaciones para el control del uso del veneno en el entorno de las colonias de buitre negro.

Unidos a la caza también se producen otros casos de intoxicación que pueden provocar la muerte de ejemplares, su debilitamiento o la reducción de su capacidad reproductora. Se trata del plumbismo debido a la ingestión de materiales de plomo habitualmente empleados en la caza (perdigones y balas). Este hecho puede conllevar importantes problemas de conservación en las aves carroñeras (Snyder y Snyder, 2000). Se trata de una amenaza difícil de detectar, pues provoca la muerte lenta del ejemplar y/o caídas de la productividad de las parejas (Burger, 1995). Se desconoce su incidencia real en las poblaciones de buitre negro pero se ha comprobado su presencia en la especie (Tewes, 2004) y en otras carroñeras como el alimoche común *Neophron percnopterus;* en esta especie supone una grave amenaza para la conservación de algunas poblaciones (Donázar *et al.,* 2002). El empleo de materiales de plomo en la caza es una práctica habitual en España y se puede promover su sustitución por elementos inertes en las áreas de campeo de la especie.

La caza también provoca muertes y heridas en la especie por disparos (ver capítulo 4.2.2). Si bien en las áreas cercanas a las colonias se conoce a la especie y existe una conciencia con respecto a la misma, en las áreas de campeo esta consideración es menor y son frecuentes este tipo de incidentes. Por ello se requiere la realización de campañas de educación y concienciación no sólo en los localidades cercanas a los lugares de reproducción, sino además en aquellas otras dentro de su área de campeo.

*Urbanismo y nuevas infraestructuras*

Dada la amplitud de las áreas de campeo del buitre negro, se está produciendo en ellas un aumento del número de construcciones e infraestructuras. Además de la pérdida de hábitat y de

**Figura 3-72.** La construcción de nuevas carreteras y urbanizaciones en áreas de campeo reduce las posibilidades de encontrar alimento a los buitres negros, por desaparición de hábitat favorable.

causar molestias de difícil evaluación, pueden en ocasiones aumentar la mortalidad de los buitres. La proliferación de parques eólicos supone una mortalidad importante para rapaces similares, como el buitre leonado (Lekuona, 2001; Barrios y Rodríguez, 2004; ver capítulo 4.2.5), aunque se desconoce su impacto real para la buitre negro, y el efecto de estas infraestructuras sobre las aves varía según los estudios (Lekuona, 2001; Barrios y Rodríguez, 2004; De Lucas *et al.,* 2004). También la proliferación de tendidos eléctricos en ocasiones asociadas a estas nuevas construcciones supone un peligro para las rapaces y el buitre negro (ver capítulo 4.2.2).

### *3.2.5. Recomendaciones de actuación en áreas de campeo para una gestión compatible con la presencia de buitre negro*

*Rubén Moreno-Opo, Francisco Guil y Alfonso San Miguel*

Como se ha expuesto, los paisajes sinuosos y abiertos son muy utilizados por el buitre negro en sus vuelos prospectivos, pues ofrecen recursos tróficos de más fácil exploración (Ruiz *et al.,* 1988; Fargallo *et al.,* 1998; Donázar *et al.,* 2002; Poirazidis *et al.,* 2004). Ello apoya la reconocida importancia en conservación que poseen las dehesas y matorrales mediterráneos (Carrete y Donázar, 2005). En este apartado se hacen recomendaciones acerca de cómo llevar a cabo esas acciones de gestión del hábitat. El objetivo es contribuir a incrementar la eficacia de los rendimientos económicos de dichos aprovechamientos, siempre respetando y contribuyendo a que sean sostenibles en el tiempo y respetuosos con el medio natural.

a) Prácticas agrícolas

*Cultivos herbáceos de secano y ordenación agrícola*

– Los cultivos de secano en las áreas de campeo no producen interferencias con el buitre negro en general. Por el contrario, se ve favorecido si las prácticas de cultivo son extensivas, porque se promocionan las poblaciones de especies presa potenciales (conejos, ganado, ungulados silvestres, etc.).

**Figura 3-73.** El cierre de las siembras de cereal con pastores eléctricos permite reservar una fuente de alimento importante para los ungulados silvestres y el ganado en las épocas de mayor escasez de recursos, como en verano, a la vez que se permite el acceso del conejo. Se evitan además daños por ramoneo excesivo sobre la vegetación natural.

- Los cultivos de secano son adecuados para diversificar el medio agrícola si se realizan dejando hojas de pequeñas dimensiones (hasta 10 ha) para cada uso (siembra, rastrojo, posío y barbecho). De esta forma se incrementa la diversidad en el terreno y se disminuye la necesidad de aportar fertilizantes.
- Se recomienda instalar caballones sin labrar entre hojas de cultivo (denominados *beetle banks);* ya que sirve para aumentar el alimento y el refugio para diversas especies de caza menor, así como para la fauna insectívora.
- Conviene realizar uno o dos pases de arado en la tierra antes de realizar la siembra en otoño, cuando las condiciones de humedad sean las apropiadas.
- Cuando se labra en zonas arboladas es conveniente no hacerlo bajo la copa de los árboles, tanto por la baja productividad de estos terrenos como el daño producido al arbolado.
- El mantenimiento del rebrote al pie de cada árbol es muy aconsejable donde hay buenas poblaciones de conejo, ya que puede ser un excelente refugio para éstos.
- Es necesario retrasar el arado de los rastrojos lo máximo posible, puesto que son un espacio muy favorable para la alimentación de la fauna herbívora en general.
- El pastoreo de las rastrojeras es una práctica tradicional que permite reducir las necesidades de insumos en las explotaciones. No es conveniente quemar los rastrojos, lo que es causa de pérdida de las ayudas de la PAC, salvo en ocasiones justificadas.
- Si se quiere favorecer al ganado o a los ungulados cinegéticos se puede dejar pastar el cultivo brevemente en invierno cuando está en forma de hojas verdes y posteriormente cerrarlo mediante pastor eléctrico, para ofrecerlo de nuevo en verano una vez haya granado. De esta forma se favorece la alimentación de los herbívoros en épocas de bache alimenticio.
- Si se pretende favorecer al conejo de manera prioritaria, es aconsejable que las parcelas sean pequeñas (1-5 ha), lo más irregulares posible, sobre todo alargadas y con matorral en el contorno y en el interior (islas). No obstante, la nula o muy escasa cobertura arbustiva en muchas de las siembras de secano con presencia de conejo hacen difícil aplicar estas medidas en el momento del laboreo, por lo que en esos casos se recomienda optar por los *beetle banks,* por las medidas recogidas más adelante en cuanto a linderos *(Conservación y restauración de linderos),* e incluso por crear refugios artificiales complementario, por ejemplo, con la piedra disponible tras las labores.
- Es conveniente evitar la instalación de cerramientos con malla de triple torsión (malla gallinera), ya que generalmente el daño producido por los conejos no compensa el coste de la instalación y mantenimiento. Además en esta malla colisionan y mueren especies que pueden ser de interés, como pollos de perdiz.

*Cultivos herbáceos de regadío*

- Se recomienda llevar a cabo el cultivo de herbáceas de regadío sólo cuando la disponibilidad de agua esté garantizada.
- En las explotaciones mixtas o con ganado cercano es necesario integrar los rastrojos en la alimentación del ganado, a fin de evitar consumos de pienso innecesarios.
- En el caso de que existan poblaciones de conejo cercanas, es conveniente permitirles el acceso una vez realizada la cosecha, ya que puede suponer que las primeras camadas se adelanten.
- Los buitres negros no seleccionan preferentemente estos terrenos como áreas de campeo, por la presencia habitual de personas y por la intensificación de la actividad. No

obstante, si en estas zonas existen cantidades considerables de cabezas de ganado o de fauna cinegética, sí se podrán encontrar buitres negros campeando.

*Cultivos leñosos*

- Se recomienda no emplear técnicas muy intensivas (uso excesivo de fitosanitarios, puesta en regadío, implantación de espalderas para viñedos) para no afectar a la diversidad de fauna de los terrenos dedicados a cultivos leñosos (olivares, viñas, frutales, etc.) y mantener su integración en el medio natural.
- También se debe evitar convertir este tipo de cultivos en regadíos intensivos que modifican las prácticas agrícolas tradicionales y afectan al mantenimiento de la biodiversidad. La subvención de estos cultivos intensivos se verá desfavorecida en los planes futuros de financiación a escala europea.
- Para los terrenos menos productivos, la intensificación de la agricultura es menos rentable que su conversión en ecológicos, en caso de que existan canales de distribución adecuados.

*Cerramiento de cultivos*

- La protección de los cultivos para su aprovechamiento a diente por los ungulados silvestres y por el ganado es una medida muy recomendable, pues mejora su condición física en épocas de escasez de alimento.
- Resulta conveniente que las estructuras destinadas a la protección de cultivos (pastores eléctricos o vallados) sean visibles y queden bien señalizadas, para evitar la colisión de aves contra ellas.
- Es necesario promocionar los vallados tradicionales de piedras para este fin, mediante subvención por las administraciones regionales.

*Tratamientos fitosanitarios*

- Evitar fumigar mediante avioneta las zonas conocidas de alimentación de buitre negro, sobre todo las áreas de cultivos de secano extensivos. Se producen de esta forma molestias y alteraciones de la tranquilidad de las aves presentes, por los vuelos a escasa altura del suelo.
- Se debe llevar a cabo únicamente si es segura la aparición de plagas o enfermedades sobre los cultivos. El aporte continuado de pesticidas o insecticidas afecta negativamente a toda la fauna invertebrada. Redunda en una menor disponibilidad de alimento para perdices y otros consumidores de invertebrados.
- Se recomienda utilizar productos integrados en el Registro Oficial de Productos y Material Fitosanitario (Real Decreto 2163/1994), desaconsejándose la utilización de productos comerciales de categoría Tóxicos o Muy Tóxicos (ver Anexo V).

*Conservación y restauración de linderos*

- Se debe promover la existencia de lindes y sotos entre parcelas. Dejar libre de tareas agrícolas los bordes entre hojas de cultivos, que no deben ser roturados, ni arados,

ni fumigados, permitiendo el crecimiento libre de la vegetación. Esta diversificación de formaciones es muy beneficiosa para la fauna silvestre, sobre todo para la perdiz y el conejo. Proporciona sobre todo refugio, pero también alimento, especialmente importante para el conejo si los linderos están asociados a depresiones del terreno en las que la humedad se mantiene más tiempo, y proporcionan alimento fresco cuando el resto del pasto está ya agostado.

- Un elemento importante de la restauración de linderos es la eliminación del pastoreo de la vegetación leñosa que los componen.
- Un ejemplo de práctica en este sentido es la creación de caballones de separación de cultivos o *beetle banks*.
- Esta práctica está considerada como ambientalmente positiva y ya es subvencionada por algunas Comunidades Autónomas.

b) Ganadería

*Implantación y mantenimiento de praderas*

- De forma análoga a los cultivos, se recomienda llevar a cabo la implantación de praderas para mejorar el rendimiento de la alimentación del ganado sin afectar a otros elementos del medio natural (por ramoneo, por ejemplo). La siembra ha de efectuarse a principios del otoño.
- Las áreas de campeo del buitre negro se encuentran en suelos ácidos mayoritariamente, por lo que se recomienda el empleo de praderas basadas en mezclas de leguminosas, como tréboles *Trifolium* sp., carretones o mielgas *Medicago* sp. y otras especies como *Ornithopus* sp. o *Biserrula* sp.

**Figura 3-74.** Esquema de construcción de un beetle-bank, en el que se elimina el laboreo y se permite el crecimiento de la vegetación leñosa (arriba, extraído de González y San Miguel, 2004). Estados de desarrollo de beetle-banks (derecha), favorecedores del conejo y la perdiz, como lugares de cría, refugio y alimentación. Finca Las Ensanchas.

– La tremosilla *Lupinus luteus* es una leguminosa adecuada para emplear en praderas puras cuando se puede controlar el pastoreo. Un consumo incontrolado puede provocar timpanismo en los rumiantes. Del mismo modo, se debe evitar el consumo de sus henascos y semillas tras las precipitaciones, pues la aparición de hongos puede provocar una grave intoxicación denominada lupinosis.
– Se deben destinar superficies de terreno acordes con las necesidades y posibilidades de la finca. Es preferible disponer varias parcelas pequeñas distribuidas en distintas zonas que una de gran extensión; se mejora así la heterogeneidad y diversificación estructural del paisaje, lo que favorece además a la fauna cinegética menor.

*Fertilización de pastos*

– Para mejorar el rendimiento, y sobre todo la calidad, de los pastos naturales y las praderas implantadas puede resultar conveniente aportar elementos minerales en los pastos más húmedos y de mayor calidad.
– Es preferible llevar a cabo la fertilización de los pastos ya existentes a la implantación de nuevas praderas.
– El fósforo es el elemento más deficitario en suelos ácidos. Por ello suele ser conveniente aportarlo, en forma de superfosfato o de roca fosfórica. Se recomienda suministrar una dosis de 50 unidades de fósforo, aunque depende del tipo de suelo.
– En lo que afecta al fomento del conejo, la fertilización fosfórica supone una mejora considerable de los recursos alimenticios disponibles, pues favorece la proporción de leguminosas en los pastizales naturales. Estas especies son las que proporcionan mayor cantidad de materias nitrogenadas y minerales al conejo (con la consiguiente influencia en la síntesis de proteínas; Olea y San Miguel, 2006). Las proteínas se han demostrado muy importantes en el metabolismo del conejo en general (De Blas, 1989, 2001), llegando algunos autores a relacionar el inicio del período reproductor del conejo de monte con incrementos en la disponibilidad de alimento de calidad (Villafuerte, 1997).

*Descolinado y desbroces*

– Las zonas a habilitar para la promoción de pastos naturales han de ser adecuadas en superficie con respecto a las cantidades de ganado presentes en la explotación o finca considerada. Si el ganado no llega a mantener el pasto herbáceo por su propio pastoreo, las leñosas colonizadoras (cistáceas y labiadas fundamentalmente) tenderán a ocupar estas zonas.
– En las zonas donde las densidades de ganado sean muy elevadas deben evitarse los desbroces, que aportan refugio a presas del buitre, como el conejo, por ejemplo.
– Es preferible llevar a cabo la retirada de jaras de forma manual.
– No eliminar nunca especies vegetales protegidas, ni dejar desprotegidas especies muy palatables, como labiérnagos o madroños.
– Si el terreno a desbrozar es extenso y con matorral denso, la maquinaria usada no debe alterar las capas superficiales de suelo, no realizando decapados, que eliminan la capa superficial del suelo (5-10 cm.), limitan las posibilidades de crecimiento de pastos naturales y favorecen únicamente a las jaras.
– No hay que desbrozar con grada de desfonde si los trabajos no van seguidos de una siembra de cereal o de la implantación de una pradera.

**Figura 3-75.** Cuadrilla retirando jara a mano en la Sierra de San Pedro.

- No hay que realizar desbroces continuos de más de 20 ha.
- Los trabajos han de ser realizados en otoño o principios de invierno.
- Los desbroces pueden favorecer al conejo de forma considerable (Villafuerte *et al.,* 2001), sobre todo si afectan a amplias superficies de matorral homogéneo, por lo que deben estructurarse de forma cuidadosa: no realizar desbroces continuos de más de 10 ha., dejar al menos un 5% de la superficie sin tratar si el área de actuación supera las 2 ha., y buscar parcelas irregulares y preferiblemente alargadas.

*Charcas y abrevaderos*

- Estos elementos del medio son generalmente beneficiosos para el buitre negro. En primer lugar, favorecen a sus principales presas y, por otro lado, podrían satisfacer las necesidades de aseo y de agua del buitre negro, que emplea algunas de ellas con asiduidad.
- La red de puntos de agua de una explotación ha de ser gestionada en función de las necesidades espaciales y de las cantidades de ganado presentes. Las charcas, pilas y abrevaderos han de proyectarse de forma que sean respetuosas con manantiales, cursos de agua y otros elementos del medio.
- La construcción o mantenimiento de charcas debe promover la existencia de orillas someras, la presencia de vegetación palustre perimetral y la integración en vaguadas y sitios tranquilos. De esta forma se promoverá la ocupación por fauna silvestre variada.
- Evitar construir las charcas sobre formaciones vegetales protegidas (p. ej. juncales churreros o majadales).

*Combate de plagas*

- Se debe reducir la fumigación con avioneta en las áreas conocidas de campeo de buitre negro. Se limitarían así las perturbaciones por los vuelos a escasa altura del suelo.
- Ha de realizarse cuando se sospeche que pueden aparecer plagas o enfermedades de forma fundada, no rutinariamente.
- Se deben utilizar productos integrados en el Registro Oficial de Productos y Material Fitosanitario (Real Decreto 2163/1994), desaconsejándose la utilización de productos comerciales de categoría Tóxicos o Muy Tóxicos (ver Anexo V).
- Potenciar el uso de trampas de feromonas ante *Lymantria dispar* (Romanyk y Cadahía, 1998) y *Thaumatopoea pytiocampa*.

*Rozas de regeneración*

- Donde hay poblaciones de conejo, esta actuación no debe llevarse a cabo de forma generalizada, puesto que se limita la disponibilidad de refugio.
- Es recomendable asegurar que los ungulados no tengan acceso al interior de las áreas rozadas, pues se condicionaría la eficacia de la medida.

b) Gestión cinegética

*Alimentación suplementaria de la caza menor*

- Es muy recomendable llevar a cabo el suministro de comida y agua para favorecer a las poblaciones de conejos, sobre todo durante los períodos de más escasez. Así se incrementará su supervivencia y su productividad.
- La alfalfa, mejor *en rama*, es un excelente alimento para el conejo, que también acepta de buen grado el suministro de grano de cereal (cebada, trigo, avena), más apetecible para la perdiz.
- Los comederos y bebederos han de ser mantenidos permanentemente. Su estructura y forma deben evitar la entrada de otras especies para las que no están destinadas y que pueden deteriorarlos, como jabalíes o ciervos.
- La forma ideal de suministro es a través de una amplia red de comederos establecidos por toda la explotación. Otra alternativa es el reparto del alimento por caminos mediante un tractor y remolque, pero se requiere un esfuerzo intensivo diario.

*Creación de refugios para la caza menor*

- La forma óptima de contar con refugio para la caza menor (especialmente el conejo) es mantener la mayor heterogeneidad estructural posible del hábitat, compaginando la presencia de las parcelas agrícolas con linderos, ribazos o manchas de matorral. En áreas de dehesa, si hay presencia de ganado abundante, el refugio para la fauna menor suele escasear debido a que el intenso pastoreo acaba con los brotes de vegetación leñosa y la regeneración de la masa arbustiva y arbórea. Estos brotes y matorrales incipientes han de ser protegidos del ganado, para garantizar refugio y alimento a conejos, perdices y liebres, por medio de vallados perimetrales (ver una exposición más detallada en el capítulo 4.1.3.3).

**Figura 3-76.** Aunque existen distintos modelos eficaces de refugios artificiales, los recomendados de forma general son los construidos con piedras en los que se entierra la parte superior.

**Selección de resúmenes de artículos publicados**

***La aplicación de la teoría de alimentación desde un punto de retorno muestra la importancia de las dehesas mediterráneas en la conservación del buitre negro Aegypius monachus***

*Martina Carrete y José Antonio Donázar*

Estación Biológica de Doñana, Avda. María Luisa s/n, 41013, Sevilla, Spain. carrete@ebd.csic.es

Artículo original: Carrete, M. y Donázar, J.A. 2005. Application of central place foraging theory shows the importance of Mediterranean dehesas for the conservation of the cinereous vulture *Aegypius monachus*. *Biological Conservation* 126:582-590.

Las dehesas son un ecosistema agropastoral extensivo, característico de los países del oeste Mediterráneo, que está sufriendo un gran proceso de transformación desde 1950. Aunque su distribución se solapa de manera importante con la de muchas especies amenazadas como el águila imperial *Aquila adalberti*, el buitre negro *Aegypius monachus* y el lince ibérico *Lynx pardina*, la información disponible de cómo estas especies utilizan estos ecosistemas transformados es escasa. En este trabajo estudiamos el patrón de selección del hábitat de alimentación del buitre negro utilizando información de 14 individuos marcados con emisores convencionales en una de las colonias más grandes de Europa, en Sierra Pelada (Huelva). Los hábitats usados y disponibles fueron comparados a dos escalas mediante análisis composicionales clásicos. Complementariamente, se modeló mediante Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) el patrón de selección de hábitat de la especie, teniendo en cuenta la distribución espacial de las manchas de hábitat en relación a la colonia. Las áreas de campeo de los individuos se solaparon sobre una superficie total de 592.527 ha en el entorno de la colonia, siendo mayores durante la estación reproductiva. Durante este período se registraron también los desplazamientos más lejanos (media 27,86 km, máximo 86 km). Todos los individuos marcados evitaron incluir las zonas agrícolas dentro de sus áreas de campeo. El uso del hábitat en relación a la distancia a la colonia mostró que las dehesas eran positivamente seleccionadas pese a estar a una distancia media mayor que otros tipos de hábitats, un resultado que se mantuvo constante ente individuos y estaciones. El buitre negro, por lo tanto,

parece depender para su conservación no solo de la protección de las zonas de reproducción, como se ha considerado tradicionalmente, sino también del mantenimiento de dehesas bien conservadas en las proximidades de las colonias de cría. La conservación del buitre negro puede contribuir al desarrollo económico sostenible de estos hábitats al atraer fondos europeos destinados al mantenimiento de explotaciones tradicionales extensivas. Aunque otras especies podrían beneficiarse de los resultados obtenidos en este estudio y de la utilización del buitre negro como especie bandera para la conservación de estos ecosistemas mediterráneos y su biodiversidad asociadas, es necesario desarrollar estudios locales con especies más sensibles que permitan establecer lineamientos de manejo más detallados, aplicables a una escala menor.

***Áreas de alimentación y campeo de buitres negros Aegypius monachus: un análisis preliminar***

*Casimiro Corbacho*

Grupo de Investigación en Biología de la Conservación (GIC). Área de Zoología. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura. Avda. Elvas s/n. 06071. Badajoz. España. E-mail: ccamado@unex.es

Artículos originales: Corbacho, C., Costillo, E. y Morán, R. 2004. Foraging areas and home range of black vultures *Aegypius monachus*: a preliminary analysis. *Póster presentado en el Symposium Internacional sobre buitre negro*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

Corbacho, C., Lagoa, G. y Morán, R. 2001. Effect of Breeding Cycle on Foraging Areas and Home-Range of Black Vulture *(Aegypius monachus)* in Extremadura. *Resúmenes del 4º Eurasian congress on raptors*. Estación Biológica de Doñana-Raptor Research Foundation. Sevilla.

Se presentan los resultados preliminares del radioseguimiento de adultos de buitre negro en la Sierra de San Pedro (Extremadura, España), que alberga una de las colonias más grandes conocidas de la especie. Se siguieron cinco ejemplares adultos a lo largo de un ciclo anual desde noviembre de 1998 hasta el mismo mes de 1999.

Existe una gran variabilidad en el tamaño de las áreas de alimentación dependiendo de la condición reproductora de los adultos; en los reproductores varió entre 200.000-300.000 ha, mientras que los no reproductores cubrían áreas de hasta 1.500.000 ha. Diferencias en el mismo sentido se pueden hallar en las áreas de campeo o *home range*, siendo respectivamente para los reproductores 70.000 ha mientras que para las aves en las que no se ha confirmado su reproducción variaba entre 150.000-500.000 ha. Para una pareja reproductora el área de campeo se sitúa en torno a las 70.000 ha de media, con gran solapamiento entre las áreas empleadas por el macho y la hembra. Aparte de estas diferencias en el tamaño, los individuos no reproductores son menos fieles a un área, mientras que los reproductores se mueven en torno a su lugar de nidificación. El patrón en los movimientos diarios también es muy diverso, estimando una media de 10.000 ha exploradas en un día con máximos 200.000 ha. La misma situación se observa analizando las distancias recorridas. La distancia media al nido que se desplazan los reproductores es de 15 km (máximo de 80 km) y una distancia diaria recorrida de 45 km (máximo 200 km). En estos desplazamientos diarios, al igual que sobre las áreas de alimentación y campeo, tiene una gran influencia el ciclo reproductor, siendo los mismos de menor entidad durante la incubación (17.000 ha de alimentación y 35.000 ha de campeo) aumentando durante la crianza del pollo (27.000 ha y 60.000 ha respectivamente) y llegando a los máximos fuera de la época de cría (50.000 ha y más de 200.000 ha). Todos estos aspectos podrían estar influidos por otras circunstancias como el uso del suelo, la disponibilidad de carroñas, efectos denso-dependientes, etc. en el entorno de las colonias.

## 3.3. Métodos de cartografía predictiva aplicados al conocimiento del hábitat potencial del buitre negro

*Ricardo Morán, Juan Manuel Sánchez, Emilio Costillo y A. Bettina Perales*

### *3.3.1. Introducción y objetivos*

La conservación del buitre negro es una empresa enormemente compleja que se sustenta en herramientas de información. Esta tarea implica la gestión del hábitat y las poblaciones en áreas extensas, que incluyen terrenos públicos y privados, aprovechamientos diversos y entornos socio-económicos heterogéneos. Es por ello que la recogida de información de campo resulta muy costosa, a veces inabordable, en términos de tiempo y dinero. Afortunadamente, existe una disponibilidad creciente de mapas relativos al medio ambiente y los usos humanos, así como atlas de distribución de especies (Guisan y Zimmermann, 2000). En este capítulo se mostrará que ambos tipos de datos pueden combinarse de forma fructífera en beneficio de la gestión y conservación del hábitat del buitre negro.

En este sentido, no siempre resulta evidente que el espacio constituye el elemento integrador donde coinciden los elementos ambientales y humanos, y en definitiva, el marco para cada resultado positivo o negativo en la conservación de las poblaciones faunísticas. De ello se sigue que saber *dónde* y *qué* puede permitir inferir *cómo* y *por qué*, posibilitando de este modo aprender de lo observado para predecir resultados esperados bajo condiciones planeadas. La combinación de factores y resultados constituye una fuente de evidencias de utilidad como guía para la gestión más adecuada en cada entorno espacial –considerando su naturaleza y circunstancias–. Incorporar dicha herramienta al planeamiento permite alcanzar con mayor eficacia los fines de conservación de las especies.

El buitre negro es la mayor rapaz del Paleártico occidental, ocupa una extensa área de distribución y utiliza hábitats muy amplios tanto para su reproducción como para sus actividades de campeo (Cramp y Simmons, 1980). Es por ello una especie idónea para beneficiarse de los métodos y técnicas de análisis espacial al servicio de la gestión de sus hábitats, y en definitiva de la conservación de sus poblaciones. Con este fin se recoge aquí el desarrollo metodológico para la creación de una cartografía predictiva al servicio del conocimiento de

**Figura 3-78.** Dehesa en el entorno de un núcleo de cría de buitre negro en la Sierra de San Pedro, Extremadura.

la *distribución potencial de los hábitats* del buitre negro –considerando como tales además de la actual, probables ocupaciones históricas o futuras bajo diferentes escenarios ambientales (por ejemplo, cambios de uso del suelo, cambio climático, etc.)–.

Resulta útil definir los objetivos de los métodos que se describen, y que en todo caso persiguen en último término la conservación de las poblaciones del buitre negro:

- Implementar las *metodologías* y *tecnologías* (numérica y cartográfica) que permiten describir las asociaciones de hábitat del buitre negro.
- Desarrollar *modelos* estadísticos y cartográficos de preferencias y distribución de la especie con fines de identificación de los *hábitats preferenciales* y delimitación de las *áreas prioritarias* para la conservación de las poblaciones.
- Utilizar estas mismas herramientas para predecir la distribución espacial de los *hábitats potenciales* del buitre negro, estén o no en uso actual, generando una cartografía digital georreferenciada para la totalidad del área de estudio.
- Emplear con este fin descriptores ambientales disponibles en la forma de cartografía digital, que son por ello asequibles, reproducibles y actualizables en aras de la mayor utilidad presente y futura de los métodos descritos.

### *3.3.2. Métodos de modelización estadística y cartográfica*

Los métodos de cartografía predictiva se basan en el uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG). Los SIG son herramientas informáticas que permiten manejar mapas

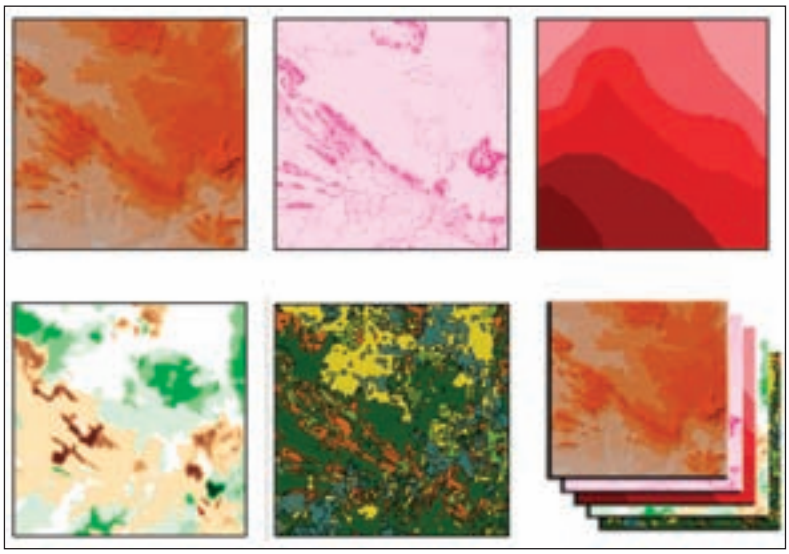


**Figura 3-79.** Los Sistemas de Información Geográfica permiten almacenar mapas digitales de características diversas de un área en una base cartográfica común (de izquierda a derecha y de arriba a abajo: altitud, pendientes, temperaturas, arbolado y usos del suelo). Ello posibilita superponer los mapas para realizar consultas espaciales –no posibles con otras tecnologías como las bases de datos– como se ilustra en la figura inferior derecha.

en formato digital, en los que las coordenadas espaciales son conocidas y frecuentemente geográficas (se dice que están *georreferenciados*) (figura 3-79). Además, los elementos espaciales distribuidos en el mapa se ven descritos en sus atributos en una base de datos que forma parte esencial del SIG. Por último, existen aplicaciones SIG *(software)* que permiten gestionar y analizar toda esta información espacial (ejemplos de obras en español son las de Bosque, 1997 y Ordóñez y Martínez-Alegría, 2003, entre otras).

Desde la década de los 90 la disponibilidad de bases de datos espaciales a escalas amplias, técnicas estadísticas avanzadas y herramientas como la Teledetección y los SIG han hecho viables nuevas aproximaciones para el conocimiento de la distribución y abundancia de la biodiversidad (Goodchild *et al*., 1996; ver revisión en Guisan y Zimmermann, 2000). Tales técnicas permiten extender el uso de los datos de distribución de las especies desde la elaboración de mapas hasta la generación de *modelos predictivos* de distribución y la cuantificación de las relaciones especies-hábitats (Ji y Jeske, 2000; Mackey y Lindenmayer, 2001; Bustamante y Seoane, 2004; Seoane *et al*., 2004; Morán-López *et al*., 2006a). Estas aproximaciones se basan en la creación de *modelos estadísticos* que explotan *datos espaciales*, y que se fundamentan en la correlación de los hábitats más adecuados con la abundancia de las especies (Buckland y Elston, 1993).

El método es empírico, ya que parte de datos de campo y genera un valor añadido derivado del proceso de modelización: los resultados proporcionan una capacidad predictiva con expresión tanto numérica como cartográfica (Pereira e Itami, 1991). De hecho, los modelos cartográficos pueden llegar a predecir la distribución de especies aún mejor que los propios atlas (Bustamante y Seoane, 2004). Además del dato biológico, se requiere una cartografía detallada y actualizada de las variables ambientales predictoras, hoy disponible a bajo costo (mapas que son a su vez modelos simplificados de la realidad). El procedimiento metodológico que se explica a continuación a través de una serie de pasos (figuras 3-80 y 3-81) permite describir los hábitats (p. ej. variables predictoras) utilizados por el buitre negro (p. ej. su distribución) comparándolos con los no utilizados. Como las necesidades de hábitat difieren según la edad y actividad de los individuos, se utilizarán como ejemplo los hábitats reproductores. Se crea finalmente una función capaz de clasificar correctamente la distribución real, y predecir con un grado de certidumbre conocido la distribución de los hábitats adecuados potenciales para la reproducción del buitre negro. Todos ellos serán susceptibles de gestión para la conservación de la especie, y estarán identificados y localizados a través de mapas.

PASO 1. Distribución espacial de la especie y cartografía de los factores ambientales

Los métodos a describir se basan en la distribución espacial actual de las poblaciones de buitre negro, que en este caso se concretan en la ubicación precisa de sus áreas de reproducción (colonias) y plataformas (nidos ocupados o no). Ello requiere ineludiblemente un trabajo de campo, que se ve facilitado por lo conspicuo de su tamaño y la disponibilidad de tecnologías como los GPS. La aproximación a las plataformas y captura de las coordenadas geográficas es un trabajo relativamente sencillo aunque tomando las debidas precauciones de no causar molestias durante la reproducción. Estas coordenadas son posteriormente integradas en el SIG junto con la identificación de la plataforma y, posiblemente, otros atributos de interés (especie y estado del árbol, ocupada o no en distintos años, su éxito reproductor, etc.).

Paralelamente, es necesaria la selección en el SIG de las variables del hábitat, ya que representan a los factores ambientales (incluyendo los de influencia humana) a los que se asume está respondiendo la especie. Para ello se realiza una exhaustiva búsqueda bibliográfica de la literatura científica relativa a la selección de hábitat. Son por ejemplo previsibles aspectos ambientales como la fisiografía, el clima, los usos del suelo, la estructura del paisaje, o el grado de humanización (Hiraldo, 1977; Donázar, 1993; Morán-López *et al*., 2006a, b). Así, un listado de fuentes no exhaustivo incluiría al menos al Instituto Geográfico Nacional, el Servicio Geográfico del Ejército, el Instituto Nacional de Estadística y Centros Meteorológicos Territoriales, o productos como el Inventario Nacional Forestal o los usos del suelo CORINE Land Cover. Una cuestión importante a considerar es la disponibilidad de las variables en la forma de bases de datos y/o cartografía digital en un SIG, pues de otro modo la obtención de cualquiera de ellas quedaría fuera de las posibilidades económicas del estudio, cuando no de su temporalización. Ulteriores trabajos necesarios sobre las variables elegidas son fundamentalmente los de revisión de calidad atributiva y precisión espacial, generación de mapas si se trata de bases de datos espaciales (p. ej. métodos dasométricos, de interpolación o regresión), y ajuste a una proyección cartográfica común (en la península Ibérica, frecuentemente la UTM en el Huso 30). Como resultado, se dispondrá de una cartografía digital ajustada a los fines del estudio registrada sobre una base geográfica común y con garantías de calidad para obtener unos resultados fiables.

**Figura 3-82.** Buitres negros y leonados tras un festín.

PASO 2. Superposición de mapas y consultas espaciales

En un segundo paso se crea la matriz de datos –una extensa tabla con la distribución de la especie y los hábitats– sobre la que se realizarán los análisis, empleando para ello la cartografía digital ya disponible. Se utiliza para ello la aplicación SIG en un ordenador que sustenta datos y cálculos.

Aunque como se verá las técnicas de análisis son numerosas y variadas, es frecuente que la estrategia de estudio de la asociación especies-hábitats se haga por comparación de lugares utilizados (presencias) con un conjunto elegido al azar de lugares no utilizados *(pseudo-ausencias)* (Manly *et al.,* 1993). La aplicación SIG permite generar una muestra de coordenadas aleatorias, que debe cubrir el área de estudio. Es recomendable que su tamaño doble al número de presencias, con el fin de recoger la más amplia variabilidad ambiental esperable en un territorio más extenso (Pereira e Itami, 1991).

Cada elemento ambiental representado en la cartografía digital (fisiografía, vegetación, etc.) posee unas coordenadas geográficas definidas en el SIG. Estos sistemas permiten, como se ha visto (figura 3-79), la superposición espacial de mapas y, por tanto, la obtención del valor de todas las variables seleccionadas alrededor de las localizaciones de interés (figura 3-80, derecha). El resultado de este paso será la disponibilidad de una matriz de datos multivariante con una caracterización ambiental, incluyendo los lugares utilizados por la especie, más una extensa muestra del territorio.

PASO 3. Análisis de Datos. Modelización estadística

El objetivo del siguiente paso es construir funciones matemáticas que permitan relacionar la variable dependiente (la presencia de los nidos) con un conjunto de predictores ambientales (los hábitats). Este análisis se realiza por comparación entre las presencias y las ausencias, y rinde ecuaciones aplicables a la cartografía digital mediante álgebra de mapas para la creación del mapa potencial (figura 3-81).

**Figura 3-83.** Buitre negro posado en zona de alimentación de los Montes de Toledo (Alfonso San Miguel).

Antes de la modelización propiamente dicha es aconsejable un análisis preliminar que permita conocer mejor la distribución estadística y espacial de las variables ambientales en el área de estudio, para así elegir la estrategia de modelización más adecuada y evitar problemas estadísticos (Morán-López *et al*., 2006a). Un análisis de correlación entre todas las variables ambientales permitirá descartar variables redundantes, portadoras de información muy similar, y medir su grado de relación a efectos de interpretación de los resultados.

El uso de información como la antes descrita, dentro del contexto de la modelización de la distribución de especies, ha ocasionado la aparición de métodos numerosos y muy diversos que están en continuo crecimiento (Elith, 2000; Pearce y Ferrier, 2000a; Guisan *et al*., 2002; Segurado y Araújo, 2004; Elith *et al*., 2006). Su adecuación a cada caso de estudio es dependiente de aspectos que van desde lo ecológicamente realista (Austin, 2002) a lo estrictamente práctico (disponibilidad de datos), pero sobre todo de su éxito en la consecución de los fines perseguidos. Una forma de modelización de la distribución de especies eficiente y que ha mostrado buen funcionamiento es la regresión logística, que es un Modelo Lineal Generalizado (GLM, McCullagh y Nelder, 1989).

Es aconsejable, por último, realizar un análisis de residuos con los modelos resultantes, como mínimo utilizando la distancia de Cook (influencia del caso en los residuos si es eliminado) y el valor de influencia *(leverage* o influencia del caso en el ajuste del modelo). Dichos resultados permitirán reexaminar los casos con gran influencia en el modelo, bien por la existencia de errores en los datos o por su verdadera naturaleza atípica. Estos nidos fuertemente atípicos pueden ser descartados, pues no son representativos de la colonia, pero pueden merecer especial atención por determinar situaciones extraordinarias a analizar específicamente. Ello puede ocurrir también si el área es extensa, generalmente con más de una colonia, donde las diferencias del hábitat requerirán más de un modelo independiente (Osborne y Suárez-Seoane, 2002; Morán-López *et al.,* 2006a). Los resultados determinarán si es más adecuado un modelo por colonia o bien uno global (Figura 3-81, inferior).

PASO 4. Medidas de funcionamiento y capacidad predictiva de los modelos

Una vez generados los modelos es necesario disponer de una medida de confianza en que los resultados obtenidos son útiles para los fines perseguidos (figura 3-81, inferior). Esto es, la

**Figura 3-84.** Hábitat de monte mediterráneo óptimo para la nidificación del buitre negro.

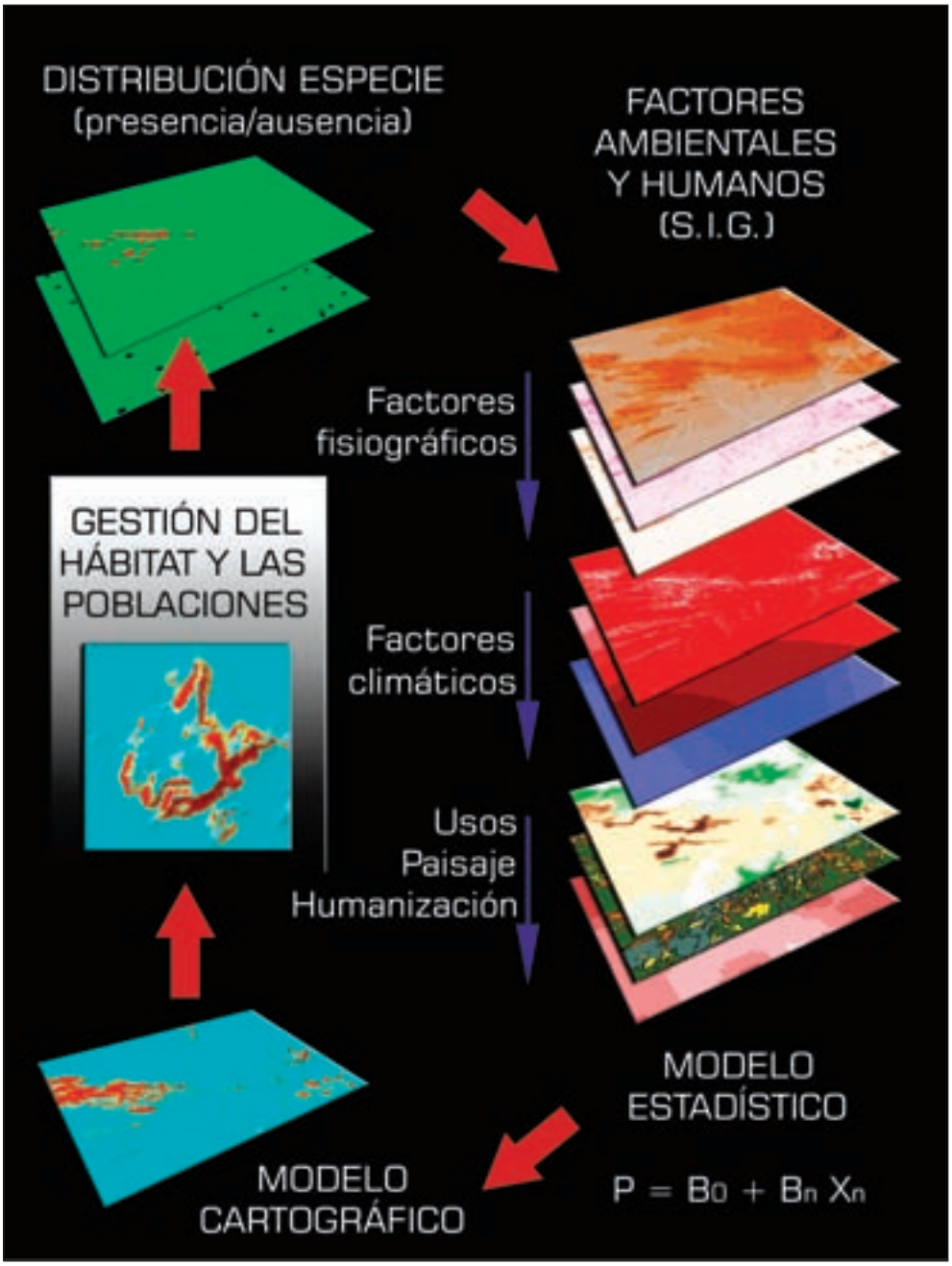



**Figura 3-80.** Modelización estadística y cartográfica para predecir la distribución potencial de los hábitats del buitre negro. Se parte de los datos de distribución de la especie (superior izquierda, presencia y ausencia) y cartografía temática digital seleccionada (derecha), se crea un modelo estadístico que establece las reglas para combinar los mapas iniciales en el mapa potencial (inferior), y éste es utilizado para la gestión del hábitat y las poblaciones (izquierda). El proceso puede repetirse de nuevo cuando resulten cambios sustanciales en las poblaciones y/o los hábitats.

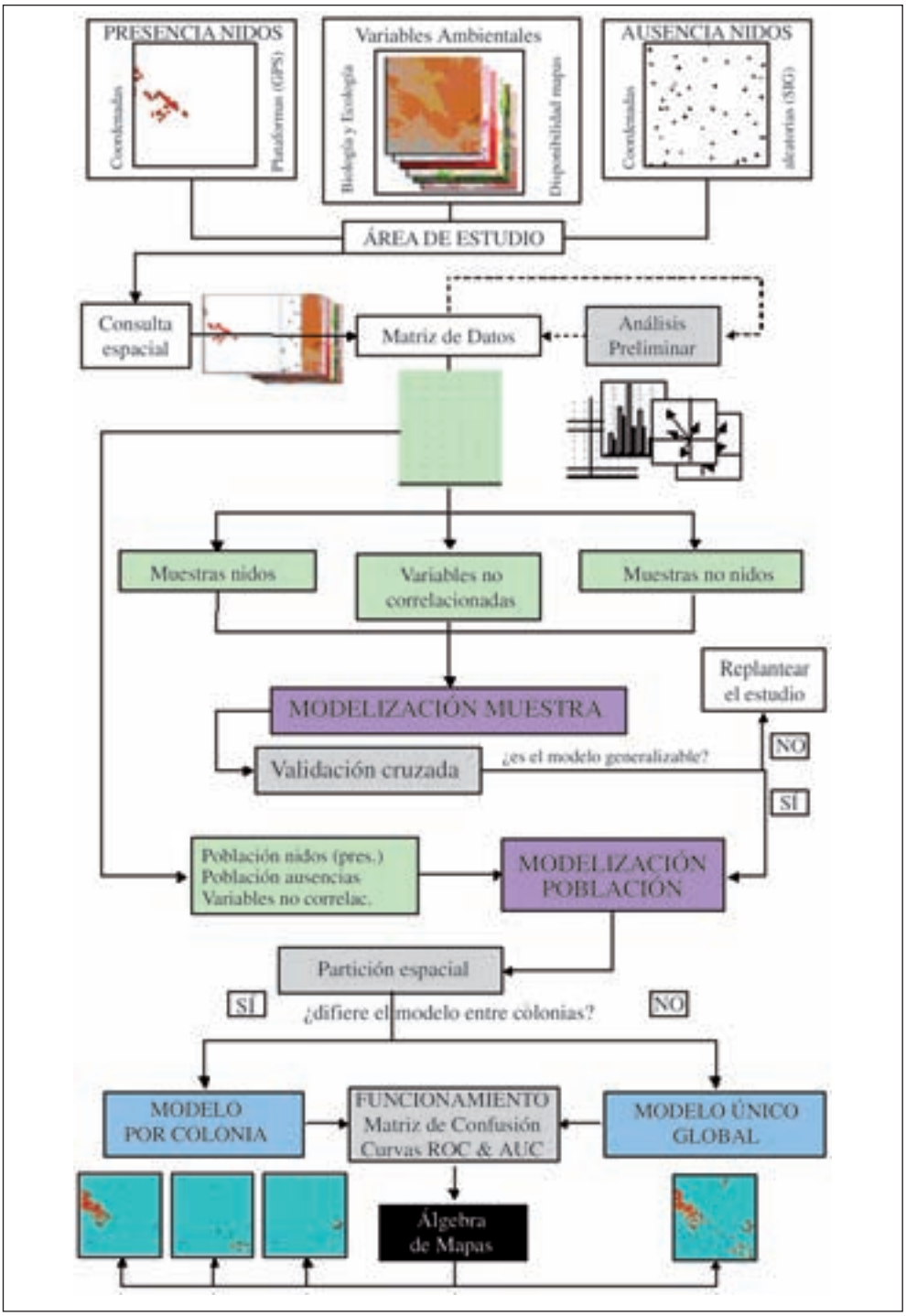



**Figura 3-81.** Diagrama metodológico para la modelización de los hábitats reproductores del buitre negro.

fiabilidad y precisión de las probabilidades generadas por los modelos de distribución potencial deben ser contrastadas utilizando los datos observados. Existen dos elementos de interés cuando se contrastan los datos simulados de la distribución de especies con las observaciones de campo: (i) el punto de corte optimizado para predecir las presencias dadas las probabilidades simuladas, y (ii) la precisión de los modelos estadísticos para este (optimizado) y otros puntos de corte. Existen diversas medidas de precisión que permiten asignar un grado de confianza conocido a los modelos (ver Fielding y Bell, 1997; Pearce y Ferrier, 2000b; Guisan y Zimmermann, 2000).

En la creación de cartografía predictiva es conveniente validar los modelos estadísticos en cuanto a su estabilidad y generalidad, y por tanto su capacidad para ser utilizados con otros datos distintos de los utilizados en su confección. Esto tiene importantes implicaciones en la práctica de la conservación, dado que no siempre resulta posible analizar cada área o hacerlo repetidamente por motivos logísticos, económicos o incluso conservacionistas.

PASO 5. Generación de cartografía predictiva con técnicas de álgebra de mapas

Los modelos estadísticos cumplen funciones que, aplicadas a las variables utilizadas en su confección, permiten predecir el valor que adoptará la variable dependiente –esto es, conocidas las condiciones ambientales en un lugar (vegetación, altitud, clima, intensidad de uso, etc.)– y está en disposición de predecir si la especie lo ocupará o no. Del mismo modo, la disponibilidad de cartografía digital georreferenciada en un SIG añadida a estos modelos estadísticos proporcionan la capacidad de crear la *cartografía predictiva*. Ello se hace por combinación de los mapas conforme a la regla de clasificación que dicta el modelo, resultando en un mapa de *probabilidad* de presencia de hábitats adecuados en función de las características de los lugares.

El proceso a realizar se denomina *álgebra de mapas*, y se basa en aplicar la función estimada a los mapas implicados en el modelo (figura 3-80, derecha) de forma que se obtiene un nuevo mapa (figura 3-80, inferior izquierda). Éste es el mapa predictivo, nueva información obtenida a partir del análisis de la anterior, y que establece una probabilidad de uso para todos los lugares. Constituye una descripción doble que incluye las condiciones ambientales adecuadas para la especie (modelo) y los lugares donde éstas se dan (mapa), y por tanto de las áreas de importancia para la conservación del buitre negro (figura 3-85).

### *3.3.3. Utilidad de los modelos espaciales en la conservación del buitre negro*

Los modelos cartográficos de distribución potencial del hábitat han demostrado una gran potencia como herramientas de conservación a distintas escalas (p. ej. Pereira e Itami, 1991; Corsi *et al*., 1999). Su uso se está extendiendo conforme lo hace la disponibilidad de herramientas estadísticas, de forma que muchas decisiones de gestión se basan en ellas (por ejemplo Posilico *et al*., 2004; Bayliss *et al*., 2005). Este es el caso del buitre negro (Poirazidis *et al*., 2004; Morán *et al.,* 2005; Cuevas y De la Puente, 2005; Gavashelishvili *et al*., 2006), especie que sufre amenazas cuya resolución es compleja.

En este contexto, la distribución es información útil aun cuando el conocimiento sobre la biología y fisiología de la especie no sea muy preciso, datos mucho más costosos de obte-

ner (Guisan y Zimmermann, 2000). Ello confiere especial importancia a los modelos predictivos como herramientas para identificar los hábitats importantes para la especie –ubicación, extensión, calidad– y, por tanto, dónde es prioritaria la intervención en una línea de protección y/o restauración. Los factores influyentes en la modelización estadística y cartográfica hacen que ésta sea una herramienta compleja que requiere personal especializado y datos, pero que es factible y muy útil a las escalas de interés en gestión y planificación (municipal, fincas, etc; ver figura 3-85).

Las aplicaciones prácticas del método en gestión y conservación son importantes, dado que pueden concretarse bajo formas diversas en las distintas áreas y hábitats identificados,

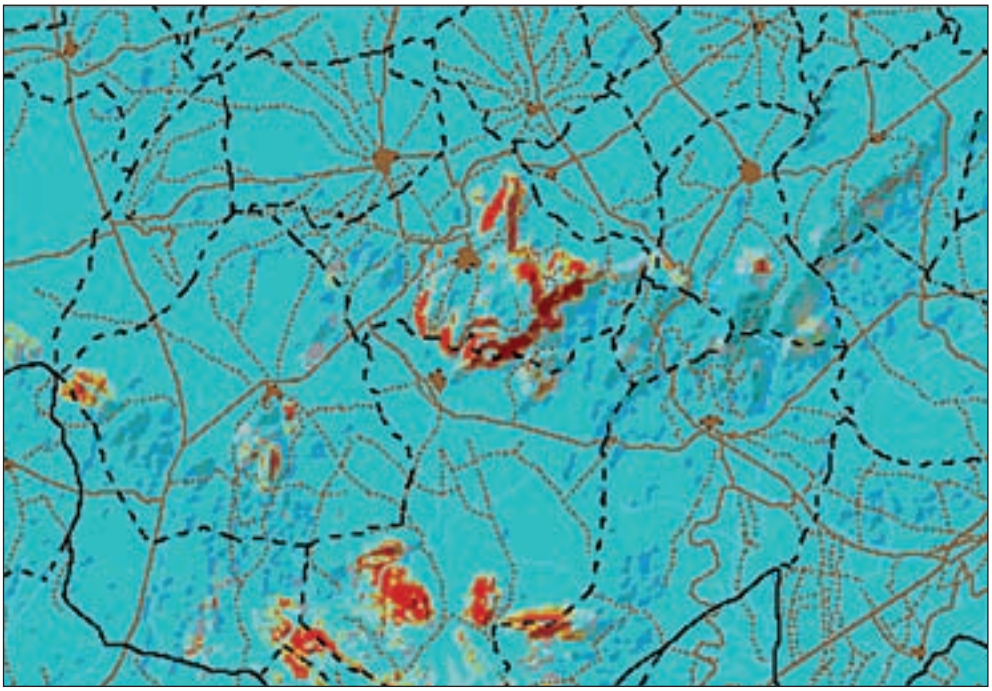


**Figura 3-85.** La distribución de los hábitats potenciales del buitre negro (parches rojos) puede ser combinada con todo tipo de cartografía (p. ej. límites municipales, fincas, poblaciones e infraestructuras, etc.) mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica, al servicio de las tareas de gestión.

y que pueden aplicarse desde en reservas de estricta protección hasta en espacios públicos o privados donde se desarrollan actividades económicas o recreativas:

– Localizar *áreas prioritarias de actuación* de los planes de conservación, restauración y mejora de los hábitats necesarios para la especie (por ejemplo, Orden de 6 de junio de 2005 por la que se aprueba el Plan de Conservación del Hábitat del Buitre Negro en Extremadura, D.O.E. nº 71 de 21 de junio de 2005).

**Figura 3-86.** Buitre negro adulto posado en punto de aporte de carroña.

- Facilitar la *recolonización* de áreas de uso histórico con mayores garantías de éxito, a través de planeamientos basados en probabilidades de uso y la restauración dirigida del hábitat local.
- Valorar *impactos ambientales* derivados de obras o proyectos, u otro tipo de eventos artificiales o naturales, que puedan alterar significativamente el hábitat de la especie (por ejemplo obras públicas, cambios de usos del suelo, desastres naturales, cambio climático, etc.). Permite cuantificar costes ambientales y programar medidas preventivas y compensatorias en áreas prioritarias o alternativas.
- Llevar a cabo la sectorización y temporalización de todo tipo de actividades económicas (forestal y cinegética) y recreativas (turismo ornitológico, senderismo, etc.) donde y/o cuando éstas son fuente de molestias para el buitre negro dentro de sus hábitats vitales. Los SIG permiten planificar de forma muy precisa –considerando elementos tales como fincas, caminos, arbolado, tendidos eléctricos, zonas de seguridad, etc.– en los hábitats y períodos reproductores. Ello sirve de gran ayuda para compatibilizar la conservación de la especie con actividades de aprovechamiento.
- En línea con lo anterior, los mapas predictivos pueden ser utilizados para canalizar con imparcialidad y eficacia las ayudas derivadas de subvenciones reguladas a nivel regional, nacional y europeo, para promover el desarrollo sostenible en hábitats de especies protegidas y en espacios naturales protegidos.
- Delimitar espacios naturales protegidos de todo tipo a través de métodos empíricos y espacialmente explícitos que garanticen la idoneidad del diseño y minimicen conflictos de usos. Ello redunda en beneficio de la conservación real de la especie y la planificación adecuada de los usos del suelo, aunando de nuevo conservación y desarrollo (por ejemplo en ZEPA).

**Selección de resúmenes de artículos publicados**

***Aplicaciones de la cartografía predictiva en la gestión y conservación de especies amenazadas: lugares potenciales de reproducción del buitre negro (Aegypius monachus) en Extremadura.***

*Ricardo Morán*

Grupo de Investigación en Biología de la Conservación (GIC). Área de Zoología. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura. Avda. Elvas s/n. 06071. Badajoz. España. E-mail: rmoran@unex.es

Artículo original: Morán, R., Costillo, E., Sánchez, J. M., Corbacho, C. y Villegas, A. 2005. Aplicaciones de la cartografía predictiva en la gestión y conservación de especies amenazadas: lugares potenciales de reproducción del buitre negro *(Aegypius monachus)* en Extremadura*.* En: J. M. López Caballero (ed.) *Conservación de la Naturaleza en Extremadura. Comunicaciones en Jornadas y Congresos 2002-2004*. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Mérida.

Numerosos factores influyen en la distribución espacial de las especies, mostrando sus efectos desde escalas que van de lo local a lo global. En los estudios de mayor escala es posible explicar con un grado conocido de incertidumbre la distribución de las especies en áreas amplias, para lo cual se incluyen tales factores en modelos matemáticos. Los modelos son abstracciones realizadas a partir de las relaciones especies-hábitats observadas, con la doble utilidad de permitir ahondar en su comprensión además de conferir una capacidad predictiva sobre dónde, y quizá cuándo, se obtendrán determinados resultados. Al servicio de la creación de tales modelos existen herramientas de gran utilidad como los Sistemas de Información Geográfica, útiles para analizar los procesos ecológicos subyacentes al aportar numerosas variables del paisaje. Con este fin, las variables ambientales son relacionadas con la presencia o abundancia de la especie de interés. El presente estudio fue realizado con el ave de mayor tamaño del Paleártico occidental, el buitre negro *(Aegypius monachus),* una especie amenazada que se encuentra en lento proceso de recuperación. Por su estado de amenaza son necesarias medidas de protección, a las que los resultados aquí aportados pueden contribuir con un mejor conocimiento de las áreas más sensibles para las poblaciones extremeñas, los lugares de reproducción.

***Hábitat potencial del buitre negro Aegypius monachus en la Sierra de Guadarrama***

*Jesús Ángel Cuevas[1] y Javier de la Puente[2]*

[1]Centro de Investigaciones Ambientales de la Comunidad de Madrid «Fernando González Bernáldez». C/ San Sebastián 71. 28791. Soto del Real. Madrid. Spain. jacuevas@bio.ucm.es

[2]SEO/BirdLife. C/ Melquíades Biencinto, 34. 28.053. Madrid. jdelapuente@seo.org

Artículo original: Cuevas, J.A. & De la Puente, J. *2005 Hábitat potencial del buitre negro Aegypius monachus en la Sierra de Guadarrama*. Serie Documentos nº 45. Centro de Investigaciones Ambientales de la Comunidad de Madrid «Fernando González Bernáldez». Soto del Real, Madrid, 59 pp.

Esta publicación resume los principales resultados de un ambicioso trabajo de modelización del hábitat potencial de cría del buitre negro en la Sierra de Guadarrama. La población estudiada se localiza en la ZEPA del Alto Lozoya. La zona de estudio, que engloba dicha ZEPA, se corresponde con la vertiente madrileña de la Sierra de Guadarrama, actualmente en trámites de declaración como Parque Nacional. Su rango altitudinal abarca desde los 900 a los 2.414 m, siendo su extensión de 100.638 ha. La vegetación dominante está compuesta por formaciones

montanas de pino albar *(Pinus sylvestris).* Estos pinares, en su mayor parte en un buen estado de naturalización y de conservación, constituyen el hábitat principal de nidificación del buitre negro en el Guadarrama. Los objetivos del trabajo han sido: 1) Identificar, a escala de paisaje, las principales variables ambientales que determinan la presencia reproductora del buitre negro en la Sierra de Guadarrama; 2) Caracterizar ambientalmente el hábitat de cría de la especie; 3) Elaborar un modelo predictivo de la distribución reproductora del buitre negro en el Guadarrama; y 4) Delimitar y cartografiar el hábitat de reproducción potencial del buitre negro en la vertiente madrileña del futuro Parque Nacional.

Para la caracterización y modelización del hábitat ideal de cría del buitre negro se han utilizado un total de 203 plataformas de nidificación, localizadas entre los años 1997 y 2004. La zona de estudio se ha caracterizado mediante una malla regular de 39.229 unidades de muestreo (hexágonos de 100 m de radio), utilizando para ello un total de 73 variables ambientales relativas a la topografía, clima, fisiografía, distancia media a las plataformas, accesibilidad en el territorio, formaciones vegetales, tamaño y forma de las manchas de vegetación y altura del arbolado. Aparte, las plataformas fueron individualmente caracterizadas mediante *buffers* hexagonales de igual tamaño. En una primera fase del estudio, usamos ANOVA para comparar las condiciones ambientales de las plataformas frente a 203 localizaciones elegidas al azar en la Sierra de Guadarrama donde no se constató la presencia reproductora de la especie. Por otro lado, para la modelización del hábitat se empleó como método estadístico el análisis discriminante, con el que se contrastó ambientalmente la presencia de la especie reproductora frente a su ausencia. El modelo discriminante calculado fue doblemente validado: a) mediante una validación cruzada; y b) mediante una validación interna, empleando para ello un 25% de plataformas no utilizadas en la construcción del modelo.

Como resultados más relevantes destacamos que los buitres localizaron sus nidos en áreas más inaccesibles, y por tanto de menor influencia humana, que en una hipotética ubicación al azar. También se constató que una menor distancia a las plataformas favorece la presencia de nidos en el territorio, y que una mayor pendiente y altura de los pinos favorecieron igualmente la existencia de nidos en el Guadarrama. La validación del modelo registró unos niveles de acierto del 97% y 98 %. Según los coeficientes tipificados del modelo, la coexistencia en el territorio de ejemplares altos de Pino albar, temperaturas moderadas durante el mes más frío y elevadas pendientes en el terreno, son aspectos determinantes para la presencia de plataformas de nidificación del buitre negro en el Guadarrama. Además, una mayor distancia a las plataformas se reveló como un factor limitante para la presencia de nidos en el territorio. Otro factor clave puesto de manifiesto por la función discriminante responde a que el buitre tiende a asociarse a zonas de baja accesibilidad respecto a áreas urbanas, además de a manchas de vegetación de perímetro irregular, probablemente asociado esto último a una mayor naturalidad de las manchas ocupadas por la especie. La cartografía predictiva del hábitat potencial ha mostrado una cierta saturación del territorio, aunque se identifican nuevas localizaciones de posible nidificación.

***Modelo de selección del hábitat del buitre negro Aegypius monachus en Montes de Toledo***

*José Jiménez*

Parque Nacional de Cabañeros. 13.194. Pueblonuevo de Bullaque. Ciudad Real. jjiménez@oapn.mma.es

Agencia Española de Cooperación Internacional. Avda. Reyes Católicos 4. 28.040. Madrid. Jose.Jimenez@aeci.es

Artículos originales: Jiménez, J. 2002. Elaboración de un modelo de hábitat de reproducción del buitre negro *(Aegypius monachus)* en los Montes de Toledo pp: 71-78, in Torralvo, C. (Ed.) 2002: Anuario Ornitológico de Ciudad Real 1995-2001. SEO-Ciudad Real. Ciudad Real.

Jiménez, J. 2005. Habitat modelling for Black Vulture *Aegypius monachus* in Cabañeros National Park. International Conference of Conservation and Management of Vulture Populations. Thessaloniki. Greece. 14-16 November.

Ambos trabajos tratan fundamentalmente sobre la selección de hábitat de reproducción del buitre en el Parque Nacional de Cabañeros, creando modelos espacialmente explícitos destinados a ser utilizados como herramientas para la gestión y conservación de la especie. Así, se abordaban los requerimientos para la reproducción a través de la selección de determinadas variables o descriptores, de manera que pudieran servir tanto para explicar la distribución actual como para utilizar su potencial predictivo, proyectando hacia el futuro la evolución bajo diferentes escenarios de cambio.

El primer modelo, publicado en el Anuario Ornitológico de Ciudad Real, es un modelado de envolvente GIS, creado con la extensión ModelBuilder de ArcView 3.2a, que consistía en un análisis de superposición mediante el cual se consideran adecuados para una especie los rangos de determinados componentes en los cuales está presente, y se generaliza dicho análisis a una superficie mayor. La selectividad dentro de los componentes se estudió comparando el uso esperable y el observado, para obtener un ratio estandarizado de selección, de manera que se obtenían una serie de rangos de aptitud para los distintos componentes. Los descriptores que se utilizaron fueron Altitud, Pendiente, Orientación, Distancia a Caminos y Vegetación. La respuesta espacial del modelado era que el 82,9% de los nidos estaban en una superficie considerada «optima», que ocupaba sólo el 8,85% de la superficie del Parque, el 14,8% de los nidos estaba en una zona «marginal», que ocupaba el 8,81% del Parque, y el 2,3% estaba en la zona de menor potencial. Se proponían como medidas de gestión una buena conservación de las masas forestales, y sobre todo de su inaccesibilidad.

El segundo trabajo, presentado como ponencia en el International Conference of Conservation and Management of Vulture Populations, celebrado en Grecia, analizaba en primer lugar la evolución el núcleo de Cabañeros desde 1988 hasta 2005, concluyendo el carácter densodependiente de la población reproductora. A continuación se volvía a utilizar el modelado espacial como herramienta de diagnóstico de gestión, por si el factor limitante fuese la disponibilidad de sitios adecuados para la cría, aunque en esta ocasión, para cuantificar la contribución y el comportamiento de los predictores, se utilizó un modelo basado en la aplicación de una técnica estadística relativamente reciente, los Modelos Aditivos Generalizables (GAMs). Éstos utilizan técnicas de modelado no paramétrico para estimar la relación no lineal (o «suavizada») entre la variable respuesta y las variables predictoras en un modelo aditivo. Para la obtención de los valores de los predictores se empleó el GIS del Parque, trabajando con un tamaño de píxel de 100x100 metros, y el programa estadístico R. El resultado, utilizando las mismas variables que en el modelo anterior y además la Distancia a Poblaciones, venía a producir un plano de disponibilidad de hábitat que no difería demasiado del obtenido con el modelo de envolvente GIS, aunque la potencia estadística del análisis nos permitía conocer el peso asignado a cada variable y el error del modelado. Encontramos así que la variable más importante en el modelo era la Distancia a Caminos (con un peso del 31,3%). Se comprobaba que la distancia media a caminos de los píxeles con nido era de 665 m, y la distancia media de los píxeles sin nido era de 238 m. Otros descriptores importantes eran la Pendiente (20,1%) y la Orientación (19,0%), y se destaca el escaso peso de la Vegetación (8,47%) aunque de acuerdo con el Criterio de Información de Akaike, todos las variables se mantenían en el modelo. La conclusión más relevante de este trabajo es que en el Parque Nacional de Cabañeros la práctica totalidad del hábitat adecuado se encontraba ocupado. Asimismo se confirma la extraordinaria importancia de las áreas sin caminos (o áreas no humanizadas en general) para la reproducción de la especie.

# Capítulo 4

# GESTIÓN DE LAS POBLACIONES DE BUITRE NEGRO

## 4.1. La alimentación del buitre negro

### *4.1.1. Alimentación del buitre negro en la península Ibérica*

*Casimiro Corbacho, Emilio Costillo y A. Bettina Perales*

#### *4.1.1.1. Introducción*

La alimentación es uno de los factores más importantes en la ecología de las rapaces, al determinar la energía disponible, a través de la cantidad y calidad del alimento, su bio-ecología, distribución y dinámica de poblaciones. Tal circunstancia adquiere aún si cabe una mayor relevancia en este grupo de especies, al constituir éstas la cúspide de las pirámides tróficas en los ecosistemas en los que habitan (Newton, 1979). Como tal, la dieta de las rapaces en general y de las carroñeras en particular, responde a la disponibilidad relativa de las diferentes categorías de presa en el medio (Donázar, 1993) y es fiel reflejo de cambios ambientales sobre amplias áreas geográficas (Carrete y Donázar, 2005; Costillo, 2005). Los buitres por su papel de necrófagos juegan un papel fundamental en los ecosistemas en los que habitan. La especialización en el consumo de carroñas y el carácter impredecible de este recurso, determina adaptaciones únicas (morfológicas, eco-fisiológicas, comportamentales, estructura social, etc.) ligadas todas a la planificación del uso del tiempo y espacio (Houston, 1979; Donázar, 1993; Cramp, 1998).

**Figura 4-1.** Buitre negro inmaduro ingiriendo un trozo de músculo de una pata de oveja.

La alimentación del buitre negro ha sido analizada, aunque utilizando diferentes metodologías y bajo una fuerte dicotomía temporal, en la mayor parte de las colonias reproductoras de la especie en la península Ibérica (figura 4-2). Así, durante las décadas de los años 60-70 del pasado siglo, se aportan datos de España central (Bernis, 1966; Garzón, 1973), Marismas del Guadalquivir (época invernal; Valverde, 1966), Sierra Pelada, Sierra de San Pedro, Salamanca y Sierra de Gredos (Hiraldo, 1976). Sin embargo, únicamente en el completo estudio del Dr. Hiraldo se lleva a cabo un análisis comparativo del régimen alimenticio en estas colonias; el resto, únicamente aporta datos de carácter disperso y general sobre amplias áreas geográficas, de tipo cualitativo o realizado en base a observaciones en carroñas, aunque en todos los casos muy valiosos en aquellos albores de la ornitología en nuestro país. Con posterioridad, se asiste a un importante vacío temporal de estudios, y no es hasta los años 2000 cuando se llevan a cabo nuevos trabajos, aunque en un contexto local. Cabe citar a este respecto los estudios de SEO/BirdLife (1997) y GREFA (2004) en la Sierra de Guadarrama, Guzmán y Jiménez (1998) en el Parque Nacional de Cabañeros, Moleón *et al.* (2001) en la Sierra de Andújar y Costillo (2005) en las colonias extremeñas (figura 4-2). Sin embargo, a pesar de esta exhaustiva relación de fuentes bibliográficas, destaca la carencia de un análisis comparativo y global en un contexto peninsular.

**Figura 4-2.** Mapa de la península Ibérica mostrando las diferentes localidades para las que existen datos de alimentación de buitre negro *Aegypius monachus* y que han sido utilizadas en el presente estudio. Áreas y Fuentes: (1) Marismas del Guadalquivir (Valverde, 1966); (2) España Central (línea discontinua; Garzón, 1973); (3) Sierra Pelada, (4) Salamanca, (5) Sierra de San Pedro y (6) Sierra de Gredos (Hiraldo, 1976); (7) Sierra de Guadarrama (P.N. de Peñalara; SEO, 1997); (8) P.N. de Cabañeros (Guzmán y Jiménez, 1998); (9) Sierra de Andújar (Moleón *et al*., 2001); (10) Sierra de Gata, (11) Granadilla y (12) Sierra de San Pedro (Costillo, 2005).

Desde otro punto de vista, en este intervalo de tiempo se han producido notables y profundos cambios en los regímenes de uso y aprovechamiento de los ecosistemas mediterráneos que constituyen el hábitat de la especie (Díaz *et al*., 1997). Entre éstos destacan, por su relevancia sobre las poblaciones de buitre negro en general y sobre su alimentación en particular, los siguientes: (1) la drástica disminución de las poblaciones de conejo *Oryctolagus cuniculus* en numerosas localidades por la incidencia conjunta de enfermedades (mixomatosis y neumonía hemorrágico-vírica; Villafuerte *et al.,* 1995; Villafuerte, 2002); (2) el proceso de intensificación sufrido por la cabaña ganadera, en especial de ovino (vallado de grandes propiedades y desaparición de pastores), con un aumento paralelo del número de cabezas y un envejecimiento general de los animales, al amparo de las primas comunitarias (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2002); (3) el enorme descenso y la práctica desaparición de la cabaña equina a causa de la mecanización de la agricultura (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2002); (4) el incremento de las poblaciones de caza mayor (ciervo *Cervus elaphus* y jabalí *Sus scrofa* fundamentalmente) por la dedicación

**Figura 4-3.** La reducción generalizada de las poblaciones de conejo ha afectado a la composición de la dieta del buitre negro. En las zonas donde aún el lagomorfo es abundante, el buitre negro acude a alimentarse en las épocas en que se produce la mortandad de ejemplares por mixomatosis.

exclusiva de numerosas fincas a la explotación cinegética (Carranza, 2002; Rosell y Herrero, 2002); (5) la elevada reducción de la ganadería caprina por el abandono del pastoreo en áreas de montaña (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2002). Adicionalmente y en los últimos años, (6) el mayor control y retirada de los cadáveres del ganado doméstico ante la profusión y amenaza de transmisión de enfermedades como la encefalopatía espongiforme bovina, fiebre aftosa o lengua azul para la cabaña ganadera (Camiña y Montelío, 2006). A ello se une la futura reforma de la Política Agraria Comunitaria que generará cambios importantes en la ganadería en este ámbito geográfico. Por último, (7) el fuerte incremento poblacional mostrado por otras especies de carroñeros como el buitre leonado *Gyps fulvus* (Del Moral y Martí, 2001; Martí, 2003) puede representar una elevada competencia por las distintas fuentes de alimento.

Tales cambios han supuesto, sin duda alguna, drásticas alteraciones de la disponibilidad (cantidad) e identidad (calidad) de recursos tróficos para el buitre negro en sus áreas de distribución en la península Ibérica y por tanto estar representados en la alimentación de la especie. Asimismo, estas variaciones ecológicas pueden condicionar la recuperación poblacional manifestada por la especie en España (alrededor de 1.600 parejas reproductoras actualmente), aunque aún bajo estatus de amenaza (Sánchez, 2003, 2004; BirdLife International, 2004c).

Por todo ello, se manifiesta como de elevado interés un análisis comparativo del régimen trófico de las poblaciones de buitre negro, a fin de determinar la incidencia espacial y temporal de los cambios apuntados con anterioridad. Según ello, el objetivo general del presente capítulo es una detallada revisión de todos los datos bibliográficos disponibles acerca de la alimentación de la especie. Sobre esta base de datos y como objetivos específicos se analizarán a) la dieta, y su variación geográfica en la actualidad; b) la respuesta del régimen alimentario ante los cambios acaecidos en las últimas décadas; c) los requerimientos energéticos y su relación con la disponibilidad de alimento; y d) las implicaciones de estos resultados sobre la conservación de la especie.

### *4.1.1.2. Dieta y variación geográfica*

El espectro trófico del buitre negro en la península Ibérica puede definirse en la actualidad como muy amplio, incluyendo una gran variedad de recursos tanto desde un punto de vista taxonómico (insectos, aves, diferentes Órdenes y Familias de mamíferos) como morfológico (de pequeñas presas a grandes herbívoros). Globalmente y en promedio en las colonias consideradas, la dieta de la especie muestra como categorías más consumidas las carroñas de ganado ovino (31%), lagomorfos (25%), cérvidos (17%) y suidos (11%); el resto de presas (aves, caprinos, bovinos, equinos, etc.) muestran una escasa importancia, aunque algunas pueden ser relevantes a una escala local (tabla 4-1).

| Categoría de presa | Peñalara[(1)] | Cabañeros[(2)] | Andújar[(3)] | Gata[(4)] | Granadilla[(4)] | San Pedro[(4)] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Invertebrados | 1,56 | | | | | |
| Aves | 4,69 | | 0,07 | 22,12 | | 0,6 |
| Lagomorfos | 59,38 | 34,2 | 44,66 | 2,88 | 5,43 | 3,6 |
| Suidos | 1,56 | 9,3 | 4,72 | 10,58 | 21,74 | 15,57 |
| Ovino | 20,31 | 11,6 | 3,25 | 43,27 | 47,82 | 58,06 |
| Caprino | | 11,6 | 4,01 | 2,88 | | |
| Cérvidos | | 33,3 | 41,41 | 1,92 | 11,96 | 14,37 |
| Bovino | 9,38 | | 0,73 | | | |
| Équidos | 1,56 | | | | | |
| Carnívoros | 1,56 | | | 3,85 | 1,09 | 0,6 |
| Otros mamíferos | | | 1,15 | 12,5 | 11,96 | 7,2 |
| Materia vegetal | | | + | + | + | + |
| ***Número de presas*** | 64 | 129 | 199 | 104 | 92 | 167 |

**Tabla 4-1.** Alimentación del buitre negro *Aegypius monachus* en diferentes localidades reproductoras ibéricas. Se expresa el porcentaje (%) de cada categoría sobre el total del número total de presas resultantes del análisis de egagrópilas. Para los restos vegetales se muestra la aparición de éstos (+) en la muestra, aunque no se cuantifica su importancia. Fuentes: (1) SEO, 1997; (2) Guzmán y Jiménez, 1998; (3) Moleón *et al.,* 2001 y (4) Costillo, 2005.

No obstante, se demuestra una elevada plasticidad en la dieta de la especie, traduciéndose ésta en una notable variación geográfica entre localidades (SEO, 1997; Guzmán y Jiménez,

1998; Moleón *et al*., 2001; Costillo, 2005; ver tabla 4-1). Así, el conejo es la clase de presa más importante en términos numéricos en la Sierra de Guadarrama (c. 60% del total de presas identificadas), Andújar (45%) o Cabañeros (34%), áreas en cuyo entorno este lagomorfo muestra aún índices de abundancia elevados.

Mientras, en Extremadura, este componente muestra hoy en día una escasa importancia relativa (4%) en la dieta del buitre negro; en su lugar, la oveja aparece como la «presa de sustitución» alcanzando en todas las colonias una gran relevancia, constituyendo el consumo de estas carroñas la base de la dieta tanto en términos cuantitativos (más del 50% de las presas) como cualitativos (biomasa). Esta disimilitud trófica entre localidades permite definir dos grupos de colonias en relación a la composición de la dieta: el primero (Guadarrama, Cabañeros, Andújar) ligado al consumo mayoritario de presas silvestres (lagomorfos y cérvidos) y un segundo (Extremadura: Sierra de Gata, Granadilla y Sierra de San Pedro) dependiente de carroñas de ganado doméstico (ovino principalmente) (ver figura 4-4). Sobre esta base, destaca la elevada semejanza en la alimentación de la especie entre las grandes áreas cinegéticas de Sierra Morena Oriental y Montes de Toledo, donde junto al conejo, las especies de caza mayor (cérvidos especialmente) alcanzan una elevada representación

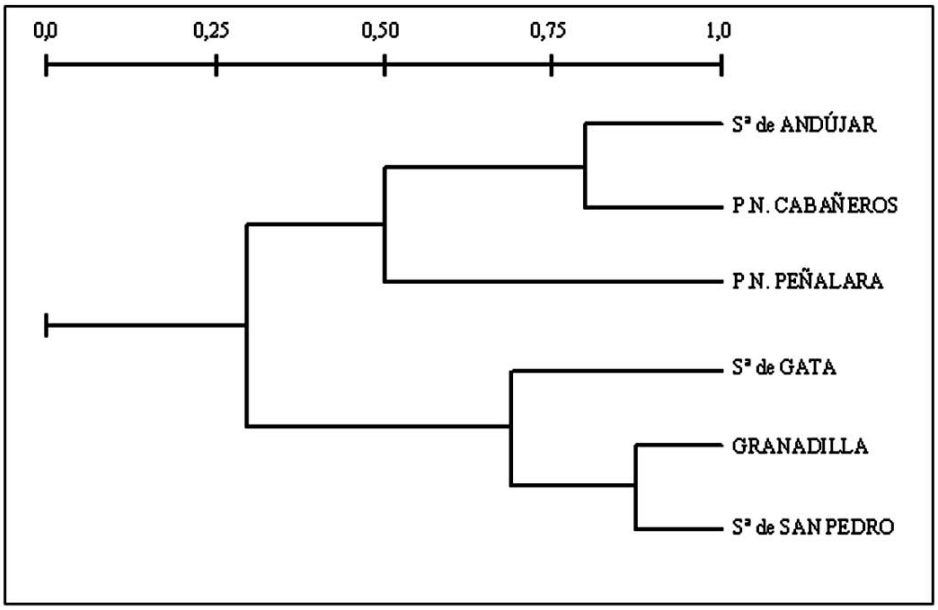



**Figura 4-4.** Dendrograma de afinidad de las colonias reproductoras de buitre negro *Aegypius monachus* en relación a la importancia cualitativa de las distintas categorías de presa en la dieta de la especie en cada una de ellas. Se utilizó el Índice de Similitud cuantitativo de Czechanowski para determinar la similitud entre pares de localidades, y el método del promedio *(average linkage)* para la construcción del diagrama.

numérica (41 y 33% respectivamente), constituyendo probablemente la presa más importante en términos de biomasa consumida. Los suidos (en la práctica es imposible diferenciar entre cerdos domésticos o jabalíes) se hallan bien representados en casi todas las localidades, constituyendo en algunas regiones (16% en promedio en las colonias extremeñas; tabla 4-1) un importante aporte alimentario (ver también: 23% de las carroñas en Madrid; Grefa, 2004). El consumo de carroñas de otros mamíferos no muestra importancia global en el ámbito ibérico, alcanzando únicamente una relevancia a nivel local (caprinos en Cabañeros, bovinos en Guadarrama; tabla 4-1). Las aves (restos de pollos de granja) constituyen un aporte energético interesante en las colonias de Sierra de Gata (22% de las presas) y Guadarrama (5-10%; ver GREFA, 2004). Cabe citar que la presencia de materia vegetal en las egagrópilas ha sido citada por numerosos autores, apuntándose esta ingesta como intencionada a fin de facilitar la digestión, o la regurgitación de elementos y partes no digeribles (Hiraldo, 1976). Suetens y Van Groenendael (1966), a este respecto, apuntan observaciones en que los adultos alimentan al pollo con este tipo de materia.

Por último, resulta de gran interés la aparición de presas muy pequeñas, como insectos (SEO, 1997) y reptiles (ver Hiraldo, 1976), posiblemente capturadas vivas, hecho éste que también se ha señalado para otras clases de presa (lagomorfos afectados de mixomatosis, corderos y terneros moribundos y/o recién nacidos, etc.; ver Bernis, 1966; Valverde, 1966 e Hiraldo, 1976). Existen también citas de alimentación de peces en aquellas localidades donde esta fuente de alimento se halla disponible (Marismas del Guadalquivir o embalses extremeños (Valverde, 1966; datos propios inéditos). En este aspecto, el consumo de presas de pequeño tamaño, el buitre negro se segregaría ecológicamente de otra de las grandes carroñeras, el buitre leonado, que presenta una elevada especialización en el consumo de ungulados de tamaño mediano o grande (Donázar, 1993; ver después).

A una escala geográfica menor, se han demostrado asimismo importantes diferencias en la dieta entre parejas vecinas pertenecientes a una misma colonia reproductora (Costillo, 2005). Ello sugiere la existencia de áreas de campeo distintas, hecho éste comprobado mediante el seguimiento de aves radio-marcadas (Costillo, *op cit.),* con una disponibilidad trófica diferente en cada caso (Hiraldo, 1976). No obstante, también se ha apuntado una posible especialización diferencial en la búsqueda y consumo de distintas clases de carroñas por parte de cada una de las parejas (Donázar, 1993).

En resumen y según este estudio comparativo, el buitre negro parece comportarse como una especie generalista *(sensu* Recher, 1990), consumiendo la práctica totalidad de carroñas que el medio pone a su disposición y seleccionando las distintas categorías de presa según su disponibilidad relativa en cada localidad (Hiraldo, 1976; Donázar, 1993; Costillo, 2005; ver Stephen y Krebs, 1986). No obstante, en algunas regiones como Extremadura las carroñas de oveja parecen ser seleccionadas positivamente, de tal modo que aquellas parejas con un mayor porcentaje de esta clase de presa en la dieta mostraron una menor diversidad trófica (Índice de correlación de Spearman: $r=-0,702$; $p<0,05$; $n=11$; Costillo, 2005; ver también Herrera, 1974). A nivel ibérico sin embargo, la diversidad de la dieta (Índice de diversidad de Shannon: $H'=1,52$ y $1,49$) no manifiesta diferencias significativas entre los dos grupos de localidades definidos con anterioridad (Test t de Hutchenson: $t=0,26$; $p>0,05$).

### *4.1.1.3. Dieta y variación fenológica-temporal*

Cualquier estudio acerca de la alimentación del buitre negro ha de tener en cuenta la elevada variabilidad que ésta manifiesta no sólo en un ámbito espacial (apartado anterior), sino también a distintas escalas temporales.

Hiraldo (1976) y Guzmán y Jiménez (1998) señalan la existencia de diferencias significativas en la dieta a lo largo del ciclo anual, siendo éstas atribuidas a la variación estacional en la contribución relativa de la clase de presa principal (lagomorfos). Así, los conejos constituyeron la presa dominante durante la época reproductora (primavera-verano), pero su consumo desciende tras el estío cuando la abundancia de este recurso (mortalidad por mixomatosis) es menor; en su lugar y según la localidad, aparecen como presas de sustitución en el otoño-invierno, el ganado caprino (Sierra Pelada) o los ungulados silvestres (ciervo y jabalí, en Cabañeros). En Extremadura, las carroñas de ovejas (hembras, corderos y placentas) son consumidas frecuentemente a lo largo de todo el año, en especial durante la primavera-verano, cuando se suceden los partos y se incrementa la mortalidad de estas clases de sexo-edad. Durante el otoño-invierno, aunque el ganado ovino (animales viejos o enfermos) sigue siendo la base de la dieta, los buitres completan su alimentación con restos de ungulados silvestres (ciervo y jabalí), un recurso éste –subproducto de la actividad cinegética (monterías)– que constituye una fuente de alimento muy importante para las aves carroñeras. Estos cambios estacionales en la dieta se expresan paralelamente, por permutas en la localización, usos del suelo y tamaño de las áreas de campeo de la especie (Carrete y Donázar, 2005; Costillo, 2005) en busca del recurso más abundante en cada período.

**Figura 4-5.** Buitres negros y leonados alimentándose en una carroña con despojos y vísceras de ungulados cinegéticos (Alfonso San Miguel).

A una escala mayor, Moleón *et al*. (2001) en la Sierra de Andújar han comprobado también la existencia de grandes variaciones en la dieta de la especie entre años consecutivos. Allí, donde la alimentación se basa en carroñas de conejos y ciervos (en conjunto más del 75% del total de presas; tabla 4-1), la contribución de lagomorfos (24-47%) o ungulados (34-54%) en la dieta cambia interanualmente en función de su abundancia relativa en el medio.

En este contexto temporal, de especial trascendencia por su significado ecológico y sus implicaciones en conservación (ver después), ha de ser considerado el cambio que ha manifestado el régimen trófico de la especie en las últimas décadas (ver tablas 4-1 y 4-2). No en vano, durante la década de los 70, en promedio y con las consabidas variaciones geográficas, el buitre negro basaba su alimentación en cadáveres de lagomorfos (44%) y ovino (32%); el resto de categorías, en mucha menor proporción, como caprino (8%), carnívoros (5%) y equino (3%), se hallaban también representadas en todas las localidades (Garzón, 1973; Hiraldo, 1976; tabla 4-2). Con la excepción de las Marismas del Guadalquivir y en época invernal, los cérvidos no aparecían en el registro alimentario de la especie (Valverde, 1966; tabla 4-2).

| Categoría de presa | Doñana[1] | España Central[2] | Sierra Pelada[3] | Salamanca[3] | San Pedro [3] | Gredos [3] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Invertebrados | | | | | | 6,88 |
| Peces | 5,9 | | | | | |
| Reptiles | | | 0,52 | | | |
| Aves | 5,9 | 2,11 | 1,17 | 0,83 | 2,27 | |
| Lagomorfos | | 21,05 | 49,28 | 29,17 | 40,91 | 77,61 |
| Suidae | 8,85 | | 0,64 | 6,66 | 4,54 | 3,44 |
| Ovino | | 32,62 | 42,09 | 37,51 | 38,65 | 8,63 |
| Caprino | | 23,16 | 4,05 | 7,08 | 6,82 | |
| Bovino | 11,8 | | 0,69 | 5 | | 1,72 |
| Cérvidos | 44,05 | 2,11 | | | | |
| Equinos | 23,5 | 6,32 | 0,26 | 3,75 | 4,54 | 1,72 |
| Carnívora | | 12,63 | 0,65 | 10 | 2,27 | |
| Otros mamíferos | | | | | | |
| Materia vegetal | | | ++ | ++ | ++ | ++ |
| ***Número de presas*** | | 95 | 765 | 240 | 44 | 58 |

**Tabla 4-2.** Alimentación del buitre negro *Aegypius monachus* en distintas colonias durante la década de los años 60-70 del pasado siglo. Se expresa el porcentaje (%) de cada categoría sobre el total del número total de presas en egagrópilas, excepto en el caso de Donaña, basado en observaciones de carroñas. Para los restos vegetales se muestra la aparición de éstos (+) en la muestra, aunque no se cuantifica su importancia. Fuentes: (1) Valverde (1966); (2) Garzón (1973); (3) Hiraldo (1976).

Estos datos, por tanto, contrastan con los referidos anteriormente para la época actual (tabla 4-1) y demuestran la existencia de un cambio neto en la dieta de la especie en Iberia (figura 4-7, superior). Éste vendría definido global y fundamentalmente, aunque de nuevo con claras diferencias entre localidades, por un fuerte descenso en la importancia relativa del conejo ($\chi^2$=6,86; p<0,01; 1 g.l.), a la par que por un considerable incremento paralelo de los ungulados silvestres (jabalí y ciervo; $\chi^2$=15,45; p<0,001; 1 g.l.) entre ambos períodos. El ganado ovino constituiría aún una categoría muy importante; mientras, equinos, caprinos y carnívoros prácticamente habrían desaparecido del espectro trófico en la actualidad (aunque estas diferencias no resultaron significativas; p>0,05 en todos los casos). En global, no obstante, la dieta del buitre negro hoy en día muestra una mayor diversidad que en décadas pasadas (H'=1,77 vs. 1,48; t=2,29; p<0,05), habida cuenta una distribución actual más equitativa de las diferentes clases de presas (lagomorfos, ovino y caza mayor fundamentalmente). Esta variación en la alimentación de la especie es especialmente significativa en áreas tan importantes para la especie como la Sierra de San Pedro en Extremadura (300 parejas reproductoras; Costillo, 2005), donde el conejo ha sufrido un alarmante descenso de sus poblaciones y, por ende, de su importancia en la dieta. En este caso, y unido a la desaparición del ganado caprino y equino, el incremento en el consumo de carroñas de ovino y ungulados silvestres ha paliado la situación (figura 4-7, inferior).

**Figura 4-6.** Los cadáveres de oveja son un tipo de alimento muy seleccionado por los buitres negros, por su tamaño y porque la distribución de la cabaña ovina resulta coincidente con varias de las áreas más importantes de reproducción y alimentación de la necrófaga.

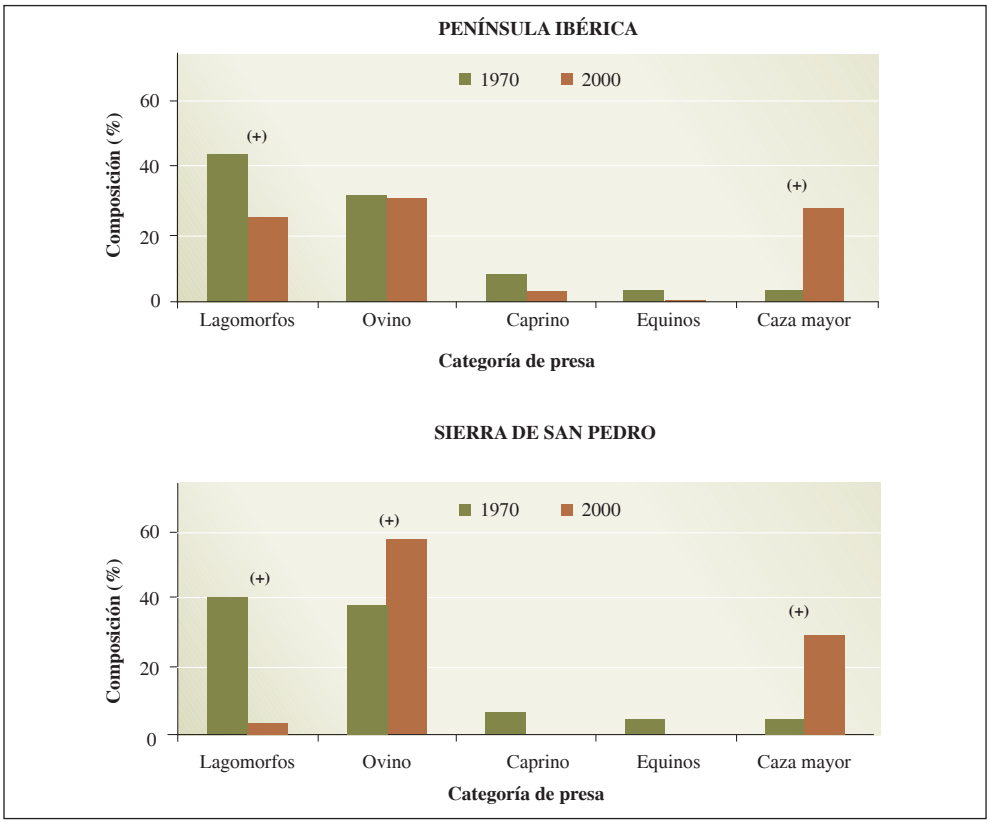



**Figura 4-7.** Cambios en la alimentación del buitre negro *Aegypius monachus*, en la península Ibérica (superior) y en la Sierra de San Pedro (inferior) en las últimas décadas. Se representan únicamente las categorías de presa principales, señalándose las diferencias estadísticamente significativas en cada caso (+).

Por último, y en relación a la clase de edad de los individuos, en Cabañeros se han apuntado diferencias entre adultos (un mayor consumo de presas de gran tamaño, ciervos) y pollos (alimentados por los padres y suplementados mayoritariamente con presas pequeñas, conejo), aunque la similitud entre ambos regímenes tróficos fue manifiesto (Guzmán y Jiménez, 1998). Asimismo, se ha señalado que los individuos juveniles ya independizados frecuentan en mayor grado los muladares y comederos artificiales que los adultos (Del Moral y De la Puente, 2005), allí donde es más fácil la búsqueda y acceso al alimento (ver Camiña y Montelío, 2006).

### *4.1.1.4. Requerimientos energéticos y disponibilidad de alimento*

La determinación del régimen trófico de los buitres (y de las rapaces en general) es una labor relativamente difícil, ya que las carroñas consumidas no dejan rastro, o éstos son mínimos (pelos, plumas, raramente huesos, etc.; Hiraldo, 1976; Donázar, 1993; observaciones propias). Es por ello que los requerimientos energéticos y de biomasa de alimento en estas especies han de estimarse

por medios indirectos. Ciertos indicadores disponibles, como las tasas de ingesta en aves cautivas, no son enteramente reales y extrapolables al medio natural, aunque sí permiten establecer patrones generales acerca del comportamiento de este parámetro (Prinzinger *et al*., 2002).

Las tasas metabólicas de los animales se hallan influenciadas por factores tales como su filogenia-taxonomía, tamaño y temperatura corporal, termorregulación, nivel de actividad, estado reproductor, etc. (Nagy, 2005). Tradicionalmente, estos requerimientos se han estimado a través de fórmulas que relacionan la tasa metabólica (generalmente metabolismo de mantenimiento, o basal; en adelante BMR) con el peso corporal (ver por ejemplo Donázar, 1993). No obstante, hoy en día mediante técnicas novedosas (agua «pesada», marcada con radioisótopos) las estimas de estas necesidades energéticas sobre gran número de especies de aves, tanto en cautividad como en libertad (tasa metabólica en libertad, que incluye el gasto energético de todas las actividades vitales; en adelante FMR), han permitido resultados mucho más fiables (Prinzinger *et al*., 2002; Nagy, 2005). Sin embargo, y para el caso de las grandes rapaces como el buitre negro, las expresiones matemáticas desarrolladas para estimar las necesidades energéticas se han basado en especies muy distantes filogenética y ecológicamente, y/o con un tamaño corporal muy inferior. Es por ello que la utilización de unas fuentes u otras determina una elevada variabilidad en la estima de los requerimientos energéticos de la especie (tabla 4-3).

| ***Fuente*** <br> ***(Grupo taxonómico)*** | **Parámetro/Fórmula** | **Requerimientos (Kcal./día)** |
|---|---|---|
| Lasiewski y Dawson (1967) <br> ***No paseriformes*** | BMR=77,6 * $W^{0,723}$ (kg) | 379,1 * |
| Zar (1968) <br> ***Falconiformes*** | BMR=65,3 $W^{0,648}$ (kg) | 270,6 * |
| Kendeigh *et al.* (1977) <br> ***No paseriformes*** | BMR=0,522 $W^{0,735}$ (gr) | 418,9 * |
| Pennycuik (1979) <br> **Buitres *Gyps rueppellii*** | BMR=24W (KG) | 215,3 * |
| Wasser (1986) <br> ***Falconiformes*** | BMR=124,6 $W^{0,640}$ (kg) | 507,4 * |
| Nagy (1987) <br> ***No paseriformes*** | FMR=1,146 $W^{0,749}$ (gr) | 1046,8 ** |
| Prinzinger *et al*. (2002) <br> **Buitres *Gyps fulvus*** | BMR=0,31 $W^{0,750}$ (gr) | 287,0 ** |
| Nagy (2005) <br> **Aves** | FMR=2,51 $W^{0,681}$ (gr) | 1234,4 ** |

**Tabla 4-3.** Estimas de los requerimientos energéticos calculados para adultos de buitre negro *Aegypius monachus* según diferentes autores. Se indica el grupo taxonómico para el que la expresión matemática fue desarrollada. (BMR: tasa metabólica basal; FMR: tasa metabólica para aves libres; W: peso de las aves en kg o g). * Expresión basada en estimas tradicionales, indirectas; ** expresión basada en el uso de métodos directos («agua pesada»). En todos los casos se utilizó un peso medio para la especie de 8,971 kg. (d.s.=0,774; n=7) obtenido sobre la base de individuos adultos capturados en Extremadura.

Siempre sobre la base de evidencias indirectas, la BMR de una especie no paseriforme como el buitre negro ha sido estimada entre las 380 (Lasiewski y Dawson, 1967) y las 560 kcal/día (Donázar, 1993, basado en Kendeigh, 1969). Acotando únicamente para taxones pertenecientes al Orden Falconiformes, estos valores extremos se reducen considerablemente a un rango más estrecho para la especie (tabla 4-3.: Zar, 1968; Pennycuik, 1979, pero ver Waser, 1986). Frente a ello, las técnicas modernas han permitido estimar la BMR para la especie en valores cercanos a las 300 kcal/día (Prinzinger *et al*., 2002) y la FMR en valores algo superiores a las 1.000 kcal/día (tabla 4-3.: Nagy, 1987, 2005). En este sentido, hay que tener en cuenta que los requerimientos energéticos de aves libres en el medio natural son muy superiores a su metabolismo basal, ya que el individuo en libertad manifiesta mayores tasas de actividad, habida cuenta la realización de numerosas actividades (locomoción, alimentación, reproducción, comportamientos varios, etc.; Nagy, 2005). Este autor indica que una estima razonable y constante de la FMR, para aves y mamíferos, se situaría en un factor de tres veces la BMR (3*; rango de 2,7-3,4 para individuos en época reproductora), lo que estaría de acuerdo por tanto a las últimas estimas apuntadas respectivamente para BMR y FMR. No obstante, si aceptamos como más útiles e idóneos los valores de Prinzinger *et al*. (2002) calculados sobre una especie muy próxima desde todo punto de vista (buitre leonado), las estimas de la FMR para el buitre negro se situarían en promedio en unas 860 kcal/día (rango: 775-976), valor netamente inferior al calculado si utilizamos las expresiones de Nagy. Esta estima vendría a coincidir a grandes rasgos con la indicada por Donázar (1993), aunque se sustenta en una base empírica mucho más grande y es, por tanto, de mucha mayor fiabilidad.

Destaca a este respecto, como así ha sido apuntado por diferentes autores, el que estos requerimientos son netamente inferiores a los que teóricamente corresponderían a una

**Figura 4-8.** Los buitres leonados presentan similares requerimientos energéticos que los buitres negros (Alfonso San Miguel).

especie de su tamaño corporal. Este interesante fenómeno se explica por las numerosas y trascendentales adaptaciones eco-fisiológicas de los buitres, asociadas a la búsqueda y consumo de una fuente de alimento de carácter impredecible en el espacio y en el tiempo (Prinzinger *et al*., 2002; Ruxton y Houston, 2002). Así, unido a la consabida relación inversa entre necesidades energéticas y tamaño corporal, la temperatura corporal de los buitres es, en promedio, algo más de 1 ºC inferior a la esperada para Falconiformes de su talla y peso. Los buitres presentan asimismo, como estrategia básica, la capacidad de reducir en cierto grado su temperatura corporal a medida que la temperatura ambiental es menor, lo que implica un gasto energético mínimo en termorregulación. Este descenso térmico corporal tendría escasa incidencia etológica en estas especies, que por lo general y desde un punto de vista relativo a otros taxones, manifiestan tasas de actividad reducida. La energía basal consumida por los buitres no variaría por ello significativamente en relación a cambios en la temperatura ambiente, ello incluso en un amplio rango de variación térmica (–7º a +35 ºC; Prinzinger *et al*., 2002). Hay que tener en cuenta también la posibilidad, en estas especies, de acumular depósitos y reservas de grasa, lo que les permite ayunar durante ciertos períodos de tiempo. Se ha demostrado a este respecto un descenso en los requerimientos básicos del metabolismo (de hasta el 30% al cuarto día) y un descenso paralelo en el peso del individuo (cerca del 1,5% diario) en relación directa a los días de ayuno. A pesar de esta circunstancia, en las distintas especies de buitres las aves se alimentan habitualmente cada dos días y medio (Ruxton y Houston, 2002); tal hecho pudiera ser debido a que un ave ingiere en una sola sesión mucho más de la energía necesaria para un único día (hasta 1,5 kg de carne en el caso del buitre leonado; Donázar, 1993). El vuelo de planeo-cicleo de estas especies en labores de búsqueda de alimento es un mecanismo altamente eficiente desde un punto de vista energético, al ser mínimo el gasto derivado (Donázar, 1993). Como resultado de todas estas adaptaciones eco-fisiológicas, la energía metabólica basal requerida por los grandes buitres, se calcula es un 30-40% menor al esperado según relaciones alométricas propias para los Falconiformes (Prinzinger *et al*., 2002; Ruxton y Houston, 2002).

**Figura 4-9.** Durante la crianza del pollo los padres necesitan incrementar el esfuerzo de búsqueda de alimento.

Con esta base, la estima de las necesidades para un individuo adulto de buitre negro, en términos de biomasa, se situarían en torno a los 575 g diarios de alimento (rango: 516-650), considerando un valor energético aproximado de 150 kcal/100 gr. de carne; este valor estaría de acuerdo a lo apuntado para los buitres ibéricos acerca de que ingieren diariamente una cantidad de alimento que oscila entre el 5-10% de su peso corporal (Hiraldo, 1976; Donázar, 1993). Ello supondría unas necesidades de aproximadamente 210 kilogramos (rango: 188-237) de carne al año por ave.

Ciertamente estas necesidades estarían sujetas a una dinámica y variación estacional propia del ciclo biológico de la especie, incrementándose en época reproductora por los requerimientos de la hembra (formación del huevo) y la crianza del pollo (Donázar, 1993). A este respecto, se ha señalado que los pollos de buitre manifiestan unas bajas tasas de crecimiento, lo cual representaría una nueva adaptación al carácter impredecible del alimento y a la capacidad de los padres de suministrar éste al pollo (Ruxton y Houston, 2002). Al contrario, las necesidades de alimento presentarán un mínimo durante el otoño-invierno, fuera del período reproductor (Donázar, 1993). Tomando en consideración los requerimientos apuntados con anterioridad, las necesidades de una pareja reproductora de buitres negros estarían alrededor de los 420-475 kg de alimento al año; a ello, habría que sumar las necesidades propias del pollo en desarrollo. Éstas, teniendo en cuenta un período de crecimiento y estancia en el nido de unos 95-110 días (Donázar, 1993; Costillo, 2005) y un período de dependencia total de hasta 217 días en promedio (±13 días; datos propios inéditos) se podrían estimar en alrededor de unos 100 kg más de alimento. En total, unos 520-570 kg por pareja reproductora (crianza de un pollo) y año, valor muy similar al calculado por Donázar (1993).

A grandes rasgos, la disponibilidad de alimento en el medio se solapa con este ciclo anual de requerimientos descrito para el buitre negro. Así, el máximo de alimento disponible para la especie tendría lugar en primavera-verano (época reproductora), al ser durante este período cuando tienen lugar la mayor parte de partos del ganado doméstico y especies de caza mayor y, por ende, una mayor mortalidad de neonatos y hembras por esta circunstancia. El consumo de placentas constituye asimismo un recurso importante (observaciones propias). Asimismo, es durante este fase del ciclo anual cuando se agudizan los fenómenos de mixomatosis y muerte de gran número de conejos, lo que incrementa sobremanera la disponibilidad de una fuente de alimento muy importante para los buitres negros en ciertas localidades. Fuera de la época reproductora, cuando las necesidades son menores, la especie tendría a su disposición como uno de los recursos principales los restos de monterías (ver después). Otras fuentes de alimento como la mortalidad natural del ganado doméstico en régimen extensivo (ovino principalmente, bovino, caprino, etc.) o los despojos de granjas y mataderos (comederos y muladares tradicionales) representarían una disponibilidad más o menos constante, e importante, a lo largo del año.

Desde otro punto de vista, el buitre negro muestra una elevada plasticidad ecológica en relación a esta variación en el espacio y en el tiempo en las distintas fuentes de alimento; de tal modo que los buitres cambian todo su presupuesto y balance espacio-temporal adaptándolo a esta variabilidad (Hiraldo y Donázar, 1990). Como ejemplo, en Cabañeros y durante la época reproductora, los buitres muestran como áreas preferenciales de alimentación aquellas zonas con elevada densidad de conejos; mientras, en otoño e invierno las aves campean preferentemente en zonas de bosque y matorral mediterráneo de elevada densidad de ungulados, y en dehesas con gran número de cabezas de ovino. Resultado de ello es la existencia

**Figura 4-10.** En invierno, cuando las condiciones climatológicas son adversas, los buitres negros ven reducido el tiempo disponible para la búsqueda de alimento (Fernando de Antonio).

de diferencias significativas en la dieta de la especie entre los dos períodos considerados (ver antes). Igualmente, se ha demostrado un patrón diferencial en el uso del tiempo de acuerdo al ciclo anual; así, en primavera-verano los buitres invierten más tiempo en buscar alimento compatibilizando necesidades energéticas con mayores horas de luz); mientras, en invierno inician el campeo más pronto después de amanecer, hecho que se relaciona con la menor disponibilidad de horas de luz y menor cantidad de alimento disponible que en verano. Más aún, durante el período invernal, la lluvia o condiciones climatológicas adversas pueden condicionar la búsqueda de alimento (Hiraldo y Donázar, 1990). Pero, durante estos períodos desfavorables, el buitre cuenta con estrategias y adaptaciones eco-fisiológicas que reducen sus requerimientos energéticos (Prinzinger *et al*., 2002; ver antes).

### *4.1.1.5. Implicaciones en la conservación de la especie*

De todo lo expuesto anteriormente en relación al espectro trófico, a las variaciones espacio-temporales de éste régimen alimentario y a los requerimientos energéticos, cabe extraer toda una serie de consideraciones en relación a la conservación de las poblaciones de buitre negro en la península Ibérica.

A este respecto, estos resultados indican que el buitre negro se ha adaptado bien a los cambios que han sufrido los ecosistemas mediterráneos ibéricos a lo largo de las últimas dé-

cadas. Prueba de ello es la elevada plasticidad trófica que define a la especie tanto desde un prisma espacial como temporal; así, la importancia relativa de las distintas clases de presas en la dieta muestra un acusado dinamismo de acuerdo a cambios en la disponibilidad de las distintas fuentes de alimento en cada una de las localidades, años y/o fases del ciclo anual. A pesar de esta circunstancia, la adaptabilidad alimentaria de la especie, ciertas conclusiones pueden extraerse a la luz de sucesos acaecidos en los últimos años.

El dramático descenso de las poblaciones de conejo en numerosas localidades reproductoras de buitre negro ha determinado el que haya prácticamente desaparecido una fuente importante de alimento que la especie utilizaba casi en exclusividad. En estas localidades y como consecuencia de ello, las aves han tenido que hacer uso de recursos tróficos alternativos durante la primavera y el verano, pero ahora ya no de manera exclusiva, sino entrando en competencia con otras especies de carroñeros (buitre leonado fundamentalmente). Por otra parte, hay que tener en cuenta que el buitre negro muestra un comportamiento más esquivo hacia el hombre que el buitre leonado, lo que limita el aprovechamiento por parte de esta especie de ciertas carroñas, especialmente aquellas donde la presencia del hombre es manifiesta (observaciones propias). Se ha señalado que el principal condicionante al que se enfrenta el buitre negro en una carroña es la competencia con el buitre leonado, mucho más abundante y, a menudo, más agresivo. A este respecto, las relaciones de dominancia entre ambas especies no parecen estar claras y depende del número de individuos presentes, del hambre del los mismos, etc. (Donázar, 1993). El número de buitres negros, a diferencia de leonados, que se reúnen en torno a una carroña suele ser muy pequeño, no superando la decena de ejemplares, aunque en la mayor parte de las ocasiones sólo una/varias parejas son las que acuden al festín; este hecho es además motivado por el hecho demostrado de la existencia de áreas de campeo diferenciales para parejas vecinas, las cuales no suelen coincidir en las carroñas (Costillo, 2005). Sobre esta base, y aunque a nivel de competencia interespecífica ambas especies cuentan con mecanismos para evitar la misma cuando coinciden en una carroña (ver Donázar, 1993), el fuerte incremento poblacional mostrado por el buitre leonado en las últimas décadas puede estar condicionando los resultados de esta estrategia adaptativa.

En relación a ello, y desde el punto de vista que nos interesa, las poblaciones de buitre leonado han aumentado considerablemente en áreas tradicionales de distribución del buitre negro, donde esta especie era anteriormente relativamente escasa (Sierra de San Pedro, Montes de Toledo, Sierra Morena, etc.; ver Del Moral y Martí, 2001 y Martí, 2003). Asimismo, existe actualmente en estas localidades y especialmente durante el otoño-invierno, una gran población flotante de inmaduros de buitre leonado que utilizan estas regiones como áreas de campeo y alimentación, acudiendo a alimentarse de los restos de monterías, un alimento fácil de procesar y localizar por parte de estas aves inexpertas (observaciones propias). Ello coincidiría con lo apuntado por Camiña y Montelío (2006) en ciertas regiones del norte peninsular, acerca de que tras la puesta en marcha de medidas sanitarias para el control de cadáveres (ver capítulo 4.1.2), el descenso de alimento habría ocasionado el desplazamiento de gran número de aves, especialmente jóvenes, hacia localidades del SO peninsular donde la disponibilidad de alimento sería ahora, y especialmente en época invernal, mayor. Tal circunstancia podría condicionar seriamente la evolución y dinámica de las poblaciones de buitre negro que dependen de estas fuentes de alimento como base de su alimentación.

A este respecto, una nueva amenaza se cierne sobre la especie en un futuro próximo y puede venir a comprometer su viabilidad futura: el control sanitario, en aplicación de las normativas relativas a las Encefalopatías Espongiformes Transmisibles, no sólo de los cadáveres del ganado doméstico (ovino, bovino y caprino), sino también de los restos de especies de caza mayor (ciervo y jabalí) procedentes de las monterías (véase legislación temática en Extremadura y Castilla-La Mancha, ver capítulo 4.1.2.5.). Los restos de las piezas cinegéticas de caza mayor son una fuente imprescindible de alimento para varias especies de rapaces protegidas durante el invierno, y una reducción generalizada de estos recursos vendría a añadirse a la creciente falta de alimento por otros factores (descenso del conejo, control sanitario del ganado doméstico, etc.). En la actualidad, aún no se han comprobado problemas de falta de alimento por la aplicación de estas medidas legales (Moreno-Opo *et al*., 2005), probablemente por las dificultades que entraña su cumplimiento, sobre todo en el caso de la ganadería en régimen extensivo en los sistemas adehesados del SO peninsular.

No obstante, la aplicación conjunta de estas reglamentaciones legales a nivel del ganado doméstico y las especies de caza mayor respectivamente, no permite compatibilizar la conservación de las mejores poblaciones de aves carroñeras de la Unión Europea con el bienestar de la ciudadanía. Estas normativas comunitarias han de considerar y tener en cuenta la singularidad propia de las regiones mediterráneas, en particular de los sistemas adehesados y de monte mediterráneo del SO de Iberia, los cuales representan el mejor ejemplo de uso productivo respetuoso con el medio natural en Europa (Díaz *et al*., 1997) y de los cuales dependen gran parte de la población reproductora de las especies de carroñeros (quebrantahuesos, buitre leonado, alimoche, milano real), entre ellas el buitre negro.

**Figura 4-11.** Los buitres leonados son los principales competidores del buitre negro en la adquisición del alimento durante las carroñas (José Francisco Pedreño. P. N. Peñalara).

**Selección de resúmenes de artículos publicados**

***Cambios en la dieta del buitre negro ante la disminución de las poblaciones de conejo en Extremadura***

*Casimiro Corbacho y Emilio Costillo*

Grupo de Investigación en Conservación. Área de Zoología. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura. Avda. Elvas s/n. 06071. Badajoz. ccamado@unex.es

Artículo original: Costillo, E., Corbacho, C., Sánchez-Guzmán, J. M. y Acedo, F. 2004. Cambios en la dieta del buitre negro *Aegypius monachus* ante la disminución de las poblaciones de conejo *Oryctolagus cuniculus* en Extremadura. *Resúmenes del I Symposium Internacional de buitre negro. Córdoba.*

La dieta del buitre negro ha sido estudiada en las áreas de cría de la especie de la península Ibérica en los años 70 por Hiraldo (1976) y Garzón (1973), en cuyos resultados aparecía como presa más importante el conejo. Sin embargo, la abundancia del conejo ha disminuido considerablemente en las últimas décadas, debido sobre todo a enfermedades víricas (mixomatosis y EHV), que han tenido importantes consecuencias ecológicas sobre las comunidades y especies mediterráneas más singulares (rapaces, lince ibérico, etc.). A pesar de que el buitre negro es una especie en peligro, no hay estudios previos que analicen esta reducción de la presencia del lagomorfo y cambios en la dieta.

El estudio se basó en el análisis de egagrópilas. Se recogieron 283 muestras en distintas colonias de cría de Extremadura entre 1998 y 2000. Esta región alberga los principales núcleos de cría de la especie en Europa. Los contenidos de las egagrópilas fueron identificados con ayuda de colecciones de referencia. Aunque existen diferencias entre las distintas colonias, en todas ellas los ungulados fueron el resto que más apareció, tanto de ganado como silvestre cinegético. La oveja resultó la especie más abundante en las egagrópilas en todos los casos, con cerdos domésticos, jabalíes y ciervos con frecuencias de aparición notables. En una colonia, los cadáveres de pollos tuvieron gran importancia en la dieta (30% de todos los restos). En contraste con los resultados encontrados en los años 70, actualmente el conejo se ha encontrado en muy baja frecuencia en la dieta del buitre negro en todas las colonias de Extremadura. El declive del lagomorfo, junto con el aumento tanto del ganado como de los ungulados cinegéticos, parecen ser los responsables de esta tendencia cambiante en la dieta del buitre negro.

***Alimentación del buitre negro durante los períodos reproductor y post-reproductor en el Parque Nacional de Cabañeros***

*José Jiménez*

Parque Nacional de Cabañeros. 13.194. Pueblonuevo de Bullaque. Ciudad Real. jjiménez@oapn.mma.es

Agencia Española de Cooperación Internacional. Avda. Reyes Católicos 4. 28.040. Madrid. Jose.Jimenez@aeci.es

Artículo original: Guzmán, J. y Jiménez, J. 1998. Alimentación del buitre negro *Aegypius monachus* durante los períodos reproductor y post-reproductor en el Parque Nacional de Cabañeros. En: Chancellor, R. D., Meyburg, B. U. y Ferrero, J. J. (eds.) *Holarctic Birds of Prey,* 215-221. ADENEX-WWGBP.

Durante 1994 se recogieron restos de presas y egagrópilas bajo nidos y posaderos de buitre negro en el Parque Nacional de Cabañeros, una importante colonia de la especie con unas 150

parejas reproductoras, durante el período reproductor (junio-julio) y fuera de éste (octubre-diciembre). El conejo *Oryctolagus cuniculus* es altamente consumido durante el período de cría, siendo un alimento muy importante sobre todo para los pollos. Este consumo coincide con la época de mayor disponibilidad del lagomorfo en el área de trabajo considerada. Los ungulados silvestres, principalmente ciervo, también aparecen de forma muy elevada en la dieta de los buitres negros. Los restos analizados contienen ganado doméstico en un porcentaje menor que conejos y ungulados cinegéticos, teniendo menos importancia en Cabañeros que lo encontrado en otros estudios en regiones ibéricas distintas. La evolución temporal de la dieta varía significativamente, puesto que a finales de año se produce un aumento del consumo de presas grandes como el ciervo, por la actividad de caza en la zona. Durante la época de cría se alimentan proporcionalmente más de cadáveres de ovejas y jabalíes, manteniéndose los conejos uniformes entre épocas para el conjunto de los individuos.

Las áreas de campeo en otoño e invierno se dirigen a formaciones de bosque y matorral mediterráneo, con mayor densidad de ungulados y menor de conejos. En época de cría los buitres negros buscan en las zonas con mayor disponibilidad de cadáveres de conejos, aprovechando la mortandad elevada causada por las enfermedades de origen vírico. Son zonas de hábitat más abierto, situadas al norte del área de estudio.

***La alimentación del buitre negro: adaptabilidad y plasticidad de un ave carroñera en la península Ibérica.***

*Casimiro Corbacho y Emilio Costillo*

Grupo de Investigación en Conservación. Área de Zoología. Faculta de Ciencias. Universidad de Extremadura. Avda. Elvas s/n. 06071. Badajoz. ccamado@unex.es

Artículo original: Costillo, E., Corbacho, C., Morán, R. y Acedo, F. 2004. La alimentación del buitre negro: adaptabilidad y plasticidad de un ave carroñera en la península Ibérica. *Resúmenes del XVII Congreso Español de Ornitología. Madrid.*

En la actualidad, las sociedades modernas exigen un mayor control de los restos de animales muertos, una circunstancia que puede incidir de manera importante en las aves carroñeras. Dentro de éstas se halla el buitre negro *(Aegypius monachus),* una especie considerada con poblaciones cercanas a la amenaza y catalogada como tal en Europa y en España; cuyas colonias numéricamente más importantes se hallan precisamente en el área de estudio (Extremadura). Para ver cómo responde la especie en distintas zonas ante diferentes disponibilidades de alimento, se ha analizado la frecuencia de aparición de 388 presas obtenidas del análisis de 271 egagrópilas, recogidas en distintas colonias extremeñas. También se comparan con los datos publicados al respecto de otras colonias de la península Ibérica y con la existente en décadas pasadas (años 70).

En todas las colonias extremeñas, el buitre negro basa su alimentación en el consumo de cadáveres de ovejas (Extremadura 53,35%, rango entre colonias: 46,15-58,14%). No obstante, se aprecian importantes diferencias en las presas con las que completan su dieta en estas colonias; en Sierra de Gata lo hace con aves de granjas intensivas y Suidos, mientras que en Sierra de San Pedro y Granadilla son suidos y cérvidos. También existen diferencias significativas con la dieta hallada en zonas donde la población de conejos es importante (tanto en la actualidad como en el pasado); aquí este lagomorfo pasa a ser la especie más consumida. Las aves de estas colonias complementan la dieta con ungulados (ovejas en el pasado y cérvidos en la actualidad), un recurso más estable que los conejos, que se presentan de forma abundante pero con una alta estacionalidad. Se revela de esta forma la gran plasticidad trófica de esta especie, capaz tanto de aprovechar nuevos recursos (aves de granjas intensivas) como de responder a drásticos cambios en su ecosistema (disminución de las poblaciones de conejo, aumento de la ganadería de ovino y porcino, auge de

la caza mayor, etc.). Esta circunstancia, así como el conocimiento de la disponibilidad de recursos en el entorno de cada colonia, deben ser tomadas en cuenta para la conservación del buitre negro, que en ocasiones basa su alimentación en recursos altamente humanizados susceptibles por tanto de sufrir importantes cambios en su disponibilidad para la especie.

***Muladares y basureros en la biología y conservación de las aves en España***

*José Antonio Donázar*
Estación Biológica de Doñana. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Avda. María Luisa s/n. 41.013. Sevilla. donazar@ebd.csic.es

Artículo original: Donázar, J. A. 1992. Muladares y basureros en la biología y conservación de las aves en España. *Ardeola*, 39 (2): 29-40.

Los muladares y basureros representan puntos de alimentación predecibles de los que se benefician aves que explotan de modo natural fuentes tróficas de localización impredecible. Esto puede dar lugar a cambios en algunos rasgos de la estrategia de vida de las especies, desde la propia dieta, al tiempo y la energía dedicados a la búsqueda del alimento. Cuando la disponibilidad de otros alimentos es baja, la supervivencia, sobre todo preadulta, puede verse potenciada y, consecuentemente, las poblaciones pueden crecer a un ritmo mayor del habitual.

Estas hipótesis vienen avaladas por numerosas evidencias circunstanciales halladas en estudios sobre muy diversos taxones de aves. Sin embargo, la situación puede ser muy diferente en función de la variabilidad en las condiciones locales de cada población. Antes de abordar medidas tales como la creación de nuevas fuentes predecibles de alimento, debe evaluarse, primeramente, a qué especies se espera beneficiar, si la situación de sus poblaciones requiere una inversión de este tipo, y si el buscado efecto positivo tiene posibilidades de producirse en función de las características biológicas de la especie y del marco de circunstancias locales que la condicionan. Por otra parte, deberán evaluarse los posibles efectos negativos derivados del crecimiento incontrolado de poblaciones de especies con escaso interés en conservación. Por último, y dándole la vuelta a los argumentos anteriores, se hace urgente evaluar el efecto que la previsible y progresiva eliminación de muladares y basureros puede tener en las poblaciones de las especies más amenazadas.

***Dieta del buitre negro Aegypius monachus en Sierra Morena oriental, S de España***

*Marcos Moleón[1], Miguel Angel Díaz, Alfonso Godino, José Miguel Barea, José María Gil*
[1] Avda. de Pulianas, 2D. 18210. Peligros. Granada. mmoleonpaiz@hotmail.com

Artículo original: Moleón, M., Díaz, M. A., Barea, J. M. y Gil, J. M. 2001. Diet of eurasian black vulture *Aegypius monachus* in Andujar Natural Park, SE Spain. *Resúmenes del 4º Eurasian congress on raptors*. Estación Biológica de Doñana-Raptor Research Foundation. Sevilla.

Se estudió la dieta del buitre negro *(Aegypius monachus)* en la importante colonia de cría existente en el Parque Natural de la Sierra de Andújar, en Sierra Morena oriental (Jaén, SE de España). Tanto este espacio natural como el entorno lo constituyen fundamentalmente grandes fincas de monte mediterráneo donde el principal aprovechamiento es la caza mayor. Se procedió a la búsqueda y recogida de egagrópilas en la base e inmediaciones de los nidos ocupados durante 4 temporadas de cría (1999-2002). El tamaño de muestra total fue de 189 egagrópilas y 278 presas (1999: n=44 egagr., n=72 presas; 2000: n=45 egagr., n=66 presas; 2001: n=54 egagr., n=66 presas; 2002: n=46 egagr., n=74 presas). Su posterior análisis indicó que el buitre negro basó su alimentación en los mamíferos (97,15% de la biomasa relativa consumida –medida como el volumen total en egagrópilas–), especialmente el ciervo *(Cervus elaphus*; 37,36%) y el conejo *(Oryctolagus cuniculus*; 37,05%), representando en conjunto ambas presas una media del 74,41%

(rango: 70,65-77,40%) de la dieta estimada. Los ungulados fueron las principales presas secundarias, particularmente los ungulados silvestres. Las aves y los restos de materias vegetal, mineral y de origen antrópico constituyeron una parte marginal en el contenido de las egagrópilas. Se detectaron importantes oscilaciones interanuales en la proporción de conejos (rango: 23,91-46,59%) y ciervos (rango: 28,23-53,49%) en la dieta. La mayoría de los conejos consumidos fueron adultos. Se relacionó la proporción interanual en la dieta de cada uno de los cinco grupos-presa («conejo», «ciervo», «otros mamíferos», «aves» y «otros») con las contribuciones de cada uno de los otros grupos. Sólo se encontró una relación inversamente proporcional entre el «conejo» y el «ciervo» ($r=0,975$; $p<0,01$). Teniendo en cuenta estos datos, junto a la estabilidad interanual que muestran las poblaciones de ungulados en la zona de estudio y al hecho de que la proporción de conejos adultos en la dieta es superior a la encontrada en el campo y similar al patrón de mortalidad por NHV detectado en la zona de estudio, la composición alimenticia del buitre negro en Sierra Morena oriental durante la época de reproducción parece estar principalmente condicionada por la disponibilidad de conejos, en especial de individuos enfermos o muertos por NHV. Por otro lado, la reducida contribución a la dieta de los ungulados domésticos en esta población (a diferencia de la mayoría de las poblaciones ibéricas), sugiere una utilización de medios poco humanizados, hecho que podría guardar relación con la relativamente baja mortalidad no natural que muestran los buitres negros de Sierra Morena oriental.

## *4.1.2. Ganadería y buitre negro*

*Rubén Moreno-Opo, Alfonso San Miguel y Álvaro Camiña*

### *4.1.2.1. Introducción a la ganadería en España*

Desde hace siglos, el ganado es uno de los recursos económicos más importantes del medio rural. En las áreas de distribución del buitre negro en España el ganado tiene una presencia generalizada y ha sido un elemento fundamental de configuración y gestión de los ecosistemas. En ambientes fuertemente humanizados, las cabañas ganaderas y las aves carroñeras han estado siempre relacionadas ecológicamente debido a que éstas han sido y son la base de su alimentación (Houston, 1986). Debido a su amplia presencia en la península Ibérica, la importancia monetaria que posee y el uso del territorio que realiza, el ganado tiene además una influencia mayúscula como elemento modulador del paisaje, y su ordenación es una herramienta muy importante de conservación del medio natural. Si la práctica del pastoreo se realiza de forma adecuada, se promocionará la diversidad biológica (San Miguel, 2001); de lo contrario, se producirán daños a distintos elementos de los paisajes, que redundarán en un condicionamiento futuro de ese medio natural.

El empleo del ganado en España ha sufrido notables variaciones con el paso del tiempo. Hasta la implantación generalizada de los tractores, los bueyes y caballerías suponían el único modo de labrar, lo que hacía que estuviesen ampliamente extendidos. De igual forma, eran empleadas para el transporte de personas y objetos cuando las infraestructuras viarias escaseaban. Los principales productos que aportaba el ganado eran lácteos y textiles (cueros y lana), lo que ha hecho que las razas autóctonas estén mayoritariamente especializadas en estas producciones y no en las cárnicas, tendencia que no se sigue en la actualidad. La

necesidad de leche hizo que el ganado caprino fuese muy abundante, ya que produce más cantidad de leche por kilogramo que el ganado ovino y bovino y se adapta muy bien a los pastos leñosos y herbáceos mediterráneos.

Los principales factores que determinan la configuración de un medio pastoreado son la especie y la raza de los animales, la forma de pastorear y la cantidad de animales en relación a la superficie de pastos disponibles (carga pastante). La forma de pastorear es un gradiente que va desde una completa estabulación –pastoreo nulo– o un pastoreo intensivo, que hacen, por ejemplo, las vacas lecheras sobre praderas o prados, al pastoreo totalmente efectuado en el monte y con bajas cargas por unidad de superficie (extensivo).

Las especies y razas de ganado han de estar relacionadas con las características del medio en el que van a vivir. Para ello hay que tener en cuenta las necesidades alimenticias de las distintas cabañas, los tipos de pastos presentes, la vegetación leñosa existente o las posibilidades de proporcionar alimento y agua suplementarios. También es importante contemplar la rentabilidad económica del aprovechamiento, su sostenibilidad futura, las ayudas que se pueden percibir, la situación del mercado o la necesidad de implantar infraestructuras en una explotación. Por ello, la elección de especies y razas es muy importante, puesto que cada una de ellas tiene unas características ecológicas y unas técnicas de gestión particulares.

El ganado ovino es el más apropiado para el aprovechamiento de los pastos típicos mediterráneos. La mayor parte de las razas españolas son rústicas, de tamaño mediano o pequeño (menos de 90 kg para los machos y unos 40-50 kg las hembras) y adaptadas a la producción lanar y láctea (Esteban, 2003). Algunas razas tienen una adecuada configuración para la producción de carne, aunque estos biotipos no han sido preponderantes. Es una especie adaptada al consumo de pasto herbáceo, de talla mediana a baja, apurándolo hasta 1-2 cm de altura. Ha sido el ganado más numeroso en el medio mediterráneo ibérico, por lo que los pastos que se presentan de forma natural están adaptados al pastoreo que la oveja ejerce

**Figura 4-12.** Oveja comiendo en un rastrojo.

sobre ellos. No obstante, presenta el inconveniente de que los rebaños extensivos precisan un pastor o la instalación de perímetros cerrados donde los animales puedan alimentarse sin ser guiados (cercas). La existencia de cercas en una explotación permite que los animales pastoreen de forma adecuada una superficie no muy grande. La mayor parte del ganado ovino se maneja en la actualidad de forma extensiva. Sólo algunas razas se ordeñan de forma habitual (raza manchega), por lo que la intensidad de manejo es algo superior. Estas razas que se ordeñan están generalmente vinculadas a quesos de denominación de origen o de prestigio y coste considerables. En la actualidad y de forma creciente, ovejas de las razas merina, merina precoz, Fleischaf, Lanchaff o Ille de France se ordeñan para realizar distintos tipos de quesos.

El ovino es la cabaña más beneficiosa para la alimentación del buitre negro porque su distribución en la península Ibérica solapa con importantes zonas de reproducción de esta carroñera. Además de por la abundancia en las áreas que ocupa el buitre negro, el tamaño de los cadáveres de las ovejas es muy apropiado para su aprovechamiento por estas aves (Donázar, 1993) y, dado el carácter extensivo predominante de este tipo de ganado, permite que los cadáveres queden dispersos con mayor frecuencia en amplias extensiones de terreno para su consumo.

El caprino es el ganado que mejor aprovecha los pastos leñosos, aunque las dificultades de su manejo han hecho que la cabaña vaya descendiendo paulatinamente. La cabaña de caprino, antaño muy numerosa en las regiones con presencia de buitre negro, está hoy poco extendida y se ha visto sustituida en buena medida por el ciervo. Suele distribuirse en rebaños en áreas de montaña, donde su capacidad de ramoneo puede suponer una herramienta de control de la vegetación leñosa, y también provocar su deterioro. Como en el caso del ovino, con el que suele formar rebaños mixtos, se maneja de forma extensiva, aunque en la actualidad se está orientando mucho más hacia la producción de leche, sobre todo para la fabricación de quesos artesanales. Las dificultades que posee su manejo determinan que se empleen sólo unas pocas cabezas por rebaño.

El ganado bovino se ha empleado de forma habitual en la mayor parte del área de distribución del buitre negro. Cumplía la tarea de ganado de labor. Esto ha determinado

**Figura 4-13.** Vaca de la raza avileña negra ibérica, en una dehesa extremeña.

que exista un considerable número de razas locales (avileñas, retintas, moruchas, berrendas, pajunas, etc.). En general son animales adaptados al consumo de pastos, tanto herbáceos como leñosos, pero de cierta talla. El ganado existente en el área mediterránea está formado por animales adaptados al medio en el que viven, aunque para satisfacer las demandas actuales de carne se cruzan madres de razas autóctonas con sementales de razas eminentemente carniceras no autóctonas (limusín, charolés).

En el medio mediterráneo el ganado bovino se maneja en general de forma extensiva, aunque a escala local existan explotaciones lecheras intensivas. Debido a sus requerimientos, se suele complementar su dieta a partir del inicio del estío hasta que los pastos alcanzan una talla suficiente para su consumo a diente. Parte del alimento proviene de forrajes leñosos, por lo que bajo determinadas condiciones puede suponer un riesgo para la regeneración y persistencia del arbolado y arbustos. A diferencia del ganado ovino, no necesitan pastor, lo que ha provocado su aumento en el medio rural. Debido a la facilidad de su manejo y al rendimiento económico que produce, gracias a las ayudas de la PAC, es una cabaña común en la práctica totalidad de regiones.

Una de las escasas producciones pecuarias que no se encuentra subvencionada es la porcina. La mayor parte de las cabezas existentes en España son de razas del tronco celta dedicadas a la producción intensiva de carne. Pero hay una parte del cerdo que es un genuino producto extensivo: el cerdo ibérico. Las particularidades de la producción del cerdo de bellota y de recebo hacen que los ejemplares destinados al sacrificio deban pasar los últimos meses de su vida alimentándose de bellotas y pasto, que obtienen mediante pastoreo extensivo de las dehesas. Esta producción ha ido incrementado su importancia desde la superación de las epidemias de peste porcina (africana y clásica), al tratarse de un producto escaso, de calidad y muy apreciado.

El porcino ibérico extensivo tiene una influencia importante sobre los ecosistemas de dehesa de las regiones del suroeste peninsular, habiendo crecido su cabaña también de forma reciente, proporcionando rendimientos económicos muy elevados. Este tipo

**Figura 4-14.** El cerdo ibérico es una de las cabañas ganaderas con poblaciones crecientes en zonas de alimentación de buitre negro, principalmente en Extremadura, Andalucía y Salamanca.

de cabaña, cuando se maneja adecuadamente, aprovecha de forma sostenible los pastos y la producción de bellota de amplias zonas. Pero también, cuando se trata de explotaciones intensivas de cría y cebo, se genera un importante daño a la composición vegetal y al suelo. Estas explotaciones precisan la habilitación de charcas y puntos de agua, así como estructuras de cría, refugio y descanso artificiales (conocidos popularmente como *campings).*

La cabaña equina ha sufrido un descenso acusado de sus poblaciones en España en los últimos 50 años, debido a la mecanización de las tareas agrícolas en el campo. En la actualidad está restringida a actividades deportivas y recreativas, no teniendo influencia sobre los distintos elementos del medio natural y no generando un beneficio económico en amplios sectores sociales. Por su carácter intensivo, las cabañas avícola y cunicular no trascienden como moduladores del paisaje, aunque las infraestructuras que se construyen para mantenerlos sí que pueden afectar a la calidad del hábitat.

### *4.1.2.2. Evolución reciente de la cabaña ganadera*

Las modificaciones acaecidas en el medio rural en el último siglo han tenido notables repercusiones sobre la cabaña ganadera. Son especialmente notables las variaciones que han ocurrido desde los años 50 y 60 del pasado siglo hasta nuestros días. El progresivo abandono del medio rural, provocado por el despoblamiento y la pérdida de valor de los productos agrarios y forestales, ha producido alteraciones en las cifras de la cabaña ganadera.

Los máximos numéricos de ganado extensivo en España, antes de los máximos existentes hoy en día, se alcanzaron en la década de 1940. A partir de entonces se produjo un descenso acusado de las reses en extensivo (de 42.580.000 de cabezas en 1940 a 31.422.000 en 1979), aumentando la ganadería estabulada de porcino y vacuno que, aunque en un principio se consideró poco convenientes para los buitres en cuanto a su disponibilidad y accesibilidad (De Juana y De Juana, 1984), ha jugado un papel fundamental en la recuperación del buitre leonado en la mitad norte peninsular mediante su eliminación en muladares tradicionales (Camiña, 2005). En los últimos 20 años se ha producido un incremento de las cabezas de ganado de todas las especies, pasando de algo más de 36 millones de cabezas de ganado en 1985 a casi 60 millones en diciembre de 2004 (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2004; Instituto Nacional de Estadística, 2006; tabla 4-4). El aumento de la población de ganado se ha producido al amparo de unas condiciones económicas favorables, que han hecho aumentar la demanda de carne para consumo. Desde la incorporación de España a la Unión Europea han existido ayudas para el desarrollo de la actividad ganadera extensiva, a través de la PAC. Este instrumento financiero busca el mantenimiento de la actividad y el paisaje cultural agrario, aunque en su aplicación se hayan modificado las relaciones de las especies existentes, al primar a unas por encima de otras (bovino respecto al ovino, por ejemplo). En las regiones donde el buitre negro se reproduce (Extremadura, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Andalucía, Madrid y Baleares), la cabaña más abundante es la ovina, con unos 16 millones de cabezas de ganado.

| CCAA | Bovino | Ovino | Caprino | Porcino estabulado | Porcino extensivo |
|---|---|---|---|---|---|
| Madrid | 79.007 | 110.335 | 30.519 | 45.459 | 0 |
| Castilla-La Mancha | 257.269 | 3.376.548 | 397.915 | 3.578.080 | 22.406 |
| Castilla y León | 1.558.989 | 4.343.530 | 140.716 | 1.679.085 | 180.802 |
| Extremadura | 714.211 | 4.575.592 | 289.460 | 1.669.812 | 1.247.879 |
| Andalucía | 607.459 | 3.246.650 | 1.136.358 | 2.532.693 | 849.732 |
| Islas Baleares | 28.446 | 346.817 | 11.378 | 43.855 | 0 |
| ***TOTAL*** | 3.245.381 | 15.999.472 | 2.006.346 | 9.548.984 | 2.300.819 |
| ***TOTAL España*** | 6.521.031 | 22.735.551 | 2.833.222 | 24.894.956 | 2.300.819 |
| % respecto España | 49,7 | 70,3 | 70,8 | 38,3 | 100,0 |

**Tabla 4-4.** Cabaña ganadera en las regiones donde cría el buitre negro, en diciembre 2004. Se muestra el total de la cabaña ganadera española y el porcentaje que suponen las Comunidades Autónomas consideradas (fuente: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2006).

### *4.1.2.3. El pastoreo y su importancia en el paisaje*

El ganado ha modelado el paisaje de los ambientes mediterráneos desde hace varios siglos, y su gestión incide directamente en la totalidad de elementos de los sistemas agroforestales. Un pastoreo moderado aumenta la diversidad estructural y biológica, mientras que tanto el sobrepastoreo como el infrapastoreo reducen la heterogeneidad del entorno. El ganado influye sobre las propiedades del suelo, redistribuyendo los nutrientes, aportando materia orgánica e incrementando la fertilidad, aunque también compactándolo y/o erosionándolo por el pisoteo; altera la vegetación herbácea, el recurso del que más se alimenta, potenciando la aparición de sistemas pastorales valiosos gracias al pastoreo; afecta a la vegetación arbustiva y arbórea cuando se alimenta de la misma, condicionando la regeneración del

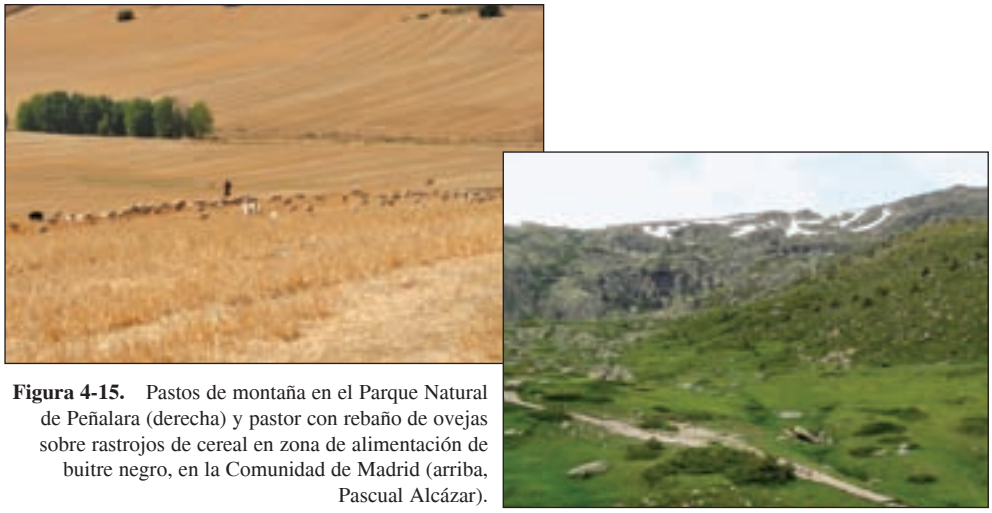


**Figura 4-15.** Pastos de montaña en el Parque Natural de Peñalara (derecha) y pastor con rebaño de ovejas sobre rastrojos de cereal en zona de alimentación de buitre negro, en la Comunidad de Madrid (arriba, Pascual Alcázar).

monte mediterráneo; depende de la disponibilidad de agua, muy necesitada para satisfacer su requerimientos de alimentación y reproducción; y compite con otras especies de animales domésticos y silvestres por los mismos recursos tróficos (González y San Miguel, 2004). Por ello, la gestión ganadera es una muy importante herramienta de conservación.

Los rebaños salvajes y de ganado doméstico han configurado históricamente el paisaje. Su presencia ha determinado la evolución y selección de ciertas especies, con especial incidencia en las herbáceas. Al ser la principal fuente de alimento de numerosos animales fitófagos, las herbáceas se han adaptado a ser consumidas, de tal forma que mejoran sus cualidades bromatológicas, por lo que son más seleccionadas por el ganado, a la vez que se permite su propagación con altas cargas pastantes. Es la denominada paradoja pastoral o teoría de optimización del pastoreo (San Miguel, 2001): con un pastoreo adecuado los pastos herbáceos se hacen más densos, productivos y variados, aumentando incluso sus propiedades nutritivas. Esta retroalimentación positiva generada por el pastoreo (aumento de áreas de alimentación favorables por el propio pastoreo y aumento de las poblaciones de fitófagos) ha sido muy importante para la conservación de amplias áreas de pastos en los que se alimentan los buitres negros de los cadáveres de ganado (Costillo, 2005).

Los pastos herbáceos mediterráneos pueden separarse en función de su ciclo productivo (terofíticos o agostantes, xero-mesofíticos y mesofíticos, que permanecen verdes todo el año), en función de la litología que los sustenta (acidófilos y basófilos) y de algunas características especiales (asociadas generalmente a sustratos singulares). Los más habituales en el área de distribución del buitre negro son los pastos acidófilos (sobre sustratos pobres en bases, lo que dificulta la presencia de leguminosas, que son las que aportan calidad al pasto) y agostantes (donde las herbáceas que conforman el pasto pasan el verano en forma de semilla o agostadas, sin actividad vegetativa por la sequía). Para conseguir paliar las carencias naturales de los pastos mediterráneos, los ganaderos desarrollan variadas actividades. Una de las más habituales era la de efectuar desplazamientos en el verano hacia zonas con pastos verdes, generalmente en zonas de montaña, o a verdaderos pastos de puerto o alta montaña, como sucedía en el Sistema Central, por ejemplo. En función de la distancia recorrida, esta actividad se conoce como trashumancia (largas distancias, de varios cientos de kilómetros;

**Figura 4-16.** La inexistencia de pastos en época veraniega en la mitad sur de España, obliga a aportar constantemente alimentación suplementaria en las explotaciones semi-intensivas de ganado bovino.

Anes y García, 1994) o transterminancia (distancias cortas). En la actualidad apenas se producen movimientos de ganado en general, por lo que los rebaños permanecen en las mismas áreas incluso en verano, cuando no existen pastos verdes adecuados y alimentándose de un pasto seco de menores cualidades bromatológicas. Esto obliga al ganado a ramonear sobre las especies leñosas, más nutritivas en ese momento, y recibir alimentación suplementaria (Muslera y Ratera, 1991; González y San Miguel, 2004). En función de la especie ganadera de la que se trate, el ramoneo y la afección a la vegetación leñosa varían en intensidad.

La ordenación eficaz de los recursos ganaderos depende de numerosos factores. De modo general, se recomienda:

- Elegir la especie de ganado y la raza en función de las características del hábitat en que van a vivir. El equilibrio depende de la obtención de rendimientos económicos máximos y de la viabilidad del aprovechamiento. Se recomienda elegir especies y razas autóctonas, más adaptadas a la vida en el medio. Ello evitará el sobreesfuerzo de mantenimiento que requieren ciertas cabañas ganaderas y el deterioro del paisaje (González y San Miguel, 2004).

- La elección de las cargas ganaderas apropiadas es un aspecto complejo de la gestión pecuaria. Depende del tipo de hábitat y de las condiciones climáticas de la zona. Lo más importante es conocer los factores más importantes que podrían incidir, como la cantidad, distribución y calidad de alimento que ofrece el medio, la durabilidad en el tiempo del alimento de este alimento, la posibilidad de afectar a la vegetación leñosa de la zona y la afección a otros animales o elementos (San Miguel, 2001). En relación con la oferta de alimento para el buitre negro, cabe pensar que a mayor cantidad de ganado, mejor para la carroñera. Esto es así, pero sólo a corto plazo. Una sobreabundancia de ganado puede incrementar la incidencia de problemas sanitarios en las poblaciones, condicionar y limitar la regeneración de la vegetación leñosa en medios como las dehesas o alterar las propiedades de los suelos.

- No pastorear en exceso la vegetación herbácea de una explotación. Han de protegerse estos medios para que puedan cumplir sus funciones de alimentación en el futuro. Para ello, hay que conocer los períodos de pastoreo más apropiados, que son cuando los pastos están verdes. En las épocas de menor disponibilidad o bache alimenticio natural no hay que dejar que el ganado se alimente de la vegetación leñosa, cuya regeneración es más delicada.

- Proporcionar agua a través de charcas o abrevaderos al ganado, puesto que la necesitan en abundancia. Es preciso gestionar bien estos puntos puesto que son un foco de atracción de animales, y podría suponer el sobrepastoreo en áreas circundantes, el aumento de las probabilidades de transmisión de enfermedades, la compactación del suelo o la pérdida de calidad de las aguas (González y San Miguel, 2004).

#### *4.1.2.4. Importancia de la cabaña ganadera en la dieta del buitre negro*

El buitre negro tiene en los cadáveres de ganado su principal fuente de alimento (Hiraldo, 1976; Donázar, 1993; ver análisis en capítulo 4.1.1.), aunque existe variación de

**Figura 4-17.** Los cadáveres de ganado suponen, en conjunto, la principal fuente de alimento del buitre negro en España.

la importancia de este recurso en la dieta a escala geográfica y temporal (Costillo, 2005). El buitre negro es un aliado del ganadero y de las propias poblaciones de ganado en las áreas en que se distribuye. Su papel como eliminador de los cadáveres que quedan muertos ha sido fundamental para evitar la transmisión de enfermedades entre los animales domésticos, ahorrando esfuerzos al ganadero para deshacerse de esos cadáveres. Los buitres acaban con los animales muertos de forma pulcra, dejando únicamente las partes más duras e inertes, como huesos y cueros. No se conoce que los buitres hayan sido vectores ni reservorios de enfermedades entre animales domésticos ni silvestres, y comen incluso los animales muertos por enfermedades transmisibles sin contagiarlas a otros (ver capítulo 4.2.6.2.).

Los distintos estudios de dieta realizados muestran siempre la aparición de ganado. La especie más consumida es la oveja, que se encuentra en los restos analizados en porcentajes que oscilan desde en torno al 10% (Hiraldo, 1976) hasta el 52% (Costillo *et al*., 2004a). La reducción poblacional del conejo en amplias zonas hace que éste sea sobre todo consumido en lugares donde es muy abundante y en las épocas en que se produce la mortalidad del lagomorfo por las enfermedades que le afectan; el aprovechamiento de los restos de ciervos y jabalíes se realiza básicamente en invierno en las áreas con cotos de caza mayor de Extremadura, Castilla-La Mancha y Andalucía. En cambio, el ganado, y especialmente la oveja, es un recurso abundante en las regiones con buitre negro (Instituto Nacional de Estadística, 2006), bien distribuido (aparece representado en todos los estudios de dieta de España) y potencialmente disponible durante todo el año. La biomasa de sus cadáveres es elevada en comparación con el conejo, por ejemplo, siendo una de las presas más apropiadas para satisfacer los requerimientos nutricionales del buitre negro (Donázar, 1993). A la oveja le siguen en importancia el cerdo

(Guzmán y Jiménez, 1998; Costillo *et al*., 2004) y la cabra (Hiraldo, 1976). En determinadas áreas los cadáveres de cerdo son consumidos por el buitre negro como alimento básico, cuando hay disponibilidad en muladares, como es el caso de núcleos de Segovia, Madrid o Ciudad Real. El ganado vacuno es menos importante para el buitre negro, porque se trata de una presa demasiado voluminosa (Hiraldo, 1977), consumida más eficazmente por el buitre leonado (Donázar, 1993) y sometida a restricciones legales de depósito en el campo por las encefalopatías espongiformes transmisibles (Fundación CBD-Habitat, 2005).

Los buitres negros se alimentan de los cadáveres de ganado en distintas situaciones. Las principales fuentes de alimento son dos:

– *Cadáveres de reses muertas por enfermedad o accidente*. Se trata de ganado que muere en el campo en explotaciones extensivas, y que es detectado por los buitres. Son cadáveres que aparecen de forma impredecible, casi siempre como resultado de las epizootias que afectan a mamíferos domésticos y silvestres. Es la forma en que los buitres negros adquieren la mayoría de su alimento (Donázar, 1993), aunque no hay estudios específicos al respecto y existe variación entre distintas áreas geográficas de España. Las tareas de prospección se realizan por los distintos individuos recorriendo amplias zonas ganaderas, siendo los ejemplares adultos más eficaces en el hallazgo de estos restos y en su posterior consumo (Cramp, 1998). La muerte de ganado se produce a lo largo de todo el año, aunque las probabilidades de fallecimiento aumentan cuando las condiciones climatológicas y de disponibilidad de alimento son más adversas, durante los alumbramientos de las crías o en los períodos de mayor incidencia de las enfermedades contagiosas. Parece que en España la disponibilidad de alimento global para los buitres siempre ha estado muy por encima de los requerimientos tróficos de las especies de carroñeras (Camiña, 2004).

– *Restos depositados en muladares o lugares destinados por el hombre*. Es una importante fuente de alimento para los buitres negros. Estos lugares son visitados frecuentemente por las aves carroñeras, puesto que el alimento allí es mucho más habitual y su hallazgo requiere un esfuerzo menor de prospección. Estas fuentes de alimento son especialmente importantes para la supervivencia de la población subadulta, más inexperta en la localización de alimento natural (Donázar, 1992). También a escala local, resulta indispensable como recurso para ejemplares reproductores y juveniles en núcleos de Sierra Morena y Sierra de Guadarrama, por ejemplo. La oferta de comida suele prolongarse a lo largo de todo el año, aunque según el tipo de cadáveres de ganado que se aportan al muladar puede haber más cantidad en determinadas épocas. Los muladares, por tanto, se han convertido en una trascendental herramienta de conservación de especies de aves necrófagas (Donázar, 1992; Piper, 2006). La tipología del terreno en que se encuentran los muladares influye sobre las proporciones en que acuden las distintas especies (Jiménez, 1991).

#### *4.1.2.5. Problemática sanitaria del ganado y su incidencia sobre la alimentación del buitre negro*

Uno de los aspectos más importantes de la gestión de la ganadería es el control sanitario de los animales. En primer lugar, por tratarse de productos destinados a consumo

**Figura 4-18.** Muchos cadáveres de ganado, sobre todo procedentes de explotaciones intensivas, son consumidos por los buitres en lugares destinados a su alimentación, como son los muladares.

humano hay que evitar la posible transmisión de enfermedades al hombre –zoonosis–. Las enfermedades del ganado podrían contagiar a especies animales silvestres, y provocar graves problemas de mortalidad en éstas –por ejemplo, la sarna en la cabra montés–. Las especies silvestres aumentan las tasas de transmisión a otros mamíferos en otras explotaciones ganaderas, por la dificultad en su control sanitario. Por ello, las medidas de higienización son fundamentales, sobre todo los saneamientos estipulados en la normativa vigente.

Las enfermedades que afectan al ganado son muchas y variadas (ver listado en Office International des Epizooties, 2006). Las que más se registran son de origen bacteriano, y suelen producir el deterioro físico del animal, caquexia y con frecuencia la muerte del individuo. Entre las más importantes se encuentran la paratuberculosis, la tuberculosis y la brucelosis (estas dos últimas son zoonosis peligrosas para el hombre). El contagio se produce a través del aparato respiratorio y digestivo. Las masas de agua y heces son potenciales reservorios de los agentes transmisores, por lo que es preciso llevar a cabo el control higiénico en estas situaciones. Las enfermedades transmitidas por virus o agentes proteicos han surgido en los últimos años con especial notoriedad en las cabañas ganaderas europeas, aunque con un número escaso de casos de contagio. Han propiciado el sometimiento de los animales a estrictos controles por la posibilidad de transmisión al hombre de graves enfermedades. Es el caso de la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB) o *enfermedad de las vacas locas*, que afecta al sistema nervioso del ganado vacuno. Se transmite mediante la ingestión de tejidos que contienen el agente que transmite la enfermedad, una proteína infecciosa llamada prión. Aunque afecta sobre todo a la cabaña bovina, también se han detectado pocos casos en el ovino y caprino. Otras enfermedades importantes cuyo control se está acompañando de rigurosos controles sanitarios son, por ejemplo, la *lengua azul*, de origen vírico y que afecta a la cabaña ovina, aunque en proporciones escasas. La *fiebre aftosa* afecta a todas las especies de ganado, sobre todo al vacuno, y tiene especial virulencia por la alta capacidad de transmisión del virus que la provoca. Las *pestes porcinas africana* y *clásica* también tienen especial virulencia en las poblaciones de cerdo, habiendo provocado numerosos casos en España en las décadas de los años 70 y 80. La reciente dispersión de la altamente contagiosa *influenza aviar*, o *gripe aviar*, está llevando a tomar medidas cautelares de control sobre las aves de granja en numerosos países.

Como consecuencia de la aparición de enfermedades, las autoridades sanitarias han puesto en marcha medidas legales para el control sanitario de las cabañas ganaderas. Estas iniciativas han sido muy numerosas en los últimos 20 años (ver Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2006b, http://rasve.mapa.es/Publica/InformacionGeneral/Legislacion/legislacion.asp), y buscan un incremento de la seguridad alimentaria y de las garantías sanitarias de los animales. De forma particular, la aparición de enfermedades espongifomes de transmisión (EET) conllevó la puesta en práctica de medidas de control para evitar el consumo de restos que pudieran estar infectados por el prión causante de la enfermedad. Así, se reguló la gestión y la eliminación de los cadáveres y restos de las especies de ganado a través de distintas normativas europeas (Reglamento CE 1774/2002, *por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano*, Reglamento CE 808/2003, *que modifica el Reglamento CE 1774/2002)* o nacionales (Real Decreto 1911/2000, *por el que se regula la destrucción de los materiales especificados de riesgo en relación con las encefalopatías espongiformes transmisibles*, Real Decreto 3454/2000, *por el que se establece y regula el programa integral coordinado de vigilancia y control de las encefalopatías espongiformes transmisibles de los animales*, y Real Decreto 1429/2003, *que regula las condiciones de aplicación de la normativa comunitaria en materia de subproductos de origen animal no destinados al consumo humano).* Esta legislación cataloga los distintos restos del ganado en categorías de subproductos, y determina qué hacer con ellos con el objetivo de controlar la transmisión de las EET. Se hace especial referencia a los Materiales Especificados de Riesgo (MER) que poseen los rumiantes y que son los potenciales transmisores del prión causante de la enfermedad. Vacas, ovejas y cabras poseen dicho MER, por lo que las medidas de control establecidas sobre estas especies y sus restos son más rigurosas que para el resto de cabañas ganaderas. A efectos prácticos, obliga a la recogida, análisis y eliminación controlada de todos los cadáveres y restos de vacas mayores de 24 meses de edad, y ovejas y cabras mayores de 18 meses, no pudiendo quedar en el campo ningún resto de este tipo que no haya sido previamente analizado y descartada la existencia de EET.

En aplicación a esta normativa, en las distintas Comunidades Autónomas se han iniciado en los últimos 5-7 años (desde el año 2000-2002) procedimientos de recogida y

**Figura 4-19.** La enfermedad de las vacas locas ha afectado principalmente a la cabaña bovina en explotaciones intensivas. Ha traído consigo la aplicación de unas estrictas normas de control sanitario de los subproductos animales no destinados a consumo humano.

análisis de los restos y cadáveres de vacuno, ovino y caprino, para el control de las EET. Esta recogida ha ido desarrollándose de forma paulatina e implantándose en cada vez más regiones y áreas distintas. En concreto, durante 2005, en las comunidades ibéricas donde se reproduce el buitre negro se han llegado a realizar seguros de recogida de casi el 45% del ovino y caprino, y de más del 85% del bovino (tabla 4-5). Este eficaz control sanitario tendría *a priori* consecuencias sobre las aves carroñeras por reducción de la disponibilidad de alimento (Parra y Tellería, 2004). Los cadáveres y restos de ganado que antes quedaban en el campo, bien de forma intencionada o bien por falta de detección del ganadero, se han reducido considerablemente en los últimos años, produciendo una disminución de la disponibilidad de comida para las aves necrófagas. En concreto, en las regiones peninsulares donde cría el buitre negro, se estima que se destruyeron en el año 2004 en torno a 4.437.500 cadáveres de ovejas, cabras y vacas, tomando el número de sacrificios (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2006c) como tasa de mortalidad anual para las distintas cabañas ganaderas. Considerando una misma tasa de mortalidad entre animales totales y animales para los que se ha suscrito seguro de retirada de cadáveres, se observa que se ha reducido la disponibilidad de cadáveres que quedan en el campo para el buitre negro en un 50,1% –el 85,5% del vacuno y el 43,7% del ovino y caprino– (figuras 4-20 y 4-21) en el período 1995-2004.

| | **Ovino + Caprino** | | | **Bovino** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **CCAA** | *Cabezas totales* | *Aseguradas* | *%* | *Cabezas totales* | *Aseguradas* | *%* |
| Madrid | 140.854 | 121.320 | 86,13 | 79.007 | 88.169 | 100* |
| Castilla-La Mancha | 3.774.463 | 2.277.940 | 60,35 | 257.269 | 310.613 | 100* |
| Castilla y León | 4.484.246 | 3.536.943 | 78,87 | 1.558.989 | 1.230.725 | 78,94 |
| Extremadura | 4.865.052 | 1.336.537 | 27,47 | 714.211 | 670.078 | 93,82 |
| Andalucía | 4.383.008 | 623.155 | 14,21 | 607.459 | 471.571 | 77,63 |
| ***TOTAL*** | 17.647.623 | 7.895.895 | 44,74 | 3.216.935 | 2.771.156 | 86,14 |

**Tabla 4-5.** Cabezas de ganado registrados en las comunidades autónomas ibéricas con presencia de buitre negro reproductor, para las cabañas ovina, caprina y bovina, y número de animales para los que se han suscrito seguros de recogida subvencionados por la Entidad Estatal de Seguros Agrarios (ENESA), año 2004. (Fuente: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2006 y ENESA, información cedida). *Los datos obtenidos en las estadísticas analizadas registran un número superior de seguros de retirada que de animales registrados por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

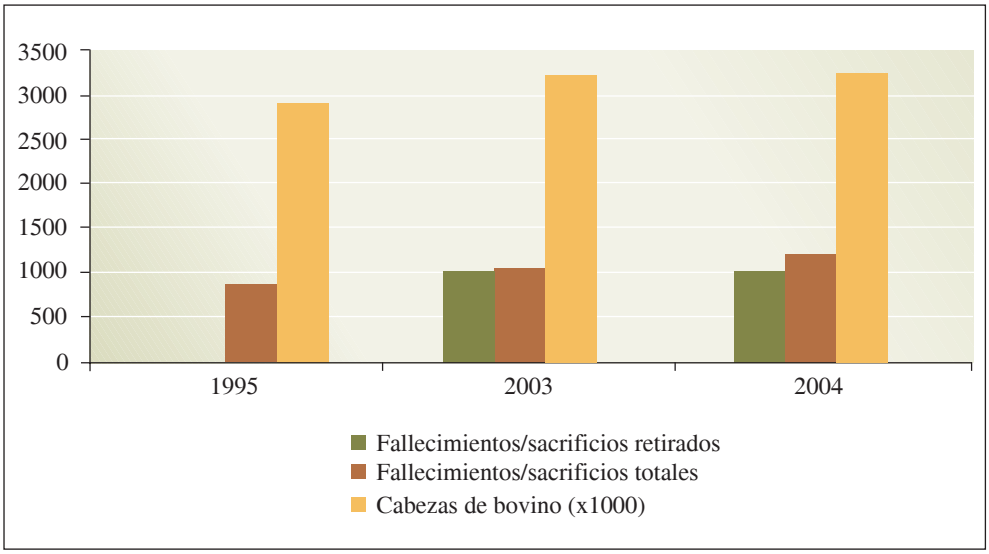



**Figura 4-20.** Evolución temporal del número de cabezas de vacuno, el número de sacrificios y/o fallecimientos totales y el número de cadáveres retirados para el análisis de MER y posterior destrucción, en las Comunidades Autónomas ibéricas donde cría el buitre negro antes (1995) y después (2003 y 2004) de la entrada en vigor de las medidas sanitarias de control de las EET. (Fuentes: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación 2006, 2006c y ENESA).

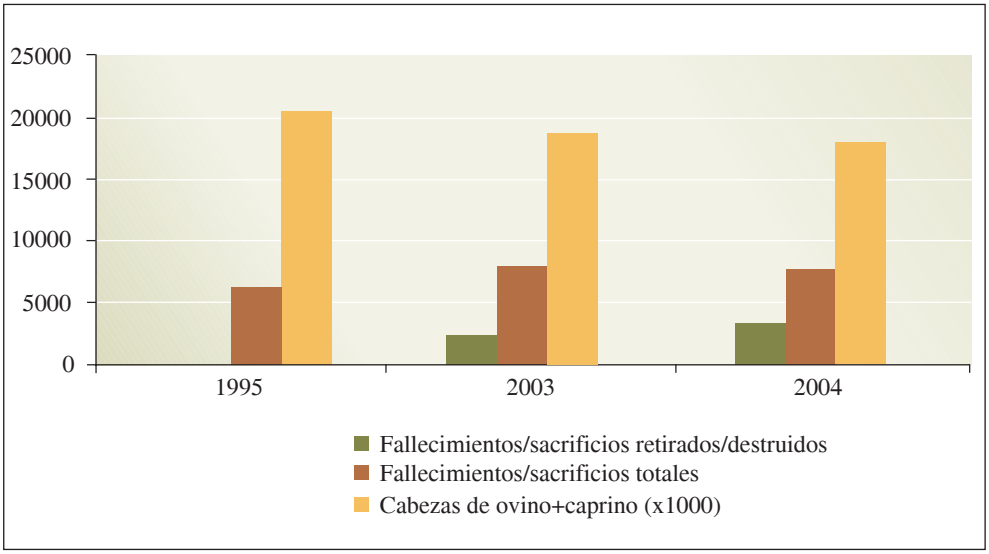



**Figura 4-21.** Evolución temporal del número de cabezas de ovino y caprino, el número de sacrificios y/o fallecimientos totales y el número de cadáveres retirados para su análisis de MER y posterior destrucción, en las Comunidades Autónomas ibéricas donde cría el buitre negro, antes (1995) y después (2003 y 2004) de la entrada en vigor de las medidas sanitarias de control de las EET. (Fuentes: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación 2006, 2006c y ENESA).

La reducción de alimento para las aves necrófagas por la retirada de cadáveres (figuras 4-20 y 4-21) se ha visto aumentada por la imposibilidad de verter los restos mencionados a los muladares tradicionales, y por la propia clausura de muladares, cuando éstos no estaban autorizados por la autoridad ambiental. Este hecho ha afectado a enclaves de alimentación muy importantes de las provincias de Segovia o Soria e incluso comunidades autónomas enteras (Aragón o Navarra, por ejemplo). De los seguimientos anuales (2001-2006) realizados en La Rioja o País Vasco sobre el buitre leonado (Camiña, datos inéditos) se empieza a detectar en el norte peninsular un descenso del número de parejas reproductoras y/o del éxito reproductor. En buena medida, este descenso podría verse agravado por la ausencia de grandes zonas de ganadería extensiva y la alta dependencia que pueden tener los buitres de los muladares en estas áreas. Tal y como cabría esperar, el efecto de la retirada de cadáveres en las aves carroñeras no ha sido inmediato (Camiña, 2004) y sí paulatino, a medida que los sistemas de recogida se han ido implantando en las distintas regiones. En el caso del buitre negro no se han observado hasta la fecha evidencias concluyentes que muestren afecciones a su dinámica poblacional habitual en los últimos 20 años. A pesar de ello, en colonias del suroeste peninsular –Sierra Morena y Sierra de San Pedro– el éxito reproductivo en los años 2004 a 2006 no ha superado el valor de 0,6 (Consejería Agricultura y Medio Ambiente –Extremadura–; ver Anexo II, Fundación CBD-Hábitat, datos inéditos), situándose por debajo de la media de todas las colonias hallado en 1989 (González, 1993) y 2001 (Sánchez, 2004), que lo situaban en torno al 0,75. Además, se ha observado un mayor número de ejemplares fuera de su área de distribución habitual en la península Ibérica durante 2005 y 2006, posiblemente debido a la necesidad de prospectar áreas más extensas en busca de alimento. Quizás el indicio más preocupante acerca de la falta de alimento es el incremento alarmante del número de ejemplares inmaduros desnutridos ingresados en los centros de recuperación de fauna autonómicos; en concreto en Extremadura y Castilla-La Mancha, durante el otoño de 2006, se ha incrementado en más del 60% la tasa de entradas de buitres negros por este motivo respecto al mismo período de 2005 (Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural –Castilla-La Mancha– com. pers.; Consejería de Agricultura y Medio Ambiente –Extremadura–; ver Anexo II). No obstante, al tratarse de una especie cuya estrategia vital se caracteriza por una gran longevidad, ciclos reproductivos lentos y un

**Figura 4-22.** Los ejemplares juveniles de buitre negro son los más propensos a ser afectados por la desnutrición. En los centros de recuperación oficiales son analizados, tratados y rehabilitados para su puesta en libertad.

metabolismo reducido, los problemas poblacionales, sobre todo en la fracción reproductora, se muestran a medio y largo plazo (Newton, 1979), por lo que resulta difícil estimar la afección real actual por la falta de alimento.

### *4.1.2.6. Posibilidades legales para la alimentación de aves carroñeras*

Ante la posibilidad de que se generaran problemas a las aves necrófagas por la aplicación de la legislación sanitaria, las autoridades ambientales previeron la necesidad de regular su alimentación en determinadas condiciones. Así, a nivel comunitario, estatal y autonómico se contemplan alternativas legales para facilitar el acceso de las aves carroñeras a determinados cadáveres.

En inicio, el Reglamento CE 1774/2002 (Comisión Europea, 2002) en su artículo 23, y su transposición a la normativa española Real Decreto 1429/2003 (Ministerio de la Presidencia, 2003), ya exponen como excepción la alimentación de aves de presa y animales salvajes, con subproductos animales de las categorías 2 y 3. No especifica bajo qué circunstancias y cómo se puede realizar esta alimentación. El Real Decreto 1098/2002 (Ministerio de la Presidencia, 2002), *que regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con determinados animales muertos y sus productos*, no recogían aún los subproductos autorizados por la normativa europea para ser depositados para alimentar a las necrófagas, aunque ya regula el procedimiento por el que se puede autorizar su alimentación. A partir de este momento,

AVISO

El muladar en el se encuentra es de acceso restringido, pudiendo entrar exclusivamente:

Personal de la explotación porcina
Personal autorizado por escrito por la Junta de Comunidades de Castilla – La Mancha

Tal restricción se encuentra recogida en el **REAL DECRETO 1098/2002, de 25 de octubre, por el que se regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con determinados animales muertos y sus productos.**

El acceso al muladar está tipificado como infracción y es susceptible de sanción por parte de la autoridad competente. La empresa comunicará a las autoridades cualquier acceso no autorizado que sea detectado por nuestro personal.

Así mismo, se informa de que la manipulación manual de los cadáveres (incluso los frescos) sin las adecuadas medidas de bioseguridad conlleva altos riesgos sanitarios de tipo bacteriano o microbiológico. En el caso de tener que manipular los cadáveres (estando debidamente autorizado), deberá contar con el siguiente equipo de bioseguridad:

- Gafas
- Mascarilla
- Guantes antipunzamiento
- Traje de Bioseguridad
- Botas antipunzamiento

Gracias por su colaboración;

FDO: LA EMPRESA

**Figura 4-23.** Cartel colocado en la entrada de un muladar activo en el que se aportan cadáveres de cerdo para la alimentación de las aves necrófagas.

la instalación de muladares se contempla como única solución legal para la alimentación de las aves carroñeras, no contemplando en ninguna de las normativas posteriores la posibilidad de dejar en el campo los cadáveres que quedan muertos, ni siquiera de animales que no contengan MER (por ejemplo, ovejas y cabras menores de 18 meses de edad, vacas menores de 24 meses, cerdos, caballos, conejos o pollos). No obstante, este tipo de cadáveres pueden quedar en el campo si lo estima oportuno el responsable de la explotación y cuando no se sospeche que hayan podido morir como consecuencia de enfermedades transmisibles a los animales y a los humanos (Reglamento CE 1774/2002), al no existir obligatoriedad de recogerlos para su análisis y destrucción. El Real Decreto 1098/2002 estipula cómo solicitar autorización para la creación de muladares, cómo gestionarlos, cómo transportar los restos y cómo informar de su eficacia a las autoridades ambientales competentes.

Por ello, la Decisión de la Comisión 322/2003/CE (Comisión Europea, 2003), *sobre la alimentación de las especies de aves necrófagas con determinados materiales de la categoría 1*, incluye la posibilidad de aportar a los muladares cadáveres que contienen MER, pero sólo si se ha comprobado que están exentos de EET mediante alguna prueba. Esto hacía impracticable la posibilidad de depositar estos restos, puesto que antes había de extraerse el MER (encéfalo y médula espinal, por ejemplo), analizarlo en un laboratorio oficial, y una vez comprobada que no poseía la enfermedad, depositar los restos, que habrían de ser conservados durante un tiempo prolongado en condiciones salubres. Este proceso era desde un principio impracticable desde el punto de vista técnico y económico, no pudiendo ser asumible por el responsable de la explotación ganadera. Para paliarlo, a finales de 2005 se aprobó la Decisión 830/2005/CE (Comisión Europea, 2005), que modificaba la Decisión 322/2003/CE. Esta normativa incorpora un aspecto muy positivo, que incrementa el número de cadáveres y restos a depositar en los muladares. En concreto, permite que todas las canales de ovinos y caprinos que contienen MER sean depositadas para la alimentación de las carroñeras, siempre que se compruebe en el 4% de las canales que se vayan a destinar a tal fin la ausencia de EET, mediante los análisis estipulados en el Reglamento CE 999/2001 (Comisión Europea, 2001).

Por último, el Real Decreto 664/2007 de 25 de mayo, por el que se regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con subproductos animales no destinados a consumo humano (Ministerio de la Presidencia, 2007), adopta al ordenamiento español las máximas posibilidades de actuación para la alimentación de los carroñeros. Expone los tipos de subproductos que se pueden destinar a los muladares, incorporando los restos de ungulados silvestres cinegéticos cuando se haya comprobado o no se sospeche que estén infectados por enfermedades transmisibles.

En resumen, como resultado de esta normativa existen algunas conclusiones que muestran las posibilidades de actuación para la alimentación de las aves carroñeras.

– Los productos que se pueden depositar en muladares para alimentar a las aves carroñeras son los siguientes:

  1. Subproductos de categoría 1. Cadáveres que contienen MER (bovino, caprino y ovino):

     • Cadáveres enteros de animales de la especie bovina menores de 24 meses de edad, y de animales de las especies ovina y caprina menores de 18 meses de edad,

- Cadáveres enteros de animales mayores de 24 meses de edad de la especie bovina, siempre que se haya realizado una prueba rápida de diagnóstico de EET con resultado negativo,

- Cadáveres enteros de animales mayores de 18 meses de las especies ovina y caprina, siempre que se haya realizado, al menos en un 4% de los animales muertos en las explotaciones de origen, una prueba rápida de diagnóstico de EET. Las pruebas rápidas de diagnóstico referidas son las especificadas en el Reglamento CE 999/2001.

2. Subproductos de categorías 2 y 3. Cadáveres que no contienen MER. Esto es, todos los cadáveres de las especies porcina, equina, cunicular o aviar, cuando se sospeche que no están infectados por enfermedades transmisibles a los animales y los seres humanos.

3. Cadáveres o partes de los mismos de especies silvestres capturadas en el medio natural, incluidas las especies cinegéticas de caza mayor, cuando se sospeche que no están infectados por enfermedades transmisibles a los animales y los seres humanos.

– Se regula a través de normativa legal la alimentación de las aves necrófagas mediante la instalación de muladares y la autorización de los ya existentes. No se contempla la posibilidad de dejar en el campo los cadáveres o restos mencionados en los puntos 2 y 3 del anterior apartado.

Algunas Comunidades Autónomas han aprobado normativa específica para regular la alimentación de las aves rapaces necrófagas, adaptando la normativa europea y estatal a las particularidades locales, y sobre todo, detallando la gestión de los muladares. En concreto, La Rioja, Navarra, Comunidad Valenciana, Andalucía, Aragón y Castilla-La Mancha han aprobado leyes que regulan esta tarea, cada una de ellas con determinadas particularidades a destacar.

**Figura 4-24.** Además del buitre negro, otras especies de aves necrófagas como el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* dependen de la autorización de depósito de determinados restos y cadáveres de ganado (Alfonso San Miguel).

La Orden 7/2001 del Gobierno de La Rioja es la primera en actuar ante la supresión de una importante fuente de alimento para las aves necrófagas. Como aspectos más novedosos, se apunta a los muladares como lugares idóneos para depositar restos animales. La administración ambiental autonómica es la que autoriza la instalación de los muladares, en función de las necesidades y requerimientos detectados. Se pueden depositar restos carentes de MER, sin otras precisiones. Las autorizaciones de muladares las pueden solicitar particulares, para deshacerse de los cadáveres de sus propias explotaciones. Las explotaciones autorizadas poseen un certificado veterinario que las declara exentas de epizootias.

La Orden Foral de 30 de abril de 2001 de la Comunidad Foral de Navarra crea un sistema para la recogida, traslado y depósito de cadáveres de animales. Como excepciones a la eliminación de los restos está la alimentación de las aves carroñeras en muladares autorizados por la administración regional. En éstos se pueden echar porcinos y equinos, por parte del gestor de residuos o por el responsable de la explotación ganadera, ovejas, cabras y ciervos, siempre que se compruebe que no tienen síntomas de haber padecido ninguna EET. No se permite el empleo de cadáveres de bovino. Posteriormente, la Orden Foral de 27 de junio de 2006 crea una red de comederos de aves carroñeras y dicta las normas de su funcionamiento. Ésta regula el procedimiento para autorizar los muladares oficiales, condicionado al desarrollo de un plan de gestión.

La Orden 1 de octubre de 2001 de la Generalitat Valenciana también regula el uso de muladares, de forma muy similar a lo expuesto por la Orden 7/2001 de La Rioja. Profundiza en las especificaciones acerca de quién puede solicitar la instalación de un muladar, cómo realizar el traslado de restos, cómo solicitar la autorización y qué tipo de características técnicas tienen que tener los puntos de alimentación.

La Orden de 10 de diciembre de 2004 de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía crea una red de comederos de aves carroñeras. Propone la creación de una serie de muladares por parte de la administración regional, en áreas importantes para las especies de aves necrófagas. Es la propia administración andaluza la que gestiona la red de muladares, su autorización, mantenimiento y transporte de los cadáveres desde las distintas explotaciones. Asegura de este modo el cumplimiento de los protocolos sanitarios y la consecución de los objetivos para los que fueron diseñados. Permite depositar los restos animales según la normativa europea más actualizada y habilita la solicitud de transporte mediante sencillos y ágiles formularios.

El Gobierno de Aragón, en su Decreto 207/2005, regula la autorización y uso de comederos para las aves carroñeras, creando la red de muladares de Aragón. Esta última es la mejor de las aportaciones de la normativa, puesto que inicia los procedimientos para autorizar la instalación de una serie de muladares oficiales en la región. Cada comedero habrá de contar con un plan de gestión, que contemple la actividad y regule su uso. Aunque permite el depósito de restos de las especies bovina, ovina y caprina, depende del permiso de las autoridades competentes en sanidad animal.

El Decreto 108/2006 de Castilla-La Mancha incorpora las posibilidades más actuales de aporte de restos y cadáveres a muladares. Introduce los cadáveres de ungulados de caza mayor como suministrables a los muladares. En general, agiliza las autorizaciones para la instalación y el transporte de restos, por ejemplo cuando se realiza el traslado dentro de la misma explotación

**Figura 4-25.** Camión de la Junta de Andalucía habilitado para la recogida oficial de cadáveres de ganado y transporte a muladares autorizados.

o acotado de caza. Crea una red oficial de comederos de aves carroñeras, diferenciando los distintos tipos de muladares en función de la entidad gestora y funcionamiento en los mismos.

En general, los textos legales aprobados por las Comunidades Autónomas son muy válidos como herramientas de conservación de las aves necrófagas. En las demás regiones que carecen de esta normativa, también se puede operar con la legislación nacional (Real Decreto 664/2007) de forma eficaz. El problema que impide la puesta en marcha de soluciones es la inactividad que en esta materia demuestran las autoridades competentes. Es preciso que se autoricen muladares en las zonas donde los servicios técnicos ambientales lo estimen más oportuno, tantos como sea necesario. Las administraciones medioambientales autonómicas han de aprobar dotaciones económicas para la instalación y gestión de esos muladares, generar una corriente de opinión favorable entre los agentes sociales implicados, establecer acuerdos de colaboración con los gestores ganaderos para el aporte de cadáveres y agilizar la tramitación de los permisos, en coordinación con las administraciones ganaderas y sanitarias. Una de las principales dificultades, que complica la puesta en práctica de la legislación promulgada, es la interferencia entre competencias de las autoridades ambientales, responsables de la conservación de las aves carroñeras, y las de agricultura y ganadería, encargadas de la gestión y retirada de los animales muertos. En la mayoría de Comunidades Autónomas existe la figura del gestor de residuos, empresa autorizada para el transporte de cadáveres que debe retirarlos de las explotaciones y/o surtir los muladares. El sistema empleado a veces no resulta el apropiado, puesto que el transporte se realiza a menudo en camiones de gran tonelaje, no adaptados al tránsito por caminos que comunican a los muladares. Al recorrer distintas explotaciones ganaderas en los mismos viajes existe riesgo de diseminación de enfermedades. Esto ocasiona, a veces, reticencias indirectas entre ganaderos y responsables municipales para construir muladares en su territorio. Por último, y en otro orden de asuntos, ninguna administración ha aplicado sobre el terreno la Decisión 830/2005 que modifica la Decisión 322/2003, lo que aumentaría las posibilidades de aportes y los tipos de ganados que se pueden utilizar.

Desde el punto de vista del ganadero, se reconoce el papel positivo de las aves necrófagas sobre los sistemas agroforestales. Por otro lado, el operativo de retirada de cadáveres se ve a menudo como un buen procedimiento a pesar de sus costes, aunque la mayoría de los ganaderos consideran como absurdo el procedimiento por el que se realiza, que no solventa

**Figura 4-26.** Las aves necrófagas son tradicionales aliados de ganaderos puesto que eliminan todos los restos no duros de los cadáveres de ganado, potenciales transmisores de infecciones y enfermedades, dejando sólo restos no consumibles ni corrompibles.

en la mayoría de ocasiones los objetivos para los que fue creado. La alternativa de construcción de muladares es bien recibida en general, pero debido a la limitación biológica necesaria en el número de unidades a autorizar, se plantean agravios comparativos entre explotaciones si sólo unas pocas quedan exentas de pagar los seguros de retirada de cadáveres. Este es un asunto a consensuar y acordar entre administración, organizaciones agrarias y particulares, para la puesta en marcha de muladares a una escala generalizada.

Además, la instalación de muladares no siempre es la única solución adecuada, por lo que hay que buscar otras alternativas para que las carroñeras, y en particular el buitre negro, puedan seguir disponiendo de alimento en el marco de la legislación vigente. Esto se podría potenciar por medio de medidas divulgativas, informando a los ganaderos sobre la no necesidad de recoger cadáveres del campo que no sean potenciales portadores de EET (por ejemplo, vacas menores de 24 meses, ovejas y cabras menores de 18 meses, cerdos, caballos, conejos, etc.) y el consiguiente ahorro económico.

### *4.1.2.7. Alimentación del buitre negro con ganado. Protocolos de actuación y recomendaciones*

Una vez expuesta la situación legal que regula el uso de restos de ganado para la alimentación de las aves carroñeras, se ha comprobado que existen posibilidades de actuación al respecto. Se pueden llevar a cabo iniciativas provechosas para la alimentación del buitre negro, y beneficiosas para los ganaderos, pastores o propietarios de explotaciones. Los propietarios de terrenos y ganado pueden obtener ventajas habilitando muladares o comederos, ahorrando a medio y largo plazo el dinero necesario para la suscripción de seguros para la recogida de cadáveres. También los cadáveres depositados en los muladares se eliminan de forma rápida y aséptica, evitando que un camión o furgón oficial de recogida de cadáveres se adentre en varias explotaciones pecuarias, siendo un foco potencial de transmisión de enfermedades si no cumple con unas estrictas normas higiénicas y sanitarias. Además, y como es lógico, se colabora con la conservación de las aves rapaces carroñeras, que están amenazadas en numerosas áreas geográficas.

Se puede contribuir a la alimentación de las aves carroñeras de distintas formas, en función del tipo de explotación y de las especies de ganado presentes. La mejor opción –cuando las especies de la explotación ganadera no sean vacas, ovejas o cabras– es dejar en el campo, en el lugar donde caen muertas (siempre que estén alejadas de la presencia humana y en sitios visibles para las aves), los cadáveres de cerdos, cérvidos, equinos o conejos cuando no se sospeche que hayan muerto como consecuencia de enfermedades transmisibles a los animales o a las personas.

Pero desde el punto de vista legal, la alimentación del buitre negro está sólo contemplada mediante la habilitación de muladares. Por ello, es imprescindible instalar dentro de la explotación o acotado de caza un lugar para echar los restos de especies que contengan MER. Las entidades que soliciten la instalación y gestión de un muladar pueden ser varias, desde la administración ambiental autonómica, la más importante en esta materia, a ganaderos, propietarios de terrenos, ayuntamientos, corporaciones de desarrollo local u organizaciones conservacionistas. Para instalar un muladar en la explotación es preciso:

– Inicialmente, comprobar que en la zona en que se encuentra la explotación habitan especies de aves rapaces carroñeras, con especial atención al buitre negro. Si se trata de zonas muy alejadas de los núcleos de cría de esta especie o de otras necrófagas, no resultará conveniente la iniciativa (como pueden ser las llanuras manchegas o de Tierra de Campos o Galicia, por ejemplo).

– Elegir un lugar apropiado para la instalación del muladar. Ha de estar en un emplazamiento despejado con matorral disperso no muy cerrado. Destinar una extensión, de al menos una hectárea, de forma lo más cuadrada posible. El muladar no se debe encontrar en las proximidades de cursos de agua que pueda resultar contaminada, ni a menos de 1 km de distancia a asentamientos o construcciones humanas. Ha de estar en un emplazamiento lo más tranquilo posible y alejado del tránsito de vehículos. No debe tener cerca aerogeneradores ni tendidos eléctricos, en los que las aves pueden colisionar y/o electrocutarse.

**Figura 4-27.** Los perímetros de los muladares han de cumplir requisitos técnicos que permitan la salida de las aves del interior y eviten la entrada de carnívoros terrestres oportunistas (Javier de la Puente).

– Solicitar autorización a la administración medioambiental autonómica, responsable de la gestión y declaración de los muladares en su región. Los requisitos varían entre unas Comunidades Autónomas y otras, y algunas de ellas ni siquiera los tienen definidos (todas las que no tienen normativa propia), por lo que el proceso puede ser tedioso y complicado. Se puede solicitar asesoramiento a las entidades ganaderas y conservacionistas, que pueden prestar ayuda para llevar a cabo esa solicitud e informar de cuáles son las necesidades globales de la zona.

– Para cumplir los requisitos de autorización, se ha de delimitar el muladar, con cerramientos perimetrales que impidan el acceso de animales terrestres oportunistas, como perros, zorros y jabalí. Los cerramientos no han de afectar a la salida en vuelo de las aves carroñeras, por lo que la altura recomendada en general es de unos 2 m de altura. El tipo de malla ha de ser de simple torsión, para evitar su deterioro rápido por la acción de los mamíferos oportunistas que intenten acceder al recinto. Al muladar se podrá entrar por un único acceso, delimitado con una puerta.

– Normalmente, salvo que existan restricciones sanitarias en una explotación, se puede realizar el transporte de los cadáveres sin necesidad de solicitar autorización cada vez que se aporte, siempre que se realice dentro de la misma explotación y no a otras distintas.

– Los productos que se pueden depositar son los que aparecen en el apartado 4.1.2.5. Para el ovino o caprino, se podrán destinar los cadáveres de los individuos mayores de 18 meses, cuando se haya comprobado en el 4% de los cadáveres la ausencia de EET. Aunque no existen procedimientos aprobados para llevar a cabo este control, en principio resultaría suficiente con contratar los servicios oficiales de recogida, análisis y eliminación para el 4% de los cadáveres que se produzcan en la explotación. Esto serviría como garantía de la ausencia de EET para el total de cadáveres de la explotación, que se podrían depositar en el muladar.

– Se echarán tantos cadáveres como sea posible al muladar a lo largo de todo el año. Si se detecta que no son consumidos por las aves carroñeras durante largos períodos de tiempo, se cesará el aporte hasta comprobar cuál es la causa real de esta ausencia, tomando medidas de actuación posteriores.

– Es necesario llevar un registro riguroso de cantidades de cadáveres aportados, las especies y los códigos de identificación de los animales, para informar a las autoridades ambientales.

– Resulta más conveniente instalar muladares en cada explotación que un muladar común a varias explotaciones. De este modo, el aporte de carroña a ese lugar será menos constante y más parecido a la situación natural de disponibilidad de alimento en medios extensivos. Se reduce también la acumulación prolongada de aves en puntos concretos y posibles variaciones en el comportamiento.

– Solicitar ayudas económicas a las administraciones autonómicas para la instalación de los cercados que limitan los muladares, dentro de las líneas de subvención para actividades de conservación de espacios naturales y especies protegidas (que

al menos convocan anualmente Andalucía, Castilla-La Mancha, Extremadura y Madrid).

– Para favorecer al buitre negro en el consumo de los restos aportados se recomienda que éstos se suministren en trozos lo más pequeños posible. El buitre negro defiende mejor las presas ante los leonados si éstas son de dimensiones pequeñas, apoderándose de esos trozos y no dejando que se alimenten los leonados. Por contra, si la presa se presenta como un cuerpo entero y de gran tamaño, los buitres leonados se congregan en grandes números (König, 1973), quedando los buitres negros alrededor y consumiendo despojos periféricos. Es también conveniente que se repartan en un radio lo más amplio posible dentro del muladar.

**Selección de resúmenes de artículos publicados**

***Consecuencias de la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB) sobre el éxito reproductor y la disponibilidad de alimento en las poblaciones de buitres españolas***

*Álvaro Camiña*
Apdo. de Correos 339. 28220. Majadahonda. Madrid. acamia@vodafone.es

Artículo original: Camiña, A. 2004. Consequences of Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) on breeding success and food availability in Spanish vulture populations. En: Chancellor, R. D. y Meyburg, B.-U. (eds.). *Raptors Worldwide*. WWGBP/MME.

La puesta en marcha de muladares ha sido considerada una herramienta de conservación eficaz para conservar las poblaciones de buitres. Desde que fue descubierta la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB) o mal de las vacas locas en España, el depósito de cadáveres en el campo para alimentar a los buitres quedó prohibido y regulado mediante legislación. A partir de 2001 las administraciones competentes comenzaron a retirar los cadáveres del campo y las granjas (ese año se retiró el 0,58% del total de animales censados). Los resultados del *Plan de Control ante la EEB* ha tenido distinta implantación según las regiones. Sólo en La Rioja se ha llevado a cabo un buen plan de retirada de cadáveres, destruyendo 48.025 y 31.277 cadáveres en 2001 y 2002, respectivamente. Sin embargo, desde la aparición de la EEB en España, las aves carroñeras han tenido suficiente disponibilidad de alimento. El efecto del programa de retirada de cadáveres sobre el éxito reproductivo de las distintas especies de buitres de España ha sido analizado. El estudio abarcó las áreas de distribución del 84% de poblaciones buitre leonado, 50% de buitre negro, 51% de alimoche y 100% de quebrantahuesos. No se han detectado diferencias significativas en el éxito reproductor debidas a la falta de alimento en ninguna de las especies estudias, entre antes y después de la entrada en vigor del programa de retirada de cadáveres. El quebrantahuesos es la única especie con un programa de alimentación suplementaria ampliamente implantado. Para el resto de especies, la protección y promoción de los lugares de alimentación es insuficiente en la actualidad. Ni el Real Decreto (RD 1098/2002) ni la legislación europea promulgada posteriormente han considerado las posibilidades de alimentación de los buitres a partir de los rumiantes existentes en áreas extensivas. Se necesita un acuerdo urgente entre naturalistas y veterinarios para evaluar las técnicas ganaderas y de tratamiento de cadáveres que faciliten alimento a los buitres bajo determinadas circunstancias.

***Reducción de la disponibilidad de alimento para el buitre leonado* Gyps fulvus *en el valle del Ebro por las medidas de control contra la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB)***

*Álvaro Camiña*
Apdo. de Correos 339. 28220. Majadahonda. Madrid. acamia@vodafone.es

Artículo original: Camiña, A. y Montelío, E. 2006. Griffon vulture Gyps fulvus food shortages in the Ebro valley (NE Spain) caused by regulations against Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE). *Acta Ornithologica*, 41: 7-13

Las granjas del valle medio del Ebro fueron objeto de seguimiento para conocer el depósito de cadáveres y la consiguiente disponibilidad de alimento para las aves carroñeras, antes y después de la puesta en marcha del programa de retirada de cadáveres. Al mismo tiempo, se realizaron censos de buitres leonados en el entorno de esas granjas. Durante 2004, los buitres se alimentaron casi por completo de cerdos. Desde 2005 los cadáveres dejaron de estar disponibles para los buitres leonados, pero éstos han continuado presentes en la zona aproximadamente en las mismas cantidades de ejemplares. La mayoría de buitres presentes en principio fueron no reproductores, en busca de recursos con los que poder aumentar las posibilidades de supervivencia lejos de las colonias de cría. Desde el comienzo del programa de retirada de cadáveres la situación ha cambiado, con ejemplares adultos superando en número a las aves inmaduras. La puesta en marcha de los programas de recogida de cadáveres en toda España podría afectar la estabilidad y evolución futura de las poblaciones de buitre leonado. Con el objetivo de aplicar programas eficaces de conservación de las especies de buitres, es necesario que se investiguen las necesidades y problemas actuales derivados de la posible falta de alimento.

## *4.1.3. Caza menor y buitre negro. Fomento de las poblaciones de conejo de monte*

*Francisco Guil, Sandra Agudín, Fernando Silvestre, Rafael Higuero y Javier Inogés*

### *4.1.3.1. Introducción*

Las especies de caza menor y en especial el conejo son elementos clave del funcionamiento del medio mediterráneo. Sobre el conejo de monte llegan a predar 39 especies distintas (Delibes e Hiraldo, 1981), con una intensidad variable. Algunas especies, las más especializadas en la captura de conejo, como el lince ibérico, consumen casi exclusivamente conejos (Delibes, 1980; Aymerich, 1982). En el caso de las aves, el conejo supone la base de la dieta de gran parte de rapaces, en especial de algunas de las más amenazadas (Jaksic y Martín, 1979; González, 1991; Ontiveros y Pleguezuelos, 2000; Castaño, 2005).

Tal y como se ha descrito en el capítulo 4.1.1, a mediados de los años 70 el conejo constituía una parte preponderante de la dieta del buitre negro en la mayor parte de su área de distribución. Aunque el buitre negro sea una especie cuya plasticidad ecológica le ha permitido superar el drástico declive de las poblaciones de conejo, parece mostrar cierta preferencia por el lagomorfo. Es decir, parece que, cuando y donde dispone de conejos, los utiliza como fuente de alimentación. Por lo tanto, es evidente que un aumento de las poblaciones de conejo de monte favorece al buitre negro.

Debido a su capacidad de desplazamiento, las áreas con buenas poblaciones de conejo suelen formar parte de las áreas de campeo del buitre negro. Estas áreas son especialmente frecuentadas por ejemplares no reproductores (Guzmán y Jiménez, 1998), lo que las hace

**Figura 4-28.** Las actuaciones para la mejora de las poblaciones de conejo favorecen a otras especies, como la liebre, la paloma torcaz o la perdiz roja.

muy importantes para garantizar la viabilidad futura de la población ibérica. Estas zonas se han reducido en tamaño –las poblaciones de conejo han sufrido en los últimos 30 años un descenso que puede establecerse entre el 80% y el 90% (Bárcena *et al*., 2000; Virgós *et al.,* 2005)– y han propiciado problemas de disponibilidad de alimento.

A los conocidos cambios en los usos tradicionales del suelo, expuestos en los capítulos 3.1.2. y 3.2., a las poblaciones de conejo de monte se le han añadido otros efectos negativos como son dos enfermedades víricas, la mixomatosis y la Enfermedad Hemorrágico-Vírica (EHV). La primera de las enfermedades diezmó las poblaciones del lagomorfo a mediados de los años 50 del pasado siglo (Soriguer, 1977). Cuando parecía que el conejo comenzaba a recuperarse (Fenner y Ross, 1994), a finales de los años 80, irrumpió la EHV (Blanco y Villafuerte, 1993). Desde entonces (figura 4-29), la tendencia que ha seguido el conejo es bastante inestable. Tanto la mixomatosis como la EHV son enfermedades víricas, contagiadas mediante diversos vectores y mediante contacto directo en el caso de la EHV (Soriguer, 1980; Cooke, 2002). Afectan de manera diferente, tanto a grupos de edad como en época. Los brotes de mixomatosis son más habituales en conejos jóvenes y su máxima incidencia se produce en verano, mientras que la EHV afecta a conejos de todas las edades, generalmente en primavera (Soriguer, 1977; Moreno *et al*., 1994; Villafuerte *et al*., 1995).

Las modificaciones que se han producido en el medio suponen, igualmente, un escollo para la recuperación del conejo de monte, así como para otras especies de caza menor (Rands, 1986). Estos cambios se han debido a una intensificación y cambios de aprovechamientos ganaderos y agrícolas, y una creciente importancia de la caza mayor (ver capítulos

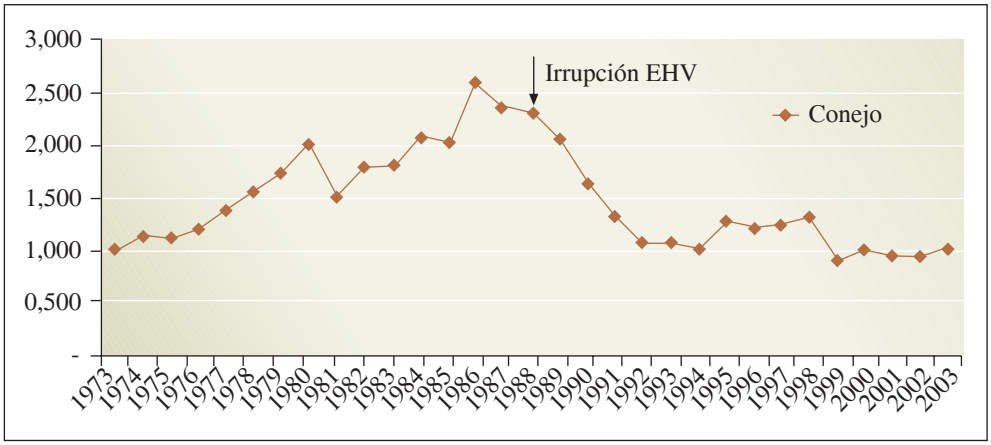



**Figura 4-29.** Evolución relativa de las capturas de conejo de monte en las provincias ibéricas con nidificación de buitre negro (Ávila, Badajoz, Cáceres, Ciudad Real, Córdoba, Jaén, Huelva, Madrid, Salamanca, Segovia, Sevilla y Toledo). Las piezas cazadas en 1973 se toman como referencia (valor de partida 1,00, que no corresponde con ninguna unidad de medida; fuente: Anuario de Estadística Agroalimentaria, 1975-2006).

3.2., 4.1.2. y 4.1.4; González-Bernáldez, 1991; Goméz-Limón y De Lucio, 1999). Esta pérdida de interés en la gestión del conejo de monte, se ve reforzada por la pérdida de la especie como «escudo» de las restantes especies de caza menor (Ballesteros, 1998). Es decir, el conejo se ha potenciado tradicionalmente para poder lograr elevadas densidades de otras especies de mayor interés o valor unitario, como la perdiz roja *Alectoris rufa*. Al lograr criar las perdices rojas en granja a bajo coste, cosa que sucede desde mediados de los años 90, muchas explotaciones cinegéticas abandonan la gestión que tradicionalmente se ha realizado para el fomento del conejo y la perdiz, ya que resulta más rentable a corto plazo la suelta directa de perdices (González, 2004).

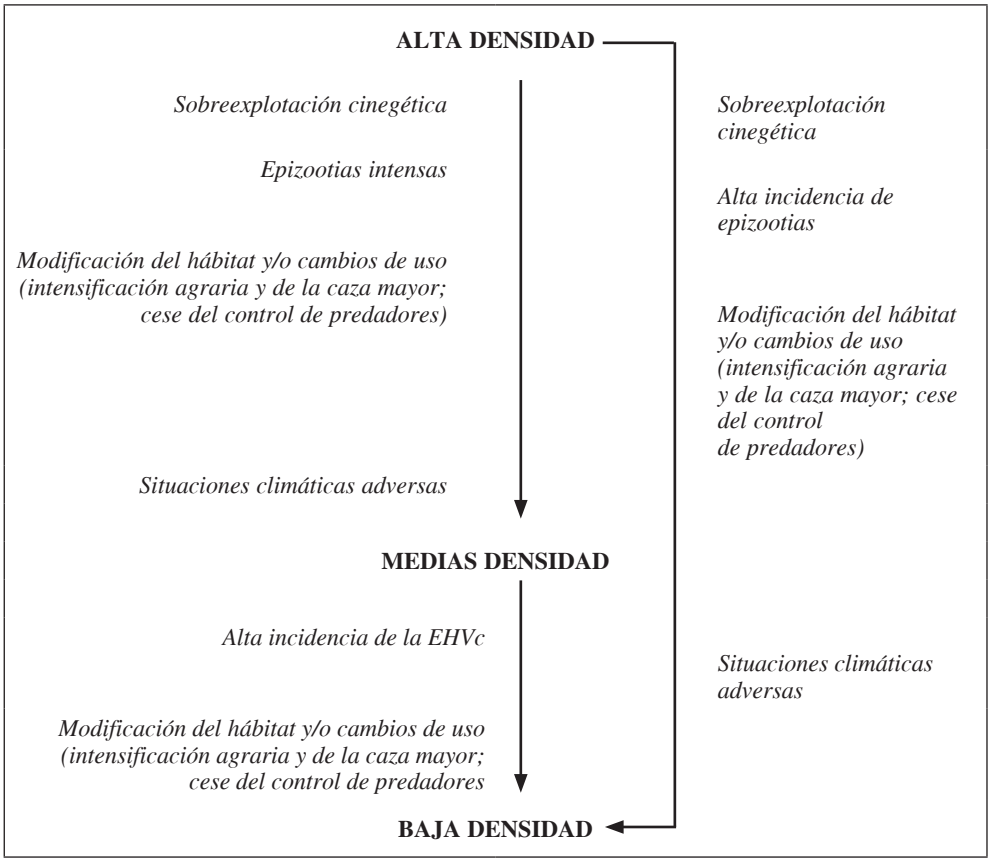



**Figura 4-30.** Esquema de las causas de la reducción y la evolución de las poblaciones de conejo en España desde mediados del siglo XX, desde densidades altas hasta la situación actual, con alusión a los principales factores causales conocidos.

A pesar de esta reducción, aún quedan áreas donde las poblaciones de conejo mantienen buenas densidades dentro del ámbito del área de distribución del buitre negro (valle del Tajo, campos de Calatrava y Montiel y campiña yesífera de Guadalajara en Castilla-La Mancha; entorno del río Magasca y sureste de Badajoz en Extremadura; valles del Tajo y el Torote en Madrid; Andévalo, Sierra de Andujar, áreas del valle de Los Pedroches, áreas de la Sierra Norte de Sevilla y áreas de la campiña del Guadalquivir en Andalucía; Farfán *et al*., 2004; Castaño, 2005; Virgós *et al*., 2005a). En general, estas zonas coinciden con aquellas donde el conejo era abundante antes de la irrupción de la EHV (Villafuerte *et al.,* 1995).

### *4.1.3.2. Opciones para el fomento del conejo de monte*

Antes de analizar las medidas, y atendiendo a las causas que han provocado la reducción de las poblaciones de conejo (ver figura 4-30), se muestra una tabla resumen (tabla

4-6) con las actuaciones propuestas agrupadas en los cuatro grandes bloques en los que se ha estructurado el apartado. De todas ellas se hace una propuesta de idoneidad de aplicación según el tamaño de la población de partida, clasificadas en:

– Poblaciones de alta densidad: en general, son poblaciones aprovechadas cinegéticamente, con abundantes efectivos y en equilibrio con las enfermedades, lo que les permite automantenerse. En general, por ser fuente de ingresos, son objeto de mejoras e inversiones.

– Poblaciones de media densidad: son mucho menos estables que las de alta densidad, y con menos efectivos. Su automantenimiento se ve comprometido por sobreexplotación o epizootias intensas.

– Poblaciones de baja densidad: son poblaciones residuales, que apenas se aprovechan en la actualidad, normalmente en zonas donde, además de una incidencia intensa y prolongada de las enfermedades, los usos se han modificado mucho. En muchos casos, sus efectivos han descendido tanto que su tasa de crecimiento no compensa las pérdidas por predación *(trampa del predador).*

**Figura 4-31.** Conejo de monte junto a un lindero (Alfonso San Miguel).

| MEDIDAS RECOMENDABLES | | POB. ALTA | POB. MEDIA | POB. BAJA |
|---|---|---|---|---|
| ***I. ORDENACIÓN CINEGÉTICA*** | ***Mayor*** | S(1) | **S** | **S** |
| | ***Menor*** | **S** | **S** | **S** |
| ***II. CONTROL DE LA PREDACIÓN (2)*** | | S | S | S |
| ***III. GESTIÓN DIRECTA DEL HÁBITAT E INDIRECTA (SIN MANEJO) DE LAS POBLACIONES*** | ***Recursos alimenticios:***<br>*-ordenación agrícola y ganadera*<br>*-fertilización pastos naturales*<br>*-reducción espesura arbórea y arbustiva: desbroces, claras, resalveos*<br>*-revegetaciones*<br>*-ordenación cinegética*<br>*-aportes suplementarios* | **S** | **S** | **S** |
| | ***Refugio:***<br>*-artificial*<br>*-protección vivares naturales*<br>*-revegetaciones*<br>*-ordenación cinegética y ganadera* | **S** | **S** | **S** |
| | ***Puntos de agua:***<br>*-charcas, fuentes, abrevaderos, etc.*<br>*-bebederos artificiales* | **S** | **S** | **S** |
| ***IV. GESTIÓN DIRECTA (CON MANEJO) DE LAS POBLACIONES*** | ***Repoblación con conejo de monte*** | N | N | **S** |
| | ***Traslocaciones dentro del mismo coto*** | S | N | N |
| **OTRAS MEDIDAS HABITUALES EN COTOS DE CAZA, DE EFICACIA NO CONTRASTADA** | | **POB. ALTA** | **POB. MEDIA** | **POB. BAJA** |
| ***IV. GESTIÓN DIRECTA (CON MANEJO) DE LAS POBLACIONES*** | ***Vacunaciones de poblaciones naturales*** | N | N | N |
| | ***Desparasitación de madrigueras*** | N | N | N |

**Tabla 4-6.** Principales medidas de fomento de conejo propuestas con alusión a su idoneidad según tamaño de la población remanente. S: aconsejable; N: no aconsejable; en negrita las consideradas prioritarias.

(1): no se ha considerado prioritaria porque, en general, los cotos de caza mayor en los que las poblaciones de conejo alcancen densidades altas no suelen hacerlo en área compartidas con densidades altas de mayor.
(2): tal como se ha descrito, según la normativa vigente, profesionalizada, tras un estudio de su necesidad real de aplicación y según el mejor método (disuasión, fomento de presas alternativas, retirando efectivos,…).

### *4.1.3.3. Ordenación cinegética*

*Gestión cinegética de la caza menor y buitre negro*

La gestión cinegética es un conjunto de prácticas que tienen por objetivo fomentar determinadas especies frente a otras, para lo cual se puede actuar sobre las distintas espe-

cies o sobre el medio en el que viven. En el caso de la caza menor, estas prácticas tendrán por objeto favorecer a estas especies, aunque de manera secundaria favorezcan a especies con problemas de conservación (Stoate, 2002). En el área de distribución del buitre negro las principales especies de caza menor son el conejo, la perdiz roja y, secundariamente, la paloma torcaz *Columba palumbus* y la liebre *Lepus granatensis* (Sánchez, 2003; Farfán *et al.,* 2004).

El aprovechamiento de la caza menor ha tenido lugar, de manera más intensa, en áreas fuertemente antropizadas, mientras que eran las áreas más agrestes aquellas en las que sobrevivía la caza mayor (Conde de Yebes, 2002). En las primeras, fundamentalmente agrícolas y ganaderas, la estructura de la propiedad se corresponde con pequeñas propiedades, que se separaban mediante majanos, ribazos, setos y linderos. En todos estos elementos del paisaje encontraba la fauna menor refugio, mientras que el alimento se fundamentaba en los cultivos de cereal que ocupaban gran cantidad de parcelas hoy abandonadas.

*Presión cinegética*

Definir posibilidades de caza *a priori* en el caso de una especie como el conejo es, casi con seguridad, garantía de fallo. Una especie que ve condicionada su dinámica por factores tales como la climatología (Bell y Webb, 1991; Villafuerte *et al.,* 1997; Palomares, 2003), las enfermedades (Villafuerte *et al.,* 1995; Calvete *et al*., 2002) y la gestión del medio (García, 2005; Calvete *et al*., 2006), y donde además los distintos factores interactúan entre sí (Calvete, 2006a), es difícilmente modelizable, y con ello conocer cuál va a ser su dinámica poblacional (aunque es recomendable ver Marboutin *et al.,* 2003; Angulo y Villafuerte, 2004).

Así, la pregunta de cuánto conejo se debe cazar resulta extremadamente complicada de responder. Además de por lo variable de su dinámica poblacional, resulta dificultoso estimar las densidades absolutas de conejo (además de resultar inexacto en muchas ocasiones;

**Figura 4-32.** La actividad cinegética sobre el conejo ha de ser gestionada adecuadamente para poder conservar las poblaciones a largo plazo en un coto.

Taylor y Williams, 1956; Palomares, 2001; Poole *et al.,* 2003). Por ello, en la mayor parte de los casos sólo se podrán estimar cupos de caza una vez comenzada la temporada (Martínez y Jurado, 2003), a fin de preservar a los ejemplares reproductores. Se estima que el conejo no debe ser objeto de caza cuando su densidad poblacional anual media sea inferior a 1 conejo/ha (Consultora de Recursos Naturales, 2005).

La organización de la caza debe hacerse de tal manera que no se provoquen molestias a las especies protegidas. Para lograrlo es preciso no cazar en el interior de las áreas críticas durante los períodos críticos (ver González y San Miguel, 2004). El número de cazadores y perros debe adecuarse a las posibilidades del terreno (en cuanto a condiciones de seguridad) y a las posibilidades del coto (número de piezas que se desean abatir).

*Modalidades*

La caza del conejo se efectúa habitualmente al salto con perro (de rastro o de muestra, principalmente), aunque se practiquen otras modalidades, como el rececho, el aguardo o el gancho (Ballesteros, 1998; Otero, 2005). Una modalidad usualmente empleada para el control de las poblaciones de conejo es la caza con hurón y escopeta, que está prohibida en muchos lugares, aunque aún se permite en caso de daños a los cultivos. El hurón no sólo captura y mata gazapos en el interior del vivar si no está debidamente preparado (Soriguer, 1981), sino que además marca habitualmente en su interior, lo que hace que los conejos supervivientes recelen y tarden en reocupar el vivar huroneado (Fundación CBD-Hábitat; datos propios). Además, la caza de conejos expulsándolos de la madriguera hace que la tasa de captura de hembras sea superior a la que se obtiene al cazarlos sólo con perro (Smith *et al*., 1995). Por lo tanto, cuando el objetivo de la caza sea el aumento o mantenimiento de la población deben sustituirse modalidades como la caza con hurón.

**Figura 4-33.** El huroneo conlleva importantes riesgos para los conejos de un vivar, que pueden ser dañados por los hurones, aunque es uno de los métodos más empleados para la captura en vivo de ejemplares y para realizar repoblaciones.

*Fechas*

Con respecto a las fechas, dentro de las actualmente vigentes, si las poblaciones no son especialmente densas se recomienda concentrar la caza en el inicio del otoño, antes del inicio del período de reproducción, con el objeto de evitar perturbaciones en esa actividad tan trascendental para la supervivencia del lagomorfo. La caza realizada a partir de noviembre-diciembre coincide con el período reproductor, por lo que es conveniente adelantarla si se desean fomentar las poblaciones (Soriguer, 1981; Smith *et al.,* 1995).

*Áreas de reserva*

El establecimiento de *áreas de reserva* es una práctica habitual en muchos cotos, que además está recogido como obligatorio por algunas legislaciones (por ejemplo Decreto 182/2005 que aprueba el Reglamento de la Ley de Caza de Andalucía; Ley de 2/1993 de caza de Castilla-La Mancha) y como voluntarios primados por otras (por ejemplo, Ley 4/1996 de caza de Castilla y León). En función de la comunidad autónoma los porcentajes del área de reserva varían, aunque es recomendable establecer al menos un 10% del total del coto. Estas áreas deben considerarse con independencia de las áreas en las que se encuentra prohibido el ejercicio de la caza *(zonas de seguridad).*

**Figura 4-34.** Vivar natural con elevada actividad de conejos.

Es recomendable establecer las áreas donde las poblaciones de conejo sean más densas como *áreas de reserva*. Esto hará que a partir de estas áreas de poblaciones densas el conejo pueda recolonizar el resto del coto, a través de ejemplares dispersantes (Vitale, 1989). Aunque las enfermedades muestren un componente densodependiente, su circulación puede ser positiva en el contexto de la población (Calvete, 2006b; Forrester *et al*., 2006). Además, es bueno que los conejos entren en contacto con la enfermedad cuando son gazapos, pues se estimula así la presencia de anticuerpos (Marchandeau y Boucraut, 1999; Calvete *et al.,* 2002; Calvete, 2006c), lo que les confiere mayor resistencia a las enfermedades en la edad

adulta. Con respecto al emplazamiento, conviene que las *áreas de reserva* se sitúen lo más centradas posible en el coto, de manera que los conejos que se dispersen desde esta área fuente puedan alcanzar la mayor superficie posible dentro del coto (Vitale, 1989).

### *4.1.3.4. Control de la predación*

Existen múltiples opciones que permiten manejar la predación sobre el conejo, aunque de manera tradicional se ha entendido por control de la predación la eliminación de los predadores. Debemos entender el manejo de la predación de forma más amplia e integrada, incluyéndolo como una herramienta más de la adecuación del medio a las necesidades del conejo (ver 4.1.3.5. y 4.1.3.6.). La eliminación de los predadores (zorros) ha sido tradicionalmente empleada por los gestores de caza. Pero a esta perspectiva tradicional es necesario añadirle meras técnicas que permiten evitar la predación de forma no cruenta (Shivik *et. al.,* 2003).

El control de predadores ha ejercido y ejerce una gran influencia sobre el buitre negro. La primera y más directa se debe al empleo ilegal de veneno como método para llevarlo a cabo. La incidencia de este factor sobre el buitre se trata con detalle en el apartado 4.2.1. Dejando aparte ese indiscriminado e ilegal método de control de predadores, en este apartado se expone el efecto que el resto de los métodos puede tener sobre el conejo, así como un breve repaso de la legislación vigente, de las principales herramientas y sus peculiaridades. Además, el desarrollo de nuevos métodos de control de predadores, selectivos y eficaces, puede ser de ayuda para el buitre negro, si se consigue convencer de la utilidad de este tipo de prácticas.

La predación es un factor fundamental en la dinámica del conejo (Lockley, 1965; Parer, 1977; Soriguer, 1981; Calvete *et al*., 2002; Reddiex *et al*., 2002). Relacionadas con la predación se encuentran las enfermedades (pues los conejos enfermos son más susceptibles a ser predados, Calvete *et al*., 2002), su etología (Villafuerte y Moreno, 1997) o su ecología (Palomares *et al*., 1997; Banks *et al*., 1999). Es decir, la dinámica poblacional del conejo de monte y los factores que la condicionan quedan fuertemente influidos por la predación. Es por ello que el control de sus predadores se ha empleado habitualmente como herramienta de fomento del conejo, lo que, paradójicamente, también ha afectado de manera determinante a especies protegidas (Delibes y Rodríguez, 1990; González, 1991; Villafuerte *et al*., 1998).

De forma relativamente reciente se ha ido haciendo más patente la necesidad de fomentar las poblaciones de conejo de una forma integrada, actuando la mayor cantidad posible de factores que condicionan su dinámica (Calvete, 2002; Moreno, 2002; García, 2003; García, 2005; Muñoz, 2005). La predación como factor que condiciona las poblaciones de conejo ha sido menos estudiada (ver Herranz, 2000), probablemente debido a la dificultad de desacoplar los factores y sus interrelaciones. Lo que parece evidente es que un control de predadores no selectivo afecta a especies distintas del zorro (Virgós y Travaini, 2005b). El zorro es la especie objetivo principal de las acciones de control de predadores, al menos en la mayor parte de los cotos del área de distribución del buitre negro. Al igual que para muchos otros carnívoros mediterráneos, el conejo supone un importante porcentaje de su dieta (Calzada y Palomares, 1996). El zorro afecta con especial incidencia en las gazaperas y vivares, ya que su olfato le permite detectarlas y excavarlas hasta acabar con la camada (Blanco, 1998). Esta forma de predar le hace el responsable más visible del descenso del conejo ante los gestores de caza (Heydon y Reynolds, 2000). En el caso de las repoblaciones,

estos efectos son todavía más acusados, pudiendo hacerlas ineficaces (Calvete *et al*., 1997; Gortázar *et al*., 2000).

Uno de los principales inconvenientes que tienen los programas de control de predadores es la escala de aplicación. La mayor parte de los cotos de caza menor son de superficie reducida. Esto hará que en la mayor parte de los cotos que lleven a cabo estos programas de manera aislada en el espacio y en el tiempo, se pueda incluso aumentar las densidades de zorro. Al eliminar los ejemplares territoriales, se incrementa la inmigración de otros individuos (Baker y Harris, 2006). Por tanto, es necesario un esfuerzo sostenido de control o un trabajo a gran escala, siempre integrado en el resto de la planificación del coto (creación de refugios, mejora del medio, etc.).

Una especie sobre la que no se centran excesivos esfuerzos en su control es el jabalí. Este predador, que ha aumentado de forma considerable en los últimos 30 años (ver capítulo 4.1.4.), actúa de igual forma que el zorro, levantando las gazaperas. En el caso del jabalí, los conejos consumidos apenas resultan relevantes en un análisis de la dieta (Schley y Roper, 2003), pero debido a lo elevado de su población y a su forma de predar pueden resultar determinantes en la dinámica del lagomorfo (Fernández-Llario y Mateos-Quesada, 2003).

*Legislación vigente*

Esta actividad tradicional está regulada legalmente, y para poder realizarla en la actualidad debe tenerse la autorización administrativa pertinente. En la mayor parte de los casos dicha autorización administrativa se concede sólo si se contempla en el Plan Técnico que regula el aprovechamiento cinegético del coto. Queda regulada por legislación europea, estatal y autonómica. De forma general, estas legislaciones han desembocado en la prohibición de los métodos de captura masivos y no selectivos, como el veneno o los cepos. Un método es selectivo, según interpreta la Comisión Europea, si se permite liberar al animal capturado en caso de no ser la especie-objetivo. De igual manera, es necesario que se cumplan los acuerdos internacionales establecidos en cuanto a captura no cruel (Decisión 98/487/CE y Decisión 98/142/CE, por las que se establecen acuerdos con Estados Unidos y con Canadá y Rusia).

A modo de resumen, las distintas legislaciones autonómicas en materia de caza y conservación de la naturaleza hacen mención a la necesidad de emplear métodos selectivos y no masivos en el control de predadores. En toda la legislación se resalta la necesidad de cumplir los acuerdos internacionales establecidos.

*Efectos del control tradicional de predadores sobre el conejo*

Acerca de si el control habitual de predadores consigue favorecer a las especies presa hay una extensa bibliografía (ver revisiones en Reynolds y Tapper, 1996; Côte y Sutherland, 1997; Sinclair *et al*., 1998). En el caso del conejo de monte, las evidencias empíricas parecen confirmar que un adecuado control de predadores (centrado en el zorro) les permite aumentar su población (Newsome *et al*., 1989; Banks *et al*., 1998).

La hipótesis del *pozo de la predación* se ha presentado como plausible para explicar la situación actual del conejo (Pech *et al*., 1992). Esta hipótesis predice que para especies con

**Figura 4-35.** Zorro capturado mediante disparo en un coto de caza.

una dinámica explosiva, como el conejo, cuando su número es inferior a una determinada cantidad, la predación que se produce es capaz de mantenerlos por debajo de esta cantidad (Krebs, 1996). Tal y como demuestra la experiencia de los gestores tradicionales de caza, este esfuerzo de control debe ser continuado, ya que el nivel poblacional del conejo puede volver a caer cuando el zorro re-invada un lugar donde se controlaba (Banks, 2000).

De forma resumida, el control de predadores puede ser una herramienta eficaz para el fomento de las poblaciones de conejo (Banks *et al*., 1998). Para lograr esta eficacia debe ser mantenido en el tiempo, es decir, debe realizarse un esfuerzo sostenido de extracción (Banks, 2000). Además, el control de predadores, en caso de llevarse a cabo, debe realizarse de forma integrada en el resto de la gestión del coto (Covisa, 1998). Por ejemplo, si se realiza a la vez que se crean refugios, de forma que los conejos que no sean predados encuentren lugares adecuados para criar, los efectos sobre la población deben ser apreciables en el medio plazo. Además, la creación de los refugios debe estar integrada en la planificación del coto, siendo más convenientes establecerlos en las áreas de reserva (Consultora de Recursos Naturales, 2005).

*Herramientas*

Las herramientas que más se han empleado para trampear de forma tradicional, venenos y cepos, han quedado totalmente prohibidas por la legislación vigente. En la actualidad, las herramientas que se autorizan para realizar el control de predadores son métodos selectivos extrínsecamente, es decir, aquellos en los que el controlador puede liberar o dejar escapar al animal no objeto de la autorización. Todas las herramientas para el control de la predación debieran ser manejadas por personal acreditado. Debemos distinguir entre herramientas para trampear y para eliminar. Los métodos de trampeo (cajas trampa, lazos con freno, etc.), debieran ser manejados por personal capacitado y acreditado. Por su parte, para el manejo de armas de fuego es preceptivo una licencia administrativa.

**Figura 4-37.** Zorro joven capturado en una jaula trampa.

Acerca de las herramientas más habituales para realizarlo, también son pocos los estudios realizados hasta el momento (Shivik *et al.,* 2005), especialmente en España (ver Ferreras, 2003). En la actualidad se está experimentando con nuevos métodos de captura que ofrecen resultados esperanzadores en cuanto a selectividad, eficacia y bienestar animal (Muñoz *et al.,* 2007). Los nuevos métodos probados, Belisle® y Collarum®, parecen cumplir todos los estándares exigibles, por lo que es de desear que se puedan poner en marcha, mediante las autorizaciones preceptivas, allí donde sean necesarios.

Con respecto a los métodos habituales es necesario resaltar la baja efectividad de las cajas trampa para la captura de zorros (Baker *et al*., 2001) y su baja selectividad intrínseca (Duarte y Vargas, 2001). Esto es contrarrestado por su alta selectividad extrínseca, pues permite la liberación de la especie-objetivo sin daños cuando se opera debidamente (Muñoz *et al*., 2007). Su selectividad depende decisivamente del instalador (Otero, 2005), de manera que cuando están entrenados, aquella puede ser alta (Muñoz *et al*., 2007). Los métodos basados en el disparo (aguardos, batidas y, parcialmente, la caza con perros de madriguera) muestran una alta selectividad, aunque son poco flexibles en su aplicación, ya que sólo suelen autorizarse en los días hábiles de la temporada general de caza. La caza con perros de madriguera se basa en el control de los zorros durante el período de cría. Se introducen en la zorrera perros de tipo terrier (principalmente jagd-terrier o teckel) que, o bien matan al zorro en el interior de su madriguera, o bien lo hacen huir, lo que se aprovecha para dispararle.

Los lazos con freno se han empleado en algunas zonas mediante alares, que consisten en baterías de lazos instalados en los pasos habituales de los zorros. A fin de que los zorros pasen por el hueco se amontonan restos de poda a los lados del mismo. Este paso forzado hace que los zorros caigan en el lazo con freno, de forma que se pueda proceder a su control. Es un método cuya selectividad depende del instalador (Otero, 2005), permitiendo buena selectividad y eficacia cuando los instaladores están entrenados (Muñoz *et al*., 2007).

Aunque su efectividad está poco comprobada, se han empleado otros métodos basados en la exclusión territorial por competencia, tanto intra como interespecífica. En el caso del

zorro, y a fin de fomentar la competencia intraespecífica, se han llevado a cabos diversos programas de esterilización (Bradley, 1994), sin eliminar a los ejemplares capturados. Los resultados de dichos programas son esperanzadores, siempre y cuando se realicen adecuadamente (Caughley *et al*., 1992). Aun así, se ha detectado una reducción de la territorialidad en las hembras esterilizadas (Saunders *et al.,* 2002). En relación al área en la que se distribuye el buitre negro se han llevado a cabo acciones en el Parque Nacional de Monfragüe, con resultados también positivos (datos inéditos).

### *4.1.3.5. Actuaciones sobre el medio para el fomento del conejo*

La mayor parte de las medidas de gestión del medio que resultan favorables al conejo han quedado ampliamente expuestas en otros capítulos del presente manual, al tratar la relación de aquellas con el buitre negro. Por ello, a continuación nos limitamos a enumerar las más relevantes según el tipo de gestión, y remitimos a los capítulos del presente manual en los que se desarrollan con detalle.

*A. Gestión agraria (agrícola y ganadera, ver capítulo 3.2):*

1. Cultivos herbáceos de secano y ordenación agrícola.
2. Cultivos herbáceos de regadío.
3. Cultivos leñosos.
4. Cerramiento de cultivos.

**Figura 4-38.** Aspecto del sotobosque de una repoblación de *Pinus nigra* en el mes de abril, en la que se observa la ausencia de matorral protector para la fauna y la escasez de pasto.

5. Tratamientos fitosanitarios.
6. Conservación y restauración de linderos.
7. Implantación y mantenimiento de praderas.
8. Fertilización de pastos.
9. Descolinado y desbroces.
10. Charcas y abrevaderos.
11. Combate de plagas.
12. Rozas de regeneración.

*B. Gestión forestal (ver capítulos 3.1. y 3.2.):*

*1.* Claras y clareos de repoblaciones de coníferas:

La incidencia directa que poseen sobre el buitre negro ya ha sido comentada en el capítulo 3.1. y 3.2., pero no así su repercusión sobre el conejo de monte. Tal y como se ha recordado con anterioridad, parte del área de distribución del buitre negro fue objeto de repoblaciones con coníferas *(Pinus pinea* y *Pinus pinaster*, principalmente) a densidades muy altas (1.500 a 2.200 pies/ha y más). Con posterioridad a la plantación apenas se han llevado a cabo tratamientos intermedios. Por ello, actualmente presentan densidades y espesuras tales que:

– impiden el crecimiento y fructificación óptima de la masa;

– suponen un fuerte riesgo de incendio y un estado sanitario deficiente de los pies (falta de vigor);

– y presentan una ausencia general de matorral y pasto bajo la cubierta (ausencia de luz) y un escaso desarrollo individual de los pies (ver figura 4-38). Es por esto último que suponen un hábitat poco idóneo para el conejo y para el buitre negro.

No obstante, para el fomento del conejo, resulta aconsejable intervenir estas masas, fundamentalmente a base de claras y clareos (dada la edad y estructura de la mayoría). Para una descripción detallada de qué tratamientos aplicar en cada caso para fomentar las poblaciones de conejo y cómo ejecutarlos para no interferir con el buitre negro recomendamos lo expuesto en los capítulos 3.1.1 y 3.1.2 (además de Vignote *et al*., 2001a y b; González y San Miguel, 2004; San Miguel, 2006).

*2.* Áreas cortafuego (ver capítulos 3.1.2.3 y 3.1.2.5)

### *4.1.3.6. Actuaciones sobre las poblaciones de conejo*

*1. Refugios para el conejo*

La conservación, mejora o creación de refugio de calidad para el conejo es una medida muy aconsejable para la recuperación de sus poblaciones, que persigue facilitar y acelerar el crecimiento natural de las poblaciones existentes reduciendo su tasa de mortalidad y aumentando la de éxito reproductivo. No obstante, la utilidad de esta acción está muy influida por la presencia de alimento y agua. Si estos elementos no están presentes en calidad y cantidad

**Figura 4-39.** Los majanos de piedra forman parte del paisaje tradicional en numerosas regiones ibéricas. Imagen de uno en San Carlos del Valle, Ciudad Real.

suficientes, los resultados del fomento de refugio se ven mermados. Supone poner a disposición de los conejos lugares seguros en los que:

1. escapar o resistir los ataques de los predadores, tanto aéreos como terrestres, y los efectos del sobrepastoreo;

2. reproducirse;

3. y generar madrigueras nuevas (o que crezcan las existentes) a partir del refugio.

Antes de abordar la variada tipología de refugios para el conejo, merece la pena resumir las siguientes recomendaciones generales sobre los mismos:

1. Sobre la estructura:

- Exteriormente deben ser compactos y resistentes, con materiales impermeables o amortiguadores de la temperatura.

- Interiormente deben reproducir lo mejor posible la estructura de los vivares naturales: oscuridad, pocas variaciones de temperatura (y amortiguados respecto a la exterior), con cámaras y compartimentos diferenciados y surcos o galerías.

- Grandes (al menos 10 $m^2$) y con el mayor número posible de bocas.

- Forma indistinta, según materiales.

2. Sobre la ubicación:

- Próximos a zonas de alimentación de calidad, o complementarios a mejoras de pastizales (ver capítulo 3.2.5).

- Próximos a vegetación que actúe de refugio complementario adicional.
- Cerca de arroyos o puntos de agua, no en posiciones inundables y sí alejados de las escorrentías locales.
- Cerca de vivares naturales, que supongan fuente de ejemplares jóvenes para colonizar los refugios.
- Complementando núcleos de repoblación, en su interior o en la periferia, para contribuir a extender el núcleo de suelta inicial.

Según sustratos y objetivos, se pueden destacar los siguientes tipos de refugios:

| CATEGORÍA | DURABILIDAD | TIPO | CRÍA (1) |
|---|---|---|---|
| **1. Superficiales (terrenos encharcables)** | Alta | De piedra (majanos) | CP |
| | | De palets | CP |
| | | Prefabricados, de ladrillo o cerámica | CP |
| | Media-Baja (complementarios) | De restos vegetales | MP-LP |
| | | De tierra | MP-LP |
| **2. Subterráneos (terrenos permeables)** | Alta | De tubos de hormigón y cámaras | CP |
| | | *Gazaperas* (tubos y cámaras) | CP |
| **3. Mejora cobertura arbustiva** | Alta | Protección individual pies | MP-LP |
| | | Protección superficies (> 1 ha) | MP-LP |
| | | Revegetaciones | LP |

**Tabla 4-7.** Tipos de refugios para fomento del conejo recomendables clasificados según el tipo de sustrato para el están indicados y su durabilidad natural estimada.

**(1):** Se refiere a la aptitud de cada tipo de refugio para servir, además de como tal, como lugar de cría para el conejo. Las siglas aluden a si se considera que el conejo puede criar en ellos a corto plazo (CP): primera temporada reproductora siguiente a la instalación; medio plazo (MP): segunda o tercera temporada reproductora siguientes a la instalación; o largo plazo (LP): cuarta o sucesivas temporadas reproductoras siguientes a su instalación. Si bien estos plazos están condicionados por la abundancia inicial de conejo en el área.

### 1.1. Refugios superficiales o semienterrados:

#### 1.1.1. De durabilidad alta

1.1.1.a. De piedra *(majanos):* los más característicos *(Montiel)* son circulares, con varios niveles de piedra. Éstas se disponen capas superpuestas dejando calles vacías en el nivel inferior (10-15 cm) que hacen de galerías, por las que los conejos puedan transitar y a partir de las que los conejos puedan excavar nuevas. Utilizan piedra de diferente tamaño para darle consistencia (sin huecos) y evitar que los depredadores accedan a las galerías.

Existen algunas variaciones sobre este tipo (ver figura 4-40). Cuando la piedra no abunda, hay varias posibilidades de reducir la cantidad de necesaria:

**Figura 4-40.** *Encierro:* majano típico de *Despeñaperros*, dos años después de su construcción. Obsérvense las galerías excavadas por los conejos sobre la tierra que lo cubre. Se encuentra integrado en una parcela de siembra.

– interior con paños de mallazo (de luz que permita el paso de los conejos, doblado en los bordes a modo de patas, compartimentado con piedras también y granes para los conejos se sientan seguros en su interior);

– emplear tubo de hormigón en los orificios, del diámetro menor posible, con lo que además se refuerzan las entradas frente a la escarbadura de predadores;

– o bien bloque de hormigón para construir las propias paredes del refugio.

1.1.1.b. De palets y otros materiales: se construyen disponiendo varios palets sobre tierra removida, separados entre sí unos 15 cm, a la manera de galerías de madriguera. Esta estructura se cubre con piedra, tierra, monte o una combinación de los tres. Resulta recomendable reforzar con mallazo por encima y en el perímetro, con tubos las bocas y con piedras o troncos el perímetro.

1.1.1.c. Prefabricados, de ladrillo o material cerámico: para lugares en los que se quiera manejar con posterioridad y facilidad la población de conejos (por ejemplo, para revacunaciones o extracciones), hay ejemplos de refugios menos *naturales*:

– circulares (3 m de diámetro) de polipropileno inyectado comercializados por *Mayoral;*

– de ladrillo, mallazo y aislante sintético, diseñados por D. Antonio Arenas. Se construyen disponiendo una plancha de mallazo (para evitar la excavación de galerías nuevas que dificulten el manejo) sobre una capa de gravilla y arena (para el drenaje).

1.1.2. De durabilidad media o baja

1.1.2.a. De restos vegetales: los refugios de esta categoría tienen el inconveniente fundamental de ver reducida su resistencia inicial a medida que pasa el tiempo (los restos se

**Figura 4-41.** Refugio para conejos construido con palets y piedra, y reforzado con tubos en las bocas.

secan y parten hasta hundir parte o toda la estructura). Por ello, su efectividad a largo plazo depende de:

- reaporte y ahuecado periódicos del material;
- reforzamientos (mallazo, troncos gruesos, tierra, etc.);
- tamaño y disposición de los restos (lo más imbricado posible).

1.1.2.a.1. Enramados y chozos (con restos de diámetro pequeño): son, junto a los majanos de piedra, un refugio tradicional muy empleado. Se construyen con restos procedentes de podas, desbroces o resalveos (con ramas, ramillas o haces de jaras o brezos). La parte superior debe ser también firme a la penetración de predadores, con muchas ramillas, muy imbricadas.

**Figura 4-42.** Enramado con restos de poda de encina en un área de baja cobertura arbustiva pero con presencia de conejo.

1.1.2.a.2 Con restos de gran diámetro: se construyen con restos de corta de pies maderables (fundamentalmente claras y clareos), disponiendo dos niveles de troncos descortezados en el suelo y cubiertos por abundante ramaje. Los troncos, cortado en trozas de aproximadamente 1 m, se disponen separados entre sí 15-20 cm en cuatro módulos y en diferentes direcciones. Es importante que las ramas se dispongan como en el caso de los enramados, simulando un cono y llegando hasta el suelo, para cubrir los espacios entre bocas (ver figura 4-43).

1.1.2.a.3. Tocones y tierra *(boliches):* en áreas donde se llevan a cabo trabajos de eliminación de repoblaciones de eucalipto, se han construido refugios con tocones y tierra dispuestos en grandes grupos (20 $m^3$ aproximadamente), o incluso amontonamientos sólo de tocones, imitando la estructura de majanos de piedra (con huecos accesibles a conejos, pero no a predadores).

1.1.2.b. De tierra: es conocido el carácter excavador de los conejos y su predilección por la tierra removida, por lo que proporcionarles cúmulos de tierra excavables es una opción válida y sencilla para que creen nuevas galerías en ellos. Su objetivo final es similar al expresado para los *beetle banks* (ver capítulo 3.2.5).

**Figura 4-43.** Refugio para conejos construido en un área de tratamiento de pinar (claras) con los restos de los trabajos.

1.2. Refugios subterráneos

En terrenos sin problemas de permeabilidad (con abundancia de arenas), es posible construir refugios artificiales, enterrados, que se acercan aún más a las condiciones y estructura de los naturales.

1.2.1. De tubos de hormigón y cámaras

Se trata de estructuras diseñadas y utilizadas por la Fundación CBD-Hábitat, imitando las condiciones de los vivares naturales (Kolb, 1985). Se disponen totalmente

**Figura 4-44.** Aspecto de un núcleo de refugios subterráneos de tubos inmediatamente después de su construcción. Se han dispuesto entre el berrocal y el pastizal.

enterradas, y están compuestas por tubos de hormigón (1 m de longitud y 15 cm de diámetro) y cámaras de paso (unión de los tubos) y de cría (contiguas a las de paso), de resina o plástico. Tienen la ventaja de quedar perfectamente integrados en el entorno a corto plazo, cuando la vegetación espontánea crece sobre la tierra que los cubre. Su efectividad ha sido comprobada en recientes estudios (Muñoz, 2005; Fundación CBD-Hábitat 2006a, b, c).

### 1.2.2. Gazaperas

Para el crecimiento poblacional del conejo tiene importancia que las hembras secundarias cuenten con refugios resistentes en los que completar la cría (sin predación de los gazapos). Las gazaperas son un refugio pensado para este problema. Se trata de estructuras similares a las de los refugios de tubos y cámaras antes explicados pero simplificadas. Se componen de sólo 2-3 tubos y 1-2 cámaras.

**Figura 4-45.** Pie de lentisco muy ramoneado, protegido por malla cinegética para permitir que recupere la forma globular que proporciona refugio al conejo.

1.3. Mejora de la cobertura arbustiva como refugio

1.3.1. Protección individual de pies o pequeñas manchas de arbustos y regenerado: una manera muy útil de fomentar el refugio de calidad para el conejo, especialmente en hábitat sobrepastoreados, es fomentar la vegetación que de manera natural cumple esa función. Así, se puede optar por vallar temporalmente pies o pequeñas manchas (2-3 m de lado). Debe emplearse un vallado permeable a los conejos, de manera que cumplan el objetivo perseguido desde el momento de su instalación (por ejemplo, malla cinegética).

1.3.2. Protección de grandes manchas (> 1 ha): para casos similares a los anteriores (pérdida excesiva de cobertura arbustiva por sobrepastoreo o incendio), en aquellos lugares donde no se interfiera con otros usos, la exclusión a grandes herbívoros es una opción admisible. Se puede hacer de forma similar pero abarcando áreas más grandes (> 1 ha).

1.3.3. Revegetaciones arbustiva (generales, de ribera y de *beetle banks*): en aquellos casos en los que la ausencia de vegetación es especialmente intensa, se puede optar por la revegetación arbustiva, plantando especies autóctonas, adecuadamente protegidas de los herbívoros.

*2. Protección de vivares naturales*

Se trata de protegerlos de la acción de otros animales, fundamentalmente de los herbívoros, que no predan sobre el conejo pero que, en exceso, deterioran la cobertura vegetal (Paton *et al*., 2004), de los carnívoros **y** algunos ungulados, que sí predan sobre él, aunque sea sólo ocasionalmente, como en el caso del jabalí (Schley y Roper, 2003).

2.1. Exclusión a ungulados de áreas grandes (> 1 ha): hay experiencias positivas con cerramientos eléctricos, que tienen la ventaja de su fácil movilidad, por lo que se puede ir rotando por distintas áreas de vivares, si bien lo más frecuente es el vallado con malla cinegética. Asimismo, se pueden llevar a cabo acciones en el interior de estos acotados que aceleren la recuperación de la vegetación (revegetación arbustiva), siempre con precaución de no dañar los vivares.

2.2. Protección o reforzamiento de vivares naturales individuales: otra opción es acotar individualmente una madriguera con todas sus bocas (normalmente, más de 500 $m^2$). Los efectos son similares a los expuestos para áreas grandes. Resulta más costoso en cuanto a unidad de superficie protegida. También existen algunas experiencias de reforzamiento de la superficie y/o las bocas de los vivares más afectados por escarbaduras mediante distintas estructuras.

2.3. Entaramado de vivares naturales: es una práctica muy arraigada en muchos cotos de caza menor, consistente en cubrir los vivares naturales con ramas y otros restos de podas, resalveos o desbroces manuales, de manera que las ramas creen una estructura permeable a los conejos, pero inaccesible a los predadores. La manera de realizarlo adecuadamente es disponer las ramas y demás elementos vegetales generando una estructura que cubra el vivar respetando los pasos habituales a las bocas (se sabe que los conejos son especialmente sensibles a alteraciones en sus caminos habituales de huida; Otero, 2005). Así, no se aconseja entaramar vivares naturales activos que no hayan sido tratados así tradicionalmente, o hacerlo al borde de éstos

**Figura 4-46.** Entaramado tradicional sobre vivares naturales: a la izquierda aspecto general, y a la derecha se pueden ver dos conejos refugiados delante de la boca.

para ampliar su superficie. No conviene proteger a la vez todos los vivares de una zona, para que los conejos se acostumbren gradualmente. Los trabajos deben llevarse a cabo fuera de la época de reproducción y con cuidado para no colapsar ni hundir el vivar al trabajar sobre él. Necesita mantenimiento (reaporte de ramas y ahuecado) para resultar resistente.

*3. Alimentación y agua suplementarias para la caza menor*

Se ha comprobado que la carencia de agua puede provocar la reabsorción de fetos o interrumpir la lactación en las hembras de conejo (Myers y Poole, 1961). En el medio mediterráneo esta circunstancia resulta especialmente significativa, puesto que a finales de primavera el pasto aparece seco. Una medida recomendable para aumentar la productividad de las poblaciones de conejo es la presencia y mantenimiento de una red de puntos de agua activos en las épocas más secas. Sobre la importancia de la disponibilidad de alimento para el conejo puede decirse algo similar, especialmente en los momentos en los que el medio es deficitario en la oferta de proteínas y minerales. Se ha comprobado la relación entre el comienzo de la época reproductiva y el incremento de la disponibilidad de alimento de calidad (Villafuerte *et al*., 1997). La disponibilidad de alimento en el medio mediterráneo es muy variable en calidad

**Figura 4-47.** Un conejo bebe en una charca pequeña, que mantiene agua en verano.

y cantidad, por lo que su búsqueda, una vez agostados los pastos, se hace una tarea ardua para el conejo, traducida en pérdida de condición corporal y cese de período reproductor (Boyd y Myhill, 1987). Además, aumenta el riesgo de predación (más tiempo de búsqueda fuera y lejos del refugio, Wallage-Drees y Michielsen, 1989). Por ello, otra medida aconsejable, especialmente en áreas de alta densidad de conejo, es el aporte adicional de alimento de calidad.

Respecto a la selección del alimento adecuado, conviene recordar que cambios bruscos en la dieta pueden desencadenar procesos intestinales negativos en el conejo (disbiosis, enteropatías,…). Tras varios ensayos, parece ser la alfalfa, en rama o granulada de reducido tamaño (tipo pellet; De Blas, 1988), el alimento indicado, si bien también se pueden suministrar cereales como el trigo o la avena.

Las medidas para el aporte suplementario de agua y alimento pueden ser:

1. Bebederos artificiales: constan de depósitos de capacidad variable y pileta pequeña, para minimizar la evaporación. Se aconseja disponerlos a la sombra de árboles o arbustos, orientados hacia el norte para minimizar las horas de insolación directa, y en lugares accesibles para su relleno.

2. Pequeñas charcas: otra forma de proporcionar agua a los conejos es la creación de puntos de agua de tipo charca de pequeñas dimensiones (menos de 10x10 metros). Se pueden aprovechar veneros que conserven agua en verano y adecuarlos allanando y ampliando una superficie donde se acumule el agua que brota.

3. Adecuación de fuentes, abrevaderos y pozos: dejando rebosar directamente el agua, o soterrando pequeñas tuberías desde el abrevadero o el pozo hasta piletas pequeñas. Estas piletas pueden protegerse para asegurar su uso por fauna menor y evitar los daños por ungulados. En el caso de fuentes, se pueden hacer adaptaciones para conejos y otra fauna menor, protegiendo (tapando con piedras) el nacimiento del manadero e instalando una superficie para recibir y acumular el agua; por ejemplo, con cemento.

4. Comederos artificiales: puede disponerse alimento en algún modelo de tolva, que habrá que proteger de los ungulados con estructuras suficientemente resistentes.

5. Aporte directo de grano en red de caminos: otra opción, empleada en terrenos excluidos a herbívoros, es repartir alimento adicional (grano de cereal, por ejemplo).

*4. Repoblaciones con conejo*

Las repoblaciones con conejo de monte son una práctica habitual en muchos cotos de caza y, más recientemente, en proyectos de conservación de especies amenazadas, para las que el conejo es una presa relevante. El objetivo general es el mismo: lograr poblaciones de conejo en buen estado que soporten un aprovechamiento cinegético o sustenten poblaciones de especies amenazadas.

**Figura 4-48.** Cagarrutero de conejo con excrementos antiguos y recientes. Puede usarse para estimar la presencia de conejo en la zona receptora, antes de emprender una repoblación.

En el caso de muchos cotos en los que se aprovecha el conejo pero éste no es abundante, las repoblaciones se entienden como una herramienta para hacer crecer las poblaciones a corto plazo y satisfacer demandas puntuales. Las repoblaciones asociadas a proyectos de recuperación de fauna son menos ambiciosas en términos absolutos (número de conejos puestos en carga), y más en su sostenibilidad temporal.

Las cuestiones más relevantes para las repoblaciones con conejo, por orden de ejecución, son:

*1. Evaluación previa de su idoneidad:* debe evaluarse bien la presencia remanente de conejo y los factores que causaron su escasez o ausencia actual ya que, de existir una población autóctona aceptable o de no haberla albergado nunca, la introducción de ejemplares de otras poblaciones está, en general, contraindicada.

*2. Adecuación del medio receptor*: el área donde se quiera repoblar deberá asegurar alimento y refugio en cantidad y calidad suficientes para el conejo, así como la presencia de

**Figura 4-49.** Aspecto general de un cercado de repoblación de conejos. Su interior contaba con un 60% de matorral y un 40% de pastizal.

agua en verano. Se deben elegir zonas con matorral y pastizal en mosaico, con piedra sólo si proporciona refugio, mejor en suelos excavables, cerca de arroyos y alejados de focos de furtiveo.

*3. Procedencia*: Es una de las cuestiones más delicadas por su relación con las enfermedades y la adaptación al medio. La recomendación general es traslocar desde la zona geográfica más cercana ejemplares del mismo linaje: A o B (ADN mitocondrial; Alda *et al*., 2006).

*4. Capturas:* suponen una gran fuente de estrés para los conejos (Letty *et al*., 2003), pudiendo condicionar la viabilidad de la repoblación. Deben elegirse los métodos que lo minimicen, teniendo en cuenta la época del año sobre todo. Una opción poco lesiva es utilizar trampas con o sin cebo en las proximidades de madrigueras (cercones), o en áreas de alimentación (cercones, redes).

*5. Manejo, almacenamiento y transporte*: también son prácticas muy estresantes para el conejo, provocando, junto con la captura, un efecto inmunodepresor muy fuerte. Para minimizarlo:

- Los tiempos de almacenamiento y transporte (entre la captura y la cuarentena o la suelta) deben ser los menores posible, y durante ellos, los conejos deben permanecer en ambientes oscuros, frescos, con alimento hidratante y/o agua.

- Los recintos (jaulas) que ocupen deben estar muy compartimentados y no ser muy altos, para evitar que se hacinen unos conejos encima de otros.

- Deben incluirse grupos pequeños de conejos en cada compartimento, de manera que puedan moverse y se reduzcan las posibilidades de agresión entre ellos.

- Cada compartimiento debe contar con material absorbente en el suelo.

**Figura 4-50.** A la izquierda, colocación de las jaulas para el transporte de conejos de repoblación y, a la derecha, un detalle de la vacunación.

- La manipulación directa del conejo debe hacerse con la técnica de sujeción más adecuada, pinzando la piel del lomo, de manera que se evitan daños a los conejos y al manipulador. Nunca sujetar por las patas, las orejas, la cintura o los riñones, que pueden producir fracturas o lesiones internas.

*6. Control epidemiológico; vacunación, desparasitación y cuarentena:* la idoneidad de vacunar a los conejos de repoblación frente a las enfermedades que más les afectan (mixomatosis y EHV) está siendo objeto de estudio actualmente. De hecho, hay algún ejemplo de repoblaciones exitosas en las que ningún ejemplar fue vacunado antes de la suelta. No obstante, la vacunación de los conejos para repoblaciones es una obligación establecida por la normativa que las regula en la mayoría de las comunidades autónomas. En general, se recomienda lo siguiente:

- Vacunar adultos y subadultos contra las dos enfermedades (mixomatosis y EHVc). Los jóvenes que se vacunan sufren mayor mortalidad por efectos secundarios (Calvete y Estrada, 2004), y no es aconsejable en caso de hembras preñadas, pues provoca aborto.

- Respetar las condiciones de conservación de las vacunas en todo momento y aplicar todas las normas profilácticas necesarias.

- Limpieza y tratamiento de las posibles lesiones (colirios, cicatrizantes,…), y desparasitación externa.

- Mantenimiento de período de cuarentena en instalaciones acondicionadas. Debe durar, al menos, 6 días.

- La cuarentena post vacunación, además de interesante para descartar conejos portadores de enfermedad, sirve para que los conejos superen el período de inmunodepresión que sigue a la vacunación.

- A la vez que se vacunan y tratan, conviene sexar y repartir en los compartimentos disponibles grupos tal y como se quieran soltar (un macho adulto, dos hembras adultas y jóvenes o gazapos, hasta cinco por compartimento).

- Vigilar temperatura y aireación, alimento e hidratación, así como brotes de enfermedad para ir retirando posibles enfermos cuanto antes.

*7. Sueltas:*

- Las mejores épocas para la suelta son principios de otoño o de primavera. Resultan preferibles las sueltas de otoño, pues hay mayor proporción de adultos y la supervivencia es mayor.

- Para reducir la dispersión inicial y la depredación en el momento de más desorientación (primera semana), es aconsejable que el núcleo de repoblación esté «cerrado». Una opción son los cerramientos eléctricos con varios hilos o bandas muy bajos y cercanos (Mayer y Ryan, 1991).

- Es preferible la suelta a primera hora de la mañana, para mantener los conejos encerrados unas horas –con algún alimento hidratante– y abrirlos al atardecer.

- Aunque depende del tipo y tamaño del vivar en el que se suelta, es recomendable soltar grupos pequeños (5-7 conejos/vivar), procurando respetar los grupos de la cuarentena, con la misma distribución de sexos y edades indicada.

**Figura 4-51.** Suelta de conejos en vivares de tubos. Obsérvese la manera correcta de manipular un conejo para no causar lesiones, y el aspecto de pasto con abundancia de leguminosas alrededor.

*8. Mantenimiento:*

- Alimento y agua: debe aportarse mediante comederos y bebederos si el medio no los ofrece en abundancia.

**Figura 4-52.** Cagarrutero de conejo a la entrada de un vivar artificial de tubos.

- Vigilancia de la predación: si se ha dispuesto algún sistema que evite el acceso de predadores debe revisarse su buen funcionamiento, especialmente en las primeras semanas.

- Reforzamiento de vivares, aporte de refugio y ampliación del núcleo: las instalaciones cercadas y los vivares artificiales, aunque se construyan resistentes pueden sufrir pequeños desperfectos por el paso del tiempo (deterioro de mallas) o por la acción reiterada de la fauna.

- También es conveniente observar la evolución del núcleo, e ir disponiendo refugios y vivares artificiales nuevos a medida que la densidad aumenta.

*9. Seguimiento y evaluación:* Por la importancia que su eficacia tiene para el sector cinegético y el conservacionista, que se traduce en inversiones, es recomendable y lógico seguir las repoblaciones de conejo (Muñoz, 2005).

### *5. Traslocaciones dentro del mismo coto*

En aquellos cotos de caza que cuentan con una distribución desigual de conejo, es una práctica relativamente común traslocar ejemplares desde zonas de gran densidad a zonas

menos pobladas. Se trata de una medida aceptable si la distancia entre los lugares de origen y suelta es pequeña (3-5 km), por motivos similares a los expuestos a las procedencias en las repoblaciones con conejo.

*6. Control epidemiológico de poblaciones naturales*

La preocupación por las disminuciones poblacionales debidas a la incidencia de la mixomatosis y la EHVc ha llevado a la extensión de prácticas que tratan de controlar estas enfermedades en algunos cotos de caza menor. Las más habituales son campañas periódicas de vacunación de las poblaciones naturales, ya que las vacunas de las dos enfermedades tienen una duración limitada (6 meses-1 año), y la desparasitación de madrigueras, para evitar la presencia de vectores de los virus responsables.

1. Vacunación de poblaciones naturales: esta medida debe ser rigurosamente sopesada antes de acometerla, ya que presenta inconvenientes importantes. Las campañas de vacunación tienen un impacto negativo a corto plazo debido al estrés del manejo, que se añade al efecto inmunodepresor propio de las vacunas vivas (Calvete y Estrada, 2004).

2. Desparasitación de vivares: consiste en fumigar las bocas con productos tipo piretroides (piretrinas sintéticas) o malatión, insecticidas habituales en cosechas y jardines. El objetivo es eliminar o alejar los vectores de las enfermedades del conejo (mosquitos y garrapatas, fundamentalmente).

**Figura 4-53.** Conejo subadulto en la entrada a un vivar.

## *4.1.4. Caza mayor y buitre negro*

*Rubén Moreno-Opo, Francisco Guil y Alfonso San Miguel*

### *4.1.4.1. Los ungulados cinegéticos. Introducción*

La caza mayor ha adquirido en los últimos años un auge importante, pasando de ser un recurso secundario a convertirse en la principal fuente de ingresos en numerosas fincas y explotaciones donde cría y se alimenta el buitre negro, por encima incluso de la ganadería, la agricultura y determinados aprovechamientos forestales. A pesar de que su producción no está subvencionada por primas y fondos europeos, genera una importante inyección económica en los terrenos donde se gestiona.

El incremento de la demanda de caza mayor ha venido provocado por la valorización de la actividad, el prestigio que otorgan los trofeos conseguidos y el aumento de la afición deportiva entre amplios colectivos sociales. Al tratarse de una actividad creciente, la gestión para su promoción no ha estado arraigada en el territorio durante mucho tiempo histórico. Por ello, en la actualidad se están ensayando y concretando los métodos más convenientes para aumentar la rentabilidad de la caza mayor, en calidad, cantidad y carácter deportivo, y para hacerla compatible con la conservación del resto de elementos del medio natural. Esto resulta importante para los ecosistemas mediterráneos donde habita el buitre negro, puesto que un crecimiento desmesurado de las poblaciones de ungulados cinegéticos puede conllevar daños sobre distintos elementos del paisaje si no se gestiona de forma adecuada (Fernández Olalla, 2006).

**Figura 4-55.** El ciervo es el ungulado cinegético más característico de los montes mediterráneos donde habita el buitre negro.

**Figura 4-56.** El jabalí es la especie cinegética más ampliamente distribuida por toda la península Ibérica.

Son varias las especies de caza mayor presentes en las áreas en que habita el buitre negro. El ciervo *Cervus elaphus* es la especie más característica en las fincas de caza mayor de las zonas mediterráneas. Vive prácticamente en todos los cotos dedicados al aprovechamiento cinegético y tiene unos requerimientos ecológicos bien conocidos por los gestores, basados en necesidades de hábitat, alimento y tranquilidad (Caballero, 1985; Ballesteros, 1998; Montoya, 2000).

Otra especie que cohabita con el buitre negro es el jabalí *Sus scrofa*, auténtico todoterreno de los montes mediterráneos y el más abundante artiodáctilo silvestre de España. Es la especie de caza mayor que más conflictos genera con los agricultores, debido a los daños que causa sobre las cosechas; con los ganaderos, pues levanta los prados y pastizales en busca de alimento, y con los cazadores, ya que depreda sobre especies de caza menor. Es omnívoro, y puede aprovechar un amplio espectro de tipos de alimento (Herrero, 2004). Esto le proporciona la posibilidad de adaptación a distintos ecosistemas, desde los pastizales y bosques de montaña hasta las llanuras más secas. Tiene un crecimiento poblacional elevado (Garzón, 1991), debido también a la ausencia actual de depredadores naturales y a la imposibilidad de control de todas sus poblaciones mediante vallados cinegéticos.

El resto de especies cinegéticas son más escasas, y algunas han sido introducidas por el hombre en cotos de caza mayor. Es el caso del gamo *Dama dama* y el muflón *Ovis ammon*, muy adaptables a los distintos medios mediterráneos. Ambas son especies introducidas en la península con fines cinegéticos. Cuando conviven en los mismos espacios pueden aparecer fenómenos de competencia por el alimento, sobre todo entre el ciervo y el gamo (González y San Miguel, 2004).

El corzo *Capreolus capreolus* es una especie autóctona del monte mediterráneo, el cérvido de menor tamaño de los presentes en España, mucho más escaso y especialista que el resto. Se alimenta de brotes de vegetación leñosa y herbácea (Fandos *et al*., 1987), viéndose desplazado cuando las poblaciones de ciervos son muy abundantes, entre otras causas por competencia trófica (Blanco, 1998). Se distribuye, de forma discontinua, por los macizos montañosos del centro y sur de la península y por la mayor parte del norte peninsular. En el centro y norte la especie está expandiendo sus efectivos (San José, 2002). En el sur sus poblaciones son más escasas, están en regresión y poseen un notable interés, al tratarse de poblaciones de diferente morfología (Delibes, 1996).

La cabra montés *Capra pyrenaica*, endémica de la península Ibérica, coincide con el área de distribución del buitre negro en el Sistema Central y Sierra Morena, lugares donde quedó relegada tras un descenso acusado de sus poblaciones hasta la década de los 1950-1960 por la presión humana (Blanco, 1998), ya que se trata de un trofeo de caza muy apreciado. Adaptado a la vida en roquedos, selecciona un amplio espectro de recursos tróficos (Martínez, 1987). Sus poblaciones se ven afectadas por la pérdida de hábitat adecuado, numerosas enfermedades –sobre todo la sarna sarcóptica– y la fragmentación de sus poblaciones (Granados *et al.,* 2002).

### *4.1.4.2. Tendencia y dinámica poblacional*

Las poblaciones de ungulados cinegéticos han experimentado, en términos generales, un aumento de sus poblaciones en los últimos 30 años en España. Analizando las estadísticas de caza, las dos especies de caza mayor más comunes, el ciervo y el jabalí, han aumentado sus poblaciones de forma espectacular (Ministerio de Agricultura, varios años). Al evaluarlo de forma relativa, podemos observar cómo las capturas casi se han multiplicado por 8 en el plazo de 30 años (figura 4-57).

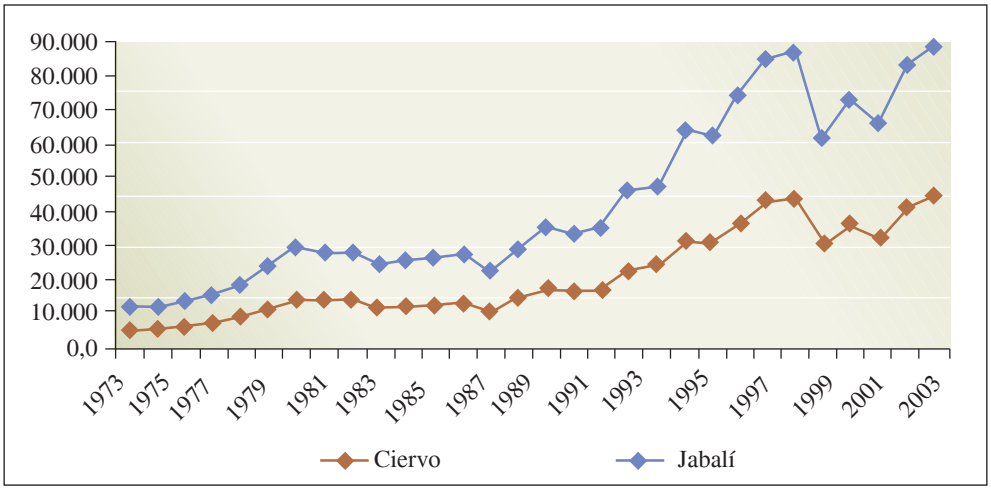



**Figura 4-57.** Evolución del número total de piezas de caza mayor (ciervo y jabalí) abatidas en las provincias donde cría el buitre negro, obtenido de series de caza (Instituto Nacional de Estadística 2006).

Las implicaciones de este incremento poblacional son aún desconocidas, aunque en muchos casos no son compatibles con la regeneración o conservación de la cubierta vegetal, especialmente en el caso del ciervo (Montoya, 2000). El jabalí presenta actualmente unas densidades de hasta 12 individuos/km$^2$ (Rosell y Herrero, 2002) y se dan abundantes casos de fincas con densidades de más de 50 ciervos/km$^2$ (Ballesteros, 1998). Son valores muy altos para mamíferos herbívoros del tamaño y requerimientos de las especies mencionadas. Las necesidades de realizar monterías competitivas (con elevado número de piezas abatidas) obligan a la presencia de elevadas densidades de ungulados. Parece necesario que, para garantizar la compatibilidad de la actividad cinegética con la preservación del medio, se valoren los que han sido de forma tradicional los elementos de la caza (contacto con la naturaleza, belleza del espacio, emoción del lance, presencia de especies amenazadas, etc.), por encima del número de piezas abatidas.

Este incremento poblacional ha llevado consigo un considerable aumento de las rentas económicas. Así, el valor económico resultante de la caza mayor se ha multiplicado por cinco desde el año 1986 hasta 2002, pasando de unos ingresos mínimos de unos doce millones de euros por temporada de caza (57.330 piezas cazadas en 1986) a casi cincuenta y siete millones de euros (216.282 piezas cazadas en 2002, según el Instituto Nacional de Estadística, 2006). Junto al valor de las piezas, debe considerarse la importancia de la caza mayor como motor económico de las zonas donde se lleva a cabo la actividad, con incidencia positiva sobre sectores como el turismo (hoteles, restaurantes), guardería de fincas, rehalas, postores, arrieros, taxidermistas, armerías, etc.

### *4.1.4.3. Importancia de la caza mayor para el buitre negro*

Las poblaciones de ungulados cinegéticos tienen gran importancia para el buitre negro (ver una exposición en capítulo 4.1.1). Los cadáveres de especies de caza mayor y despojos de monterías contribuyen a alimentar a las carroñeras de forma importante. También los individuos que quedan heridos y posteriormente mueren en el monte. Los estudios de dieta realizados para la especie muestran que el ciervo y jabalí aparecen en porcentajes significativos en las egagrópilas analizadas.

**Figura 4-58.** Buitre negro juvenil alimentándose de despojos de ciervos, principalmente patas y vísceras, tras una montería.

El consumo de restos de ungulados de caza mayor se produce sobre todo durante la época invernal, coincidiendo con las jornadas de monterías. Los buitres negros acuden a las zonas donde se caza para aprovechar los restos y despojos de las piezas cobradas, o incluso alguna res muerta antes de ser recogida por el personal de la montería. Entre octubre y febrero, un importante porcentaje de la población ibérica no reproductora se mueve en las fincas de caza mayor de Sierra Morena, Montes de Toledo, sierras de Extremadura y Sistema Central para aprovechar los abundantes restos que quedan en el campo. Los buitres negros no sólo dependen de la abundancia de ungulados silvestres existente, sino también de la voluntad de los gestores cinegéticos y guardas de las fincas para poner a disposición de las carroñeras los restos de los animales cazados. Durante el resto del año los buitres negros también se alimentan de restos de ungulados cinegéticos, aunque de forma mucho más escasa (muerte naturales, restos de placentas, recién nacidos en primavera y descastes realizados en verano).

Por tanto, los cadáveres de ungulados cinegéticos y sus despojos son una fuente de alimento trascendental para el buitre negro, de forma aparentemente creciente. El aumento de las poblaciones de estas especies de caza mayor hace que los buitres exploten estos recursos cada vez con más frecuencia. A esto se une, además, el descenso de las poblaciones de conejo sufrido en España en los últimos 15 años con la aparición de la enfermedad hemorrágica vírica, así como la reducción del número de cadáveres de ganado ovino, caprino y bovino que se dejan en el campo para que los buitres se alimenten y el cese de actividad de determinados muladares.

**Figura 4-59.** Una buena gestión de las poblaciones de ungulados cinegéticos resulta beneficiosa para la conservación del medio natural en general. Ha de realizarse de acuerdo con unos objetivos y criterios de actuación concretos.

La caza mayor también resulta importante para el buitre negro desde otros puntos de vista. Las acciones para la gestión de los ungulados cinegéticos pueden influir también en la viabilidad poblacional de la carroñera (ver capítulos 3.1.1., 3.1.2. y 3.1.3.). La apertura de tiraderos, pistas y su mantenimiento (Galán *et al.,* 1997), o la instalación de comederos

para las reses, pueden influir negativamente si se producen molestias en las áreas de cría. La presión que sufren algunas masas boscosas por el ramoneo de ciervos reduce la calidad del hábitat por pérdida de vegetación arbustiva y arbórea en regeneración (González y San Miguel, 2004; Fernández Olalla, 2006) y puede condicionar en el futuro esas áreas como receptoras de parejas reproductoras de buitres negros. En cualquier caso, si la gestión se realiza de forma adecuada, controlando las cargas mediante descastes, suplementando con alimento adecuado, respetando fechas y áreas para realizar las actividades y destinando los despojos de las cacerías a las necrófagas, los buitres negros se verán muy favorecidos por la gestión de la caza mayor.

### *4.1.4.4. La situación sanitaria y legal de los ungulados silvestres*

Si existe una elevada densidad de ungulados en fincas cerradas, la probabilidad de transmisión de enfermedades entre los individuos es mayor, pudiendo ser reservorios de éstas durante largos períodos de tiempo. La prevalencia de las enfermedades aumenta por el incremento del contacto a través de puntos de agua, puntos de alimentación, heces, etc. Por eso, la prevención de enfermedades y la detección a tiempo de episodios de contagio resultan fundamentales para no producir problemas sanitarios graves en los ungulados cinegéticos (González y San Miguel, 2004; Gortázar *et al*., 2006).

Son varias las enfermedades y parásitos detectados en las especies de caza mayor, sobre todo en el ciervo y el jabalí. Pueden tener una incidencia grave y son de muy distinto tipo; además de afectar a las poblaciones animales también pueden ser transmitidas al hombre y al ganado doméstico. Entre los parásitos, se conocen varios tipos de garrapatas, que pueden afectar gravemente a las crías, dípteros hipodérmicos, dípteros que provocan miasis y nemátodos intestinales y pulmonares, que pueden causar eleaophorosis (Soriguer *et al*., 1994; San Miguel *et al*., 2000; Baños, 2004). También, parasitaciones por helmintos pueden producir triquinosis y toxoplasmosis, sobre todo en el jabalí (Gortázar, 2005). Las enfermedades más incidentes son de origen bacteriano, siendo comunes la tuberculosis, la

**Figura 4-60.** Tras la celebración de las sesiones de caza, las piezas cobradas son analizadas por los veterinarios asistentes. Se comprueba el estado sanitario de cada animal antes de que los carniceros procedan a su desuello y transporte.

paratuberculosis, la brucelosis, el carbunco y la queratoconjuntivitis en el ciervo (Baños, 2004), y la tuberculosis y brucelosis en el jabalí. Las enfermedades de origen vírico afectan en mayor nivel a los jabalíes, como la enfermedad de Aujeszky, la peste porcina africana y la clásica o parvovirus y circovirus (Gortázar, 2005). En ciervo también se han detectado enfermedades espongiformes de transmisión (EET), como la caquexia crónica, aunque aún no hay casos comprobados en la Unión Europea (Comisión Europea, 2005). La expansión de las mencionadas enfermedades, y sobre todo de esta última EET, tendrían consecuencias negativas para el buitre negro, por los posibles cambios en la legislación para controlar el contagio de enfermedades y las limitaciones en los restos a poder depositar para la alimentación de las aves carroñeras.

Los ungulados cinegéticos son animales silvestres catalogados en la Ley de Caza del Estado español (Ley 1/1970 de 4 de abril) y en las distintas leyes de caza autonómicas. Son especies sometidas a una regulación normativa que permite su aprovechamiento regulado, según los planes cinegéticos particulares y las ordenanzas regionales sobre vedas, cupos y modalidades. Los cadáveres y restos de ungulados cinegéticos, desde el punto de vista sanitario y de su manejo, son clasificados como material de la categoría 3 si se incluyen como animales sometidos a control humano, o no pertenecientes a ninguna categoría si son animales salvajes (Reglamento CE 1774/2002; Comisión Europea, 2002). Por lo tanto, su depósito para la alimentación de las aves carroñeras está autorizado bajo determinadas prescripciones (Real Decreto 1098/2002 y Real Decreto1429/2003; Ministerio de la Presidencia, 2002, 2003).

**Figura 4-61.** El muflón está presente en algunas fincas de caza mayor, donde ha sido introducido por el hombre.

### *4.1.4.5. La actividad cinegética*

La caza mayor se realiza mediante distintas técnicas que dependen de la especie objetivo, el hábitat en que se encuentra y las cantidades a extraer (San Miguel *et al.,* 1996). De una buena práctica cinegética depende la revalorización económica de una finca, y esto engloba tanto al cuidado del monte y las propias reses durante todo el año como al saber acertar en el tipo de cacería, las fechas y las proporciones de animales a cazar.

La gestión de las poblaciones de ungulados cinegéticos a través de la caza es una herramienta imprescindible, especialmente si tenemos en cuenta que apenas poseen depredadores naturales. En la caza mayor, el objetivo principal son los trofeos que proporcionan los machos de las distintas especies. Pero si se cazan únicamente machos se producirá una desviación de la razón de sexos natural (1:1). Este problema se hace más acuciante si las reses están limitadas a un espacio cercado donde no pueden intercambiar sus genes con los de otras áreas geográficas. Por ello, se compensa la estructura poblacional cazando hembras, generalmente las viejas o las que no han tenido descendencia. Es también habitual realizar descastes de ejemplares defectuosos, viejos y de crías en mal estado de desarrollo para seleccionar determinadas características fenotípicas en la población. Se busca de esta forma conseguir buenos trofeos y potenciar la presencia y reproducción de ejemplares de buena calidad física. De un control adecuado depende la viabilidad futura de la caza mayor en una finca, su calidad y que exista un adecuado equilibrio poblacional. La relación de sexos debe aproximarse a 1:1, y la proporción de ejemplares jóvenes (0 a 2 años) ha de acercarse al 30-40% del total poblacional (Montoya, 1999).

Las posibilidades de caza han de ser muy bien analizadas por el gestor cinegético, puesto que no siempre se puede cazar todo lo que se pretende y se corre el riesgo de no llegar a las expectativas creadas. Se deben mantener controles periódicos de la población cinegética que habita la finca, teniendo en cuenta las tasas reproductivas de las especies cada año, la mortalidad natural, el sistema de caza previsto, la relación entre machos y hembras, el número de ejemplares inmaduros, etc. Si hay más reses de las recomendables en una finca habría que cazar más, mientras que si se quiere aumentar el número de ejemplares, entre otras cosas, hay que reducir el número de ejemplares cazados por debajo del nivel ideal (Covisa, 1998). Para el ciervo, se considera apropiado cazar cada año entre el 15 y el 25% de ejemplares de una finca, equivalente a la tasa de crecimiento anual de las poblaciones en condiciones controladas, y así mantener estable el número de reses presente (Soriguer *et al*., 1994).

Los sistemas de caza más habituales son la montería y el rececho. El primero de ellos consiste en un aprovechamiento intensivo de un espacio determinado durante un corto período de tiempo (un día), mientras que el rececho busca la captura de ejemplares de forma dirigida a un ritmo menor de extracción pero más prolongado en el tiempo. En la montería el gestor no puede controlar con exactitud el número de reses a cazar, aunque sí que se establecen unas capturas máximas según los cupos por puesto. Hay mucha variación de tipos de monterías entre fincas, en cuanto al número de rehalas y puestos. Es un sistema que causa una importante alteración de la tranquilidad en el medio durante las jornadas en que se produce, aunque, a cambio, se realiza en poco tiempo. Por la presencia de numerosos perros se corre el riesgo de afectar a especies no objetivo de la montería, como corzos, cabras monteses o crías de distintos ungulados, como jabalíes. Los buitres negros también pueden ser perjudicados por el escándalo que se crea durante una montería, sobre todo cuando ésta se realiza en febrero, momento en que ya están ocupados los nidos por la especie e incluso ya

**Figura 4-62.** Las monterías se realizan con rehalas de perros, que espantan a las piezas de caza mayor hasta los puestos de caza. En la foto se observa de fondo un nido de buitre negro.

están incubando. En cambio, durante los meses iniciales del invierno, los buitres acuden a la zona donde se están produciendo los disparos en busca de alimento. En el caso del rececho, al seleccionar los ejemplares a cazar, se controlan mejor las poblaciones y no se producen molestias generalizadas en las fincas. Es este un método de caza selectiva, en busca de trofeos previamente elegidos. El descaste de hembras y ejemplares defectuosos es otro tipo de caza selectiva, que busca ajustar la población a las proporciones numéricas adecuadas.

Las fechas recomendadas de descaste son primavera y verano, épocas en la que se beneficia enormemente a los buitres negros que crían en la zona y que coincide con un bache de disponibilidad de alimento importante para ellos. Tradicionalmente se realiza a finales de verano, pero es más recomendable iniciar antes los descastes en una finca. Por un lado, durante la primavera se pueden cazar los ejemplares defectuosos existentes y los machos jóvenes mal desarrollados, mientras que en el verano se pueden localizar para su descaste las hembras viejas y no reproductoras (de acuerdo a la fenología de la especie; Álvarez, 1999), así como las crías con desarrollo deficiente.

### *4.1.4.6. Recomendaciones generales de gestión de las poblaciones de ungulados y de la actividad cinegética*

Para poder gestionar de forma adecuada las poblaciones de las especies cinegéticas, el estado físico y sanitario de los animales y la conservación del hábitat se recomienda:

– Organizar las últimas monterías de la temporada hasta mediados de enero como máximo y nunca en febrero, en las proximidades de colonias de cría de buitre negro. Más adelante de esta fecha se producirán molestias sobre los ejemplares reproductores, que ya están seleccionando y arreglando los nidos e incluso ya han realizado las puestas y están incubando. Si el trasiego de perros y rehalas es muy ruidoso, se puede ocasionar el fracaso de las puestas.

– Elegir adecuadamente qué especies de caza mayor se quieren tener en una finca. Es muy conveniente apostar por lo autóctono y por un número reducido de especies. El querer tener un poco de todo se convierte en un mucho de todo (Montoya, 1999; González y San Miguel, 2004), lo que suele generar problemas de superpoblación, competencia entre especies y deterioro del hábitat, y su control posterior resulta muy dificultoso.

– Adecuar las cargas de ungulados cinegéticos. Aunque tener muchas reses resulta muy apetecible para cazar abundantemente y para generar considerables beneficios económicos, se producen a medio plazo importantes daño en el medio natural y aparecen problemas sanitarios. Controlando y proporcionando adecuadamente recursos alimenticios, se pueden alcanzar densidades de 25-30 ciervos/km$^2$, de forma sostenible (Cano y Ruiz, 1997; González y San Miguel, 2004). Si las condiciones no son muy favorables, hay escasez de puntos de agua o de pastos herbáceos, es recomendable adaptar la densidad hasta 10 ciervos/km$^2$.

– Proporcionar alimento a los ungulados silvestres cinegéticos, sobre todo en períodos de escasez de disponibilidad de alimento natural, cuando las condiciones climatológicas han sido muy desfavorables o cuando las hembras están en período de lactancia. De esta forma se reducirá la presión de ramoneo sobre amplias zonas de la finca.

– Controlar que los alimentos aportados posean una calidad nutritiva superior a la del monte que se quiere preservar. Evitar el empleo de piensos y alimentos con urea, ya que este producto genera apetencia por los forrajes leñosos.

**Figura 4-63.** La concentración prolongada de animales en torno a unos determinados puntos de alimentación puede incrementar las probabilidades de contagio de enfermedades transmisibles, por lo que conviene variar la ubicación de estos lugares.

– Mejorar las condiciones de los pastos naturales de las fincas, para mejorar las posibilidades de alimentación de los ungulados. Es una actuación más duradera en el tiempo, que se mantiene de forma autónoma sin apenas cuidados del hombre, más económica y ofrecida a todos los ejemplares por igual ya sean machos, hembras, jóvenes o adultos. Las actuaciones han de realizarse en terrenos con orografía apropiada. Es eficaz bajo cualquier climatología, siempre que se aporten los nutrientes que necesita el suelo.

– Suministrar correctores minerales, en forma de bloques, de sales minerales y ricos en calcio y fósforo. Resulta una buena medida para suministrar estos elementos a las reses, que son muy escasos en la naturaleza en la mayoría de las áreas geográficas. Se favorece el crecimiento de las cuernas y, en consecuencia, la calidad de los trofeos de cérvidos.

– Alternar la disposición de los puntos de alimentación, de forma que se eviten sobrecargas asociadas a su empleo. Se pueden disponer de forma alternativa o bien distribuida para evitar daños al medio.

– Facilitar puntos de agua para las reses. Puesto que es un elemento limitante en numerosas áreas geográficas durante el verano, se recomienda construir un número adecuado de charcas para ungulados. Si la disponibilidad de agua es elevada las reses se repartirán entre todas ellas, reduciendo el contacto que podría facilitar la transmisión de enfermedades contagiosas.

– Conseguir que las proporciones entre sexos se aproximen a 1:1 y que el número de ciervos jóvenes (de 0 a 2 años) suponga el 30-40% de la población.

– Para limitar la incidencia de enfermedades, es conveniente mantener las densidades poblacionales adecuadas, teniendo en cuenta la posibilidad de que un año sea malo en oferta de recursos. Hay que evitar concentraciones de reses en puntos de agua o alimentación suplementaria, que son focos potenciales de transmisión de enfermedades. Las charcas han de estar lo más limpias posibles, para que al beber no se puedan adquirir los agentes patógenos de heces, por ejemplo. Es imprescindible analizar el estado sanitario de las reses abatidas en las cacerías y tomar las medidas veterinarias apropiadas. Eliminar los ejemplares en mala condición física, potenciales receptores y transmisores de patógenos, y los que presenten síntomas de poseer alguna enfermedad. Si se detecta algún indicio de presencia de enfermedad intentar suministrar medicamento apropiado a través de la alimentación supletoria y reducir en lo posible las densidades de reses.

– Eliminar, en la medida de lo posible y en aquellas zonas con prevalencias grandes de enfermedades contagiosas (tuberculosis, brucelosis), que ungulados domésticos y silvestres empleen los mismos puntos de agua, los mismos sesteaderos, etc.

#### *4.1.4.7. Recomendaciones de actuación para la alimentación de buitre negro. Posibilidades legales y protocolos*

La legislación actual permite que los restos, despojos y cadáveres enteros de las especies de ungulados cinegéticos sean destinados a la alimentación de las aves carroñeras, y en particular para el buitre negro.

**Figura 4-64.** Los despojos de las piezas abatidas son los que se podrán emplear para la alimentación de las aves necrófagas en las monterías, cuando se haya comprobado la ausencia de enfermedades transmisibles.

A pesar de que no existe pronunciamiento oficial sobre la categorización sanitaria, los restos de las piezas de caza mayor no se incluyen en las categorías de subproductos animales que estipula el Reglamento CE 1774/2002; en caso contrario, se considerarían subproductos animales de categoría 3, al tratarse de «partes de animales sacrificados que se consideren aptos para el consumo humano pero que no se destinan a este fin por motivos comerciales», o «animales sacrificados rechazados por no ser aptos para el consumo humano pero que no presenten ningún signo de enfermedad transmisible a los seres humanos o los animales, y que procedan de canales que son aptas para el consumo humano de conformidad con la normativa comunitaria» (Reglamento CE 1774/2002; Comisión Europea, 2002). Esto significa que los cadáveres abatidos en las sesiones de caza pueden llevarse a lugares dentro de la misma finca o coto para que los buitres se los coman, siempre que se compruebe que no tienen enfermedades transmisibles (Real Decreto 1429/2003; Ministerio de la Presidencia, 2003). Esto lo debería cerciorar el veterinario oficial que asiste a las cacerías para comprobar el buen estado de las reses que van a ser destinadas a consumo humano, según estipulan los planes cinegéticos de cada coto. Las reses cuya carne no vaya a destinarse al consumo humano, si no tienen síntomas externos de enfermedad alguna, no han de ser analizados por un veterinario y se pueden dejar directamente para que la coman las aves carroñeras. Igual ocurre, por supuesto, con las reses que aparecen muertas en el campo sin causa aparente de enfermedad transmisible. Los animales que presenten signos de padecer alguna enfermedad no se pueden dejar en el campo para que se lo coman los buitres y han de ser eliminados de acuerdo a los procedimientos especificados en cada plan técnico de caza, recogiéndolos por la autoridad competente para ser incinerados en una planta autorizada o transformados en una planta de transformación o, según el uso tradicional de cada finca, normalmente enterrándolos o incinerándolos (ver figura 4-65).

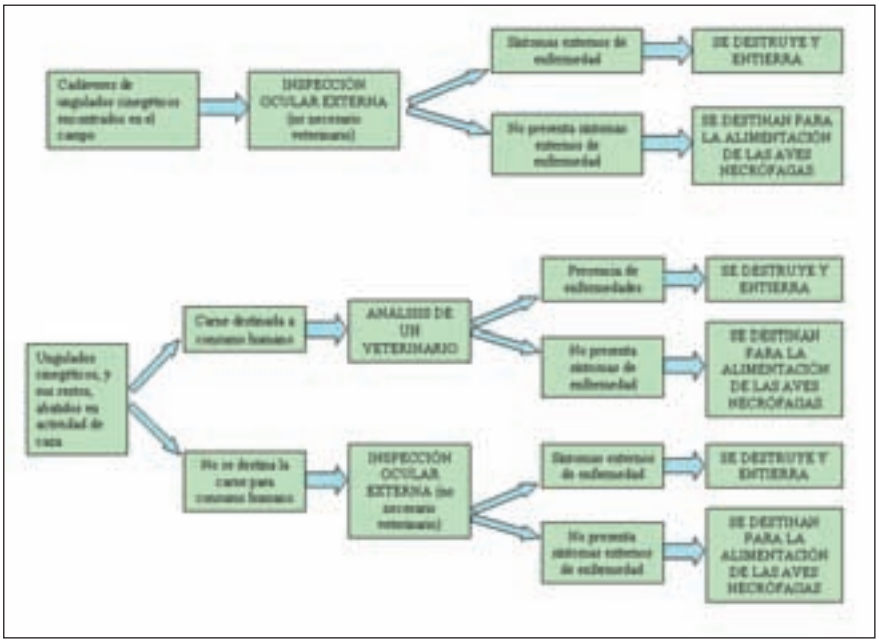



**Figura 4-65.** Posibilidades y protocolo de actuación para el depósito de restos de ungulados cinegéticos para la alimentación del buitre negro.

Los órganos ambientales competentes han de controlar y conocer esta utilización de los restos por parte de las carroñeras, y habrán de emitir una autorización expresa cuando se pretendan instalar muladares con recintos cerrados, se aporten restos procedentes de otros cotos o la explotación tenga algún tipo de restricción sanitaria. La habilitación de muladares será autorizada por la administración, si lo estima oportuno, en lugares donde se compruebe la necesidad de establecer protocolos de alimentación para las aves carroñeras (Real Decreto 664/2007; Ministerio de la Presidencia, 2007). Algunas Comunidades Autónomas –La Rioja, Navarra, Comunidad Valenciana, Andalucía, Aragón, Castilla-La Mancha– tienen regulada la alimentación de las aves carroñeras y la instalación de muladares, aunque su diseño y funcionamiento está más dirigido al aporte de restos de ganado.

Los cadáveres y restos de ungulados cinegéticos que se destinen a la alimentación de las aves necrófagas serán consumidos por éstas si se echan en el campo en unas determinadas condiciones. Si no se siguen unas pautas generales para el depósito de los restos se corre el riesgo de que las aves carroñeras no los localicen o no se atrevan a alimentarse de ellos, pudriéndose y generando un potencial foco de infección sanitaria. Se recomienda realizar el aporte de restos de caza en las fincas con presencia de buitres, por lo que si es un espacio donde habitualmente se ven volar buitres negros, buitres leonados, alimoches o milanos, *a priori* es conveniente aportar carroña. Las recomendaciones de actuación más importantes son:

– Depositar los restos en los mismos puntos de la finca. Elegir tres o cuatro lugares fijos para echar las carroñas, que se irán alternando en función de la idoneidad y la no interferencia con las actividades de gestión del territorio.

– Las áreas donde se depositen los restos han de ser despejadas, sin mucha cobertura arbórea ni arbustiva, para que sean fácilmente localizables por las aves carroñeras. No suministrar los restos dentro de una masa boscosa ni en una mancha de matorral denso.

– No echar los restos de las cinegéticas cerca de charcas, manantiales o arroyos, por la posibilidad de contaminar esas masas de agua.

– Distanciar los lugares de depósito a más de 800 m de casas, construcciones o cualquier otro foco de actividad humana, así como de tendidos eléctricos o aerogeneradores.

– Evitar disponer los restos en recintos vallados que carezcan de una superficie mínima de una hectárea, por los riesgos de colisión de las aves a la hora de aterrizar o iniciar el vuelo.

– Variar la localización de las carroñas entre los distintos puntos seleccionados para evitar atraer a mamíferos terrestres oportunistas, como zorros, perros o jabalíes.

– No molestar a las aves mientras están comiendo, acercándose a distancias menores de 400 m, puesto que levantarán el vuelo y dejarán de alimentarse por un tiempo prolongado.

– Aunque los buitres no consuman la carroña en las primeras horas desde su depósito, dejarla estar los días que sea preciso, puesto que muy probablemente entrarán a comer con el paso del tiempo.

Una vez emitidas recomendaciones generales de depósito de los restos para las carroñeras, conviene favorecer a las especies que, por su situación poblacional, más acciones de conservación necesitan. El buitre negro es una de ellas y a continuación se exponen algunas cuestiones destinadas a mejorar su alimentación en relación a otras aves, sobre todo al buitre leonado, su principal competidor en las carroñas. Los buitres negros consumen un amplio espectro de presas potenciales, preferentemente de un peso que oscila entre 0,9 kg. y 90 kg. (Hiraldo, 1976). Se trata de cadá-

**Figura 4-66.** La forma en la que se depositan los despojos y vísceras de las monterías puede resultar más beneficioso para el buitre negro si se disponen los trozos esparcidos en un radio aproximado de 50 m (como a la derecha). Se evita así la acumulación excesiva de buitres leonados en un único punto (como en la izquierda) que hará más difícil el acceso de los buitres negros a los restos, por competencia directa.

veres y restos de pequeño y mediano sobre todo, de forma similar a lo que selecciona el alimoche (Hiraldo, 1977). En cambio, los buitres leonados se alimentan sobre todo de grandes cadáveres, de ovejas, vacas, ciervos o equinos (Donázar, 1993). Un cadáver suele ser consumido por varias especies de aves carroñeras, presentes en cantidades y proporciones variables, que dependen de la ubicación de la carroña, el tamaño de ésta y la abundancia de ungulados en el área (Houston, 1974). Cuanto más voluminoso es el cadáver más buitres se congregan, sobre todo leonados, puesto que los negros y alimoches bajan en números más bajos (Donázar, 1993). El buitre negro defiende el alimento ante los leonados de forma más eficaz si éste es de dimensiones reducidas, apropiándose de esos trozos y no dejando que se alimenten los leonados. En cambio, si la presa es unitaria y muy voluminosa se genera una gran concentración de buitres leonados (König, 1973), quedando los buitres negros alrededor y esperando despojos periféricos. Se recomienda:

- Echar la carroña en trozos lo más pequeños posibles. De un cadáver de ciervo o jabalí entero se recomienda separar las extremidades, vísceras, cabeza y tronco si es posible.

- Esparcir los trozos de carroña en un radio de unos 50 m aproximados, separados entre sí.

- Seleccionar un lugar abierto con escasa vegetación de matorral para echar los despojos.

- Prolongar el suministro de carroña de ungulados cinegéticos lo máximo posible a lo largo de todo el año. Además de los mondongos y restos de las monterías, es muy recomendable realizar descastes y proporcionar carroña a los buitres negros en primavera y verano, cuando mayores requerimientos de alimento precisan para sacar adelante sus polladas (Hiraldo, 1983).

**Figura 4-67.** Los buitres negros aprovechan de forma óptima los despojos de pequeño tamaño de ungulados cinegéticos. Son capaces de extraer trozos de carne y tendón de patas de ciervos, como se muestra en la imagen.

# ÍNDICE


*Págs.*

AGRADECIMIENTOS ..... 9
PRÓLOGO ..... 13

**Capítulo 1. Presentación** ..... 15
1.1. Por qué un manual de gestión para el buitre negro ..... 15
1.2. Estructura del manual ..... 20
1.3. El buitre negro y el proyecto LIFE 03/NAT/E/0050 ..... 21

**Capítulo 2. El buitre negro** ..... 25
2.1. Biología de la especie. Exigencias ecológicas ..... 25
2.1.1. Características físicas ..... 25
2.1.2. Datado y sexado ..... 27
2.1.3. Selección del hábitat ..... 28
2.1.4. Reproducción ..... 28
2.1.5. Organización social ..... 30
2.1.6. Movimientos. Áreas de campeo ..... 32
2.1.7. Alimentación ..... 32
2.1.8. Interacción con otras especies ..... 34
2.2. Situación poblacional. Distribución, censos y tendencia ..... 35
2.3. Problemática de conservación. Actuaciones desarrolladas ..... 40
2.4. Protección del buitre negro y de su hábitat. Estado y bases legales ..... 43

**Capítulo 3. Gestión del hábitat del buitre negro** ..... 47
3.1. Áreas de nidificación ..... 47
3.1.1. El buitre negro en pinares ..... 47
3.1.1.1. Introducción ..... 47
3.1.1.2. Selección del hábitat de nidificación en pinares ..... 53
3.1.1.3. El buitre negro y el aprovechamiento forestal en pinares ..... 58
3.1.1.4. Recomendaciones de actuación para una gestión compatible .. 80
3.1.2. El buitre negro en masas de monte mediterráneo ..... 90
3.1.2.1. Introducción ..... 90
3.1.2.2. Selección del hábitat de nidificación en monte mediterráneo ... 91

## 4.2. Actuación ante factores de mortalidad

### *4.2.1. Intoxicaciones y envenenamientos de buitres negros en España: situación y evolución*

*Mauro Hernández y Javier Oria*

#### *4.2.1.1. Introducción*

En el pasado reciente, la relación entre el declive de las poblaciones de algunas aves de presa y la contaminación por pesticidas organoclorados ha sido ampliamente establecida en la literatura científica (Ratcliffe, 1970; Grier, 1974; Wiemeyer *et al*., 1989; Bowerman *et al*., 1995; Pain *et al*., 1999) y en la actualidad es todavía un problema para la recuperación de algunas especies (Helander *et al*., 2002). Tras la constatación científica de los efectos de los contaminantes persistentes de uso agrícola sobre las especies silvestres, en los países desarrollados han sido sustituidos por compuestos de elevada toxicidad aguda pero de baja persistencia ambiental, básicamente insecticidas anticolinesterásicos (organofosforados y carbamatos), de forma que en la actualidad son ubicuos en el ámbito agrícola, forestal y ganadero (Barnett *et al*., 2002). Muchos casos de mortalidad de especies silvestres están asociados al uso y abuso de este tipo de tóxicos en agricultura y ganadería (Henny *et al*., 1987; Mineau *et al*., 1999; Barnett *et al*., 2002; Roy *et al*., 2005), mientas que en el caso particular de las rapaces, con frecuencia se han utilizado ilegalmente para darles muerte (Allen *et al*., 1996; Elliott *et al*., 1996; Wobeser *et al*., 2004; Hernández, 2006).

Existe muy poca información bibliográfica del impacto que tienen los productos fitosanitarios en las poblaciones de especies silvestres en España. Por otro lado, desde mediados

**Figura 4-68.** Pollo de buitre negro muerto en nido, probablemente envenenado, y parcialmente depredado por otras aves carroñeras (Javier de la Puente. SEO/BirdLife-P. N. Peñalara).

de los años 90, la mortalidad por intoxicación se ha incrementado de forma notable en muchas especies de rapaces y en la actualidad existen evidencias de que constituye una de las principales causas de mortalidad en algunas de ellas (Hernández, 2006). Sin embargo, la problemática de las intoxicaciones en la dinámica de las poblaciones de las especies amenazadas y el impacto que está teniendo en su recuperación han sido escasamente revisados de forma objetiva (Margalida *et al*., 2007).

En el presente trabajo se analizan por primera vez las intoxicaciones de buitre negro registradas en España entre 1990 y 2006 y se evalúan los factores responsables de estas muertes, la toxicidad de los productos utilizados y el impacto que pueden haber tenido en la población y la conservación de la especie.

### *4.2.1.2. Material y métodos*

Se han estudiado los incidentes de mortalidad por intoxicación de buitre negro registrados por las diferentes autoridades autonómicas y estatales, incluyendo ingresos en Centros de Recuperación, Facultades de Veterinaria, laboratorios de diagnóstico y los resultados de las investigaciones realizadas en el Laboratorio Forense de Vida Silvestre (Madrid), en el marco del Grupo de Trabajo de Ecotoxicología del Comité de Flora y Fauna Silvestres.

De cada episodio considerado en este estudio se utilizó la información facilitada en los informes de necropsia o de hallazgo. Se investigó la fecha de hallazgo, el número de ejemplares afectados, su edad, si se especificaba, los ejemplares de otras especies encontrados asociados a la mortalidad de buitre negro, el lugar de hallazgo y las investigaciones realizadas para determinar el origen de la intoxicación y, en su caso, su autoría. Estas investigaciones incluían la vía de entrada del tóxico, tipo de exposición, tóxico implicado, tipo de investigación realizada y posibles causas del uso del tóxico o tóxicos implicados. En algunos casos no ha sido posible determinar si varios episodios constituyen un caso único o correspondían a varios episodios solapados en el tiempo, por ejemplo el hallazgo de varios adultos

o pollos muertos en una colonia. En estos casos, las discrepancias en períodos postmortem, tipo de alimento ingerido o tóxico identificado eran criterios para considerarlos por separado. En caso de no poder constatar tales diferencias, se consideraban como un único episodio.

Se asignaron cuatro clases de edad de acuerdo con las diferencias del plumaje (Martín y Fajardo, 2006): 1) adultos a los ejemplares con plumaje adulto; 2) adultos reproductores si eran encontrados en nido; 3) inmaduros, a los ejemplares de entre 1 y 3 años; 4) jóvenes, a los ejemplares del primer año desde que abandonan el nido; y 5) pollos a los ejemplares en crecimiento. En algunos episodios no existía en los registros una diferenciación clara entre subadultos y adultos, por lo que se consideraron todos como adultos.

Para determinar la causa de la muerte de los ejemplares se emplearon métodos estándares de necropsia y examen anatomopatológico. Éstos incluyen la determinación del intervalo postmortem e investigaciones radiológicas, bacteriológicas, histopatológicas y toxicológicas rutinarias. Los métodos empleados variaron entre episodios, provincias y comunidades autónomas debido al largo período de tiempo considerado y la gran extensión geográfica del estudio y que implica a varias administraciones. La historia, resultados de los métodos diagnósticos empleados en cada caso, así como las investigaciones realizadas posteriormente al hallazgo para determinar el origen, causas y posible autor, se utilizaron para categorizar los episodios.

**Figura 4-69.** Buitre negro adulto muerto por envenenamiento en su nido, cuyo cadáver fue comido por otras aves necrófagas.

Los episodios fueron clasificados, de acuerdo con la información disponible, en tres categorías: 1) episodios en los que se dispone de información completa del incidente, incluyendo el examen postmortem de al menos uno de los ejemplares hallados y confirmación toxicológica mediante métodos de análisis específicos, y de las circunstancias del incidente, como causa, tipo de exposición y posible origen; 2) episodios en los que se dispone de información del incidente pero las investigaciones se limitaron a un simple análisis toxicológico de al menos uno de los ejemplares o de la ruta de exposición o que se llegó a determinar el tóxico empleado por simple observación de éste o por las investigaciones posteriores; y 3) episodios en los que no se investigó el tóxico y que se consideraron intoxicados en virtud de

las circunstancias del hallazgo, la sintomatología que presentaban los ejemplares o eliminación de otros posibles diagnósticos (enfermedad, electrocución, disparo o trauma).

Las causas se determinaron en base a la información disponible sobre el lugar y momento del hallazgo, usos de los terrenos donde aparecieron o antecedentes de conflictos con la caza, ganadería o agricultura. Se ha utilizado también información proporcionada durante la necropsia para asignar el tipo de exposición o la posible causa. Así, existían dos casos típicos como son los cebos preparados para dar muerte a predadores que pueden afectar la caza menor y los cebos preparados por los ganaderos (Hernández, 2006). El tipo de cebo o de alimento ingerido fue clasificado en 8 grupos: 1) cadáver de rumiante pequeño (oveja o cabra), 2) cadáver grande, 3) cadáver de caza menor (conejo), 4) cadáver de caza mayor (ciervo, jabalí o gamo), 5) cebo de despojos cárnicos o embutido, 6) huevos envenenados, 7) cadáver de animal intoxicado, y 8) cebo desconocido.

**Figura 4-70.** Para analizar los casos de envenenamiento resulta fundamental la detección de ejemplares muertos (arriba izquierda, adulto y pollo envenenados en su nido) y la puesta en marcha de protocolos de recogida de muestras, promovidos por las Comunidades Autónomas, que se inician por la recogida de los ejemplares (arriba, derecha) y la ejecución de protocolos de levantamiento de cadáveres (foto derecha: Javier de la Puente. SEO/BirdLife-P. N. Peñalara).

Los tipos de intoxicaciones se clasificaron en siete categorías para su estudio: 1) ingestión directa de un cebo no destinado a buitres o carroñeros, 2) ingestión directa de un cebo dirigido a buitres o carroñeros, 3) consumo de un cadáver de animal muerto por envenenamiento, 4) consumo de un animal muerto contaminado por un producto de uso ganadero, 5) consumo de un cadáver de animal muerto por intoxicación tras un tratamiento agrícola, 6) ingesta accidental de un tóxico, y 7) desconocida.

Las causas del uso de tóxicos en cada episodio se organizaron en uno de los siguientes grupos: 1) gestión de la caza menor, 2) gestión de la caza mayor, 3) ganadería, 4) uso en control de plagas en vertederos, 5) conflictos con la administración, 6) uso ilegal en protección de cultivos, 7) contaminación accidental, y 8) desconocidas.

Se ha obtenido muestras de sangre de 88 ejemplares. Para la obtención de las muestras se han utilizando jeringuillas comerciales de 2 ml y agujas del calibre 23. Las muestras se extrajeron de la vena braquial tras la reducción manual del ave y se conservaron en tubos comerciales de plástico a 4 ºC hasta su análisis. Del total de ejemplares estudiados, 27 corresponden a pollos en nido, 17 a ejemplares jóvenes, 7 a inmaduros y 37 a adultos. Los análisis de plomo en sangre se realizaron mediante espectrofotometría de absorción atómica (EAA), de acuerdo con la metodología desarrollada para la determinación de plomo en sangre aviar por Pain *et al.* (1993), utilizando un espectrofotómetro con cámara de grafito Perkin Elmer modelo 3030 AAE, con un autosampler Perkin Elmer AS60 y horno de grafito Perkin Elmer HGA-600 equipado con plataformas L´vov y corrección Zeeman del efecto de fondo. El límite de detección de la técnica fue de 0.02 ppm ww (peso húmedo) y las recuperaciones medias, determinadas utilizando una solución conteniendo 1.0 ± 0.002 ppm de plomo en ácido nítrico, estuvieron en el rango 93-103%.

Un sistema pasivo de obtención de información presenta algunos inconvenientes. En primer lugar, no es posible determinar que porcentaje de la mortalidad producida representa la mortalidad estudiada. En los casos de intoxicación de especies silvestres, sólo se recupera una parte de los ejemplares afectados (Hernández, 2006) ya que la muerte se puede producir en cualquier lugar y no existe una referencia, como en otras causas de mortalidad a la hora de localizar los cadáveres; en los casos de atropello o electrocución la infraestructura sirve de guía para localizar las bajas; los disparos ocurren en medios más humanizados, etc.

En segundo lugar, el resultado de una exposición o una intoxicación no es siempre la muerte del animal, o la muerte puede tener lugar lejos del punto de exposición, por lo que un sistema de recogida de información que se basa principalmente en el estudio de las causas en ejemplares que han muerto infravalora el impacto real. En tercer lugar, la muerte de un ejemplar de gran tamaño, como es el caso del buitre negro, es más llamativa y los cadáveres o restos tienen más posibilidades de ser hallados. Igualmente, al tratarse de una especie estrictamente protegida por la ley (Sánchez, 2005) el seguimiento de los ejemplares y de la mortalidad es más intenso que en otras especies. En cuarto lugar, un episodio de muerte de varios ejemplares tiene más probabilidades de ser detectado y éstos ocurren con más frecuencia en especies como el buitre negro.

Igualmente, los envenenamientos tienen más probabilidad de afectar a varios ejemplares que las intoxicaciones secundarias o la contaminación, que afectan mayoritariamente a individuos aislados, por lo que pueden presentar menor índice de detección. Los envenenamientos son, con frecuencia, el resultado del empleo de un tóxico en un cebo en concentra-

ciones mucho más altas que en el uso habitual para el que están autorizados, por lo que la muerte se produce de forma más rápida y la capacidad de desplazamiento de los animales se ve muy limitada, facilitando su localización y su vinculación con el cebo encontrado. Además, los casos de intoxicación secundaria o contaminación pueden estar enmascarados con otras causas de muerte. La investigación del grado de exposición a tóxicos rara vez se realiza en causas de mortalidad accidental o intencionada en las que hay un diagnóstico o unas lesiones claras (disparo, electrocución, colisión o ahogamiento), cuando en estos casos pueden estar precipitando la muerte (Porter, 1993). Por último, en las especies o en las regiones en las que existe un seguimiento activo de la reproducción las probabilidades de detectar mortalidades en nido son mucho más altas.

### *4.2.1.3. Resultados*

*Episodios de intoxicación y ejemplares afectados*

Se han investigado las circunstancias de 259 episodios de intoxicación ocurridos en España en el período 1990-2006, en los que se vieron afectados a un total de 501 ejemplares buitres negros, de los cuales 492 fueron encontrados muertos y n = 9 (1,8%) fueron encontrados con vida. El número medio de ejemplares que se vieron afectados en cada episodio fue de 2.02 ± 3.126 (rango 1-38). El mayor número de ejemplares afectados en un único episodio corresponde a un envenenamiento producido en mayo de 1993 en Villanueva de los Castillejos (Comarca de Andévalo, Huelva) en el que se hallaron 38 ejemplares muertos. Los otros dos episodios masivos de mayor mortalidad por envenenamiento registrados hasta la fecha se produjeron en 1998 en Alanís (Parque Natural de la Sierra Norte de Sevilla), con 14 ejemplares hallados muertos, y en 1990 en Hornachuelos (Córdoba), con 10 ejemplares muertos. La zona con mayor mortalidad registrada en este período es la colonia de Sierra Pelada y Ribera del Aserrador (Huelva), en la que desde mediados de los 90 hasta 2000 se registró una fuerte mortalidad de adultos reproductores. Sin embargo, al ser registrados como ejemplares hallados muertos en nido, no es posible determinar el número de episodios a los que pertenecen.

*Investigación de la causa de muerte*

En un 28,6% de los episodios (n = 74) no se realizó ninguna investigación para determinar la causa de muerte de los ejemplares y se consideraron como intoxicados por las circunstancias del hallazgo o la sintomatología que presentaban. En un 43,6% de los episodios (n = 113) el estudio fue completo en al menos uno de los cadáveres encontrados y en un 27,8% de los episodios el estudio se limitó a la simple analítica toxicológica o identificación macroscópica del contenido gastrointestinal de al menos un ejemplar o del supuesto cebo o a la averiguación posterior del tóxico empleado en la investigación de la autoría o de las causas que motivaron el episodio.

*Mortalidad según clases de edad*

En 244 de los 259 episodios (94,2%) y en 413 de los 501 ejemplares (82,4%) se pudo determinar la edad de los buitres afectados (tabla 4-8). Del total de adultos reproductores

encontrados (n = 86), un 61,6% (n = 53) fueron hallados muertos en el nido, lo que representa un 49,1% (n = 26) de los episodios estudiados (n = 53).

| Clase de edad | Nº Episodios | % Episodios | Nº Ejemplares | % Ejemplares |
|---|---|---|---|---|
| Adultos reproductores | 53 | 20,5 | 86 | 17,2 |
| Adultos | 128 | 49,4 | 220 | 43,9 |
| Inmaduros | 34 | 13,1 | 42 | 8,4 |
| Jóvenes | 13 | 5,0 | 23 | 4,6 |
| Pollos | 16 | 6,2 | 42 | 8,4 |
| Edad desconocida | 15 | 5,8 | 88 | 17,6 |
| ***Total*** | 259 | | 501 | |

**Tabla 4-8.** Distribución por edades de los episodios de envenenamiento y número de ejemplares de buitre negro de cada clase de edad.

*Evolución temporal de la mortalidad*

La mortalidad por intoxicación del buitre negro durante el período de estudio muestra un incremento desde 1994, con máximo y un punto de inflexión en el año 1999 (figura 4-71). En la evolución temporal de la mortalidad por intoxicación tienen notable influencia los episodios de mortalidad registrados en las colonias de Andalucía, en especial de la Sierra Pelada y Ribera del Aserrador (Huelva), del Parque Natural de la Sierra Norte de Sevilla y de Hornachuelos (Córdoba).

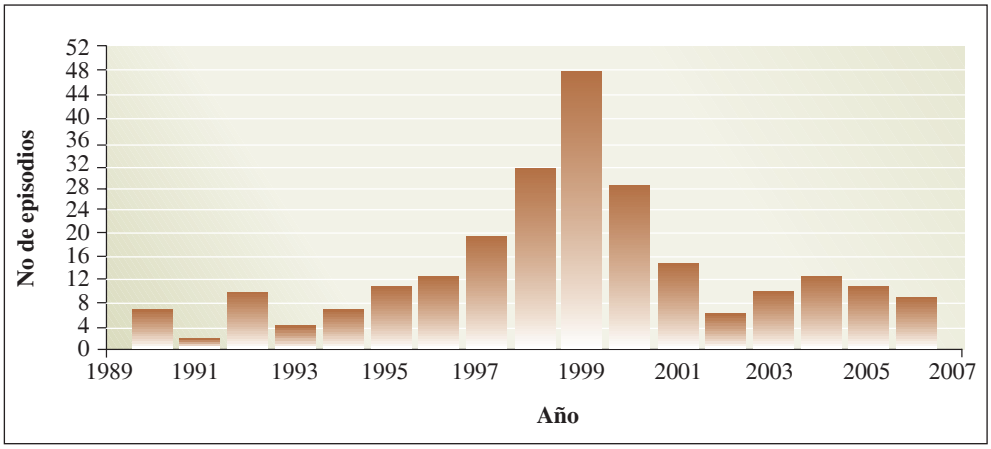



**Figura 4-71.** Evolución temporal de los episodios de intoxicación registrados a lo largo del período de estudio.

*Relación con la mortalidad de otras especies*

Del total de 259 episodios investigados, se registró mortalidad de otras especies en al menos 28 episodios (10,8%), siendo el buitre leonado la especie que con mayor frecuencia aparece intoxicada con los buitres negros (tabla 4-9). Sin embargo, estos resultados pueden presentar un importante sesgo al ser muy elevado el número de episodios en los que se detecta mortalidad de adultos en nido (49,1% de los episodios afectando a adultos reproductores y 10,0% del total de episodios), en los que la exposición se produjo fuera del área de cría y, por lo tanto, se desconoce si se vieron afectadas otras especies.

| Especie | Nº Episodios | % Episodios |
|---|---|---|
| *Gyps fulvus* | 22 | 50,0 |
| *C. familiaris / V. vulpes* | 5 | 11,4 |
| *Neophron percnopterus* | 5 | 11,4 |
| *Milvus milvus* | 4 | 9,1 |
| *Aquila chrysaetos* | 4 | 9,1 |
| Córvidos | 4 | 9,1 |
| ***Total*** | 44 | 16,8 |

**Tabla 4-9.** Frecuencia de aparición de otras especies afectadas en los episodios de intoxicación de buitre negro.

*Tipo de cebos detectados*

En un 30,1% de los episodios (n = 78) se desconoce el tipo de cebo empleado o la forma en la que el tóxico iba vehiculado. El alimento implicado en las intoxicaciones con mayor frecuencia es el cebo cárnico de pequeño tamaño (tabla 4-10), en el que principalmente se emplean despojos cárnicos, restos y carcasas de pollo y todo tipo de derivados cárnicos. Son también importantes los cadáveres de animales grandes o medianos empleados como cebos, que en su conjunto representan el alimento encontrado en el 21,0% de los 118 episodios investigados (n = 38). En el 100% de los casos de empleo de huevos envenenados, la mortalidad de buitres negros se produjo por intoxicación secundaria por consumo de cadáveres de animales envenenados.

En el 75,0% de los casos (n = 3) en los que la mortalidad de buitre negro estaba asociada a mortalidad de águila real *Aquila chrysaetos* se habían empleado cadáveres de rumiantes grandes y de especies de caza mayor como cebo. Igualmente, en el 69,6% de los casos (n = 16) en los que la mortalidad de buitre negro estaba asociada a mortalidad de buitre leonado se habían empleado cadáveres de rumiantes pequeños y grandes.

| Tipo de alimento | Nº Episodios | % Episodios |
|---|---|---|
| Cadáver rumiante pequeño | 33 | 18,2 |
| Cadáver rumiante grande | 3 | 1,7 |
| Cadáver caza mayor | 2 | 1,1 |
| Cadáver caza menor | 28 | 15,5 |
| Cebo cárnico pequeño | 111 | 61,3 |
| Huevos envenenados | 4 | 2,2 |
| ***Total*** | 181 | |

**Tabla 4-10.** Frecuencia de los diferentes alimentos (cebos) encontrados en los episodios de intoxicación de buitre negro.

*Tóxicos identificados*

Se ha identificado o aproximado el tóxico implicado en un 71,4% de los episodios investigados (n = 185). Los tres tóxicos identificados en mayor frecuencia (tabla 4.11) son el carbofurano (36,8% de los episodios n = 68), el aldicarb (28,1% de los episodios, n = 52) y la estricnina (23,2% de los episodios, n = 43). En total, los carbamatos de uso agrícola representan la gran mayoría de los tóxicos identificados en las intoxicaciones (64,9%, n = 120).

| Tóxico identificado | Nº Episodios | % Episodios |
|---|---|---|
| Carbofurano | 68 | 36,8 |
| Aldicarb | 52 | 28,1 |
| Estricnina | 43 | 23,2 |
| Clorfenvinfos | 4 | 2,2 |
| Fentión | 4 | 2,2 |
| Paratión | 2 | 1,1 |
| Malatión | 2 | 1,1 |
| Monocrotofos | 1 | 0,5 |
| Dimetoato | 1 | 0,5 |
| Fosfamidón | 1 | 0,5 |
| Metomilo | 1 | 0,5 |
| Organofosforado no identificado | 1 | 0,5 |
| *Mezclas* | | |
| Estricnina + Fentión | 2 | 1,1 |
| *Accidentales* | | |
| Lindano | 2 | 1,1 |
| Plomo | 1 | 0,5 |
| ***Total*** | 185 | |

**Tabla 4-11.** Frecuencia de aparición de los diferentes tóxicos identificados en los episodios de intoxicación de buitre negro en el presente estudio.

*Evolución temporal de los tóxicos identificados*

La evolución temporal de los tóxicos identificados en las intoxicaciones de buitre negro (figura 4-72) muestra un claro declive del uso de la estricnina a lo largo de los años 90, en los que a partir del año 96 es sustituida paulatinamente por los dos carbamatos identificados en los episodios en mayor frecuencia (aldicarb y carbofurano), de forma que la estricnina desaparece totalmente a partir del año 2000.

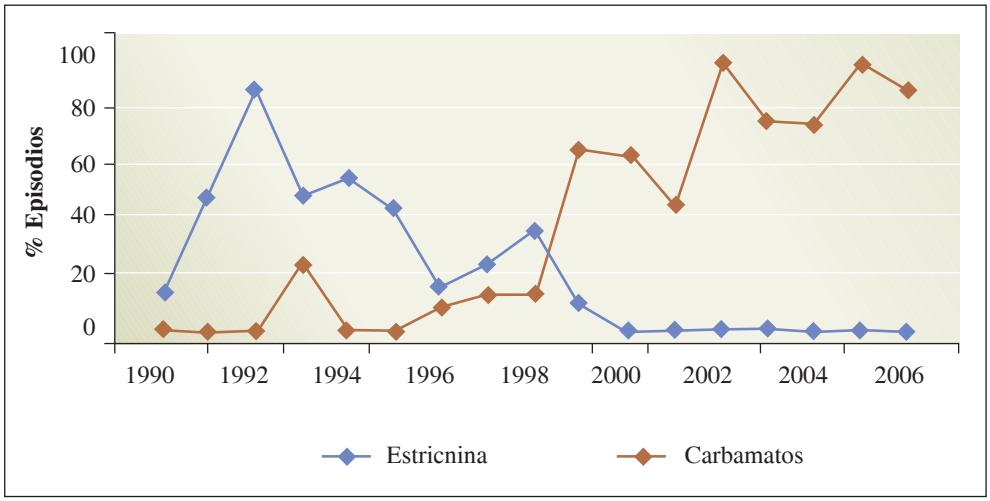



**Figura 4-72.** Evolución temporal del uso de estricnina y carbamatos en los episodios de intoxicación de buitre negro registrados a lo largo del período de estudio.

*Tipo de exposición a los tóxicos*

La principal vía de exposición del buitre negro a los tóxicos identificados es por ingestión directa de un alimento contaminado intencionadamente (envenenado) ya que esta forma de intoxicación representa el 50,2% de los casos totales (n = 130) y el 67,4% de los episodios en los que se conoce el tipo de exposición. El tipo de alimento que con mayor frecuencia se ha identificado son aquellos que llevan vehiculado un tóxico (veneno) para provocar la muerte de los animales que lo ingieran, es decir, la mayor parte de las intoxicaciones registradas son en realidad envenenamientos. Sólo en una pequeña proporción, despreciable frente al resto de los casos, la intoxicaciones son no intencionadas (1,0%, n = 2) o accidentales (0,5%, n = 1). Sólo en un 4,7% (n = 9) de los casos de envenenamiento, el cebo iba dirigido específicamente para los buitres o, al menos, para las especies carroñeras.

Se ha registrado un alto número de intoxicaciones secundarias (26,4%, n = 51) por consumo de carcasas de animales envenenados (intoxicados intencionadamente). En el caso de las intoxicaciones accidentales, los dos casos registrados son intoxicaciones agudas por ingestión de lindano, mientras que el único caso de contaminación es un caso de intoxicación aguda por plomo registrado en agosto de 2003 en Mallorca, en un ejemplar adulto que ingirió fragmentos de proyectil embebidos en la musculatura de una carroña.

*Niveles de plomo en sangre*

Los niveles medios de plomo en sangre de los 88 buitres negros investigados han sido de 0.125 ± 0.201 ppm ww (rango 0,02-1,02 ppm ww). Se han encontrado diferencias en los niveles medios de plomo en sangre entre edades (tabla 4-12), siendo las diferencias estadísticamente significativas (ANOVA, F = 3,2397, g.l. = 84, p = 0,0261) aunque sólo entre adultos y pollos (test de Scheffé, p = 0,0373). Se han encontrado también diferencias en los niveles medios de plomo entre regiones, aunque en este caso las diferencias no son estadísticamente significativas entre grupos (ANOVA, f = 1,514, g.l. = 84, p = 0,2169), posiblemente debido a las diferentes proporciones de las clases de edad en cada grupo geográfico.

| Clase de Edad | N | Tasa de plomo |
|---|---|---|
| Pollos | 27 | 0,04 ± 0,02 |
| Jóvenes | 17 | 0,149 ± 0,24 |
| Inmaduros | 7 | 0,068 ± 0,03 |
| Adultos | 37 | 0,184 ± 0,24 |
| ***Total*** | 88 | 0,124 ± 0,20 |

**Tabla 4-12.** Niveles medios de plomo en sangre (ppm ww) encontrados en buitre negro por clases de edad.

*Origen de los envenenamientos*

Se conocen los posibles motivos de uso de veneno en un 81,5% (n = 211) de los episodios investigados (tabla 4-13). El principal motivo de uso de veneno que afecta al buitre negro está relacionado con el control ilegal de predadores en la gestión cinegética (83,4% de los episodios en los que se conoce, n = 176), principalmente la caza menor (75,4% de los episodios, n = 159). Los conflictos con la administración, en especial ligados a la gestión forestal en espacios naturales protegidos, aunque despreciable frente a otras causas, ha originado el 5,2% (n = 11) de los episodios estudiados y están principalmente relacionados con la gestión forestal en la colonia de Sierra Pelada y Ribera del Aserrador (Huelva).

A pesar que en los últimos años los principales tóxicos identificados son carbamatos (insecticidas) de uso agrícola (fitosanitarios), no hay evidencia, en ninguno de los casos investigados, en que el origen de la intoxicación sea debido a contaminación agrícola, bien en tratamientos autorizados o en casos de abuso. El único caso que podría tener una relación indirecta con la agricultura

se registró en agosto de 2006 en la provincia de Salamanca en el que se utilizaron cebos cárnicos para proteger un cultivo de vid de la predación por parte de zorros, tejones y mustélidos.

| Motivo de uso de veneno | Nº Episodios | % Episodios |
|---|---|---|
| Gestión de la caza menor | 159 | 75,4 |
| Gestión de la caza mayor | 17 | 8,1 |
| Gestión ganadera | 16 | 7,6 |
| Conflictos con la administración | 11 | 5,2 |
| Uso en vertederos | 4 | 1,9 |
| Contaminación | 3 | 1,4 |
| Protección de cultivos | 1 | 0,5 |
| ***Total*** | 211 | |

**Tabla 4-13.** Motivos del uso de veneno en los episodios de envenenamiento de buitre negro investigados.

*Letalidad de los tóxicos identificados*

Se ha investigado la letalidad de los diferentes tóxicos identificados estudiando el numero medio de ejemplares que son afectados en cada episodio de envenenamiento en función del tóxico (veneno) identificado (tabla 4-14). El veneno que mayor mortalidad media por episodio produce es el aldicarb, seguido de la estricnina. Sin embargo, las diferencias en el número medio de ejemplares que resultan intoxicados en cada episodio en función del tóxico identificado no son estadísticamente significativas (ANOVA, f = 0,5596, g.l. = 168, p = 0,642).

| Tóxico identificado | Nº Episodios | Media ± d.e. |
|---|---|---|
| Aldicarb | 53 | 2,68 ± 5,35 |
| Estricnina | 46 | 2,26 ± 1,91 |
| Carbofurano | 56 | 1,82 ± 3,22 |
| Organofosforados | 17 | 1,82 ± 1,81 |
| ***Total*** | 172 | |

**Tabla 4-14.** Letalidad de los diferentes tóxicos en los episodios de envenenamiento de buitre negro investigados.

*Efectividad según el cebo empleado*

Se ha investigado la efectividad de los diferentes tipos de cebos empleados produciendo la muerte de buitres negros (tabla 4-15). Se han encontrado diferencias estadísticamente sig-

nificativas en el número medio de ejemplares de buitre negro que aparecen afectados en cada episodio de envenenamiento en función del tipo de cebo empleado (ANOVA, f = 6,866, g.l. = 169, p = 0,00136). Los cebos que mayor mortalidad producen son el preparado con piezas de caza menor, particularmente conejo de monte *(Oryctolagus cuniculus)* y los cadáveres de rumiantes pequeños. Sin embargo, las diferencias entre estos dos tipos de cebos no son estadísticamente significativas (Test de Scheffé, p = 0,8617), mientras que entre estos dos tipos y los cebos cárnicos sí son estadísticamente significativas (Test de Scheffé, p = 0,0088 para las piezas de caza menor y p = 0,344 para los cadáveres de rumiantes pequeños).

| **Cebo empleado** | **Nº Episodios** | **Media ± d.e.** |
|---|---|---|
| Cadáver rumiante pequeño | 33 | 3.06 ± 2.978 |
| Cadáver caza menor | 28 | 3.50 ± 6.90 |
| Cebo cárnico pequeño | 111 | 1.432 ± 0.890 |
| ***Total*** | 172 | |

**Tabla 4-15.** Efectividad de los diferentes cebos empleados en los episodios de envenenamiento de buitre negro investigados.

Sólo se han registrado envenenamientos de ejemplares jóvenes (tabla 4-16) cuando se emplearon cebos pequeños (cebos cárnicos y piezas de caza menor). Sin embargo, las diferencias son inexistentes entre inmaduros y adultos, mostrando hábitos alimenticios y estrategias tróficas muy similares, a excepción del consumo de piezas de caza menor que no aparece en los ejemplares inmaduros, posiblemente debido al bajo número de ejemplares estudiados.

| **Tipo de alimento** | **Jóvenes** | **Inmaduros** | **Adultos** |
|---|---|---|---|
| Cadáver rumiante pequeño | 0% | 13,0% | 16,7% |
| Cadáver rumiante grande | 0% | 0% | 1,6% |
| Cadáver caza mayor | 0% | 0% | 1,6% |
| Cadáver caza menor | 16,7% | 0% | 17,5% |
| Cebo cárnico pequeño | 83,3% | 73,9% | 60,3% |
| Huevos envenenados* | 0% | 8,7% | 2,4% |
| Cadáver de animal envenenado | 0% | 4,4% | 0% |

**Tabla 4-16.** Frecuencia de los diferentes alimentos (cebos) encontrados en los episodios de intoxicación de buitre negro en función de la edad.

* Todos los casos de mortalidad por huevos envenenados se produjeron por intoxicación secundaria por consumo de cadáveres de animales envenenados.

En el 100% de los casos investigados en los que había mortalidad asociada de buitre leonado, los buitres negros afectados eran adultos.

### *4.2.1.4. Discusión*

Como en cualquier otro estudio basado en un sistema pasivo de recogida de información, los resultados obtenidos representan una fracción de los realmente producidos (Mineau *et al.,* 1999), no siendo posible determinar el número total de ejemplares que realmente se vieron afectados y la representatividad que tiene la información analizada. Así, el número de buitres y episodios estudiados deben ser considerados como números mínimos. El resultado final de muchas exposiciones no es la muerte del ejemplar (Fry *et al.,* 1998; Hooper *et al*., 1989). Es posible, por tanto, que existan episodios en los que haya ejemplares expuestos al tóxico pero que no hayan muerto o que no presentaran sintomatología clínica (Porter, 1993). El porcentaje de ejemplares vivos encontrado en los episodios estudiados (1,8%) es posible, por tanto, que esté infravalorado. Igualmente es posible que en algunos episodios la muerte se produjera lejos del lugar de exposición y, por lo tanto, no hayan sido registrados o lo hayan sido como pertenecientes a un episodio diferente.

Por ello, sería de mucha utilidad el empleo de biomarcadores no destructivos de forma rutinaria en los ingresos de buitre negro en los centros de recuperación. Ya que los principales tóxicos que están afectando actualmente al buitre negro son insecticidas anticolinesterásicos (carbamatos y organofosforados), la determinación rutinaria de la actividad sérica o plasmática de la acetil colinesterasa (AChE) podría facilitar mucha información sobre el grado de exposición de la población a este tipo de tóxicos (Porter, 1993; Buck *et al*., 1996, Roy *et al*., 2005) y debería ser empleada no sólo como parte del chequeo al que son sometidos los ejemplares capturados para el marcaje o anillamiento, sino también en los ejemplares que ingresan en los centros de recuperación, con independencia de la causa de ingreso. Se ha demostrado que en ocasiones estas exposiciones a anticolinesterásicos están enmascaradas con otras causas (Mineau *et al*., 1999) o son las desencadenantes (Porter, 1993).

A pesar de que la mayor parte de los tóxicos que están afectando al buitre negro son insecticidas (carbamatos y, en menor medida, organofosforados) de uso agrícola (fitosanita-

**Figura 4-73.** En los casos en que se producen envenenamientos en explotaciones ganaderas, éstos tienen su motivación principal en la protección de crías recién nacidas ante depredadores oportunistas, como el zorro o perros asilvestrados.

rios), en ningún caso, de acuerdo con la ruta de exposición, tipo de alimento, concentración del tóxico y lugar de hallazgo de los episodios, se ha podido vincular su presencia al uso legal (correcto o abusivo) en agricultura. En ningún caso investigado el tóxico encontrado estaba relacionado con los usos agrícolas de las zonas donde fueron hallados. Por ello, los casos que hemos estudiado, con la excepción de las intoxicaciones accidentales con lindano (0,9%) y el caso de la contaminación por plomo (0,5%), son en realidad intoxicaciones intencionadas o premeditadas, es decir, envenenamientos.

La principal vía de exposición del buitre negro a los tóxicos identificados es la ingestión directa de un alimento cárnico que ha sido tratado con un producto tóxico, es decir, por consumo o como consecuencia del uso de cebos envenenados. No existe, por tanto, ninguna duda de que en los casos estudiados la intoxicación de los buitres se debió a empleo ilegal de veneno en el medio natural para el control de predadores, con independencia de la actividad que generó este control.

Sólo en un 4,7% (n = 9) de los casos de envenenamiento estudiados el cebo iba dirigido específicamente para los buitres o, al menos, para las especies carroñeras, lo que revela la escasa selectividad del uso ilegal de veneno en el medio natural para el control de poblaciones silvestres, sean por daños producidos a la caza, a la agricultura o a la ganadería. Igualmente, se ha registrado un alto número de intoxicaciones secundarias (26,4%, n = 51) por consumo de cadáveres de animales envenenados (intoxicados intencionadamente), lo que refleja también la gravedad del uso ilegal de veneno en el medio natural por la falta de selectividad y especificidad y, por tanto, el impacto que produce en eslabones superiores de la cadena trófica.

Los resultados obtenidos indican que aún en la actualidad el envenenamiento es una de las principales causas de mortalidad para el buitre negro en España. El elevado número de ejemplares afectados que se han registrado posiblemente no es superado ni en intensidad ni en distribución geográfica por ninguna otra causa de mortalidad. Constituye un riesgo para la conservación del buitre negro, contribuyendo a frenar la tendencia positiva de la población, al menos en algunas áreas (Soto-Largo y Oria, 2000; Sánchez, 2005).

**Figura 4-74.** Los muladares ofrecen un alimento indispensable al buitre negro y al resto de aves necrófagas. Por ello, han de ser bien regulados sanitariamente y protegidos ante la posibilidad de que en ellos se generen episodios de contaminación o envenenamientos intencionados.

En el caso de especies con el grado de amenaza del buitre negro, el incremento de la mortalidad por exposición a pesticidas puede ser un factor determinante en su dinámica poblacional al afectar a la estructura de la población y a su potencial reproductivo (Elliott *et al.,* 1997; Mineau *et al.,* 1999). Es particularmente grave el elevado porcentaje de buitres adultos y reproductores (en conjunto 69,9%) que se han encontrado afectados por el veneno. El incremento de la mortalidad de ejemplares adultos y reproductores tiene un doble efecto. Por un lado, la mortalidad directa, y por otro, el efecto sobre el potencial reproductivo (Newton y Wyllie, 1992). Se ha demostrado que las intoxicaciones o exposiciones a tóxicos en las aves de presa el efecto de la mortalidad directa de adultos es mucho más devastador para la dinámica de la población que los efectos sobre la reproducción (Newton, 1979; Newton y Willye, 1992) y se ha sugerido como causa más probable de los recientes declives en algunas rapaces, incluido el buitre negro (Noer y Secher, 1990; Davis, 1993; Antoniou *et al.,* 1996) y el fracaso en la recolonización de antiguas áreas de distribución (Elliott y Avery, 1991).

Por otro lado, se han podido vincular los repentinos descensos en el número de parejas reproductoras –e incluso del descenso en la productividad y éxito reproductor de algunas colonias de buitre negro en España– al incremento de la mortalidad de adultos reproductores por envenenamiento (Arenas, 2004; Sánchez, 2005), efecto que ha sido constatado en otras especies de buitres (Hernández, 2003).

La evolución que ha mostrado la mortalidad del buitre negro durante el período de estudio guarda relación directa con los episodios que se han registrado en algunas colonias, sobre todo de Andalucía. Sin embargo, esta evolución también ha sido influenciada por medidas específicas, tanto legislativas como preventivas y sancionadoras, que se han puesto en marcha para minimizar el uso ilegal de veneno y su impacto (Hernández, 2006). En particular, en Andalucía y Baleares, estas medidas específicas parece que están siendo efectivas en la reducción de la mortalidad por veneno en el buitre negro (Couto *et al*., 2005; Dobado y Arenas, 2006) y, probablemente, junto con las acciones emprendidas en otras Comunidades Autónomas, han sido responsables en gran parte del descenso en la incidencia del veneno que se ha experimentado a partir del 2000.

Un sistema pasivo de recogida de información como el empleado en este trabajo presenta, de forma inherente, algunos inconvenientes (Henny *et al*., 1987; Allen *et al*., 1996; Mineau, 1999). En primer lugar, dado que la información ha sido generada por diferentes administraciones y personal técnico con empleo de diferente metodología, la información disponible en los diferentes casos no es homogénea. Por ello, sería recomendable el establecimiento de un protocolo de actuación, así como definir unos estándares de recogida de información a la hora de monitorizar las causas de mortalidad o de los factores que influyen en la población del buitre negro en España.

Este sesgo es importante tenerlo en cuenta a la hora de valorar algunas causas de mortalidad por intoxicación que pueden estar pasando inadvertidas, en particular en los casos de intoxicación secundaria accidental (no intencionada) y de exposición al plomo que, en nuestro estudio, muy posiblemente estén infravaloradas. Aunque ambas causas han mostrado tener escasa incidencia en la mortalidad del buitre negro en España comparadas con el envenenamiento, es también cierto que la presencia de ambos tipos de tóxicos en cadáveres o aves vivas es investigada en muy raras ocasiones.

**Figura 4-75.** Los despojos de piezas cinegéticas son fundamentales para la alimentación invernal del buitre negro. Por otro lado, estos restos pueden contener niveles de plomo que podrían afectar a los individuos en distintos aspectos de sus actividades vitales.

Los niveles medios de plomo en sangre encontrados reflejan que efectivamente el buitre negro en España está expuesto con relativa frecuencia a este metal pesado, a través del consumo de restos de munición de plomo en sus presas y en este sentido el buitre negro no es una excepción entre las rapaces (Fisher *et al.,* 2006). Es particularmente interesante el hallazgo de un caso de intoxicación aguda en un ejemplar adulto en un modelo de seguimiento pasivo, así como las diferencias estadísticamente significativas encontradas entre pollos y adultos que indican una mayor exposición en estos últimos. Aunque las diferencias no resultaron estadísticamente significativas entre las regiones estudiadas, posiblemente debido a los tamaños maestrales empleados y la diferente proporción de ejemplares de las clases de edad definidas en cada región, los resultados indican que efectivamente existen diferencias geográficas, siendo la exposición al plomo en algunas regiones un factor importante de mortalidad más importante de lo que reflejan nuestros datos.

Aun así, los resultados obtenidos permiten aportar valiosa información para la conservación del buitre negro en España. Por un lado, las diferencias encontradas entre clases de edad en la asociación a la mortalidad de otras especies revelan diferencias en las estrategias tróficas en función de la edad y, por otro, son un reflejo de la ecología trófica de la especie (Hiraldo, 1976, 1977). Sin embargo, es llamativo que el tipo de cebo que con mayor frecuencia es ingerido por los buitres negros sean los despojos cárnicos y los cebos de pequeño tamaño, típicamente empleados de forma ilegal en la gestión cinegética de la caza menor (Hernández, 2006), aunque también hay que tener en cuenta que es el tipo de cebo que se emplea con más asiduidad en las áreas de distribución del buitre negro (Hernández, 2006).

Por otro lado, resulta también relevante el elevado número de intoxicaciones secundarias por consumo de cadáveres de animales envenenados, lo que vuelve a poner de relieve, por un lado, la gran sensibilidad del buitre negro al uso ilegal de veneno y, por otro, que el efecto en la cadena trófica que se atribuía tradicionalmente a la estricnina ocurre de igual manera con los insecticidas agrícolas, en especial con los carbamatos (Allen *et al.,* 1996; Elliott *et al.,* 1996; Wobeser *et al*., 2004). Este efecto ha podido ser comprobado en nuestro

caso en el uso de huevos envenenados, en los que el 100% de los envenenamientos de los buitres negros se han producido por consumo del cadáver de un animal envenenado.

La evolución temporal que se ha observado, en cuanto a la frecuencia de uso de los diferentes tóxicos, con el incremento del uso de carbamatos paralelo a la desaparición de tóxicos empleados más clásicamente (estricnina), se ha comprobado también en otros países desarrollados (Mineau, 1999). Sin duda, la mayor facilidad de adquisición y la mayor letalidad de los carbamatos han contribuido a esta evolución.

La información obtenida ha revelado también que el principal motivo de uso ilegal de veneno que está afectando al buitre negro está relacionado con el control ilegal de predadores en la gestión cinegética, en especial, con la caza menor. Sin duda, en estos casos, el veneno no está específicamente dirigido al buitre negro, pero otra vez se pone de relieve la especial sensibilidad de la especie al uso de veneno y el impacto que prácticas aparentemente no relacionadas con la ecología y problemática de la conservación de la especie, pueden incidir de forma dramática.

Por último, los resultados muestran que el grado de incidencia del uso ilegal de veneno sobre el buitre negro está condicionado por el tipo de cebo empelado y el tóxico elegido. Así, el tóxico que mayor letalidad ha mostrado es el aldicarb, ya que causa el mayor número medio de ejemplares afectados en cada episodio de envenenamiento. Sin embargo, la falta de significación estadística en las diferencias de letalidad entre los diferentes tóxicos y las diferencias estadísticamente significativas en el número medio de ejemplares afectados por episodio, indican que tiene más peso el tipo de cebo empleado que el tóxico elegido. Este hecho resulta lógico si tenemos en cuenta que los tóxicos que se han identificado como venenos tienen toxicidades diferentes pero dentro del mismo rango de toxicidad. Aún así, el efecto de ambos factores, tipo de cebo y tóxico elegido, revela que hay combinaciones que resultan especialmente letales para el buitre negro. La combinación de piezas de caza menor (conejo) como cebo y el aldicarb como veneno ha resultado especialmente devastadora en los casos estudiados, sobre todo teniendo en cuenta que este tipo de cebos es comparativamente utilizado con muy poca frecuencia respecto a otros tipos (Hernández, 2006) y, sin embargo, afecta proporcionalmente en mayor medida al buitre negro. El episodio más grave de envenenamiento de buitres negros registrado en un país desarrollado en varias décadas (38 ejemplares) fue causado por esta combinación.

### *4.2.2. Electrocución y colisión en tendidos eléctricos*

*Rubén Moreno-Opo*

#### ***4.2.2.1. Descripción de la amenaza***

Entre las principales causas que generan mortalidad no natural en aves se encuentran los accidentes con infraestructuras eléctricas (BirdLife International, 2004a). Los tipos de interacciones que sufren las aves con los tendidos eléctricos son dos: colisiones con cables y vanos conductores de corriente eléctrica y electrocuciones en apoyos y torretas. La mortalidad en las líneas eléctricas afecta a numerosas especies, aunque las aves más grandes son más proclives a sufrir accidentes, por su tamaño y sus costumbres. Algunas de estas grandes aves, principalmente las que utilizan los postes de las líneas eléctricas como oteadero, están en un estado des-

**Figura 4-76.** Apoyo en tipo amarre de un tendido eléctrico con un águila real electrocutada en la base de la bóveda.

favorable de conservación y su muerte por electrocución es uno de los factores más limitantes de cara a la recuperación de sus poblaciones. Es el caso, por ejemplo, del águila imperial ibérica o el águila perdicera (González y Oria, 2004; Real, 2004). Por otro lado, la colisión contra cables de líneas eléctricas, que producen traumatismos o electrocución si se contactan simultáneamente dos de los vanos, afecta a especies de distinto tamaño (Alonso y Alonso, 1999), entre ellas a aves amenazadas, como buitres, cigüeñas, grullas y avutardas principalmente.

Aunque se trata de un problema conocido sobre el que las administraciones y grupos conservacionistas trabajan desde hace varios años, se estima que en España mueren unas 30.000 aves cada año por efecto de los tendidos eléctricos (Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 2003), afectando sobre todo a especies en peligro de extinción en áreas con elevada disponibilidad de alimento o en las inmediaciones de los núcleos de cría (Fernández y Azkona, 2002; Moreno-Opo *et al*., 2007). En la actualidad, se conocen algunas de las soluciones técnicas más acertadas para reparar los tramos de líneas eléctricas peligrosas (Sevillana de Electricidad *et al.,* 1996), y se sigue investigando en mejorar el rendimiento de las modificaciones realizadas. También se ha promulgado una legislación a nivel regional que regula la construcción de nuevos trazados de líneas eléctricas considerando la posibilidad de afección a las aves (ver apartado 4.2.2.5.). A pesar de todo ello, aún quedan miles de apoyos y postes en los que es posible la electrocución de alguna rapaz, y cientos de kilómetros de cables eléctricos sin señalizar en zonas de paso de aves planeadoras. El problema causado por las líneas eléctricas sobre las aves en peligro de extinción es tan importante y tan extendido que se requiere una inversión económica muy elevada para poder modificar los numerosos apoyos peligrosos existentes.

### *4.2.2.2. Impacto sobre la especie*

El buitre negro tiene en los tendidos eléctricos la más importante causa de mortalidad en España debida a accidentes con elementos no naturales del medio, aunque su proporción sobre el total de muertes de la especie es mucho menor que los incidentes por envenenamientos (ver capítulo 4.2.1.). En los últimos años (1990-2006) se tiene conocimiento de la muerte de al menos 34 ejemplares en tendidos eléctricos (Galán *et al.,* 2003; Azcárate y Carbonell, 2004; Tewes, 2004; Del Moral y De la Puente, 2005; Fundación CBD-Hábitat, 2006d; SEO/BirdLife, 2006; Centro de Estudios de Rapaces Ibéricas-Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, datos inéditos; Centro de Recuperación de Los Hornos-Junta de Extremadura, datos inéditos; GREFA, datos inéditos). Las muertes se producen por electrocución y por choque con cables de las líneas eléctricas. No se conoce con exactitud qué proporción de accidentes ocurren por electrocución y qué proporción por colisión.

La colisión y electrocución con líneas eléctricas causa el 7% de los ingresos de buitres negros en centros de recuperación de fauna (tabla 4-17).

| Área | Nº ingresos por electrocución/colisión | Nº ingresos totales | % | Período | Fuente |
|---|---|---|---|---|---|
| Castilla-La Mancha | 15 | 106 | 14,1 | 1996-2005 | CERI-JCCM, com. pers. |
| Castilla y León | 3 | 46 | 6,5 | 1990-2004 | Azcárate y Carbonell, 2004 |
| Extremadura | 5 | 123 | 4,0 | 1999-2006 | CR Los Hornos-Junta Extr. |
| Huelva | 0 | 80 | 0,0 | 1997-2002 | Galán *et al*., 2003 |
| Madrid | 0 | 1 | 0,0 | 1995-2006 | Brinzal, datos inéditos |
| Mallorca | 0 | 2 | 0,0 | 2003-2004 | Tewes, 2004a |
| Madrid y alrededor | 5 | 42 | 11,9 | 1995-2006 | GREFA, datos inéditos |
| ***Total*** | 28 | 400 | 7,0 | | |

**Tabla 4-17.** Ingresos de buitre negro en centros de recuperación de fauna oficiales por electrocución o colisión con tendidos eléctricos, y el porcentaje que suponen respecto al total de ingresos totales.

### *4.2.2.3. Identificación de áreas con mayor incidencia*

Las muertes de buitres negros por electrocución o colisión con tendidos eléctricos se registran en toda el área de distribución de la especie en España. No obstante, hay determinadas circunstancias que incrementan las probabilidades de que los ejemplares de la especie sean afectados:

– Los tendidos eléctricos cercanos a fuentes de alimento predecibles provocan un mayor número de accidentes. Es el caso de líneas que discurren muy próximas a muladares, en cuyos cables colisionan y/o se electrocutan los buitres en los vuelos de

**Figura 4-77.** Buitre negro muerto por electrocución o por colisión con los cables de un tendido eléctrico en el este de Madrid (Carlos Ponce).

aproximación y huida. Existen varios ejemplos de esta situación perjudicial en muladares de Ciudad Real y Segovia, ya resueltos por las administraciones responsables.

– Las malas condiciones climatológicas, especialmente las nieblas, hacen que apenas se puedan visualizar en vuelo los cables de los tendidos, sobre todo los de menor grosor. Por ello, si estas malas condiciones de visibilidad se dan en zonas con muladares y líneas eléctricas, se incrementan las probabilidades de que causen muertes.

– Las áreas con elevada abundancia de presas como conejo o ganado atraen a los buitres negros durante determinadas épocas del año (ver figura 2-11, del capítulo 2.2.). Éstos, aunque de forma escasa, usan los apoyos de las líneas eléctricas para descansar y como atalaya de prospección. Si las características técnicas de los apoyos los hacen muy peligrosos se incrementa la probabilidad de electrocución.

– Los tendidos que atraviesan núcleos de nidificación o localidades de descanso de la especie tienen una incidencia potencial mucho mayor. En ellos podrán chocar o posarse con mayor probabilidad los buitres.

### *4.2.2.4. Propuestas de actuación y programas de conservación en marcha*

Las muertes de buitres negros producidas por los tendidos eléctricos han de ser limitadas por medio de actuaciones de conservación. En primer lugar, los tendidos en los que se hayan

registrado muertes o que reúnen características que los hacen más propensos a afectar a buitres negros han de ser considerados prioritarios de cara a su modificación o señalización.

El primer paso consiste en evaluar la incidencia de los tendidos eléctricos sobre los buitres negros. Para ello, han de promoverse campañas de reconocimiento de líneas eléctricas, para conocer sus características técnicas y los factores ecológicos del terreno en que se encuentran, así como la mortalidad que causan sobre distintas especies. Una vez identificadas las líneas más peligrosas, ha de procederse a su modificación o señalización, con unos modelos apropiados que eviten problemas de forma definitiva y que cumplan la legislación existente, en su caso (Fundación CBD-Hábitat, 2007). Aunque cada modelo de apoyo requiere una actuación concreta, de forma general se recomienda que la distancia entre estructuras donde se puedan posar las aves y cualquier elemento conductor sea de 1 m en el plano horizontal y 80 cm en el plano vertical, prestando especial atención a estas distancias en las bases de las crucetas de apoyos de tipo bóveda.

Esta propuesta no es novedosa. Numerosas administraciones han puesto en marcha acciones e inversiones para paliar el problema desde hace varios años. La publicación de legislación en materia de instalaciones eléctricas de nueva construcción de protección de la avifauna ha contribuido a poner remedio a la situación de forma parcial. Así, comunidades autónomas como Andalucía (Decreto 194/1990), Aragón (Decreto 34/2005), Castilla-La Mancha (Decreto 5/1999), Extremadura (Decreto 73/1996), La Rioja (32/1998), Madrid (Decreto 40/1998) y Navarra (Decreto Foral 129/1991) tienen publicadas órdenes o decretos que regulan las condiciones técnicas de los tendidos eléctricos que eviten el impacto sobre las aves. Se han realizado numerosos trabajos de identificación de las líneas eléctricas más peligrosas en cada región, para proceder a continuación a su modificación (p. ej. TRAGSA, 2003; Fundación CBD-Hábitat, 2006d). Con el objetivo de mejorar la eficacia de las correcciones y señalizaciones de líneas eléctricas, algunas compañías, sociedades conservacionistas y entidades científicas han desarrollado acuerdos de colaboración para avanzar en el diseño de estructuras seguras. La inversión económica para arreglar puntos peligrosos ha sido constante en los últimos 15 años por parte de las administraciones públicas, tanto europea (p. ej. proyectos LIFE 92/NAT/

**Figura 4-78.** Las modificaciones de los apoyos de tendidos eléctricos peligrosos para las aves tienen como objetivo convertirlos en inocuos para la electrocución. Es preferible realizar cambios estructurales eficaces y permanentes.

E/014301 y LIFE 04/ES/NAT/00034) como nacional y autonómica. Varias decenas de miles de postes han sido arreglados para evitar las muertes de las aves más amenazadas, entre ellas el buitre negro. Pero los esfuerzos realizados hasta la fecha no son suficientes para poder adecuar la totalidad de líneas existentes a los requerimientos de las especies más afectadas, de forma que se termine con el problema definitivamente. Se precisa una inversión que ronda los 40 millones de euros (Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 2003) para poder abarcar el objetivo de sustitución de los tendidos eléctricos peligrosos para la avifauna, y se requiere la colaboración de todos los agentes implicados.

### *4.2.3. Molestias*

*Rubén Moreno-Opo y Ángel Arredondo*

Entre las causas de mortalidad y afección al buitre negro, las molestias derivadas de la actividad humana se presentan como un factor importante (Sánchez, 2004). Las molestias se entienden como un compendio amplio de acciones que impiden al buitre negro desarrollar sus actividades vitales de forma natural, produciendo interferencias sobre éstas.

#### *4.2.3.1. Descripción de los tipos de acciones que pueden generar molestias*

Existen numerosos tipos de molestias, la mayoría derivadas de actividades humanas. También las hay de origen natural, por interacción con otras especies. Estos factores se exponen con mayor detalle en otros capítulos del presente manual, por lo que aquí se mencionan escueta y resumidamente (tabla 4-18). La afección al buitre se genera de dos formas: por destrucción del hábitat y por tránsito y presencia de vehículos y personas en las áreas sensibles.

| Origen | Tipo actividad | Molestia | Cómo se produce | Cómo afecta | Medidas para solucionar la molestia |
|---|---|---|---|---|---|
| Humanas | Infraestructuras (más detallado en capítulo 3.1.3.) | Pistas, caminos | Eliminación hábitat adecuado, tránsito personas, molestias maquinaria | Fracaso reproductivo, pérdida áreas nidificación | No abrir pistas en áreas sensibles AS, a menos de 500 m de cualquier nido. No trabajar en las inmediaciones de AS en el período sensible PS (enero-agosto). Prohibir tránsito pistas en AS en PS |
| | | Cortafuegos | Eliminación hábitat adecuado, molestias maquinaria | Fracaso reproductivo, pérdida áreas nidificación | No abrir cortafuegos en AS, nunca a menos de 500 de nidos. No trabajar ni repasar cortafuegos en PS |
| | | Observatorios | Presencia personas | Fracaso reproductivo | No establecerlos en AS. Regular el acceso de personas a ellos en PS |
| | | Carreteras, obras públicas | Eliminación hábitat adecuado, tránsito personas, molestias maquinaria | Fracaso reproductivo, pérdida áreas nidificación | No abrir carreteras en AS, a menos de 500 m de cualquier nido. Los arreglos y mejoras de esas obras no hacerlos en PS si están próximos a AS |
| | | Vallados | Presencia personas | Fracaso reproductivo | No realizar obras de instalación y mantenimiento en AS, a más de 500 m, ni en PS |
| | | Energía eólica | Eliminación hábitat adecuado, tránsito personas, molestias maquinaria | Muerte individuos, pérdida áreas nidificación | No instalar aerogeneradores sobre AC, sobre espacios Red Natura 2000, ni sobre áreas de campeo y alimentación |
| | | Tendidos eléctricos | Eliminación hábitat adecuado, molestias maquinaria | Muerte individuos | No instalar tendidos eléctricos en AC de buitre negro, y los que se hagan que cumplan condiciones inocuas y señalizadoras. No instalar durante PS |

| Origen | Tipo actividad | Molestia | Cómo se produce | Cómo afecta | Medidas para solucionar la molestia |
|---|---|---|---|---|---|
| Humanas | Aprovechamiento forestal (más detallado en capítulo 3.1.2.) | Pistas, caminos | Eliminación hábitat adecuado, tránsito personas, molestias maquinaria | Fracaso reproductivo, pérdida áreas nidificación | No abrir pistas en áreas sensibles AS, a menos de 500 m de cualquier nido. No trabajar en las inmediaciones de AS en el período sensible PS (enero-agosto). Prohibir tránsito pistas en AS en PS |
| | | Extracción de madera | Eliminación hábitat adecuado, tránsito personas, molestias maquinaria | Fracaso reproductivo, pérdida áreas nidificación | No trabajar en AS de buitre negro, dejando distancias de 100 m sin actividad alguna, y a menos de 500 m solo fuera del PS |
| | | Resalveos, podas | Tránsito de personas y maquinaria | Fracaso reproductivo, muerte pollos | No trabajar en AS durante los PS |
| | | Repoblaciones | Tránsito de personas y maquinaria | Fracaso reproductivo | No trabajar en AS durante los PS |
| | | Descorche | Tránsito de personas y maquinaria | Fracaso reproductivo, muerte pollos | Ver recomendaciones en este capítulo, apartado 4.2.3.3. |
| | | Fumigaciones | Tránsito de aviones | Molestias, fracaso reproductivo | No fumigar en AS durante los PS |
| | | Carboneo | Tránsito de personas y maquinaria | Fracaso reproductivo | No trabajar en AS durante los PS |
| | Aprovechamiento ganadero (más detallado en capítulos 3.1.2. y 3.2.) | Comederos/ bebederos | Tránsito de vehículos | Fracaso reproductivo | Ubicar los comederos y bebederos fuera de las AS, a más de 500 m de los nidos |
| | | Pastoreo con pastor | Tránsito de personas | Fracaso reproductivo | No realizar tareas de mantenimiento de ganado en AS, y sobre todo no en PS |
| | | Presencia ganado | Deterioro del hábitat, Tránsito de animales | Fracaso reproductivo, pérdida calidad hábitat | No introducir ganado en AS de buitre negro |
| | | Apicultura | Tránsito de vehículos | Fracaso reproductivo | Instalar colmenas fuera de AS |
| | | Vallados | Presencia personas | Fracaso reproductivo | No realizar obras de instalación y mantenimiento en AS, a más de 500 m, ni en PS |

| Origen | Tipo actividad | Molestia | Cómo se produce | Cómo afecta | Medidas para solucionar la molestia |
|---|---|---|---|---|---|
| Humanas | Aprovechamiento cinegético (más detallado en capítulos 3.1.2. y 3.2.) | Comederos/ bebederos | Tránsito de vehículos | Fracaso reproductivo | Ubicar los comederos y bebederos fuera de las AS, a más de 500 m de los nidos |
| | | Monterías, cacerías | Tránsito de vehículos y personas | Ahuyentar aves, fracaso reproductivo | Realizar las monterías siempre antes de febrero. Los descastes hacerlos fuera de AS |
| | | Vallados | Presencia personas | Fracaso reproductivo | No instalar ni mantenimiento en AS, a más de 500 m, y nunca en PS |
| | | Cortaderos, tiraderos | Eliminación hábitat adecuado, molestias maquinaria | Fracaso reproductivo, pérdida áreas nidificación | No abrir tiraderos en AS, nunca a menos de 500 de nidos. No trabajar ni repasarlos en PS |
| | | Puestos de caza físicos | Presencia personas | Ahuyentar aves, fracaso reproductivo | Usarlos siempre antes de febrero, fuera de los PS. No instalar puestos físicos en AS |
| | Aprovechamiento agrícola (más detallado en capítulo 3.2.) | Cultivos | Tránsito de personas y maquinaria | Fracaso reproductivo | No cultivar en AS, y si es destinado a la alimentación de ganado, limitar el tránsito durante los PS |

| Origen | Tipo actividad | Molestia | Cómo se produce | Cómo afecta | Medidas para solucionar molestia |
|---|---|---|---|---|---|
| Naturales (más detalles en capítulos 2. y 4.2.6.2.) | | Competencia | Interacción con otras especies | Fracaso reproductivo | |
| | | Disputas | Interacción con otras especies | Fracaso reproductivo | |

**Tabla 4-18.** Esquema de las molestias que afectan de forma potencial al buitre negro, especificando el origen, el tipo de actividad, la molestia concreta, la afección y las medidas para solucionarla (AS= área sensible; PS= período sensible).

Para evitar que se produzcan estas molestias resulta fundamental regular de forma adecuada las actividades humanas en las áreas importantes para el buitre negro (Heredia, 1996). Una herramienta fundamental es proteger las áreas importantes para la especie, bien declarándolas como espacios naturales protegidos con alguna figura oficial de la administración o bien incluyéndolas en la Red Natura 2000 (Sánchez, 2004). El porcentaje de protección de las áreas de nidificación del buitre negro en España ya era elevado a finales del siglo pasado (Sánchez, 1998) y continúa incrementándose, hasta el 92% aproximado actual de parejas reproductoras cuyos nidos se encuentran en espacios protegidos.

### *4.2.3.2. Impacto sobre la especie*

Las molestias producen distintos efectos en los buitres, siendo los más graves los fracasos reproductivos, la pérdida de áreas naturales de nidificación y campeo, y la muerte de pollos. La pérdida de espacios naturales que ocupa el buitre negro es difícil de valorar y cuantificar. En general, la mayoría de las colonias de cría se mantienen a salvo de actividades que pueden producir una destrucción del hábitat a gran escala, como construcción de carreteras y obras públicas, etc. No obstante, la apertura de pistas y cortafuegos sí afecta a muchos núcleos de cría. En los últimos años se han detectado pérdidas de hábitat por acciones de extracción de madera, apertura de caminos forestales o construcción de infraestructuras para pistas de esquí. Es el caso de las colonias de la Sierra de las Quilamas, en Salamanca (Blanco, 2002, 2006), donde la apertura de pistas supuso una amenaza de deterioro del hábitat antes de su protección legal, o el de Sierra Pelada en Huelva, donde se produjeron alteraciones del hábitat entre 1985 y 2001, como consecuencia de los trabajos forestales que se realizaban, y la sustitución de árboles autóctonos por otros como *Pinus* sp. o *Eucalyptus* sp. (Galán *et al*., 1996; y Galán, 2001).

El fracaso reproductivo producido por molestias humanas en las áreas de cría es un problema conocido (Costillo, 2005), del que existen datos que documentan dicha afección. La mayoría de fracasos se dan durante la incubación (en el 82% de los fracasos en una colonia de Madrid –De la Puente, *en prensa*–, y en el 65% en nidos de Extremadura y Ciudad Real –Fundación CBD-Hábitat, datos inéditos–). Los fracasos reproductivos pueden producirse por distintos motivos. Las causas más habituales son la infertilidad de los propios huevos, seguido de envenenamiento de adultos, molestias, caída de nidos y causas climatológicas (Galán *et al*., 1997; Galán *et al.,* 2003; De la Puente, 2006a). No obstante, no existen muchos datos publicados sobre la proporción de fracasos reproductivos debidos a molestias humanas respecto al total de pérdidas. En la colonia de Rascafría, Madrid, se pudo comprobar que, de seis pérdidas comprobadas, tres fueron debidas a molestias por trabajos forestales (De la Puente, *en prensa*), aunque el total de fracasos detectados en el período de trabajo fue mucho mayor, de unas 100 pérdidas. En el seguimiento de parejas nidificantes de la Sierra de San Pedro, Extremadura, y Sierra de Alcudia, Ciudad Real, se comprobó que el 8,9% de los fracasos fueron debidos a

**Figura 4-79.** Pollo de buitre negro muerto bajo el nido por causas desconocidas.

distintos tipos de molestias humanas (n = 134, período 2004-2006, Fundación CBD-Hábitat). Sí se conoce la diferencia de éxito reproductor entre núcleos de cría en los que se realizan trabajos forestales durante el período reproductor y en los que no se realizan. En Huelva, el éxito reproductor varió entre el 0,82 en áreas no intervenidas y el 0,63 en áreas en que se produjeron labores forestales en distintas fases de la temporada de cría (Galán *et al*., 1996). En un estudio anterior también en la provincia de Huelva (Hiraldo, 1977), los valores fueron similares en áreas libres de trabajos forestales (0,90) y con ellos (0,66). En la provincia de Ávila, el éxito reproductor varió de un 0,87 cuando no se realizaron actividades de explotación a un 0,65 cuando sí se realizaron (Caballero, 1986).

Las molestias humanas no sólo influyen sobre el éxito reproductor en el año en que se producen, sino que condicionan también la tasa de ocupación de nidos al año siguiente, disminuyéndola (Galán *et al*., 1996), al igual que ocurre cuando se producen episodios de envenenamiento de ejemplares reproductores (Sánchez, 2004). Además, las áreas en que se realizan trabajos forestales son seleccionadas negativamente por los buitres negros para instalar nuevos nidos (Galán *et al*., 1996).

La mortalidad de pollos en nido por molestias de origen humano es poco conocida, y no existen datos abundantes que la valoren. Los pollos mueren por las molestias humanas principalmente durante los 35-40 primeros días de vida. En este período el pollo carece aún de plumas que recubran su cuerpo y, por la ausencia de los adultos que protegen al pollo, se ve sometido a los rigores climatológicos, que puede producirle la muerte por deshidratación en pocas horas.

### *4.2.3.3. El caso del descorche. Propuestas de actuación y recomendaciones*

El descorche o pela es una actividad de aprovechamiento forestal habitual en las áreas en las que se distribuye el buitre negro. Consiste en la extracción de la corteza del tronco de los alcornoques *Quercus suber,* formada por tejido suberoso parenquimático homogéneo,

**Figura 4-80.** Pareja de corcheros extrayendo el corcho de un alcornoque y arriero esperando para cargar las panas en una mula.

que forma el corcho (Vieira, 1991). Se realiza separando el tejido suberoso, desgarrándolo de la casca del tronco, cada 9 o 10 años. Es una práctica muy común en toda el área de distribución del alcornoque, sobre todo España y Portugal, aunque también en Marruecos, Francia, Italia y Argelia. Existe corcho de distinta calidad, según el orden de extracción a que corresponda. Así, el primer corcho extraído del árbol se denomina bornizo, que surge como capa original del tronco y con menor valor económico. Los siguientes descorches realizados sobre el mismo tronco obtendrán corcho segundero y, posteriormente, corcho de reproducción, de mayor calidad (Vieira, 1991).

A pesar de que se realiza cada 9 o 10 años, resulta una fuente fundamental de ingresos en fincas con alcornoques. Estos elevados rendimientos conllevan un beneficio directo para el hábitat de monte mediterráneo: los bosques de alcornoques son conservados de forma preferente por los propietarios de terrenos en que existen. De forma directa se protegen los ecosistemas originales, favoreciendo a las poblaciones de fauna y flora asociadas. Por ello, el mantenimiento de la actividad de descorche y la potenciación del mercado del corcho como tapones de botellas es objetivo de campañas de conservación de entidades conservacionistas (WWF, 2006a).

*Cómo se realiza el descorche*

El descorche es un trabajo forestal llevado a cabo de forma tradicional, cuya mecanización se ha alcanzado de forma generalizada para el transporte del producto, pero no para la extracción directa del árbol, aunque ya existe maquinaria para pelar automáticamente el alcornoque. Tiene lugar durante un período concreto del año, entre mayo y agosto, momento en que el corcho «se da». Esto ocurre si los procesos fisiológicos del árbol permiten la separación de las células de corcho de la casca, cuando se encuentra en actividad la capa súbero-felodérmica (Vieira, 1991).

**Figura 4-81.** Corchero tirando de una pana de corcho recién cortada.

El trabajo se inicia con prospecciones previas del área a pelar por parte de los responsables de la extracción. En estas áreas, dependiendo de su orografía, vegetación y voluntad de las personas, se pueden abrir vías de saca para facilitar el transporte del corcho a través de las laderas o realizar *ruedos*, consistentes en el desbroce y aclarado del entorno de los alcornoques para optimizar el crecimiento del corcho y mejorar las condiciones de los trabajadores para realizar el descorche. Estas acciones se realizan antes de iniciarse propiamente el descorche. Éste se suele iniciar a primeros del mes de junio y concluirse a mediados de agosto.

El trabajo se realiza por cuadrillas de trabajadores compuestas por un número variable de personas. El manijero o capataz establece las prioridades de actuación, indica qué árboles pelar, a qué zonas dirigirse y cómo descorchar adecuadamente cada árbol. Los corcheros son las personas que extraen el corcho del árbol y suelen organizarse en parejas. Los sacadores o juntadores cogen las panas de corcho extraídas del árbol para llevarlas a montones donde se acumulan. El transporte de las panas de corcho desde la zona de extracción hasta las pilas donde se agrupan las grandes cantidades de corcho se realiza por parte de arrieros con mulas y/o tractores, según la orografía de la finca, distancias, etc. Una vez depositado el corcho en las pilas, hay un encargado de clasificarlo según su calidad, y ordenarlo para que sea cargado en camiones. Cuando las cantidades de corcho apiladas son elevadas, un camión de transporte accede a las zonas de acumulación y se carga lo máximo posible, para su traslado al centro de tratamiento y procesado. El número total de personas que lleva a cabo el descorche en un espacio suele rondar las 15-30 personas.

Los trabajos se inician a primera hora de la mañana, a las 7:00 aproximadamente, y se prolongan hasta las 14:30. El manijero dirige a voces a la cuadrilla cuando se descorcha en áreas escarpadas, y la comunicación entre el resto de las personas suele realizarse de este mismo modo. Las laderas o zonas se van descorchando de forma secuencial, «barriendo» las distintas áreas. Se emplean hachas y las cañas del hacha para retirar las panas de corcho por parte de los corcheros.

**Figura 4-82.** Las panas de corcho se cargan en camiones de transporte que llevan el producto hasta los centros de tratamiento.

*Interferencia del descorche en la reproducción del buitre negro*

El descorche es supuesto como una de las causas potenciales de molestias para el buitre negro durante la época de reproducción, integrado dentro de los trabajos forestales realizados en las áreas de cría de la especie (Sánchez, 2004). No obstante, no se ha publicado hasta la fecha ningún trabajo que valore la incidencia de esta práctica sobre el éxito reproductor ni sobre la actividad de los propios individuos.

En la primavera y verano de 2005 se realizó el seguimiento de las tareas de descorche y de su influencia sobre la reproducción del buitre negro en una parte de la colonia de la Umbría de Alcudia, provincia de Ciudad Real. En el territorio objeto de seguimiento iniciaron la reproducción 51 parejas. El descorche se realizó en la totalidad de las áreas de la finca que albergan alcornoques, desde el 6 de junio hasta el 14 de julio. Se invirtieron 12 jornadas para el seguimiento de la interferencia del descorche sobre los buitres negros, con un total de 122 observaciones de afecciones en 22 nidos con pollo.

El descorche se realiza durante la época de crianza de los pollos, en un momento clave para el desarrollo de éstos. Cuando se inicia la actividad de extracción del corcho, en general tienen edades que oscilan desde los 20 días hasta los 60 días de edad aproximadamente. En este período, sobre todo en el mes de junio, el sombreo de los adultos a los pollos resulta imprescindible para protegerlos de las condiciones climatológicas adversas; la incidencia directa de los rayos de sol sobre los pollos que aún no tienen plumaje desarrollado podría derivar en su deshidratación. Se estudió la reacción de los ejemplares reproductores y de los pollos. Se valoraron variables como la distancia entre las personas y el nido mediante la anotación de las posiciones en fotografías aéreas y posterior medición de distancias con programas informáticos, el nivel de ruido existente *(escaso* = sólo voces esporádicas; *medio* = se escuchan voces a menudo, no constantemente, y en tono no muy elevado; *alto* = voces generalizadas, constantes y en volumen alto), el número de personas presente y la duración de la reacción. Las reacciones consideradas para los ejemplares reproductores se agruparon en cuatro tipos distintos: individuo *tranquilo* –ejemplar desarrollando su actividad sin interferencias–, *alerta* –individuo observando a las personas, inquieto y con comportamiento alterado–, *huida* –salida del progenitor del nido– y *regreso al nido* –tras la huida vuelve a posarse en el nido para continuar su actividad normal–. Para el pollo se consideraron sólo *tranquilo* y *alerta*.

La distancia a la que actúan los trabajadores determina la actividad de los buitres negros reproductores y pollos (tabla 4-19). La probabilidad de que los buitres se espanten del nido se incrementa cuando la distancia se reduce, sobre todo a menos de 300 m de distancia del nido (figura 4-83). Una vez que se han marchado del nido, los reproductores no vuelven hasta que los corcheros se han retirado bastante del nido, en la mayoría de ocasiones cuando se les pierde de vista entre la vegetación o por el relieve, a una media de más de 500 m. En general, cuando los buitres negros reproductores escuchan cerca de ellos a las personas comienzan las acciones de alerta, que desencadena la huida del nido cuando las personas son observadas en las inmediaciones del nido. Se ha comprobado que cuando se trabaja más de una jornada sobre una misma zona, la distancia de huida de un mismo ejemplar aumenta, siendo menos tolerantes por este tipo de molestias y permaneciendo fuera de él más tiempo que en la primera ocasión. Los pollos se mantienen más tranquilos que los adultos y se alteran cuando la distancia es menor de 200 m, casi siempre aplastándose en el nido (tabla

4-19, figura 4-84). Cuando la distancia es muy reducida y las personas están situadas por encima del nido en la ladera, la alerta conlleva otro tipo de acciones más peligrosas para la integridad del ave, como agitación de las alas, asomarse al borde del nido o incluso intento de salto desde éste.

| | Reproductores | | Pollos | |
|---|---|---|---|---|
| **Reacción** | *Media* | *D.E.* | *Media* | *D.E.* |
| Tranquilidad | 459,2 m (n=19) | ±185,5 | 390,0 m (n=74) | ±190,4 |
| Alerta | 344,7 m (n=37) | ±176,8 | 228,0 m (n=43) | ±186,4 |
| Huida | 223,7 m (n=41) | ±158,3 | - | - |
| Regreso al nido | 528,0 m (n=10) | ±167,0 | - | - |

**Tabla 4-19.** Distancias promedio, y desviación estándar en metros de descorchadores al nido, a las que se detectan cada uno de los tipos de reacciones en buitres negros reproductores.

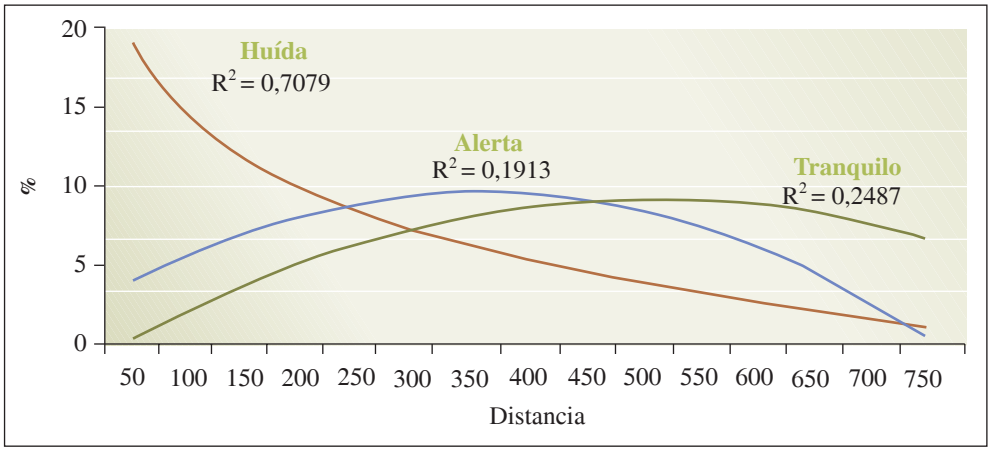



**Figura 4-83.** Porcentaje de aparición de las distintas reacciones de buitres negros reproductores en función de la distancia de personas al nido, expresado en curvas de regresión, como consecuencia de las tareas de descorche.

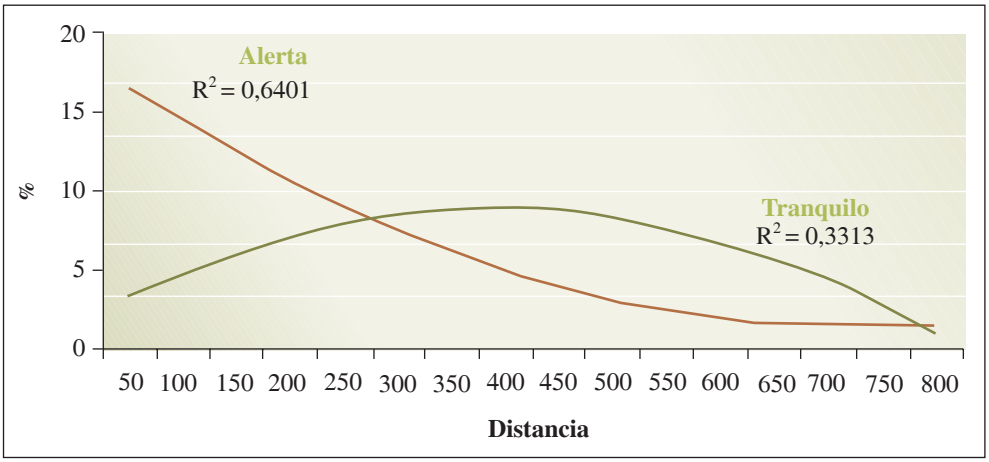



**Figura 4-84.** Porcentaje de aparición de las reacciones de tranquilidad y alerta en pollos de buitre negro, según la distancia de personas al nido, expresando en curvas de regresión, como consecuencia de las tareas de descorche.

Resulta muy importante valorar el tiempo que un adulto permanece fuera del nido, puesto que de ello depende que el pollo pueda sobrevivir a las altas temperaturas propias de la época en que se realiza el descorche. Los progenitores espantados del nido están una media de 88,5 minutos fuera del nido (n = 10, DE ± 42,8 min), tras los que vuelven una vez que las molestias parecen remitir. Durante ese tiempo, sobre todo si se produce durante las horas de más calor, los pollos pueden sufrir procesos de deshidratación acusados. Esta deshidratación es más grave si los pollos cuentan con menos de 40 días, cuando el cuerpo está recubierto por plumón y las plumas no se han desarrollado aún. En este período los pollos son más vulnerables y resisten menos tiempo la exposición directa al sol (obs. pers.)

El número de personas presente en las inmediaciones del nido no parece influir de modo sustancial en el tipo de reacción del buitre negro, siendo más determinante la distancia al nido que la cantidad de personas (figura 4-85). Cuando el nivel de ruido es medio o alto, se produce en mayor proporción reacciones de alerta o huida, al contrario que cuando el ruido es escaso, donde la proporción de las distintas reacciones es similar (figura 4-86).

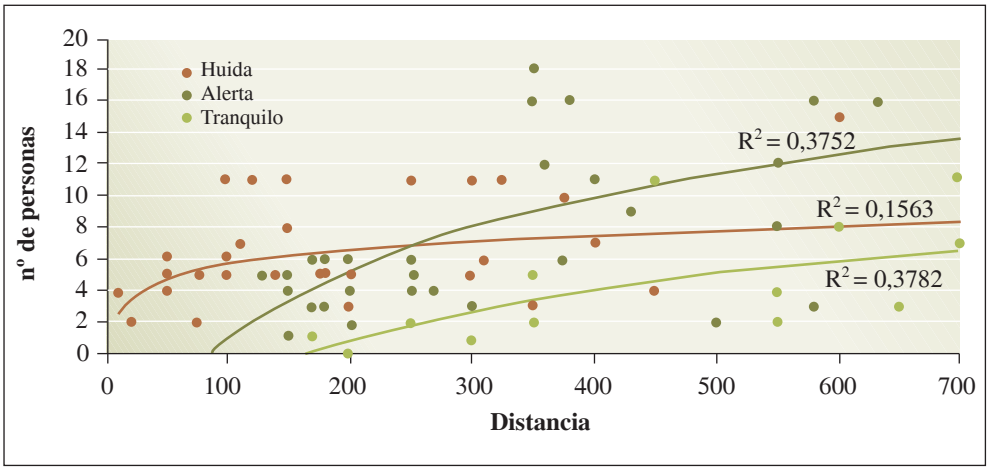



**Figura 4-85.** Reacción de los ejemplares reproductores de buitre negro, en relación al número de personas presentes en la zona de estudio y a la distancia de éstos a los nidos considerados, como consecuencia de las tareas de descorche.

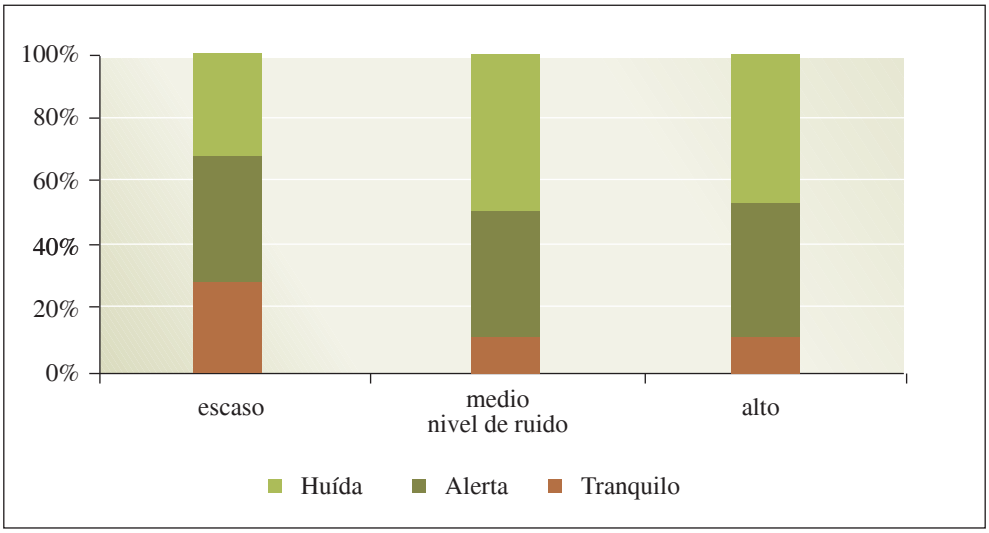



**Figura 4-86.** Proporción de cada una de las reacciones de los ejemplares reproductores de buitre negro, en función del nivel de ruido generado por las personas presentes en las inmediaciones del nido, como consecuencia de las tareas de descorche.

Los efectos del descorche sobre el éxito reproductivo fueron también valorados durante el mencionado trabajo. Se produjo la muerte de dos pollos como consecuencia de las tareas de descorche, en circunstancias particulares. Los pollos murieron por deshidratación, contaban con menos de 30 días de edad y se trabajó más de una jornada en las inmediaciones de su nido. De esta forma, el progenitor permaneció más tiempo fuera del nido en la segunda jornada, huyendo del nido cuando los corcheros estaban a más distancia que la del primer día y regresando a él después de un tiempo más prolongado. El éxito reproductor se redujo por este motivo un 6,9% en la colonia objeto de estudio.

Una vez conocidas las consecuencias que podía tener la permanencia de los corcheros en las inmediaciones de un mismo nido, se procedió a llevar a cabo acciones de conservación y manejo de pollos de buitre negro, disuadiendo e informando a los trabajadores de estar más de una jornada en una misma ladera.

*Recomendaciones y planificación*

En primer lugar, se considera muy importante llevar a cabo una planificación detallada del descorche en una finca, para evitar que el desconocimiento del territorio provoque errores a la hora de calcular el número de alcornoques existente, la orografía del terreno, la presencia de una red de caminos insuficiente o la inversión de tiempo estimada para realizar el trabajo por completo. Para ello, sería imprescindible que, con antelación al descorche y antes

**Figura 4-87.** La elección de los lugares donde se juntan las panas de corcho y donde se cargan los camiones resulta muy importante para no generar molestias a las rapaces nidificantes del entorno. Al ser un punto con mucho trasiego de personas y vehículos se recomienda ubicarlo a más de 500 m de cualquier nido de buitre negro.

del inicio del PS –período sensible– del buitre negro, el manijero y/o el jefe de los arrieros visitara el área de trabajo, acompañados por la guardería de la finca, la guardería forestal y/o técnicos conocedores de los valores faunísticos de la zona. El objetivo sería conocer el terreno y establecer un plan de trabajo en el que se tengan en cuenta el tiempo estimado a invertir en cada zona, las zonas más sensibles para las especies, las infraestructuras que será necesario habilitar (zonas para pilas, senderos para los arrieros, etc., que deben prepararse

**Figura 4-88.** En ocasiones excepcionales, cuando los pollos son menores de 35 días, la última alternativa para protegerles es su rescate del nido, su hidratación y alimentación evitando la incidencia del fuerte calor existente. Se los devuelve al nido en cuanto haya cesado la molestia generada por el descorche y siempre en el mismo día, para que los progenitores continúen con sus cuidados. Esta tarea ha de realizarse siempre por especialistas y con la autorización expresa de la administración ambiental competente.

antes de que empiece el período sensible para las especies presentes). Esto facilitará en gran medida que no se moleste a las especies protegidas. Además, se recomienda:

– Sensibilizar a los trabajadores que realizan el descorche, para que se interesen y queden concienciados de la labor de conservación de las especies emblemáticas que estén criando en la zona. Deben conocer cómo actuar en las zonas de los nidos y qué hacer si detectan algún problema con las aves. Ello evitará muchos problemas posteriores. Esta tarea de sensibilización ha de ser realizada por técnicos especialistas en conservación de fauna silvestre amenazada, en colaboración con la guardería de las fincas y los agentes medioambientales.

– Es fundamental reducir el nivel de ruidos causados por el personal, evitando comunicarse a voces entre las parejas de corcheros y el manijero. Se recomienda utilizar equipos de comunicación en las áreas más agrestes a descorchar.

– Siempre que sea posible se debe evitar el uso de maquinaria pesada (tractores, bulldozers, etc.) en las AS –áreas sensibles– de buitre negro, y sobre todo fuera de caminos y pistas.

– Cuando se descorche el área en torno a un nido, debe hacerse de la forma más rápida y silenciosa posible. De no ser imprescindible, los corcheros no deben subir por la ladera en la que está el árbol-nido situándose a una altura superior del propio nido. Se evitará que el pollo los vea por encima de su posición, se asuste y se tire de la plataforma.

– No descorchar el árbol del nido de buitre negro ni, a ser posible, los árboles en un radio de unos 50 m.

– Si hay que abrir sendas para que los arrieros transporten las panas de corcho, éstas se harán antes de los PS.

– El personal del descorche no debe tener perros sueltos ni durante las horas de trabajo ni durante el tiempo de descanso.

– Se recomienda no extender la jornada de trabajo en las AS a más de las 12:00 h del mediodía, trasladándose el personal después de esta hora a áreas alejadas de las laderas que albergan nidos.

– La edad ideal del pollo de buitre negro en el momento en que se produce el descorche alrededor de su nido es entre 45 y 70 días (ver Anexo I). En este tramo no resulta tan imprescindible el sombreo y custodia continuos de los padres ni la alimentación tan constante, ni se corre el riesgo de que el pollo se mueva mucho en el nido y pueda caer o saltar. Se recomienda conocer previamente la edad exacta de cada pollo por parte del personal técnico especializado en el seguimiento, y planificar la secuencia de descorche en cada una de las áreas. En los nidos donde los pollos sean menores de 40 días, cuando se realice el descorche en sus inmediaciones, hay que extremar las precauciones y preparar planes de manejo alternativos si la situación se agrava.

– Hay que evitar descorchar en dos o más jornadas consecutivas sobre la misma zona. Se recomienda ir «barriendo» las laderas, de modo que una vez ha pasado la posible molestia en un punto el progenitor no vuelva a advertir ninguna alteración en su tranquilidad. Si esto ocurriera, aumentan las posibilidades de fracaso considerablemente. Si no hubiera alternativa y hubiera que permanecer más de un día en la misma zona de descorche, se recomienda no trabajar en días consecutivos y dejar varios días entre esas jornadas.

– Las pilas son lugares donde hay actividad humana continua: siempre hay personal separando el corcho, descargan los tractores y periódicamente se cargan camiones. Es por ello que deben estar fuera del campo de visión de los nidos y, como mínimo, a 500 m del nido más cercano.

– Deben utilizarse camiones con la mayor capacidad posible, lo que hará que disminuya el número de portes y, por tanto, de posibles molestias derivadas. La carga de los camiones debería hacerse por la mañana, en las mismas horas en las que se realiza el descorche, para que las tardes estén libres de potenciales molestias.

– El trabajo de los arrieros debería ser parejo en el espacio al de los corcheros, es decir, los recolectores y los arrieros deben ir a la vez recogiendo las panas de corcho, sobre todo en las zonas de los nidos. Si hay variación temporal apreciable entre el paso de los corcheros y los arrieros por un mismo sitio, se incrementa el riesgo de producir molestias por un tiempo muy prolongado.

Un resumen esquematizado de los problemas derivados del descorche que pueden afectar al buitre negro se muestra a continuación (tabla 4-20), junto con las recomendaciones de gestión:

| Fase de trabajo | Problemática potencial | Medidas de gestión a establecer |
|---|---|---|
| 0. Planificación | Fracasos en período de incubación (incluso provocar que no llegue a desarrollarse la puesta). | – Establecer un plan de trabajo.<br>– Crear las infraestructuras necesarias antes del período sensible para los buitres negros.<br>– Antes de empezar, informar al personal que vaya a trabajar en el proceso de que se va a realizar en un área de cría de buitre negro y darles unas nociones para que las molestias sean las mínimas y de cómo actuar en caso de emergencia. |
| 1. Descorche | Mantener a los adultos fuera del nido durante un período prolongado.<br>El pollo se puede asustar y saltar de la plataforma.<br>El pollo puede sufrir deshidratación por exposición prolongada al sol. | – Realizar la operación con la mayor rapidez y en el mayor silencio posible.<br>– Si es necesario trabajar varios días en la misma zona (afectando a algún nido durante todo el proceso), se intentará que no sean días consecutivos.<br>– Evitar entrar a la zona del nido por la parte de arriba.<br>– Intentar dejar un radio sin descorchar en torno a cada plataforma; en el peor de los casos no descorchar el árbol de la plataforma. |
| 2. Transporte cargadores | Mantener a los adultos fuera del nido durante un período prolongado.<br>El pollo se puede asustar y saltar de la plataforma.<br>El pollo puede sufrir deshidratación por exposición prolongada al sol. | – Trabajar a la par que los descorchadores para evitar prolongar el tiempo de molestias.<br>– Trabajar en el mayor silencio posible.<br>– Evitar entrar a la zona del nido por la parte de arriba.<br>– Agrupar las cargas a una distancia suficiente de los nidos para no tener que molestar otra vez. |
| 3. Transporte arrieros | Mantener a los adultos fuera del nido durante un período prolongado.<br>El pollo se puede asustar y saltar de la plataforma. El pollo puede sufrir deshidratación por exposición prolongada al sol. | – Trabajar a la par que descorchadores y cargadores para evitar prolongar el tiempo de molestias.<br>– Trabajar en el mayor silencio posible.<br>– Evitar que el pollo los vea entrar por la zona de arriba de la plataforma.<br>– Crear los montones en zonas donde los tractores no vayan a molestar a ningún nido. |
| 4. Transporte tractor | Mantener a los adultos fuera del nido durante un período prolongado. | – Crear las pilas en zonas donde su carga no vaya a molestar a ningún nido. |

**Tabla 4-20.** Organización de las recomendaciones de gestión de las tareas de descorche para evitar la interferencia sobre la reproducción de buitre negro, estructurado en la fase del trabajo de descorche, la consecuencia directa sobre los individuos de la especie, y las acciones más efectivas para remediar los efectos negativos.

## *4.2.4. Los incendios forestales y el buitre negro*

*Rafael Galán, Carlos Segovia, Miguel Ángel Martínez y Ricardo Coronilla*

### *4.2.4.1. Introducción*

Los incendios forestales en España son causados en casi su totalidad por la actividad humana y arrasan anualmente unas 150.000 hectáreas (Rodríguez de Sancho, 2006). Alrededor del 43% de toda la superficie afectada se atribuye a fuegos de más de 500 hectáreas, si bien estos grandes incendios suponen sólo el 0,2% del número total de los siniestros registrados (WWF/Adena, 2006).

La propagación de los incendios se ve favorecida por determinadas modificaciones socioeconómicas (que incluyen variaciones en el uso del territorio), por factores climatológicos y meteorológicos adversos (como la sequía y la baja humedad del aire), por unas mayores pendientes del terreno y carga de combustible vegetal, y por el cambio climático (p. ej. ver revisión en Lloret, 2004). Se ha encontrado una estrecha relación entre los aumentos del número y de la superficie de los incendios registrados, y condiciones ambientales de mayor temperatura y menor humedad del aire (Piñol *et al*., 1998).

La distribución geográfica del número de incendios en España (Rodríguez de Sancho, 2006) pone de manifiesto que las colonias del buitre negro situadas en las zonas con más siniestros son las localizadas en el límite norte de su área de distribución (sierras del Sistema Central: colonias de Castilla y León, Madrid, y Gata, en Cáceres). Las repercusiones de los incendios sobre las poblaciones de rapaces, como el buitre negro, han sido poco estudiadas. Estos efectos pueden verse agravados en los próximos años ante la perspectiva, apuntada por numerosos autores, de un aumento del impacto de los incendios sobre territorio español.

### *4.2.4.2. Mortalidad*

Se desconoce el alcance de las consecuencias de los incendios forestales sobre el buitre negro. Los fuegos en colonias de esta especie no siempre han trascendido a los medios es-

**Figura 4-89.** Los incendios forestales arrasan cada año una superficie media equivalente a la extensión aproximada del término municipal de Cáceres, el más grande de España.

critos, y cuando se han tenido noticias de estos siniestros, en muchos casos (p. ej. Morillo y Lalanda, 1972; Jiménez, 2005; SEO-Salamanca, 2005) no se llegan a conocer detalladamente sus incidencias. Con relación a la mortalidad, sí que puede afirmarse, a partir del seguimiento de dos grandes colonias del buitre negro, probablemente las más castigadas por este impacto, un muy bajo efecto de los incendios sobre las cifras de ocupación y de nacimientos en los últimos años. Así, en la Sierra de Gata durante seis años se registraron 210 puestas, afectando las llamas a 18 nidos ocupados (Gentil y Ventanas, 1998), y en Sierra Pelada durante nueve años murieron 11 pollos, cerca del 3% de los nacidos (Galán *et al*., 1998).

En esta última colonia y en el mismo período de años (1984-1992), la muerte de pollos en incendios fue la causa del 7% de los fracasos reproductores (pérdidas de huevos y de pollos) y del 38% del total de los pollos muertos. A partir del último año indicado, la mejora en las medidas de prevención permitieron que en las siguientes 14 temporadas de cría (1993-2006) sólo se produjera un nuevo incendio, arrojando el total de los 23 años de estudio un balance, debido a este impacto, de 17 pollos muertos, equivalentes al 1,5% de los nacimientos, al 3% de los fracasos reproductores y al 14% del total de pollos muertos (datos propios). La tasa de mortalidad de los pollos está influida por la latitud de la colonia y por la fecha del incendio. Así, en Sierra Pelada (provincia de Huelva, suroeste de España), un incendio acaecido entre los días 1 y 4 de agosto de 2003 no afectó a varios pollos porque en esas fechas podían volar (obs. pers.)

### *4.2.4.3. Revegetación natural*

Los nidos del buitre negro se localizan en España principalmente en dos tipos de hábitats, de muy distinta capacidad de regeneración tras un incendio. Las colonias del Sistema Central y la de Baleares, junto con Sierra Pelada (Sierra Morena occidental), presentan en la actualidad

**Figura 4-90.** Los pinos tienen escasa capacidad de regeneración.

un predominio de nidos situados sobre seis especies de coníferas sin capacidad de rebrote y con escaso o nulo poder de recuperación después de un incendio: pino silvestre *(Pinus sylvestris),* pino salgareño *(P. nigra),* pino marítimo *(P. pinaster),* pino carrasco *(P. halepensis),* pino piñonero *(P. pinea)* y enebro *(Juniperus communis).* Las colonias españolas que, al parecer, han sido más afectadas por los fuegos en los últimos 25 años (Ávila y Salamanca: Bermejo, 1991; Azcárate y Carbonell, 2004; Sierra de Gata: Gentil y Ventanas, 1998; Sierra Pelada: Galán *et al.,* 1998) pertenecen precisamente a este ámbito. En el caso de los pinos silvestres y salgareños, sólo la gran altura alcanzada por los ejemplares de mayor edad les permite preservar del fuego parte de sus copas. No obstante, se considera que sus masas presentan escasa capacidad regenerativa (Lloret, 2004). Los pinos carrascos y marítimos tienen una fracción de piñas serótinas o termodehiscentes (piñas que se abren por calentamiento), lo que les confiere cierta capacidad de revegetación natural, pero sólo en situaciones de determinadas frecuencias de incendios (Pausas, 2004). El pino piñonero, aunque con una gruesa corteza que le faculta cierta protección térmica, tiene en su contra la escasa altura que alcanza en las zonas con nidos, lo que, unido a la gran acumulación de combustible en estos hábitats, le hace sucumbir ante las llamas. Finalmente, el enebro tampoco se recupera rápidamente tras un fuego (Quevedo *et al*., 2005).

Las colonias del centro y sur del área de distribución del buitre negro en España ocupan formaciones de *Quercus*, con un arbolado y matorral que presentan estrategias rebrotadoras y germinadoras. Los nidos se ubican sobre alcornoques *(Quercus suber)* y, secundariamente, sobre encinas *(Q. ilex)* y otros sustratos minoritarios. El alcornoque es rebrotador, es decir, suele regenerar la parte aérea tras un incendio; la encina también lo hace, aunque resiste incendios de menor intensidad. El matorral acompañante presenta una alta capacidad de revegetación natural, con especies rebrotadoras (como el madroño *Arbutus unedo* y varias asociadas al brezal mediterráneo), y germinadoras (como las cistáceas) cuyas semillas se benefician del humo y del calor (Lloret, 2004).

Se ha estudiado la capacidad de supervivencia frente al fuego de alcornoques que eran usados como sustratos de cría por el buitre negro, encontrándose que fue mayor en el caso de los pies aislados situados en manchas de matorral de gran superficie (Galán *et al*., 1998), en gran medida al reducirse en estas condiciones el fuego de copa y no estar sometidos a descorche muchos de estos árboles. Así, por ejemplo, una pareja de buitres de Sierra Pelada crió con éxito durante 2004 en un nido que reconstruyeron sobre un alcornoque rebrotado después de resultar quemado en agosto del año anterior (obs. pers.). Sin embargo, otros alcornoques situados en manchas de matorral de reducida superficie entre repoblaciones de eucaliptos y pinos se vieron sometidos a una mayor ignición que inhibió el rebrote de varios pies (Galán *et al*., *op. cit.).*

### *4.2.4.4. Recolonización de las zonas incendiadas y uso del hábitat*

Se desconoce la superficie incendiada en España correspondiente a zonas de cría del buitre negro. En dos de las colonias (sierras de Gata y Pelada) se han quemado desde 1984 al menos 19.000 hectáreas (Gentil y Ventanas, 1998; obs. pers.), una superficie equivalente a la del Parque Nacional de Monfragüe.

Hasta la fecha no se han producido en España actuaciones por parte de las administraciones competentes con el objetivo de restaurar hábitats de cría del buitre negro devastados

**Figura 4-91.** Las autoridades ambientales llevan a cabo acciones informativas y disuasorias para evitar incendios causados por negligencias humanas.

por incendios. Sin embargo la especie ocupa de forma habitual zonas de cría incendiadas, reutilizando como sustrato de nidificación *Quercus* rebrotados y también pinos quemados que terminan derrumbándose, o empleando por vez primera como sustratos de cría a *Quercus* o pinos no alcanzados por las llamas, a veces aún tratándose de ejemplares cuyo escaso porte hace peligrar la estabilidad de la plataforma (Galán *et al*. 1998; Gentil y Ventanas 1998; *obs. pers.).*

En cuanto al tiempo necesario para la recolonización de la zona incendiada (es decir, para alcanzar el mismo número de parejas nidificantes existente antes del siniestro), se han descrito casos que van desde los dos años, cuando los nidos se ubican sobre *Quercus* dispersos localizados en manchas de matorral de gran superficie, hasta los ocho o más años cuando las plataformas se sitúan en manchas de matorral de escasa superficie en densos monocultivos forestales; en este último caso la zona puede, desde ser abandonada definitivamente por la especie, hasta registrar al segundo año del incendio recolonizaciones parciales en torno al 40% (Galán *et al*., 1998).

Durante el último incendio en Sierra Pelada (año 2003), resultaron perjudicadas parejas asentadas principalmente sobre *Quercus* situados en pequeñas manchas de matorral localizadas entre monocultivos forestales. La escasez de *Quercus* susceptibles de albergar nido es tan extrema que casi todos los pies de este tipo afectados por este fuego contenían nido en el momento del incendio o lo habían hecho en el pasado. Trece parejas nidificantes fueron afectadas, habiéndose producido grados de recolonización en esta zona los años primero, segundo y tercero después del fuego de, respectivamente, el 8%, 15% y 38%. Las ocho puestas realizadas en estos tres años han sido sobre árboles que contenían nido antes del fuego, excepto una de ellas. Aproximadamente dos tercios de los 25 ejemplares de *Quercus* que contuvieron nido antes del incendio (concretamente el 68% de ellos) han rebrotado (obs. pers.).

A veces los trabajos selvícolas posteriores al fuego hicieron fracasar a muchas parejas por molestias (Gentil y Ventanas, 1998) y quizás ralentizaron o impidieron que el buitre

negro volviera a colonizar estas zonas. Un núcleo de nidificación de Sierra Pelada, donde llegaron a reproducirse anualmente hasta cinco parejas, probablemente desapareció por la combinación de dos incendios y los posteriores aprovechamientos forestales (obs. pers.). Aragüés y Lucientes (1980) atribuyen a un incendio la causa probable de la desaparición de la última colonia aragonesa de esta especie.

En Sierra Pelada, determinados aprovechamientos forestales e incendios, actuando como factores independientes o combinados, han posibilitado el aislamiento de pinos, muchos situados fuera del Espacio Natural Protegido, utilizados después por los buitres para ubicar nidos. Esta circunstancia ha facilitado que los *Quercus* hayan dejado de ser el sustrato de nidificación prioritario en esta colonia y que se produjera un aumento significativo del porcentaje de parejas que crían fuera de este espacio protegido (obs. pers.). Así, la media de parejas nidificantes anualmente en la colonia en dos períodos, 1984-92 y 1993-2006, fue, respectivamente, de 55 y 37 parejas sobre *Quercus*, y de 2 y 34 parejas sobre pinos. Por su parte, la fracción de parejas nidificantes fuera del Espacio Natural Protegido, donde las directrices de conservación del buitre negro son menos restrictivas, fue del 15% en 1989, año de la declaración de este espacio protegido, y del 35% de media en las últimas cinco temporadas de cría.

### *4.2.4.5. Repoblación forestal y otras iniciativas*

Como se ha señalado antes, no han existido en España proyectos destinados a la recuperación del hábitat de cría del buitre negro en zonas incendiadas. En la colonia de Sierra Pelada, un proyecto la administración regional que ha empezado a ejecutarse con el objetivo de restaurar la zona quemada en el verano de 2003 no contemplaba inicialmente la plantación de árboles en casi la mitad de la superficie incendiada; en estos terrenos la frecuencia de fuegos hace inviable la revegetación natural hasta fases avanzadas de la sucesión ecológica. Tampoco recogía inicialmente este proyecto la construcción de plataformas de cría artificiales sobre *Quercus* rebrotados. Como mejora al proyecto se propuso adelantar en el

**Figura 4-92.** Las tareas de repoblación de zonas quemadas conllevan la construcción o modificación de vías de acceso para el tránsito de maquinaria pesada (Jesús Garzón).

tiempo la disponibilidad, como sustratos de nidificación, de estos escasos árboles. Para ello, los autores del presente capítulo seleccionaron árboles situados en el interior del Espacio Natural Protegido que presentaran un historial de frecuente uso como sustrato de cría y alto éxito reproductor. La única plataforma construida por la Administración en un árbol con las características señaladas propuestas se instaló ya iniciada la temporada de cría de 2004, y fue regentada por una pareja de buitres al año siguiente y utilizada para la puesta en 2006. Finalmente este proyecto también prevé más plantaciones de pinos piñoneros.

Los planes de repoblación forestal destinados a zonas de cría incendiadas deberían tener en cuenta los requerimientos ecológicos del buitre negro. Así por ejemplo, con relación a la densidad de plantación arbórea debe considerarse que, frente a los fuegos, los *Quercus* se ven favorecidos cuando presentan distribuciones poco agregadas (Pausas, 2004), lo cual coincide con la tendencia del buitre negro, recogida en la bibliografía, de seleccionar preferentemente como sustratos de nidificación a árboles destacados por su porte y/o localización.

Otro ejemplo significativo se refiere a la frecuencia de los incendios. La recurrencia de fuegos está en aumento en los países de clima mediterráneo (Rodríguez de Sancho, 2006). En ciertas condiciones de recurrencia, la menor o nula viabilidad de la reimplantación de coníferas en pinares incendiados aconseja la inclusión de especies rebrotadoras (tipo *Quercus)* en los proyectos para su forestación (Vallejo y Alloza, 1998).

### *4.2.5. Energía eólica y buitre negro*

*Álvaro Camiña*

#### *4.2.5.1. Descripción general de la amenaza*

Durante 2005 España se consolidó como segunda potencia mundial en energía eólica, por detrás de Alemania y por delante de Estados Unidos (AEE, 2006). En enero de 2006

**Figura 4-93.** Vista general de las sierras del Campo de Gibraltar, Cádiz, donde se instalaron los primeros polígonos de energía eólica de España.

existían en nuestro país un total de 483 parques eólicos (12.569 turbinas) con una potencia instalada de 10.028 MW. El objetivo, de acuerdo con el Plan de Energías Renovables Nacional, es alcanzar los 20.155 MW en 2010. A esta meta habría que añadir la de los Planes Eólicos Regionales de las Comunidades Autónomas, que exceden estas previsiones en 19.893 MW más.

Desde la construcción de los primeros parques eólicos en Cádiz a principios de los 90 la tecnología ha avanzado considerablemente. En la actualidad se emplean aerogeneradores de mayor tamaño bajo la premisa de un menor impacto ambiental y mayor espaciado de las instalaciones.

Sin embargo, a pesar de abanderarse como una energía limpia, los parques eólicos causan específicamente dos tipos de impactos sobre la biodiversidad. El primero pasa más desapercibido ya que no es tangible y lo constituye la fragmentación de los hábitats como consecuencia de la apertura de pistas, desbroces de vegetación e incremento del tránsito de vehículos y personas (ver Santos y Tellería, 1998). El segundo en cambio es más patente, y genera la muerte por colisión de vertebrados voladores (aves y murciélagos). Además, se producen muertes causadas por los tendidos de evacuación asociados a los parques eólicos, no incluidos en este capítulo. El problema de la península Ibérica radica en que, a pesar del potencial eólico, su biodiversidad es extremadamente rica en comparación con el resto de países europeos. Mientras, el problema de las colisiones es minimizado de manera constante, aunque la realidad, dependiendo de las zonas, puede ser bien distinta.

En España, la implantación de parques eólicos está mayoritariamente sometida a los preceptivos Estudios de Impacto Ambiental sobre los que existe la correspondiente legislación europea (Directiva 85/337/CEE del Consejo de 27 de junio de 1985, su corrección mediante la Directiva 97/11/EC y la Directiva 2001/42/CE sobre la Evaluación Ambiental Estratégica), nacional (Ley 6/2001 de Evaluación de Impacto Ambiental) y de las diferentes Comunidades Autónomas. Su objetivo es analizar la compatibilidad de estas y otras infraestructuras con el medio ambiente, comprobar si dicho impacto es positivo o negativo y, en este último caso, establecer las medidas necesarias para minimizarlo o mitigarlo por completo. Por ello, el conocimiento de la afección que suponen sobre las aves ibéricas, y en este capítulo especialmente en los buitres, es de vital importancia de cara a su conservación. Sólo mediante un trabajo serio y riguroso pueden compatibilizarse el desarrollo de este tipo de energía con el mantenimiento de las poblaciones de aves necrófagas ibéricas.

El impacto sobre las aves puede abordarse desde dos puntos de vista: el legal, ya que casi todas las especies se encuentran protegidas por algún tipo de legislación (Directiva Aves 79/409/CEE o la Ley 4/89 de Conservación de la Naturaleza) y el biológico (una elevada mortalidad puede llevar al declive de sus poblaciones). Éste último enfoque compara la mortalidad causada por los parques eólicos con la mortalidad natural de la especie y con su tasa de reclutamiento. Para una buena aproximación de éste último procedimiento se precisa un conocimiento profundo de la distribución y la estructura demográfica de las poblaciones existentes en las inmediaciones de los parques eólicos a instalar.

Para elaborar el presente capítulo se ha empleado la información acerca de parques y turbinas instaladas procedentes de la Asociación Española de Energía Eólica (AEE, 2006).

**Figura 4-94.** Parque eólico en área de monte mediterráneo.

Por otro lado, se ha contado con datos procedentes de los seguimientos de avifauna de al menos 70 parques eólicos entre 2000 y 2006 recopilados por los servicios provinciales o las propias Consejerías de Medio Ambiente de la Comunidades Autónomas de la zona estudiada.

### *4.2.5.2. Impacto sobre el buitre negro. Impacto general sobre las aves. Potencialidad de la amenaza para la especie*

En la actualidad, el impacto de la energía eólica sobre el buitre negro puede considerarse casi inexistente. Sólo se conocen dos colisiones, una en Soria y otra en Zaragoza, aunque el trabajo se ha realizado fuera del área de distribución habitual de la especie. Sin embargo, sobre todo por tratarse de un ave planeadora y con un tipo de alimentación similar a la del buitre leonado, el análisis de la incidencia de este tipo de infraestructuras en esta última especie puede ayudarnos a una mejor planificación de los futuros parques en zonas de buitre negro. Esto es de suma importancia en comunidades como Extremadura donde el desarrollo eólico no ha hecho más que empezar (ver Diario Oficial de Extremadura nº 145 de 2006 sobre las solicitudes administrativas de instalaciones para dicho territorio).

La razón de la baja siniestralidad hasta la fecha la hemos de buscar en la distribución de parques eólicos por Comunidades Autónomas (figura 4.95). Las provincias en las que los buitres negros nidifican son, a grandes rasgos, las que tienen –de momento– menos parques instalados.

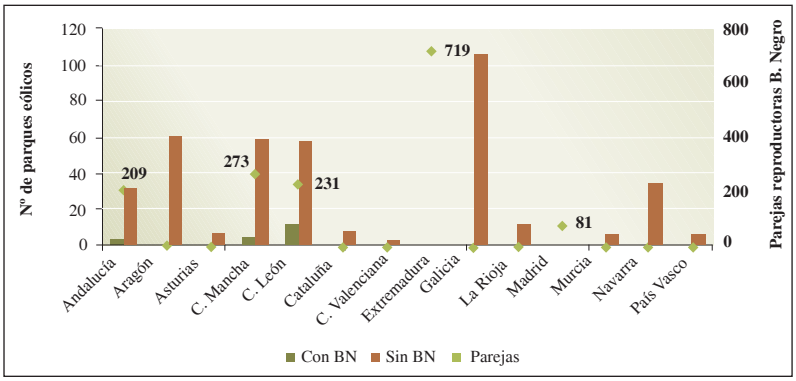



**Figura 4-95.** Número de parques eólicos instalados por Comunidades Autónomas (barras verticales), en verde oscuro, número de parques en provincias con poblaciones reproductoras de buitre negro y en marrón, número de parques por provincias que no tienen presencia de la especie. Rombos verdes: número de parejas nidificantes de buitre negro por Comunidad Autónoma, 2005.

*La colisión de las aves planeadoras en parques eólicos*

Los datos que se exponen a continuación forman parte de un amplio estudio sobre la ecología alimenticia de aves carroñeras en el Sistema Ibérico (figura 4-96). A lo largo de unos 300 km de longitud, y en una franja aproximada de 50 km a cada lado de la cordillera, existen al menos 140 parques eólicos con 4.083 aerogeneradores. En esta zona se ha recopilado información de al menos 70 de ellos (un 50% de los instalados).

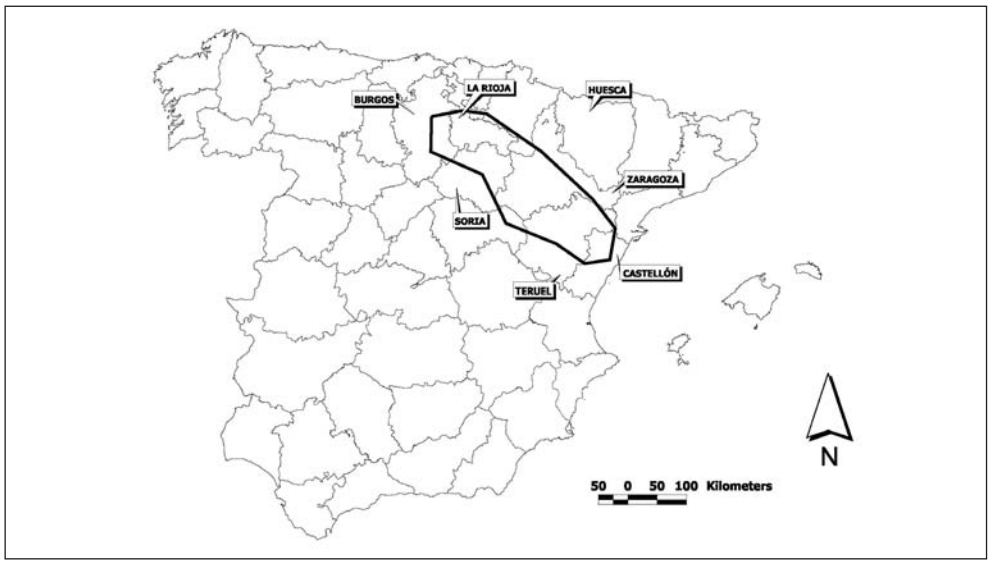



**Figura 4-96.** Localización de la zona de estudio aproximada donde se ha recopilado la información de este capítulo.

La tabla 4-21 muestra los casos de colisiones registrados entre 2000-2006 a los que se han añadido una pequeña muestra procedente de Navarra obtenidos de la escasa bibliografía disponible sobre este tema y también perteneciente a ese período (Lekuona, 2002). Los datos de mortalidad no son comparables entre provincias dado que son cantidades brutas correspondientes a períodos de tiempo diferentes pero, en cualquier caso, indicativo de la afección sobre estas especies. En ningún caso hasta la fecha se han registrado muertes de quebrantahuesos, si bien es relativamente frecuente observarlos en las zonas de implantación de este tipo de infraestructuras (datos propios inéditos).

| Provincia | Parques existentes | Turbinas instaladas | Parques estudiados | Buitre leonado | Buitre negro | Alimoche |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Castellón | 5 | 143 | 3 | 11 | 0 | 0 |
| Huesca | 7 | 298 | 6 | 150 | 0 | 0 |
| Zaragoza | 54 | 1.400 | 18 | 97 | 1 | 0 |
| Teruel | 3 | 95 | 2 | 13 | 0 | 0 |
| Soria | 21 | 605 | 21 | 324 | 1 | 1 |
| La Rioja | 13 | 395 | 12 | 75 | 0 | 0 |
| Navarra* | 37 | 1.147 | 8 | 89 | 0 | 0 |
| ***Totales*** | **140** | **4.083** | **70** | **759** | **2** | **1** |

**Tabla 4-21.** Mortalidad mínima de buitres (3 especies) en parques eólicos del Sistema Ibérico y zonas aledañas entre 2000 y 2006. Con datos (*) de Lekuona (2002).

Por otro lado, los datos disponibles para el sur peninsular son más bien escasos (Barrios y Rodríguez, 2004; De Lucas *et al.,* 2004) o no han visto la luz. En general, todos ellos se refieren a una escasa incidencia de estas infraestructuras en grandes planeadoras, a pesar de encontrarse en pleno corredor migratorio (Estrecho de Gibraltar) o en la provincia con más parejas de buitre leonado de España (25 parques con 669 turbinas en Cádiz y 1.419 parejas reproductoras según el tercer censo nacional de buitre leonado). En buena medida, la escasa mortalidad detectada en algunos de estos últimos parques se podría relacionar con la potencia de los aerogeneradores (sólo el 9,71% superan los 1.000 kW y son de los más antiguos de España con torres de celosía).

El mayor problema a la hora de hacer comparaciones es la dificultad de obtener tasas de mortalidad de los parques estudiados. La metodología y esfuerzo de seguimiento es muy desigual y los datos obtenidos oscilan muchísimo entre las empresas encargadas de los mismos. En cualquier caso, han de considerarse como un número mínimo de individuos afectados. El riesgo de colisión depende de diversos factores relacionados con las especies implicadas, su comportamiento, la climatología o la localización concreta del parque eólico (Drewitt y Langston, 2006). Dentro de las especies que habitan la península Ibérica, posiblemente los buitres se hallan entre las especies más susceptibles a las colisiones. En primer lugar, se trata de grandes aves planeadoras con escasa maniobrabilidad. Debido a su agregabilidad, aves de diferentes edades suelen volar juntas, por lo que un

gran número de individuos pueden verse afectados en pocos incidentes. En tercer lugar, la siniestralidad es mayor en días de buena visibilidad ya que las condiciones climatológicas adversas (niebla o lluvia) inciden negativamente en su actividad de vuelo (Hiraldo y Donázar, 1991) y, finalmente, la orografía del terreno es de suma importancia para sus desplazamientos, por lo que una ubicación inadecuada de los aerogeneradores puede resultar sumamente letal.

*Cuántos aerogeneradores causan la mortalidad*

Un punto bastante confuso de la información disponible es la obtención de la tasa media de mortalidad por aerogenerador y año. Tal y como cuestionan Drewitt & Langston (2006), dicho valor *per se,* sin aportar su varianza, puede enmascarar tasas de mortalidad mucho más elevadas para aerogeneradores individuales o grupos de ellos concretos. Así, para una muestra representativa de las colisiones disponibles, se anotó la fecha y número de aerogenerador. La figura 4-97 muestra la proporción acumulada de mortalidad sobre el porcentaje de aerogeneradores en seis parques eólicos estudiados. El número medio de aerogeneradores por parque fue 33 (rango 18-56).

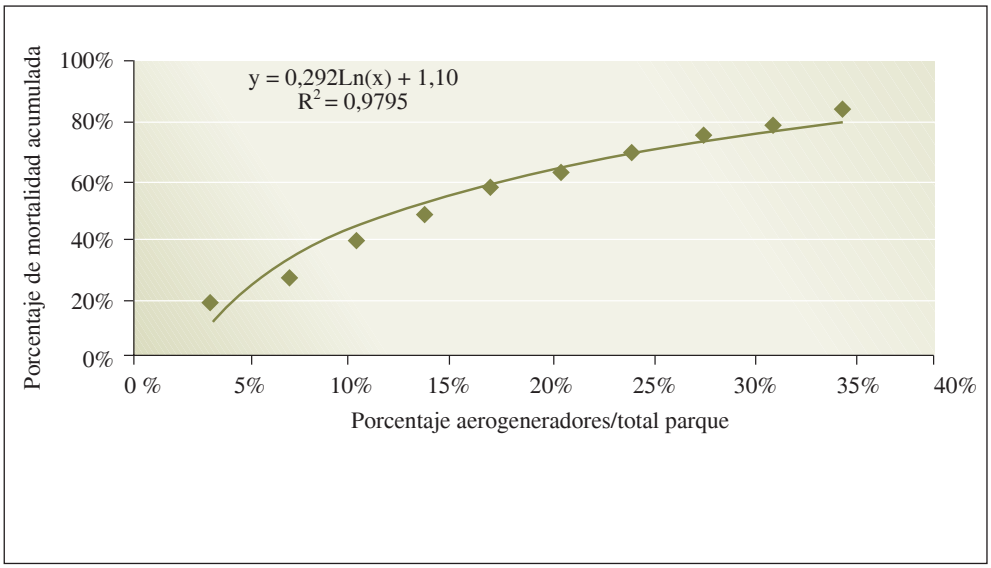



**Figura 4-97.** Porcentaje medio acumulado de mortalidad en cinco parques eólicos estudiados sobre el porcentaje de aerogeneradores del parque.

A la vista de la misma puede observarse cómo un bajo porcentaje de turbinas son las causantes de una mayor mortalidad. La cuestión es dónde fijar el límite por encima del cual la mortalidad afecta gravemente a la dinámica de población de la especie considerada. Por otro lado, con información detallada de cada parque, podrían tomarse medidas sobre aerogeneradores concretos, o grupos de ellos, con los que reducir la mortalidad al mínimo. En este sentido, habría que ser riguroso y plantearse incluso el desmantelamiento de los más peligrosos.

### *4.2.5.3. Conclusiones*

La primera conclusión que puede extraerse de lo expuesto en este capítulo es que la actual planificación eólica, tal y como está diseñada, no es tan limpia como se piensa, especialmente para las grandes aves planeadoras. Esto es novedoso en el campo de la energía eólica, ya que ningún otro país como España cuenta con semejante desarrollo ni posee poblaciones de aves carroñeras. La mortalidad causada por parques eólicos es incluso superior a la causada por el veneno en el buitre leonado y altamente preocupante.

Hasta el presente, las administraciones encargadas de la conservación de la biodiversidad no se han implicado de lleno en la problemática de las colisiones con aerogeneradores, ni en solventar su impacto. En buena medida, se ha debido al escaso peso de su decisión en este tipo de proyectos. La información que se recoge, reflejada en las Declaraciones de Impacto Ambiental (DIA), apenas contempla unas directrices de cómo realizar los seguimientos de avifauna, el registro de los incidentes y el levantamiento de los cadáveres. Aquellas suelen tener en consideración la posibilidad de cambiar el régimen de funcionamiento (arranque) de los aerogeneradores, incluso de eliminar aquellos más peligrosos sin que hasta la fecha nos conste que se haya aplicado esta medida, salvo en muy escasos casos en Navarra (6 aerogeneradores sobre un total de 1.470 turbinas instaladas). Sin embargo, las aves afectadas se hallan amparadas bajo la Directiva Aves, por lo que las administraciones competentes han de garantizar su conservación.

**Figura 4-98.** Construcción y montaje de un aerogenerador, con grúas de gran altura, en Castilla y León.

Las especies afectadas se podrían enmarcar en dos grupos. Por un lado, las muy escasas y con alto grado de protección legal, cuyas bajas se consideran puntuales (por ejemplo, el caso de la última avutarda *Otis tarda* de la comarca de La Janda) y, por otro, las abundantes. En este grupo encontramos al buitre leonado que, incluso de manera preocupante, está considerada cada vez más como un problema por las propias administraciones y organizaciones conservacionistas que debieran protegerlo, y que sin duda es la más afectada por estas infraestructuras. No obstante, debe tenerse en consideración que la protección de las aves necrófagas debiera contemplar acciones globales en todo el territorio peninsular para todas

ellas, ya que en mayor o menor medida explotan los mismos recursos y su ecología excede los límites políticos. En este sentido, la nueva planificación eólica en Extremadura, si no se hace con sumo cuidado, puede representar una seria amenaza para el buitre negro.

### *4.2.5.4. Propuestas de actuación*

El organismo ambiental debe contar con criterios vinculantes durante la planificación y el desarrollo de proyectos de parques que prevalezcan sobre cualquier otra. La decisión final recae en los denominados departamentos de calidad ambiental, en los que apenas interviene la decisión de los responsables de biodiversidad. Los promotores, por su parte, han de concienciarse de que el apartado ambiental de los proyectos no es un mero trámite para su aprobación. Esta situación actual origina una espiral de la que no se acaba de salir.

**Figura 4-99.** El buitre leonado es la especie de ave más afectada en España por la colisión con las aspas de los aerogeneradores.

En general, los Estudios de Impacto Ambiental (EIA) siguen careciendo de los necesarios estudios de seguimiento previos anuales completos y profundos. Éstos deberían ser una obligación y no una mera recomendación, tal y como sugiere BirdLife International (Langston y Pullan, 2002). Entre los aspectos a incluir han de estar las tasas de paso de aves, las zonas de cría y alimentación de la/s especie/s afectada/s, incluyendo áreas amplias en base a los requerimientos ecológicos de las especies y no exclusivamente a las inmediaciones de los parques, los movimientos entre unas y otras e incluso el seguimiento vía satélite de los individuos (caso de Cataluña con el águila perdicera) con la debida inversión en medidas preventivas. Todo ello con el máximo rigor científico en cuanto al diseño metodológico y análisis posterior, aspecto por lo general constantemente obviado en los informes consultados. Los EIA suelen hacerse por instalaciones concretas, sin tener en cuenta instalaciones adyacentes, presentes o futuras, que si bien desde el punto de vista del proyecto constituyen parques distintos, ambientalmente su impacto es sinérgico o complementario. Los casos en los que se ha analizado este efecto también pueden considerarse anecdóticos.

De igual modo, a pesar de evitarse la implantación de parques eólicos en ZEPA, IBA o Red Natura 2000, debe tenerse especial cuidado en el efecto que pueden tener los proyectos en la fauna que habita este tipo de espacios por muy alejados que estén de los mismos. Si bien una proporción importante de la población española de buitre negro está protegida, no es menos cierto que este porcentaje se aplica sólo a sus zonas de cría y no a las de campeo que claramente exceden los límites de los espacios que las protegen (Costillo, 2005; Donázar y Carrete, 2005). Los datos mostrados anteriormente son contundentes; la mortalidad de buitre leonado se produce muy lejos de las colonias de cría, hasta a 18-25 km. En el Moncayo aragonés, la mortalidad adulta supuso entre el 2,67-5,64% de las parejas reproductoras en las ZEPA/IBA de las inmediaciones (406 parejas, según Del Moral y Martí, 2001). Por tanto, que no se instalen parques en estas zonas no evita la mortalidad en especies como los buitres que mueren lejos de ellas. Por otro lado, es muy frecuente que los replanteos de los proyectos se hagan con objeto de «no afectar» a espacios incluidos en la Directiva Hábitat; por lo general, esta no afección sólo supone alejarse unos escasos metros lineales de las áreas designadas o reducir el número de turbinas a instalar cambiando el tamaño de las mismas o diseñar un acceso distinto. Otro tanto ocurre con las líneas eléctricas de evacuación que, permaneciendo soterradas en el interior de las áreas bajo algún nivel de protección (ZEPA, por ejemplo), se transforman en aéreas inmediatamente traspasan los límites de las mismas. Desde el punto de vista de los parques concretos, pocos son los que plantean el rediseño de la localización de las turbinas *«micrositing»* por su posible afección a la avifauna.

En las Declaraciones de Impacto Ambiental aparece una afirmación casi constantemente referente a que *«…se evitará la presencia de bajas ganaderas en el entorno del parque…»*. Si bien los buitres se alimentan de animales muertos, los primeros lugares que prospectarán en busca de alimento serán aquellos donde haya ganado vivo y, dentro de éste, los animales muertos. Por tanto referirse simplemente a las bajas ganaderas es insuficiente, habría que eliminar cualquier actividad ganadera en sus inmediaciones si se quiere ser riguroso.

**Figura 4-100.** Aunque el buitre negro no se ha visto afectado de forma importante por accidentes con aerogeneradores hasta la fecha, es preciso mantener una vigilancia permanente de los proyectos propuestos de instalación en distintas zonas importantes para la especie.

Desde el punto de vista técnico, son muchas las empresas encargadas de los estudios de seguimiento. Sin embargo, la localización de las mismas, a veces en ciudades muy alejadas de los parques que controlan, resultan en seguimientos insuficientes, incluso con simples recorridos desde el vehículo. Así, se dan casos de recorrer cientos de turbinas y líneas de evacuación de varios parques en un solo día. No deberían aceptarse seguimientos que no dedicaran un mínimo de tiempo por aerogenerador en función de las características del parque (ver a este respecto las Declaraciones de Impacto de la Junta de Castilla y León en Soria) o analizaran en profundidad el porqué de las colisiones en relación con las condiciones existentes en la zona.

Por último, los promotores han de ser conscientes de que muchos sectores de la sociedad, incluidos los propios conservacionistas, no están en contra de este tipo de energías. Deberían colaborar abiertamente en todo tipo de estudios con objeto de minimizar cualquier tipo de impacto. Uno de los aspectos más controvertidos y necesarios es la transparencia pública de los datos de mortalidad en parques eólicos. A pesar de contar con legislación explícita sobre el acceso a la información ambiental, los datos de mortalidad tardan mucho tiempo en salir a la luz y el análisis de los mismos no pasa de meras listas de siniestralidad.

### *4.2.6. Patologías y enfermedades en el buitre negro*

*Úrsula Höfle, Juan Manuel Blanco y Elena Crespo*

#### *4.2.6.1. Introducción*

Por su condición de carroñeros, los buitres y en particular el buitre negro, han sido considerados como poseedores de sistemas inmunes especialmente poderosos (Blount *et al*.,

**Figura 4-101.** Resulta muy importante poner en conocimiento de las administraciones medioambientales autonómicas el hallazgo de cualquier cadáver de buitre negro. Así, los servicios veterinarios pueden determinar las causas de muerte y la posible presencia de patologías en la población de la carroñera.

2003). En efecto, los traumatismos y las electrocuciones, además del envenenamiento, son los factores más importantes de mortalidad en esta especie, acorde con lo conocido para la gran mayoría de las grandes aves rapaces. Sin embargo, el buitre negro puede ser portador de enfermedades infectocontagiosas y, como la casuística demuestra, es también susceptible a procesos infecciosos como por ejemplo la salmonelosis o la ornitosis *(Clamydophila* spp.). El consumo por parte del buitre negro de las carroñas de tamaño reducido aumenta posiblemente su exposición a patógenos de origen aviar, en el caso de consumir cadáveres de aves silvestres o domésticas.

La reciente muerte masiva de buitres por fallo renal después de ingerir restos de vacas tratadas con Diclofenaco (voltaren ®) en el sureste asiático (India, Pakistán) demuestra el efecto nefasto que pueden tener los residuos de medicamentos que pueden ingerir los buitres con la carroña de origen doméstico (Riseborough, 2004). Esto incluye medicamentos como eutanásicos, que pueden causar la muerte a buitres por intoxicación secundaria, o antiinflamatorios, como el diclofenaco. Otros medicamentos pueden tener un efecto más indirecto al influir sobre los patógenos (por ejemplo los antibióticos), el sistema inmune del buitre (por ejemplo corticoesteroides) o incluso el sistema reproductor (hormonas, metabolitos y disruptores hormonales). De todos estos fármacos destacan los antibióticos, por la frecuencia con la que son empleados. La flora bacteriana comensal, que forma parte de las defensas primarias de un organismo sano, puede resultar alterada. De manera adicional, si las concentraciones de antibiótico ingerido son bajas, pueden ayudar a seleccionar cepas más resistentes y muchas veces más patógenas (por ejemplo en el caso de *Salmonella),* contribuyendo a crear antibiorresistencias. Si hay flora fúngica saprofita la reducción de la flora bacteriana puede resultar en un sobrecrecimiento de esta flora, y en asociación con otros procesos debilitantes de la mucosa (deficiencia de vitamina A) o inmunosupresores, permitir la aparición de enfermedad clínica causada por hongos y/o levaduras oportunistas, tales como *Candida albicans*. La vitamina A es otro componente importante de las defensas primarias de todos los organismos, que ayuda a mantener la barrera mucosal que impide que las bacterias del tracto digestivo puedan pasar al torrente sanguíneo. En el pasado reciente, en el caso de mamíferos se ha demostrado una relación entre la acumulación de residuos de compuestos organoclorados, la deficiencia de vitamina A y la aparición de sialosis (Simpson *et al*., 2000). Todos estos factores pueden estar relacionados con la creciente detección de enfermedades en buitres negros y leonados.

El presente capítulo resume la información sobre las patologías detectadas en buitres negros, fruto de trece años de trabajo en los centros de recuperación de fauna silvestre de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

### *4.2.6.2. Patologías de origen infeccioso/parasitario*

En contra de lo que se suponía en un pasado reciente, en la actualidad se reconoce la existencia de enfermedades causadas por microorganismos (bacterias, hongos, virus) y macroparásitos (parásitos) que causan mortalidad en los animales silvestres. Entre el hospedador y sus parásitos existe un equilibrio y una relación equivalente a la existente entre presa y depredador, ejerciendo el parásito en ocasiones un papel de control poblacional de la especie parasitada (Hudson *et al.,* 1992). Incluso en ausencia de enfermedad clínica, la competición por recursos (por ejemplo con helmitos intestinales) y la activación del sistema

inmune suponen un coste para el hospedador, pudiendo ocasionar un efecto subclínico sobre la condición del mismo (Villanúa *et al.,* 2006).

La bibliografía específica sobre enfermedades del buitre negro es escasa, reduciéndose a un artículo sobre un parásito de los sacos aéreos y otro sobre valores de hematocrito y bioquímica (Martínez *et al.,* 2004; Villegas *et al*., 2002). Adicionalmente hay datos en algunas publicaciones de epizootiología de enfermedades (Höfle *et al.,* 2002). Sin embargo, existe mucha más información derivada de los centros de recuperación o del trabajo de distintos equipos en el campo. El presente apartado describe las enfermedades de interés para el buitre negro, mientras que el apartado 4.2.5.3 resume los datos derivados de los casos diagnosticados en los centros de recuperación de Castilla-La Mancha.

*Enfermedades víricas*

No existe información sobre enfermedades víricas clínicas detectadas en el buitre negro, aunque en una ocasión hemos podido demostrar anticuerpos frente a adenovirus. Esto muy probablemente se debe a una prevalencia no muy alta asociada a la dificultad de diagnóstico de estos procesos. En general, el medio del tracto digestivo superior y las barreras primarias asociadas (acidez del ambiente en el ventrículo, etc.) son muy probablemente efectivos en evitar buena parte de las infecciones por esta vía. Posiblemente hay una protección menos efectiva contra los patógenos que se transmiten por vía respiratoria (aerosoles que se generan durante el consumo de cadáveres) o atravesando la barrera de la mucosa oral o la conjuntiva.

Comenzando por los avipoxvirus, en la actualidad no se conocen casos de viruela aviar en el buitre negro, pero el número de especies en las que se viene detectando ha aumentado en el pasado reciente. Potencialmente el buitre negro sería susceptible a la infección por poxvirus aviar –el causante de la viruela aviar–, ya que este virus se transmite por picadura de mosquito, contacto directo con heridas abiertas o por moscas de mucosa a mucosa. En

**Figura 4-102.** Buitre negro con parálisis de la zona posterior de su cuerpo, como consecuencia de una salmonelosis, siendo tratado en un centro de recuperación (Centro de Estudios de Rapaces Ibéricas. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha).

el lugar de entrada causan pequeñas pústulas, que en general sólo se detectan cuando se hayan abierto, contaminado con bacterias y convertido en abscesos o costras más grandes. La enfermedad cursa lo más frecuentemente en su forma cutánea (seca), que suele ser autolimitante y en muy pocas ocasiones tiene consecuencias para el animal afectado. La forma húmeda de la viruela aviar cursa con lesiones en las mucosas, bien de la boca o en la conjuntiva, y puede dar lugar a disminución de la condición por inanición resultado del dolor (lesiones en boca y esófago) o perdida de visualización (lesiones en conjuntiva). La detección relativamente reciente de un alphaherpesvirus específico de especie en un buitre picofino *(Gyps indicus;* Cardoso *et al.,* 2005), y nuestros estudios indican que podrían existir varios herpesvirus aviares específicos de especie que con las técnicas existentes son difíciles de detectar. No existen hasta la fecha datos sobre este virus en buitres negros y no pudimos aislar ningún agente vírico de siete buitres analizados entre los años 1998 y 2001.

En varias ocasiones en el pasado reciente, adenovirus aviares han causado brotes severos en poblaciones cautivas de *Falconidae* muy amenazadas, la última en un grupo de cría en cautividad de halcón taita *(Falco fasciinucha*, Dean *et al.,* 2006). Adenovirus aviar tipo 1 (Fowl Adenovirus 1, FAV-1) es un patógeno importante en aves de corral, causante de la enfermedad de Gumboro –o infectious bursal disease (IBD)– en el pollo. Por la vía del consumo de cadáveres de aves domésticas los buitres negros podrían estar potencialmente expuestos a estos patógenos, y de hecho se detectaron en un estudio anticuerpos frente a este virus en carroñeros, aunque con más frecuencia en buitres leonados y milanos que en buitres negros (Höfle *et al*., 2002).

Aunque se supone que potencialmente todas las especies de aves son susceptibles a la enfermedad de Newcastle (Paramyxovirus-1, aPMV-1) y a la infección por virus de influenza aviar (AI), hasta la fecha no se han detectado ni casos ni seroconversión (presencia de anticuerpos) en esta especie.

*Procesos de origen bacteriano*

A pesar del potente sistema de defensa del tracto digestivo de los buitres, éstos son susceptibles a la infección con algunos patógenos intestinales, de los cuales pueden resultar portadores o, especialmente en el caso de pollos en el período de dispersión, afectados clínicamente. Entre estos patógenos, *Salmonella* ocupa un lugar preponderante. De los muchos serotipos existentes, los más frecuentemente hallados en aves incluyen *Salmonella typhimurium* y *enteritidis,* que también son las ocasionalmente asociadas a un cuadro clínico y de potencial zoonosis. La sintomatología clínica incluye diarrea, apatía, plumaje erizado, parálisis posterior y debilidad. Aunque no siempre todos estos síntomas se encuentran presentes, la observación de alguno de ellos sugiere el análisis de hisopos cloacales. Un proceso potencialmente confundible con las infecciones por *Salmonella* son las enterotoxemias por *Clostridium*. El tratamiento de una salmonelosis clínica debería siempre ir precedido de la realización del correspondiente antibiograma, ya que *Salmonella* es una de las bacterias que intercambia genes de antibiorresistencia mediante plásmidos. No obstante, entre las *Salmonella* aisladas de buitres negros en los CRFS de Castilla-La Mancha no se han detectado antibiorresistencias notables.

Especial mención requieren dos patógenos de vida intracelular obligatoria *(Chlamydophila* y *Micoplasma),* que primariamente suelen causar procesos respiratorios frecuentemente aso-

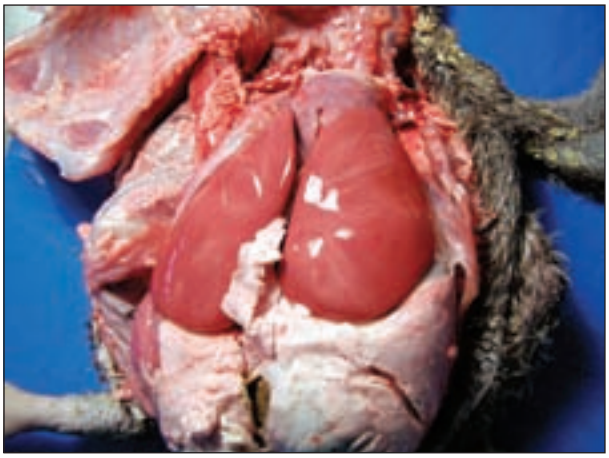


**Figura 4-103.** Necropsia de un ejemplar juvenil de buitre negro en la que se observa hepatomegalia por acción de *Clamydophila* (Centro de Estudios de Rapaces Ibéricas. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha).

ciados a conjuntivitis en aves. La ornitosis es una enfermedad severa conocida en muchas especies aviares y, además, es una de las zoonosis de origen aviar más importantes. Entre las aves silvestres y domésticas hay también muchos portadores asintomáticos. Las bacterias causantes del género *Chlamydophila*, especialmente *Chlamydophila psittaci* y *pneumoniae* sólo replican de forma intracelular, una de las características que dificulta tanto el diagnóstico de la enfermedad como su tratamiento. La sintomatología de la ornitosis en aves silvestres puede ser variable, pero incluye como principales síntomas conjuntivitis, y/o queratitis, exudados nasales, neumonía con ruidos respiratorios, debilidad, apatía y diarrea, y en muchos casos biliverdinuria. Hallazgos frecuentes en necropsias realizadas son hepato y esplenomegalia, o neumonía. El diagnóstico certero de este proceso ha de combinar el examen clínico detallado con los resultados de análisis de hematología, bioquímica sanguínea, proteínas séricas, cultivos de coanas, cloaca y ojos y otras pruebas de laboratorio (serología, detección de antígeno, reacción en cadena de la polimerasa –PCR–) para la detección del organismo. En buitres negros se observan según nuestra experiencia, sobre todo, casos de conjuntivitis y queratoconjuntivitis severa (jóvenes y adultos), afecciones sistémicas con hepato y esplenomegalia, y muerte aguda con pocas lesiones en el tracto respiratorio (pollos).

El otro grupo de bacterias intracelulares son los micoplasmas, cuya importancia es muy desconocida entre las aves silvestres. Existen tres especies de mucha importancia para las aves domésticas, *M. meleagridis*, *M. synoviae* y *M. gallisepticum*, responsables de grandes brotes en aves de corral y sujetos a un control estricto. Investigaciones en aves rapaces han evidenciado la existencia de múltiples especies diferentes de micoplasma, una de ellas aislada en un buitre leonado, existiendo potencialmente un gran número de especies no patógenas (Poveda *et al.,* 1994; Lierz *et al.,* 2000). El potencial patógeno de las diferentes especies de micoplasma en aves silvestres es desconocido, aunque se han asociado micoplasma a procesos patológicos como conjuntivitis, sinusitis, poliserositis, artritis, etc. Dado que la demostración directa de estas bacterias es muy poco fiable, que su cultivo es lento y tedioso, no existiendo todavía técnicas moleculares específicas, es muy probable que la implicación real de micoplasma en diferentes patologías esté subdiagnosticada. En el buitre negro no está clara la participación potencial de micoplasmas en los casos de conjuntivitis detectada.

*Procesos de origen fúngico*

En general, los procesos de origen fúngico se consideran secundarios a una bajada de las defensas del organismo. Es el caso tanto de las afecciones causadas por *Aspergillus* spp. como las originadas por levaduras o hongos dimórficos como *Candida* sp. o *Zygomyces* sp.

*Aspergillus,* sobre todo *Aspergillus fumigatus*, es un hongo de distribución ubicua. En aves con defensas inmunitarias reducidas por factores externos (estrés, otra patología, etc.) causa afecciones del sistema respiratorio, principalmente de los sacos aéreos y del pulmón, que pueden quedar reducidos a pocos granulomas fúngicos o convertirse en un proceso generalizado y severo. En casos diseminados pueden aparecer, además de la sintomatología respiratoria habitual, síntomas nerviosos debidos bien a toxinas fúngicas o a la afección directa de la médula espinal o del cerebro, consecuencia del crecimiento fúngico. En ocasiones, los granulomas, en especial si están presentes en la tráquea o la siringe, pueden causar la muerte por obstrucción y asfixia, si bien esta forma no es tan habitual en estas rapaces. El cultivo del hongo y/o la detección de hifas y conidios específicos en cortes histopatológicos o improntas completan la observación clínica y análisis hematológicos y de proteínas séricas en el diagnóstico de la enfermedad. En Castilla-La Mancha se ha diagnosticado un caso de aspergilosis sistémica por *Aspergillus fumigatus* en un animal que había sufrido una electrocución, mientras que en otros casos no se pudo aislar el hongo.

*Candida* spp. frecuentemente forma parte de la flora oral de muchas rapaces, siendo patógenos oportunistas. Esto significa que, en el caso de una disminución de las defensas o

**Figura 4-104.** Buitre negro a punto de ser liberado tras su paso por un centro de recuperación. Tras el análisis de las patologías y la rehabilitación clínica, es preciso comprobar la integración del animal en el medio, con técnicas de observación y radioseguimiento telemétrico.

de la flora bacteriana con la que compiten, puede resultar en la aparición de lesiones causadas por la levadura o candidiasis clínica. Se caracteriza por generar lesiones en relieve, a menudo cónicas en las mucosas, en las que las levaduras se detectan fácilmente, y/o una inflamación de las glándulas salivares. También pueden causar enteritis. El dolor producido por estas lesiones puede causar una disminución de la ingesta en las aves afectadas.

### *4.2.6.3. Enfermedades diagnosticadas y causas de admisión en los CRFS de Castilla-La Mancha*

Entre los años 1996 y 2005, ambos inclusive, se han recibido un total de 106 buitres negros en los centros de recuperación de fauna silvestre de Castilla-La Mancha. Casi la mitad de ellos (45%, 48 individuos) eran ejemplares fallecidos debido a la ingestión de algún tóxico, en general por el uso intencionado de cebos envenenados (ver capítulo 4.2.1). El número de ingresos parece seguir un patrón más o menos cíclico pero con una tendencia al aumento en especial en los últimos tres años (figura 4-105), y se debe en gran medida a animales jóvenes heridos, enfermos y/o desnutridos que se reciben sobre todo en los meses de final de verano y principio de otoño (figuras 4-106 y 4-107).

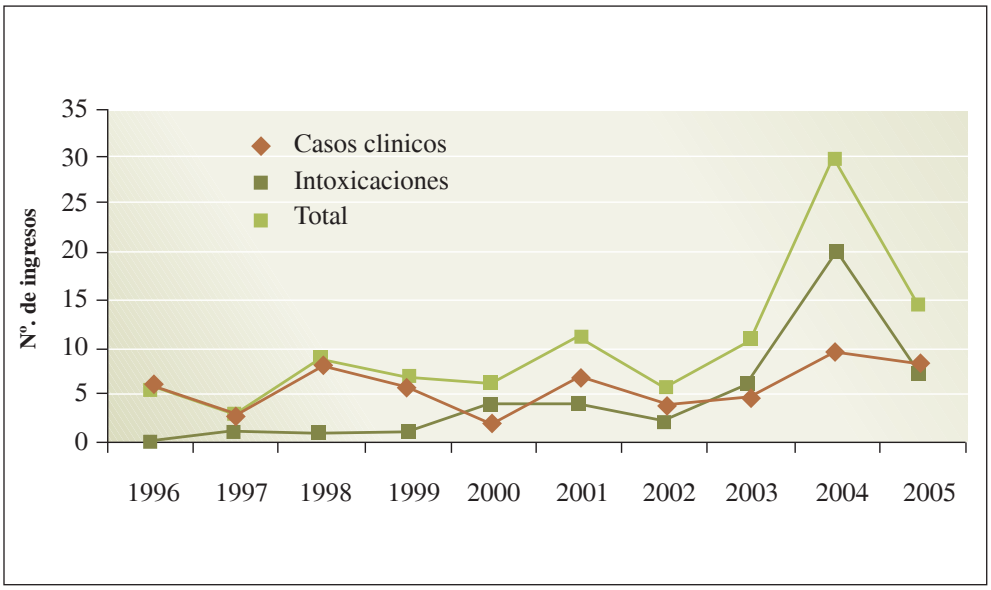



**Figura 4-105.** Ingreso de buitres negros en los centros de recuperación de Castilla-La Mancha. Casos clínicos y animales fallecidos por envenenamiento.

Como en la mayoría de las grandes rapaces, la causa principal de entrada, además de los envenenamientos, es la electrocución. Hay que destacar que el número de animales en los que se ha detectado un problema primario infeccioso (13,8%) iguala el número de animales que ingresan con un traumatismo o una intoxicación por plomo (figura 4-107). Además, en otros cinco animales con lesiones de origen traumático, de persecución directa o que habían sufrido una electrocución, se detectó un problema infeccioso adicional (17,9%).

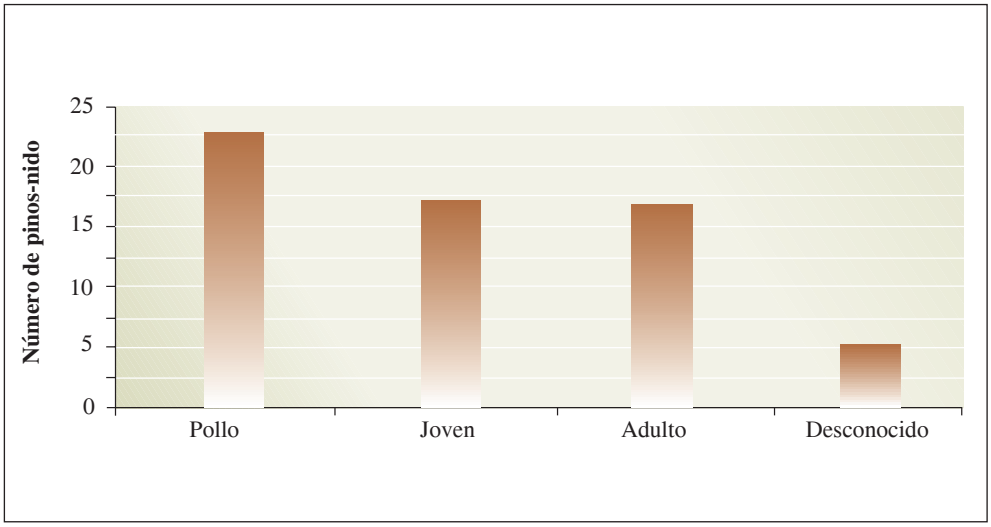



**Figura 4-106.** Número de buitres negros ingresados por edad (excluye casos de envenenamiento) entre 1996 y 2005.

Los problemas primarios principales detectados incluyen la salmonelosis (5,2%), infección por *Chlamidophila* sp. (ornitosis; 3,4%), y problemas fúngicos (aspergilosis y candidiasis; 5%). En los animales que ingresan por falta de alimento (pollos) y/o por intoxicación por plomo es frecuente una muy alta parasitación por malófagos, mientras que los helmintos no son frecuentes en los buitres negros admitidos a los CRFS de Castilla-La Mancha.

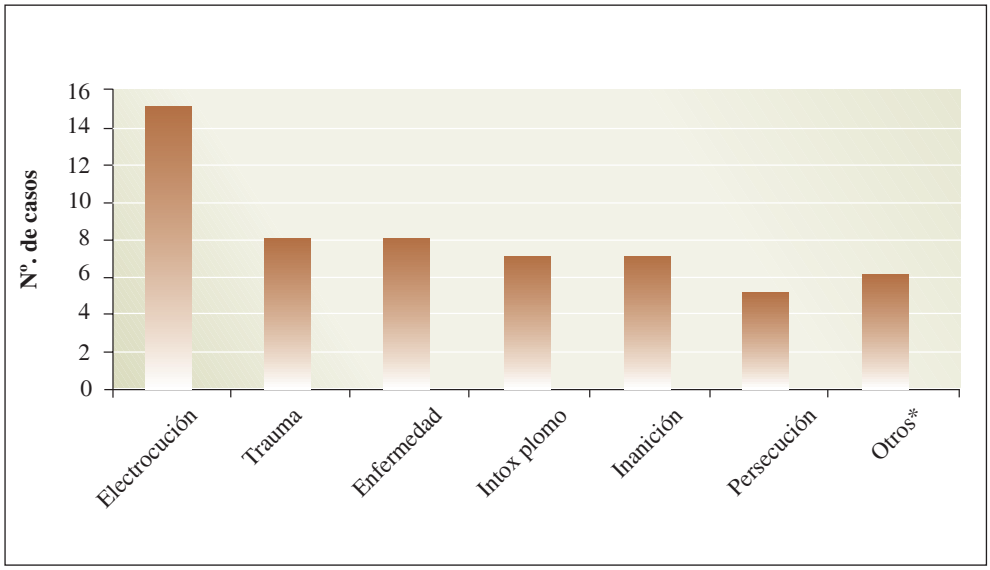



**Figura 4-107.** Causas de admisión más importantes en los buitres negros no envenenados admitidos a los CRFS de Castilla-La Mancha entre 1996 y 2005.

º Incluye disparo y cepo. * Incluye caída del nido y causas desconocidas.

Aunque existe información sobre la observación de lesiones orales compatibles con trichomonosis en pollos de buitre negro en otras Comunidades (Martín com pers.), no se han observado en buitres negros en Castilla-La Mancha ni se han detectado en los cultivos realizados en los últimos años. Recientemente se ha descrito un pentastómido en los sacos aéreos de un buitre negro (Martínez *et al.,* 2004), sin embargo no se ha detectado en ninguno de lo buitres negros necropsiados en los CRFS de Castilla-La Mancha, lo cual hace sospechar que no son muy frecuentes.

En cinco ocasiones se aisló *Salmonella* de un buitre negro admitido en un centro de recuperación. En tres de estos casos existía sintomatología clínica de diarrea, letargia, debilidad, y/o parálisis posterior, mientras que en dos buitres se aisló *Salmonella* en ausencia de sintomatología clínica. Las *Salmonella* aisladas pertenecían a los serotipos *typhimurium* y *enteritidis*, los dos serotipos más frecuentemente asociadas a enfermedad clínica en aves domésticas y silvestres, y con un potencial zoonósico.

La otra enfermedad más frecuentemente observada en buitres fue la ornitosis, bien en forma de queratoconjuntivitis exudativa severa (cuatro casos), o bien como proceso sistémico, en ausencia de lesiones oculares, caracterizado por un aumento masivo del tamaño del hígado y bazo (hepato- y esplenomegalia).

El aislamiento de *Klebsiella pneumoniae* del pulmón de un buitre negro fallecido con neumonía hace creer la implicación de esta bacteria en el proceso, aunque se sospecha la acción primaria de otro agente, posiblemente *Mycoplasma* spp., que hasta la fecha no se ha podido aislar. Otro patógeno aislado de un buitre negro fue *Citrobacter freundii* en un caso, sin existir sintomatología clínica asociada. Se trata de un agente con potencial zoonósico que causa enteritis en personas y del que el buitre en cuestión era portador. Por último, en algunos de los buitres negros admitidos con lesiones de origen traumático o por electrocución, se ha detectado una aspergilosis en el momento de su admisión, afectando principalmente a los sacos aéreos torácicos, abdominales y al pulmón.

### *4.2.6.4. Seroprevalencia de enfermedades*

Al ser el buitre negro carroñero, aumenta la posibilidad de la exposición a patógenos aviares (virus de influenza, Newcastle, *Chlamydophila* spp., etc.) y generalistas *(Salmonella, Campylobacter, Chlamydophila* spp., *Erisipelas,* etc.). Aunque las defensas primarias evitan en la gran mayoría de los casos la infección o en caso de infección el desarrollo de enfermedad clínica, el buitre negro se puede convertir en portador de estos patógenos y excretarlos o incluso enfermar (ver apartado 4.2.5.2). El hecho de que un ave adulta sea portador de, por ejemplo, *Salmonella* puede, a parte de otros efectos ya descritos, ser de riesgo para los pollos. Existe poca información sobre la prevalencia de agentes infecciosos en el buitre negro, pero la detección de diferentes agentes infecciosos en otras especies de buitre demuestra que estas aves no son inmunes frente a ellos (Oaks *et al*., 2004; Cardoso *et al*., 2005).

Algunos agentes que pueden ser de importancia en este sentido son:

– Virus de Newcastle o Paramyxovirus aviar 1.

– Virus de influenza aviar.

**Figura 4-108.** Aunque se ha demostrado que el buitre negro no es vector de la tuberculosis, ni se ve afectado por ella, en las poblaciones de ungulados silvestres de los que se alimenta esta enfermedad tienen una elevada prevalencia. En la imagen, aspecto de un pulmón en un ciervo con tuberculosis.

- Adenovirus.
- Herpesvirus.
- *Chlamydophila* spp.
- *Micoplasma* spp.
- *Salmonella* spp.
- Otros *(Campylobacter, Clostridios,* etc.).

El análisis de sueros procedentes de 60 buitres negros adultos y juveniles admitidos a los centros de recuperación de Castilla-La Mancha entre 1996 y 2006 no reveló la presencia de anticuerpos frente a virus de influenza aviar de los subtipos H5 y H7 ni frente a paramyxovirus aviar 1 (enfermedad de Newcastle). El plasma de 14 de los buitres fue también analizado para detectar la presencia de anticuerpos frente a herpesvirus y adenovirus tipo 1 (Fowl adenovirus-1 FAV 1). Ninguna de las aves analizadas presentó anticuerpos frente a herpesvirus; en un buitre negro se detectó un título bajo de anticuerpos frente a FAV-1.

### *4.2.6.5. Implicaciones para los proyectos de conservación del buitre negro*

Aunque en una primera aproximación las enfermedades parecen tener un papel secundario en su efecto sobre las poblaciones del buitre negro, son sin duda un factor que hay que tener en cuenta. De hecho, su papel real es en gran medida desconocido, debido a la falta de datos o la dificultad del diagnóstico de ciertos procesos infecciosos. La determinación de la problemática real requiere el esfuerzo conjunto y continuado de veterinarios y biólogos. Esto es especialmente importante por dos razones: como evidencian las mortandades detectadas en la India, los buitres se encuentran en una situación muy expuesta a ciertas influencias de la producción de residuos de ganadería, y con ello también a la potencial introducción de patógenos desconocidos. Por el otro lado, la existencia de proyectos de reproducción en cau-

tividad requiere siempre una especial atención a los aspectos sanitarios tanto de la población cautiva como para la protección de la población silvestre.

## *4.2.7. Otros factores que causan mortalidad*

*Rubén Moreno-Opo*

### *4.2.7.1. Depredación*

La muerte de buitres negros por depredación es escasa, y tiene poca incidencia sobre sus poblaciones en España. Es una especie que interfiere con otras de su entorno, tanto por el alimento como por los lugares de nidificación (ver capítulos 2.1.8. y 4.1.1.5.). Al ser una rapaz de gran tamaño y situarse en la cúspide de la pirámide trófica no tiene depredadores habituales. Se han registrado muertes de individuos en vuelo como consecuencia del ataque de otras rapaces. El ataque y persecución entre grandes rapaces es habitual cuando se franquea el territorio de cría de alguna de ellas; pueden producirse peleas e intentos de herir con garras y pico, y casi siempre concluyen cuando el intruso es expulsado de la zona. Un águila imperial ibérica causó la muerte de un buitre negro en vuelo en la provincia de Segovia (Oria, 1999), dentro de un territorio de cría del águila. Eran dos ejemplares adultos que iniciaron las disputas enganchándose por las garras hasta que el buitre cayó muerto al suelo, probablemente por las lesiones causadas por el águila. Se han registrado también ataques directos de águilas reales (Cramp, 1998). Existen más casos de depredación sobre pollos en nido o recién volados (Del Moral y

**Figura 4-109.** Zorro en busca de carroña junto con buitres negros y leonados (Alfonso San Miguel).

De la Puente, 2005). Se conocen al menos dos casos de muerte por parte de zorro y jabalí de pollos caídos de nidos antes de poder volar adecuadamente. También se conoce un caso de depredación por águila imperial ibérica de un huevo de buitre negro; el adulto que incubaba salió del nido por molestias de origen humano (Fundación CBD-Hábitat, datos propios).

### *4.2.7.2. Caza ilegal*

La muerte de buitres negros por disparo es escasa en la actualidad. El número de entradas causadas por traumatismos por arma de fuego en distintos centros de recuperación alcanza los 14 ejemplares en el período 1990-2005, suponiendo un porcentaje del 3,4% sobre el total de buitres negros ingresados (Galán *et al*., 2003; Arenas, 2004; Azcárate y Carbonell, 2004; Tewes, 2004a; Brinzal, datos inéditos; GREFA, datos inéditos; Junta de Extremadura-Centro de Recuperación Los Hornos, datos inéditos; Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha-Centro de Estudios de Rapaces Ibéricas, datos inéditos; tabla 4.22). Este factor de mortalidad no natural ha remitido en los últimos lustros puesto que, antes de la entrada en vigor de la ley de protección de los animales salvajes amenazados (Decreto 2573/1973 de 5 de octubre) y las acciones anteriores de veda de especies no cinegéticas (Orden ministerial de 3 de abril de 1966) y Ley de Caza (Ley 1/1970), era considerado alimaña, y su abatimiento estaba promocionado por las autoridades en las juntas provinciales de extinción de animales dañinos. Al ser una especie imposible de confundir con cualquier otra cinegética y por ser aliado de las gentes del campo gracias a la labor sanitaria que realizan, las capturas y muertes por disparo no tienen justificación alguna en la actualidad.

| Área | Nº ingresos por disparo | Nº ingresos en CR considerados | Período | Fuente |
|---|---|---|---|---|
| Andalucía | 1 | 13 | 2002-2003 | Arenas, 2004 |
| Castilla-La Mancha | 5 | 106 | 1996-2005 | CERI-JCCM, datos inéditos |
| Castilla y León | 5 | 43 | 1990-2004 | Azcárate y Carbonell, 2004 |
| Extremadura | 0 | 123 | 1999-2006 | CR Los Hornos-Junta Extremadura |
| Huelva | 1 | 80 | 1997-2002 | Galán *et al*., 2003 |
| Madrid | 0 | 1 | 1995-2006 | Brinzal, datos inéditos |
| Mallorca | 1 | 2 | 2003-2004 | Tewes, 2004a |
| Región centro peninsular | 1 | 42 | 1995-2006 | GREFA, datos inéditos |
| ***Total*** | 14 | 410 | | |

**Tabla 4-22.** Nº de casos de ingresos de buitre negro en centros de recuperación de fauna debidos al disparo con arma de fuego.

**Figura 4-110.** El depósito de cadáveres de ovejas en los contenedores de recogida, para el cumplimiento de la legislación sanitaria, ha propiciado la reducción de la disponibilidad de alimento para el buitre negro.

### *4.2.7.3. Falta de alimento*

La escasez de alimento es un factor que afecta al buitre negro de manera importante, aunque en la actualidad no existen datos publicados sobre la incidencia directa de esa falta de alimento sobre muerte de ejemplares o afecciones a la productividad de las parejas reproductoras. Como se ha expuesto en el capítulo 4.1.2., los cambios acaecidos en la normativa sanitaria que regula el depósito de cadáveres de ganado en el campo han conllevado una reducción evidente de la disponibilidad de recursos tróficos para las aves carroñeras en España. El buitre negro ha visto mermada una fuente de alimento fundamental, cuyas consecuencias no se han comprobado ni analizado suficientemente. No se han evidenciado descensos generalizados del éxito reproductivo, aunque al tratarse de una especie longeva y de ciclo reproductor largo, la demostración de esos problemas poblacionales habría de aparecer a medio plazo (Newton, 1979).

Los ejemplares no adultos son los más afectados por la escasez de comida en el campo. Su inexperiencia, sobre todo durante el primer año de vida, hace que encuentren y consigan alimento de forma menos eficaz que los adultos. En estas edades es mayor su dependencia de fuentes de alimento predecible y abundante. Por eso, es habitual que ejemplares juveniles aparezcan desnutridos o incluso muertos por no conseguir alimento, suponiendo un porcentaje importante del número de buitres negros que ingresan en centros de recuperación de fauna silvestre, sólo por detrás de los envenenamientos. Por ejemplo, el 18,5% de las entradas de buitres negros en centros de recuperación de Castilla-La Mancha, Castilla y León, Extremadura y Madrid (n = 314), tanto muertos como vivos, corresponden a jóvenes inexpertos debilitados y/o desnutridos sin lesión aparente (Azcárate y Carbonell, 2004; Centro de Estudios de Rapaces Ibéricas-Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, datos inéditos; GREFA, datos inéditos; Junta de Extremadura-Centro de Recuperación Los Hornos, datos inéditos). Este porcentaje se ha incrementado en 2006 alarmantemente en Extremadura (un 80%, ver Anexo II) y Castilla-La Mancha, por la falta de alimento de origen ganadero.

### *4.2.7.4. Climatología*

Las inclemencias meteorológicas se presentan como un factor importante que determina la actividad de los buitres negros, y que en algunas ocasiones puede causar la muerte de ejemplares. Al igual que ocurre con otras especies de aves (González, 1991; Jovani y Tella, 2004), las malas condiciones climáticas durante la época de cría pueden conllevar el fracaso reproductivo. Así,

las tormentas fuertes podrían ocasionar la pérdida del huevo o del pollo si es muy pequeño, si están expuestos a humedades y a bajas temperaturas prolongadas. No obstante, la incubación de la especie se puede desarrollar en condiciones muy duras, como es el caso de las poblaciones de buitre negro de la Sierra de Guadarrama, donde es frecuente que los adultos incuben con el paisaje cubierto de nieve durante algunas semanas (J. de la Puente, com. pers.). El buitre negro proporciona protección a sus pollos de forma permanente, protegiéndoles del frío y cubriéndoles para evitar la incidencia directa del sol *(sombreo;* Cramp, 1998). Esta protección es fundamental cuando el pollo aún no tiene la capa de plumas desarrollada, hasta los 40 días aproximadamente (Bernis, 1966; De la Puente y Gamonal, 2006). En esas cinco o seis primeras semanas de vida una exposición directa a temperaturas elevadas o bajas puede conllevar la muerte del pollo, si el adulto no lo protege. Este caso se ha comprobado en dos ocasiones, ante la ausencia prolongada del adulto durante el descorche en un área de nidificación (Fundación CBD-Hábitat, datos propios).

### *4.2.7.5. Desplome de nidos*

Algunos pollos y adultos pueden fallecer como consecuencia del desplome de los nidos. Esta es la causa de una proporción importante de los fracasos reproductivos totales producidos. En concreto, en Huelva se ha demostrado que el 23,4% de los fracasos se debieron a caídas de nidos durante la reproducción (Galán *et al*., 2003), similar a lo obtenido mediante observación en la colonia de Rascafría, Madrid (33,3%; De la Puente, 2006b). En Sierra de San Pedro y Umbría de Alcudia, este porcentaje fue menor (del 3%; Fundación CBD-Hábitat, datos propios). Esta diferencia puede ser debida al sustrato de nidificación seleccionado preferentemente entre ambas localidades, puesto que los pinos tienen aparentemente menor resistencia al peso de los nidos bajo condiciones climatológicas adversas, en comparación con los emplazados en encinas o alcornoques (Galán *et al*., 2003). También influye, por otro lado, el grosor de la rama que sustenta el nido, las condiciones climatológicas del área y la cantidad de material acumulado en el nido. El desplome suele causar la muerte del pollo, sobre todo si se produce en las primeras fases de desarrollo, siendo más rara la muerte de adultos por este motivo.

**Figura 4-111.** Pollo de buitre negro recién fallecido por el desplome del nido en el que se encontraba.

# Capítulo 5

# MEDIDAS DE PARTICIPACIÓN SOCIAL PARA LA CONSERVACIÓN DEL BUITRE NEGRO

*Rubén Moreno-Opo, Francisco Guil y Nuria El Khadir*

## 5.1. Introducción

Los sistemas naturales actuales son consecuencia de la evolución del paisaje y las actividades humanas que se han realizado en ellos durante siglos. La configuración actual de nuestros campos surge de la interacción entre los hábitats originales y las acciones de aprovechamiento, el régimen de propiedad y la historia económica y social del entorno. Algunas de las especies animales amenazadas han sobrevivido adaptándose a los cambios y usos que se realizaban en los territorios, mientras que otras se han visto relegadas a los ambientes menos alterados. De esta forma han llegado hasta nuestros días, en mejor o peor estado de conservación.

España alberga una diversidad biológica muy importante, la más valiosa de toda Europa occidental, y es fruto de las condiciones ambientales existentes y de las actuaciones humanas realizadas que han sido respetuosas con el medio. La singularidad y riqueza de los ambientes mediterráneos en las montañas, las dehesas, las áreas esteparias o agrícolas, ha propiciado que aún pervivan valiosas joyas faunísticas y florísticas, en muchos casos únicas en el mundo. Todas las personas que viven en el medio rural han de saber que gracias a su

**Figura 5-1.** Siembras de cereal y monte mediterráneo en el LIC *Sierra del Relumbrar y estribaciones de Alcaraz*, en la provincia de Albacete (Alfonso San Miguel).

respeto generalizado sobre el medio natural aún podemos disfrutar de águilas imperiales, buitres negros, linces, osos o cigüeñas negras en nuestros campos. No obstante, el ritmo de alteración de los sistemas naturales se incrementó exponencialmente durante el siglo XX en la península Ibérica y, de no poner freno al deterioro ambiental actual, puede suponer la desaparición de poblaciones de distintas especies.

Es imprescindible ser consciente de la necesidad de protección y valorización de nuestros campos, de que el abandono de muchas actividades rurales tradicionales es perjudicial para la conservación del medio ambiente y de que las acciones que se realicen han de ser respetuosas con la fauna y la vegetación, porque es la única forma de poder mantener vivos nuestros ecosistemas mediterráneos. Las gentes del campo necesitan el apoyo moral y económico de las administraciones para mantener los usos tradicionales y, a su vez, han de ser protagonistas en la conservación de la riqueza natural. De la voluntad, la colaboración y el asesoramiento entre todos los sectores implicados se puede lograr un funcionamiento eficaz del sistema.

## 5.2. El papel de los agentes sociales en la gestión del hábitat del buitre negro

El hábitat en que vive el buitre negro está influenciado por numerosas actividades humanas. Éstas son llevadas a cabo por distintos grupos sociales, que tienen responsabilidad sobre ellas. En este apartado se repasan las acciones que desempeña cada uno de los agentes, mostrando brevemente la influencia que tienen para la conservación y mejora del hábitat del

**Figura 5-2.** Buitres negros y leonados posados en un rastrojo en un área de alimentación (Pascual Alcázar).

buitre negro. Al ser éste un manual dirigido al buitre negro, se hace hincapié en los pormenores de las actuaciones que pueden influir sobre el hábitat que emplea. Pero, al tratarse de una especie simbólica y denominada bioindicadora o *paraguas* (Machado, 1997; Nicholson y Possingham, 2006), lo que se ha recomendado para ella a lo largo de todo el presente manual será de suma utilidad para las especies con las que convive, tanto amenazadas –como águilas imperiales, linces o cigüeñas negras– como para poblaciones de especies cinegéticas, ciervos, jabalíes, perdices, conejos, palomas torcaces, etc.

– *Administración*. Las administraciones autonómica y estatal gestionan aspectos importantes para el buitre negro. Desde el punto de vista ambiental, se encarga de diseñar las prioridades de conservación de especies y hábitats mediante legislación ambiental (leyes, decretos, planes de recuperación, etc.), de aplicar políticas supranacionales (Red Natura 2000), de promover acciones directas de conservación y seguimiento de las especies prioritarias, de regular las actividades para que no interfieran en las especies, de supervisar legalmente todas las acciones que se realizan en el campo, así como de gestionar los montes de utilidad pública. Desde el punto de vista económico, la Administración es la responsable de la distribución de subvenciones o compensaciones en las áreas donde cría y campea el buitre negro. Establece directa o indirectamente las prioridades de financiación, los criterios de selección y la evaluación de las propuestas de subvención recibidas. El funcionamiento de los sistemas agrícolas y ganaderos en Europa depende en gran medida de la política de subvenciones existente, por lo que el mantenimiento de amplias extensiones de territorio en condiciones ambientales adecuadas está supeditado a una prima económica que genere rentabilidad en los propietarios. Además, es esencial compensar a los propietarios por el lucro cesante que puede provocar la presencia de especies o comunidades amenazadas en sus fincas, y eso es responsabilidad de las Administraciones.

– *Propietarios de terrenos*. Es el sector más determinante para la gestión del hábitat y la conservación del buitre negro, puesto que más del 80% de los nidos de buitre negro se localizan en espacios de titularidad privada. La decisión de realizar actuaciones de aprovechamiento en el territorio en que habita el buitre negro corresponde a los propietarios de los terrenos privados. Los usos que se realizan en estas zonas influyen sobremanera en la especie y pueden resultar muy beneficios o, por el contrario, ser perjudiciales. Para

mantener y potenciar los sistemas naturales, los propietarios han de obtener beneficios económicos. Si las actividades son respetuosas y compatibles con los requerimientos del buitre negro, éste podrá seguir habitando esas áreas. Además de la responsabilidad de los propietarios sobre las acciones que se realizan en sus terrenos, la administración también tiene la obligatoriedad de potenciar el mantenimiento de esas acciones positivas. La promoción económica en esas zonas es un aspecto muy importante, como lo es también la normativa legal que se promulga para regular las actividades. La conservación a lo largo de los siglos de amplias zonas con hábitat adecuado para el buitre negro ha sido propiciada en gran parte por los propietarios de los terrenos, gracias a la compatibilidad de los usos realizados.

– *Gestores cinegéticos y forestales*. La política y estrategia de gestión de los espacios naturales resulta muy importante para el buitre negro. Los gestores, que en muchas ocasiones son los propietarios de los terrenos, determinan qué actuaciones han de realizarse en cada momento y en cada emplazamiento y cómo han de ser desempeñadas. Además de obtener el máximo rendimiento posible, tienen presente la necesidad de mantener en el futuro los aprovechamientos y que no se agoten en un plazo corto. En este mantenimiento sostenible de los recursos está la clave para no afectar negativamente al buitre negro y propiciar su permanencia en el futuro. También resulta fundamental cómo llevar a cabo las acciones, procurando que sean compatibles con la tranquilidad de las aves, fuera de períodos sensibles y áreas críticas.

– *Guardería de las fincas*. Son los principales testigos de todo lo que ocurre en el campo. Conocen sus zonas e interpretan el medio natural a la perfección, viendo la influencia de las distintas actuaciones sobre todos los elementos del medio. Son los responsables de la ejecución de las actividades de aprovechamiento, sobre todo cinegético, y vigilan los accesos y uso público en las áreas sensibles de las especies. La tarea de un guarda es imprescindible para conservar la fauna y flora de una finca. Es un colectivo cuyo trabajo se desempeña en condiciones laborales muy duras y que no ven a menudo reconocido este trabajo desde el resto de sectores implicados en la gestión del territorio.

**Figura 5-3.** La información recíproca entre guardería y técnicos de campo es imprescindible para la detección de problemas de conservación.

– *Agentes medioambientales y Guardia Civil*. En el medio natural, al igual que en el resto de espacios donde vive el hombre, es necesario el cumplimiento de las normas de convivencia existentes. La principal tarea de los agentes medioambientales y forestales de las distintas Comunidades Autónomas y del Servicio de Protección de la Naturaleza de la Guardia Civil (SEPRONA) es hacer cumplir la legislación vigente en materia medioambiental y ayudar a los sectores que participan en la gestión del medio a que desempeñen sus actividades en las mejores condiciones posibles. Colaboran con la protección del territorio ante incendios, episodios de contaminación o destrucciones ilegales de hábitat. Su tarea ha de ser agradecida por el resto de colectivos del campo, puesto que favorecen la igualdad entre las distintas personas, de acuerdo con la legislación, en contra de acciones ilegales que causan un perjuicio considerable sobre el medio natural.

– *Agricultores y ganaderos*. Tienen un papel muy importante como moduladores del paisaje al realizar un manejo del territorio. El tipo de actividad agrícola es muy importante y busca obtener los máximos rendimientos posibles, por lo que a veces es complicado hacerla compatible con la promoción de espacios como linderos, setos o barbechos sin labrar, donde puedan habitar diversas especies de animales. Las subvenciones actuales, aún no vinculadas por completo a criterios ambientales, son una importante ayuda para mantener los tipos de cultivos, puesto que establecen ciertos condicionantes sobre qué especies cultivar y la forma sobre cómo realizarlo. Los ganaderos tienen una gran influencia sobre las poblaciones de buitres negros, puesto que de los ejemplares muertos de ganadería extensiva se alimentan muchos ejemplares. Ganaderos y buitres son tradicionales aliados, gracias al papel sanitario que tienen estos últimos en la eliminación de restos y cadáveres en las distintas explotaciones. Que se puedan seguir dejando cadáveres de ovejas, cabras, cerdos o mulos en el campo o aportándolos a muladares es fundamental para conservar las especies de aves carroñeras. A estos colectivos han de ir destinadas soluciones y propuestas que mejoren la eliminación de los cadáveres. También han de ser destinatarios de ayudas para mantener los sistemas agropecuarios tradicionales sin pérdida de rentabilidad económica.

**Figura 5-4.** La tarea de agricultores y ganaderos resulta fundamental para llevar a cabo buenas prácticas agroambientales y de gestión.

– *Conservacionistas y naturalistas*. Se trata de colectivos amantes de los valores naturales que representan los paisajes, la flora y la fauna, que disfrutan con su observación y protección, y que promueven acciones para beneficiar a las especies más importantes, a sus hábitats y a los sistemas de gestión que permitan su conservación. No tienen intereses económicos en los aprovechamientos que se realizan en el medio natural y sí en la toma de decisiones que regulen y protejan los espacios naturales y las especies. Han de esforzarse en entender la importancia que sobre la conservación del medio natural tienen el resto de agentes sociales que intervienen en la gestión del medio, para poder emitir propuestas de conservación que sean viables y eficaces a largo plazo. También han de ser un ejemplo en el respeto al medio ambiente ante el resto de la sociedad, por ejemplo en espacios sensibles y con las restricciones de paso a determinadas áreas, para no provocar perjuicios a las especies. Su papel como colectivo compilador de amenazas sobre las especies es fundamental para informar y presionar a las administraciones competentes en la puesta en marcha de acciones de conservación.

– *Cazadores*. La caza es una actividad necesaria para mantener el sistema actual de funcionamiento de nuestros campos. Genera un importante flujo de dinero y permite que muchas personas no abandonen el medio rural. Además, gracias a la gestión cinegética que se practica, en numerosas zonas se conservan importantes poblaciones de conejos, perdices, ciervos o jabalíes, que sirven de alimento a los buitres negros y a otras especies amenazadas. No obstante, los cazadores han de conocer las limitaciones de uso que tienen los campos, que es necesaria una explotación sostenible de sus recursos y que la continuidad de su actividad depende de un trato cuidadoso y respetuoso hacia todos los elementos del medio.

– *Silvicultores*. El buitre negro habita áreas donde existen aprovechamientos forestales desde hace mucho tiempo. La gestión y explotación de las masas arbóreas y arbustivas es sumamente importante para preservar las zonas donde crían los buitres negros. Los silvicultores tienen la posibilidad de respetar las áreas en que está nidificando la especie, de forma compatible con sus intereses económicos. Existen numerosos ejemplos y recomendaciones en el presente manual (ver capítulo 3) que muestran cómo este sector acepta e incluso promueve variaciones en la forma de llevar a cabo las actuaciones forestales. En la mayoría de los casos se trata de leves cambios espaciales y temporales que eviten las molestias sobre el buitre negro, tanto en la explotación maderera en pinares, el descorche, las podas, etc.

– *Científicos*. Es un colectivo que puede informar sobre aspectos ecológicos de las áreas en que habita el buitre negro, y de forma particular de la historia natural de la propia especie. Ello permite abordar las tareas de conservación de la forma más eficaz posible, puesto que ponen a disposición de la sociedad la información más fidedigna y actualizada posible sobre las cuestiones más importantes. Su papel como emisores y procesadores de conclusiones resulta fundamental para los sectores encargados de poner en marcha planes de actuación y gestión del medio natural, como administraciones o gestores del territorio.

## 5.3. Sistemas de aprovechamiento compatibles con la conservación de especies amenazadas

Cuando se pretenden conservar los recursos naturales es imprescindible aunar los intereses y sensibilidades de las personas que intervienen en la gestión del medio natural.

**Figura 5-5.** Raña del Parque Nacional de Cabañeros, con la sierra del Chorito de fondo.

Desde las administraciones, hace años ya se otorga un papel importante al sector privado en la gestión de los espacios naturales y se promueve la necesidad de fomentar y articular mecanismos que favorezcan la participación de agricultores, ganaderos, silvicultores, gestores de caza y pesca en la conservación de los recursos (Estrategia Nacional para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica; Ministerio de Medio Ambiente, 1999).

La Directiva Hábitats 92/43/CE, para lograr la conservación de la biodiversidad promueve la constitución de una red de espacios en los que se garantice el mantenimiento de los valores naturales (Red Natura 2000) y sean ejemplo de actividades compatibles. Esta Directiva ya contempla las exigencias y necesidades sociales en la realización de los planes de gestión que regularán Natura 2000. Estos espacios y sus propietarios no pueden sufrir un perjuicio económico por el hecho de estar incluidos en esta red de lugares importantes. Por ello, se han seleccionado como prioritarios para la recepción de ayudas económicas de fondos de desarrollo rural y medioambiental.

*Condicionalidad ambiental y Política Agraria Común (PAC)*

En la reforma intermedia de la PAC efectuada en 2003, ha sido plasmada la vinculación de la percepción de las ayudas directas a la conservación del medio natural. Es decir, quien quiera percibir las ayudas directas de la PAC debe cumplir la normativa medioambiental europea y estatal, lo que incluye la Directiva Aves (CE/79/409) y la Ley 4/89 de Conservación de la Naturaleza.

Cualquier molestia intencionada al buitre negro o a sus hábitats debe ser considerada como motivo de pérdida de las subvenciones. De esta manera se podrían combatir distintas amenazas para las especies, ya que las pérdidas económicas ocasionadas por la retirada de las ayudas directas pueden ser mucho mayores que las sanciones establecidas en la Ley 4/89 o en las distintas leyes de caza y conservación autonómicas.

Aunque por el momento no se han aplicado, deben existir también incentivos en forma de medidas agroambientales que puedan aplicarse en las áreas de distribución del buitre negro (dehesas, pastizales, cultivos extensivos, etc.) y que premien a quien contribuya a su conservación mediante la gestión proactiva del medio. Es de esperar que a las medidas agroambientales disponibles en la actualidad se añadan este tipo de primas por la presencia de especies prioritarias.

*Acuerdos de colaboración con propietarios de terrenos*

Uno de los mecanismos que están siendo implantados por administraciones y entidades privadas es el de los acuerdos de colaboración con propietarios de terrenos en Red Natura 2000. Esta es una de las herramientas propuestas por la Directiva Hábitats y la Estrategia Española para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica. Consiste en el desarrollo de acciones para determinadas especies y hábitats en lugares con valores ecológicos merecedores de conservación. Los proyectos experimentales llevados a cabo hasta la fecha en España han pretendido mejorar el estado de conservación de los elementos naturales existentes, ayudando a los titulares de los terrenos a realizar determinadas tareas de gestión y aprovechamiento de los recursos. La forma más habitual de subvencionar acciones se dirige a dos aspectos distintos, que siempre buscan favorecer a las especies amenazadas y a los propietarios. Por un lado, se ha de evitar la pérdida de rentabilidad económica que la presencia de estas especies pudiera conllevar; esto permite reducir potencialmente el lucro cesante de las propiedades por la presencia de especies amenazadas con requerimientos ecológicos que restringen determinadas actividades, en áreas sensibles o durante determinados períodos del año. Por otro lado, han de promocionarse las actuaciones de gestión del hábitat (por ejemplo cultivos, podas, fertilizaciones, construcción y acondicionamiento de charcas, repoblaciones forestales, protección de especies presa, entre otras muchas) mediante el incentivo de las que se realicen de la forma más apropiada, y que provoquen un beneficio directo o indirecto sobre las especies objetivo.

Las actuaciones se eligen de forma consensuada por las distintas partes, teniendo en cuenta la experiencia de los propietarios y la idoneidad para las especies. Para llevarlas a cabo se requiere inversión económica. Este es el modelo más habitual de trabajo en España, pero existen otras modalidades de funcionamiento, aunque todas ellas buscan la protección

**Figura 5-6.** Liebre sobre herbazal y paloma torcaz.

de los valores naturales involucrando a los propietarios en su respeto y conservación. Esta participación conjunta también se puede llevar a cabo mediante acciones educativas, de asesoría, arrendamientos o de mediación. Es además un reconocimiento a la labor de gestión y conservación realizada en esas áreas privadas.

El acuerdo de colaboración es un sistema de trabajo ideado en Norteamérica a finales del siglo XIX (www.thetrustees.org) y que fue trasladado a España en la década de los años 1970 con acciones de arrendamientos y acuerdos en fincas en Extremadura y Baleares. En este contexto, y como ejemplo, en el marco de las Estrategias Nacionales de especies amenazadas la Fundación CBD-Hábitat viene desarrollando desde 1998 proyectos de gestión de estas especies en fincas privadas de monte mediterráneo. Esta iniciativa cuenta con la financiación de la Comisión Europea, a través de fondos LIFE, con financiación de las administraciones nacional y autonómica y privada, a través de la Fundació Territori i Paisatge y la Obra Social Caja Madrid. Estos proyectos se basan en el establecimiento de acuerdos o convenios de colaboración con las propiedades privadas interesadas y que albergan especies amenazadas. Dentro de los acuerdos, se impulsa que la gestión en las fincas resulte en concordancia con los objetivos emanados de las Directivas europeas, en el marco de la Red Natura 2000.

El objetivo principal de los acuerdos es involucrar al sector privado en la conservación de especies amenazadas. En base a estos acuerdos, las propiedades se comprometen a realizar una gestión sostenible de estas especies y de su hábitat. De esta forma se compatibilizan los usos y aprovechamientos de los terrenos con los requerimientos del hábitat de las especies, antaño en conflicto, y complementariamente se crea un ambiente de confianza entre las propiedades y el sector público de conservación de la naturaleza. De este tipo de proyectos se han beneficiado distintas especies, como el águila imperial, el lince ibérico, el oso pardo, la tortuga mora, el águila perdicera, el buitre negro o la cigüeña negra, y distintos ecosistemas como ríos, terrenos agrícolas o bosques. Se han podido recabar la experiencia y los conocimientos de los propietarios en la gestión de las áreas naturales, advirtiendo las necesidades para mantener de forma sostenible los usos más beneficiosos en el campo. Lo más importante es que se genera un ambiente de confianza entre los distintos sectores y se transmiten las inquietudes existentes, lo que contribuye a alcanzar el objetivo común de conservación de los valores naturales y el mantenimiento de los usos tradicionales. El principal escollo es que para su correcto desarrollo se requiere de una dotación económica permanente. Además, es un sistema cuyo avance consiste en la incorporación de cada vez más propiedades al sistema, hasta llegar a los objetivos de conservación planteados. Sabiendo que los recursos económicos son muy escasos hasta la fecha, hay que generar nuevas ideas para que la mayor cantidad de propiedades pueda verse beneficiadas. Así contribuirán con la conservación de la biodiversidad sin ver limitadas sus derechos a desarrollar ambiental y económicamente sus propiedades.

*Reconocimiento a los distintos agentes gestores del medio natural*

En el mismo contexto que los acuerdos de colaboración con propietarios de fincas privadas, se hace muy necesario reconocer el papel del resto de agentes gestores del medio natural. Los recursos económicos directos para primar las buenas acciones a guardas, agricultores o ganaderos son muy escasos y apenas existen casos de otorgamiento de estos

incentivos. No obstante, existen propuestas para que los distintos agentes puedan obtener rendimientos extras si gracias a sus acciones se aumenta la protección de las especies amenazadas objetivo, entre ellas el buitre negro.

Los fondos europeos de desarrollo rural han de ir destinados a la promoción de actividades compatibles con la conservación de la diversidad biológica. Por ello, los terrenos con altos valores ecológicos que realicen acciones beneficiosas han de ser los receptores prioritarios de esas ayudas. La administración y las entidades privadas independientes deben ser los que evalúen si una explotación ganadera, cinegética o agrícola es merecedora de la subvención, valorando la contribución que hace cada uno de ellas a la promoción de la biodiversidad, a través de unos indicadores claramente establecidos y fácilmente verificables. Para ello, parte de la distribución del presupuesto de los fondos europeos de desarrollo rural habría de ir vinculada y condicionada a la consecución de objetivos de conservación de biodiversidad.

Además de las recompensas económicas, es necesario que se organicen iniciativas para agradecer públicamente la tarea desempeñada por determinadas personas, en su afán por la protección del medio ambiente y por la compatibilidad de los aprovechamientos económicos. Puede ser, por ejemplo, en forma de reconocimiento social, como los actos de la Junta de Andalucía, Junta de Castilla y León, Fundación CBD-Hábitat y WWF/Adena para personas destacadas en la protección del lince ibérico o águila imperial o para determinados pueblos por la excelencia del trato a su entorno natural.

*Posibilidades de financiación. Nuevos fondos europeos de desarrollo rural. Promoción y potenciación de la Red Natura 2000.*

Aunque por el momento la Red Natura 2000 se ha percibido en el medio agrario como una imposición de carácter restrictivo, es necesario transmitir los valores positivos que posee en forma de espacio de oportunidades. La falta de una financiación estable, continua y accesible para los responsables de la gestión es uno de los principales temores que provoca. Pero, a medida que se van conociendo más detalles de la articulación de la financiación, se observa que las posibilidades se incrementan, siempre que la dotación económica final sea adecuada.

El nuevo Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural –FEADER–, establecido mediante el Reglamento 1698/2005 del Consejo, contempla el establecimiento de medidas de gestión

**Figura 5-7.** El águila imperial ibérica, la cigüeña negra y el águila perdicera son otras especies de aves amenazadas con las que se realizan proyectos de conservación mediante la colaboración de administraciones, propietarios y gestores del territorio y organizaciones conservacionistas (fotos águila imperial y cigüeña negra: Fernando de Antonio).

del territorio (agroambientales, silvoambientales, etc.) además de medidas de indemnización compensatoria en el caso de que algún uso se vea afectado por la presencia de especies o hábitats y/o restringido mediante un plan de gestión. Además de FEADER, otros fondos de la Comisión Europea pueden financiar distintas actividades relacionadas con el funcionamiento de la Red Natura 2000. Así, por ejemplo, dentro del Fondo Europeo de Pesca (FEP), los Fondos Estructurales (Fondo Social Europeo –FSE– y Fondo Europeo de Desarrollo Regional –FEDER–), el Fondo de Cohesión o el instrumento financiero de medio ambiente, LIFE +, se contemplan distintas acciones a subvencionar relacionadas con la gestión del medio.

Los grupos objetivo de las ayudas a Red Natura 2000 podrían ser, desde la administración pública, a agricultores, silvicultores, propietarios de fincas privadas, propietarios públicos de terrenos, pescadores, acuicultores, gestores de fincas, ONG, empresas u organizaciones educativas. Todos los hábitats representados en España por la Red Natura 2000 podrían ser objetivo de financiación, tanto tierras agrícolas como bosques sin apenas usos humanos, pasando por aguas continentales y marinas, hasta cualquier tipo de superficie terrestre.

Las actividades contempladas para la financiación, según el tipo de fondo que otorgue las ayudas, son variadas y engloban todos los aspectos necesarios para llevar a cabo una gestión completa de los espacios. La mayor cantidad de fondos iría destinada a la gestión de conservación de hábitats y especies, en lo que se incluyen por ejemplo dotaciones para compensar desventajas a agricultores y ganaderos en zonas desfavorecidas, pagos a tierras agrarias no

**Figura 5-8.** Buitres negros adultos en zona de alimentación (Alfonso San Miguel).

productivas, agroambientales o primeras repoblaciones. También se contemplan medidas para subvencionar programas y acuerdos de gestión, compensación por derechos no percibidos y pérdidas de ingresos, gestión de riesgos, formación, infraestructuras para la recuperación de hábitats o especies, proyectos piloto, preparación de planes y estrategias de gestión, estudios e inventarios científicos, vigilancia de los espacios, etc. (WWF/Adena, 2006b).

Por lo tanto, estas herramientas financieras pueden permitir la gestión de la Red Natura 2000. Así se conseguiría que la percepción de la Red Natura 2000, al contemplarse de manera integral la totalidad de las ayudas disponibles, fuese entendida como un medio en el que el mantenimiento de muchas de las actividades tradicionales sea rentable. Pero para ello es necesaria una decidida apuesta, por parte de las administraciones agrarias y ambientales, por las medidas de gestión del territorio en Red Natura 2000.

**Figura 5-9.** Buitre negro adulto en vuelo (Alfonso San Miguel).

# BIBLIOGRAFÍA


ADECAB. 1992. Las labores forestales dañan a los buitres negros de Iruelas. *Quercus*, 80:11.

Alda, F., Alcaraz, L., Hernández, M., Doadrio, I., García-Garitagoitia, J. L. y Gaitero, T. 2006. *Estudio genético e inmunológico del conejo silvestre: implicaciones epidemiológicas y poblacionales de las traslocacioines y reintroducciones*. Informe inédito. Madrid.

Allen, G. T., Veatch, J. K., Stroud, R. K., Vendel, C. G., Poppenga, R.H., Thompson, L., Shafer, J. A. y Braselton, W. E. 1996. Winter poisoning of coyotes and raptors with furadan-laced carcass baits. *Journal of Wildlife Disease* 32: 385-389.

Alonso, J. A. y Alonso, J. C. 1999. Colisión de aves con líneas de transporte eléctrico en España. En: Ferrer, M. y Janss, G. F. E. *Aves y líneas eléctricas*. Ed. Quercus. Madrid.

Alvarado, E. 1983. *El Sector Forestal en Extremadura. Ecología y Economía*. Diputación Provincial de Cáceres. Trujillo.

Álvarez, E. y Garcés, F. 1995. Movimientos en el período de dependencia y dispersión de los jóvenes de Buitre Negro *Aegypius monachus*. *Congreso Internacional Rapaces del Holártico*. Badajoz.

— 1996. Técnicas de recuperación, reintroducción y seguimiento radiotelemétrico de buitre negro *Aegypius monachus*. En: Muntaner, J. y Mayol, J. *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*. Monografía nº 4. SEO/BirdLife. Madrid.

Andrés, J. A., Segovia, C. y Galán, R. 1996. Situación actual y evolución poblacional reciente (1983-1994) de la colonia de buitre negro *Aegypius monachus* de Sierra Pelada (Huelva, España). En: Muntaner, J. y Mayol, J. *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*. Monografía nº 4. SEO/BirdLife. Madrid.

Anes, G. y García, A. (coords.). 1994. *Mesta, trashumancia y vida pastoril*. Sociedad V Centenario del Tratado de Tordesillas. Valladolid.

Angulo, E. y Villafuerte, R. 2004. Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations. *Biological Conservation* 115: 291-301.

Antoniou, V., Zantapoulus, N., Skartsi, D. y Tsoukali-Papdopoulou, H. 1996. Pesticide poisoning of animals of wild fauna. *Vet. Human Toxicol* 38: 212-213.

Aragüés, A. y Lucientes, J. 1980. *Fauna de Aragón: las Aves*. Guara Editorial. Zaragoza.

Arenas, R. 2004. Programa para la conservación del buitre negro *Aegypius monachus* en Andalucía. En: *Resúmenes del Symposium Internacional sobre buitre negro*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

Arenas, R. y Dobado, P. 2006. *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Diputación de Córdoba. Córdoba.

Armostrong, D. J. Correlation between nectar supply and aggression in territorial honeyeaters: causation or coincidence? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 30: 95-102.

Arroyo, B. y Razin, M. 2005. Effect of human activities on bearded vulture behaviour and breeding success in the French Pyrenees. *Biological Conservation* 128: 276-284.

Asensio, B. (coord.). 2002. *La Naturaleza de España*. Ed. J. M. Reyero. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Asociación Empresarial Eólica/AEE. 2006. *Eólica 2006. Windpower 2006. Anuario del sector: análisis y datos*. AEE. Madrid.

Atienza, J. C., Muñoz, M. y Del Moral, J. C. 2001. Nesting habitat of black vultures *Aegypius monachus* and its implications for management. *Resúmenes del 4th Eurasian Congress on Raptors.* Estación Biológica de Doñana-Raptor Research Foundation. Sevilla.

Atienza, J. C. y Rabadán, C. 2001. *Modelo de gestión forestal y revisión de los cotos más conflictivos de la Comunidad de Madrid. Actuaciones dirigidas a la conservación del buitre negro*. Informe inédito realizado por SEO/BirdLife para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.

Austin, M. P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157: 101-118.

Aymerich, M. 1982. Etude comparative des régimes alimentaires du lynx pardelle (*Lynx pardina* Temminck 1824) et du chat sauvage (*Felis sylvestris* Schreber 1777) au centre de la péninsule Ibérique. *Mammalia* 46 (4): 515-522.

Azcárate, J. M. y Carbonell, R. 2004. El buitre negro *Aegypius monachus* en Castilla y León. Estatus y conservación. En *Symposium Internacional sobre buitre negro*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

Azcárate, J. M., Carbonell, R. y Jiménez, F. J. *En prensa*. El buitre negro *Aegypius monachus* en Castilla y León (España). En: Arenas, R. M. y Dobado, P. M. (coords.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Diputación de Córdoba. Córdoba.

Bailie, J., Hilton-Taylor, C. y Stuart, S. 2005. *The 2004 IUCN Red List of threatened species. A global species assessment: executive summary*. IUCN.

Baker, P. J., Harris, S., Robertson, C. P. J., Saunders, G. y White, P. C. L. 2001. Differences in the capture rate of cage-trapped red foxes *Vulpes vulpes* and an evaluation of rabies control measures in Britain. *Journal of Applied Ecology* 38 (4): 823-835.

Baker, P. J. y Harris, S. 2006. Does culling reduce fox *Vulpes vulpes* density in commercial forests in Wales, UK? *European Journal of Wildlife Research* 52 (2): 99-108.

Ballesteros, F. 1998. *Las especies de caza en España. Biología, Ecología y Conservación*. Ed. Estudio y gestión del medio ambiente. Oviedo.

Ballesteros, F. y Robles, L. 2005. *Manual de manejo y gestión del hábitat del urogallo cantábrico*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Banks, P. B., Dickman, C. R. y Newsome, A. E. 1998. Ecological costs of feral predator control: foxes and rabbits. *Journal of Wildlife Management* 62 (2): 766-772.

Banks, P. B., Hume, I. D. y Crowe, O. 1999. Behavioural, morphological and dietary response of rabbits to predation risk from foxes. *Oikos* 85 (2): 247-256.

Banks, P. B. 2000. Can foxes regulate rabbit populations? *Journal of Wildlife Management* 64: 639-648.

Baños, J. V. 2004. *Patología (tuberculosis y elafostrongilosis) del ciervo* Cervus elaphus *en Castilla-La Mancha: problemática asociada a su gestión*. Tesis doctoral. Universidad de Murcia.

Barea, J. M., Ballesteros, E. y Gil, J. M. 2001. Ecología trófica del tejón (*Meles meles* L. 1758) en una localidad de las sierras subbéticas (S. E. España). Resultados preliminares. *Galemys* 13: 127-138.

Bárcena, J., Morales, M., Vázquez, B., Boga, J. A., Parra, F., Lucientes, J., Pagées-Manté, A., Sánchez-Vizcaíno, J. M., Blasco, R. y Torres, J. M. 2000. Horizontal transmissible protection against Myxomatosis and Rabbit Hemorrhagic Disease by using a recombinant myxoma virus. *Journal of Virology* 74: 1114-1123.

Barlow, N. D. 2000. The ecological challenge of inmunocontraception: editor´s introduction. *Journal of Applied Ecology* 37 (6): 897-902.

Barnett, E. A., Fletcher, M. R., Hunter, K. y Sharp, E. A. 2002. *Pesticide poisoning of animals 2000: Investigations in suspected incidents in the United Kingdom*. Informe del Environmental Panel of the Advisory Committee on Pesticides. Reino Unido.

Barrios, L. y Rodríguez, A. 2004. Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 41: 72-81.

Bautista, L. M., García, J. T., Calmaestra, R. G., Palacín, C., Martín, C., Morales, M. B., Bonal, M. y Viñuela, J. 2004. Effects of weekend traffic on the use of space by raptors. *Conservation Biology* 18 (3): 726-732.

Bayliss, J.L., Simnite, V., Thompson, S. 2005. The use of probabilistic habitat suitability models for biodiversity action planning. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108: 228-250.

Bea, A., Beitia, R. y Fernández, J. M. 2003. The census and distribution of wintering pigeons *Columba palumbus* in the Iberian peninsula. *Ornis Hungarica*, 12-13: 157-167.

Belinchon, S. J., Clobert, J. y Massot, M. 1996. What differences in fitness components between philopatric and dispersing individuals? *Acta Oecologica* 17: 503-517.

Bell, D. J. y Webb, N. J. 1991. Effects of climate on reproduction in the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Journal of Zoology of London* 224: 639-648.

Beltrán, J. F. 1991. Temporal abundance pattern of the wild rabbit in Doñana, SW Spain. *Mammalia* 55: 591-595.

Bermejo, C. 1991. Situación actual del Buitre Negro (*Aegypius monachus*) en la provincia de Ávila. En: *I Congreso Internacional sobre Aves Carroñeras*: 87-92. AEDENAT-CODA-ICONA.

Bernis, F. 1966. El buitre negro *Aegypius monachus* en Iberia. *Ardeola* 12: 45-99.

BirdLife International. 2004a. *Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status.* BirdLife Conservation Series Nº 12. Cambridge.

— 2004b. *Threatened Birds of the World 2004.* CD-Rom. BirdLife Conservation Series. Cambridge.

— 2004c. *Birds in the European Union: a status assessment*. Wageningen. The Netherlands. BirdLfie International.

Blanco, A. 2002. La sierra salmantina de Quilamas necesita protección legal. *Quercus* 195: 50-51.

— 2006. Una herida en el corazón de Las Quilamas: abierta una pista junto a una colonia de buitre negro. *Quercus* 261: 82.

Blanco, G., Traverso, J. M., Marchamalo, J. y Martínez, F. 1997. Interespecific and intraspecific agressions among Griffon and Cinereous vultures at nesting and foraging sites. *Journal of Raptor Research* 31: 77-79.

Blanco, G., Donázar, J. A., Hiraldo, F., Soto-Largo, E. y Oria, J. 2002. Gestión forestal y conservación del buitre negro: un estudio comparativo a largo plazo en las colonias de Sierra Pelada y Valle de Iruelas. En: F. Sánchez-Herrera (ed.). *Terceras Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle del Paular*. Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid. Rascafría.

Blanco, J. C. y González, J. L. (eds.). 1992. *Libro rojo de los vertebrados de España*. Colección técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

Blanco, J. C. y Villafuerte, R. 1993. *Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica*. Informe técnico. Empresa de Transformación Agraria, S.A. Madrid.

Blanco, J. C. 1998. *Mamíferos de España*. Ed. Planeta. Barcelona.

Blount, J. D., Houston, D. C, Moller, A. P., Wright, J. 2003. Do individual branches of immune defense correlate? A comparative case study of scavenging and nonscavenging birds. *Oikos* 102: 340-350.

Borralho, R., Stoate, C. y Araújo, M. 2000. Factors affecting the distribution of Red-legged Partridges *Alectoris rufa* in an agricultural landscape of southern Portugal. *Bird Study* 47 (3): 304-310.

Bosque, J. 1997. *Sistemas de información geográfica*. Ediciones Rialp, S. A. Madrid.

Bowerman, W. W., Best D. A., Giesy, O. P., Shieldcastle M. C., Meyer M. W., Postupalsky S. y Sikarskie J. G. 2003. Associations between regional differences in polychlorinated biphenyls and dichloro-diphenyl-dichloro-ethylene in blood of nestling bald eagles and reproductive productivity. *Enviromental Toxicology Chemistry* 22 (2): 371-376.

Bradley, M. P. 1994. Experimental strategies for the development of an immunocontraceptive vaccine for the European red fox *Vulpes vulpes*. *Reproduction, fertility and development* 6: 307-317.

Brown, J. L. 1969. Territorial behavior and population regulation in birds: A review and reevaluation. *Wilson Bulletin* 19: 293-329.

Buckland, S. T., Elston, D. A. 1993. Empirical models for the spatial distribution of wildlife. *Journal of Applied Ecology* 30: 478-495.

Burger, J. 1995. A risk assessment for lead in birds. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 45: 369-396.

Burt, W. H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24: 346-352.

Bustamante, J. y Seoane, J. 2004. Predicting the distribution of four species of raptors (Aves: Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than existing maps. *Journal of Biogeography* 31: 295-306.

Buxadé, C. 2002. *Gestión de explotaciones ganaderas*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

BVCF-FZS. 2000. *Resúmenes del Congreso Internacional sobre el uso ilegal de veneno en el medio natural*. Black Vulture Conservation Foundation-Frankfurt Zoological Society-SEO/BirdLife. Alcudia.

Caballero, J. 1986. Buitre negro en Gredos. *Panda* 13: 11-14.

Caballero, R. 1985. *Hábitat y alimentación del ciervo en ambiente mediterráneo*. Monografías, 34. ICONA. Madrid.

Calvete, C., Villafuerte, R., Lucientes, J. y Osácar, J. J. 1997. Effectiveness of tradicional wild rabbit restocking in Spain. *Zoology* 241: 271-277.

Calvete C. 2002. *Biología y gestión del conejo silvestre*. Informe inédito. Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Aragón. Zaragoza.

Calvete, C., Estrada, R., Villafuerte, R., Osácar, J. J. y Lucientes, J. 2002. Epidemiology of viral haemorragic disease and myxomatosis in a free-living population of wild rabbits. *Veterinary Record* 150: 776-782.

Calvete, C. y Estrada, R. 2004. Short-term survival and dispersal of translocated European wild rabbits. Improving the release protocol. *Biological Conservation* 120: 507-516.

Calvete, C. 2006a. Los problemas de gestión del conejo silvestre. *Quercus* 244: 17-20.

— 2006b. Modeling the effect of population dynamics on the impact of rabbit hemorrhagic disease. *Conservation Biology* 20 (4): 1232-1241.

— 2006c. The use of immunization programms in wild populations: modelling effectiveness of vaccination campaigns rabbit haemorragic disease. *Biological Conservation* 130 (2): 290-300.

Calvete, C., Pelayo, E. y Sampietro, J. 2006. Habitat factors related to wild rabbit population trends alter the inicial impact of rabbit haemorragic disease. *Wildlife Research* 33 (6): 467-474.

Calzada, J. y Palomares, F. 1996. Frecuencia de aparición de diferentes restos de conejos en excrementos de lince y zorro. *Doñana Acta Vertebrata* 23 (2): 243-252.

Camiña, A. 2004. Consequences of Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) on breeding success and food availability in Spanish vulture populations. En: Chancellor, R. D. y Meyburg, B. U. (eds.). *Raptors Worldwide*. WWGBP/MME.

Camiña, A. y Montelio, E. 2006. Griffon Vulture *Gyps fulvus* food shortages in the Ebro Valley (NE Spain) caused by regulations against Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE). *Acta Ornithologica* 41 (1): 1-8.

Camprodón, J. y Plana, E. (eds.). 2001. *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal: su aplicación en la fauna vertebrada*. Universidad de Barcelona. Barcelona.

Cano, E. y Ruiz, I. 1997. *Modelos de capacidad de carga para el ciervo y para la ganadería ovinocaprina en Parques Naturales de Jaén*. Instituto de Estudios Jienenses. Jaén.

Cardiel, I. (ed.). *El milano real en España. Censo 2004*. SEO-BirdLife. Madrid.

Cardoso, M., Hyatt, A., Selleck, P., Lowther, S., Prakash, V., Pain, D., Cunningham, A. A. y Boyle D. 2005. Phylogenetic analysis of the DNA polymerase gene of a novel alphaherpesvirus isolated from an Indian Gyps vulture. *Virus Genes* 30: 371-378.

Carpenter, F. L. y MacMillen, R. E. 1976. Threshold model of feeding territoriality and test with a Hawaiian honeycreeper. *Science* 194: 634-642.

Carranza, J. 2002. Ciervo *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758. En: Palomo, J. y J. Gisbert (eds.). *Atlas de los Mamíferos terrestres de España.* Dirección General para la Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU. Madrid.

Carrete, M. y Donázar, J. A. 2005. Application of central-place theory shows the importante of Mediterranean dehesas for the conservation of the cinereous vulture *Aegypius monachus*. *Biological Conservation* 126: 582-590.

Castaño, J. P. 2006. *El águila imperial ibérica (Aquila adalberti* B.*) en Castilla-La Mancha*. Estatus, ecología y conservación. Ed. Juan Pablo Castaño López. Toledo.

Caughley, G., Pech, R. y Grice, D. 1992. Effect of fertility control on a population´s productivity. *Wildlife Research* 19: 623-627.

Ceña, A. y Ceña, J. C. 1990. Nuevos datos de cría antigua del buitre negro en la provincia de Soria. *Ardeola* 37: 333.

Coca, E. 2003. *Manual ecológico del cazador*. Fundación Biodiversidad. Madrid.

Collar, N. J., Crosby, M. S. y Stattesrsfield, A. J. 1994. *Birds to Watch 2: The World List of Threatened Birds.* BirdLife Conservation Series nº 4. BirdLife International. Cambridge.

Coman, B. J., Robinson, J. y Beaumont, C. 1991. Home range, dispersal and density of red foxes (*Vulpes vulpes* L.) in central Victoria. *Wildlife Research* 18: 215-223.

Comisión Europea. 2001. Reglamento CE 999/2001 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de mayo de 2001, por el que se establecen disposiciones para la prevención, el control y la erradicación de determinadas encefalopatías espongiformes transmisibles. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* 147: 1-40.

— 2002. Reglamento CE 1774/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo de 3 de octubre de 2002, por le que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* 273: 1-58.

— 2003. Decisión 2003/322/CE de la Comisión de 12 de mayo de 2003 sobre la aplicación de las disposiciones del Reglamento CE 1774/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo relativas a la alimentación de las especies de aves necrófagas con determinados materiales de la categoría 1. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* 117: 32-34.

— 2005a. Decisión 2005/830/CE de la Comisión de 25 de noviembre de 2005 por la que se modifica la Decisión 2003/322/CE en lo relativo a la alimentación de algunas especies de aves necrófagas con determinados materiales de categoría 1. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* 311: 40

— 2005b. *Hoja de ruta para las EET*. Informe inédito. Comisión Europea. Bruselas (http://www.sandach.com.es/Publico/DocInteres.aspx).

— 2005c. Reglamento CE nº 1698/2005 del Consejo, de 20 de septiembre de 2005, relativa a la ayuda al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER). *Diario Oficial de la Unión Europea* 277: 1-40.

— 2006. *Detener la pérdida de biodiversidad para 2010 – Y más adelante. Comunicación de la Comisión*. Bruselas (http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/current_biodiversity_policy/biodiversity_com_2006/pdf/com_2006_216_es.pdf).

Conde de Yebes. 2002. *Veinte años de caza mayor*. Ed. Al-Ándalus. Sevilla.

Consejería de Agricultura y Medio Ambiente –Andalucía–. Ficha resumen del borrador de plan de recuperación de buitre negro en Andalucía (http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/fauna/planesflorafauna.html#02).

Consejería de Agricultura –Castilla-La Mancha–. 1998. Decreto 33/98 de 5 de mayo de 1998 por el que se aprueba el catálogo regional de especies amenazadas. *Diario Oficial de Castilla-La Mancha*.

Consejería de Medio Ambiente –Andalucía–. 1990. Decreto 194/1990 de 19 de junio por el que se establecen normas de protección de la avifauna para las instalaciones eléctricas de alta tensión con conductores no aislados. *Boletín Oficial de la Junta de Andalucía* 79.

— 2003. *Ley 8/2003 de 28 de octubre, de la Flora y la Fauna silvestres de Andalucía.* Junta de Andalucía. Sevilla.

— 2004. *Resúmenes del International Symposium on the Black Vulture* Aegypius monachus. Junta de Andalucía. Córdoba.

Consejería de Agricultura y Medio Ambiente –Castilla-La Mancha–. 1999. Decreto 5/1999 de 2 de febrero por el que se establecen normas para instalaciones eléctricas aéreas en alta y baja tensión con fines de protección de la avifauna. *Diario Oficial de Castilla La Mancha* 9.

Consejería de Medio Ambiente –Castilla-La Mancha–. 2003. Decreto 275/2003, de 9-09-2003, por el que se aprueban los planes de recuperación del águila imperial ibérica, de la cigüeña negra y el plan de

conservación del buitre negro, y se declaran zonas sensibles las áreas críticas para la supervivencia de estas especies en Castilla-La Mancha. *Diario Oficial de Castilla-La Mancha* 131.

Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural –Castilla-La Mancha–. 2005. Orden de 02-08-2005 por la que se aprueba el Plan Regional de lucha contra el uso ilegal de venenos en el medio natural. *Diario Oficial de Castilla-La Mancha* 162.

Consejería de Agricultura y Medio Ambiente –Extremadura– 2001. Decreto 37/2001 de 13 de marzo de 2001 por el que se aprueba en catálogo regional de especies amenazadas. *Diario Oficial de Extremadura*.

— 2005. Orden de 6 de junio de 2005 por la que se aprueba el Plan de Conservación de Hábitat del Buitre negro en Extremadura. *Diario Oficial de Extremadura* 71.

Consejería de Agricultura –Madrid– 1992. Decreto 18/92 de 9 de abril de 1992, por el que se aprueba el catálogo regional de especies amenazadas. *Diario Oficial de la Comunidad de Madrid.*

Consultora de Recursos Naturales. 2005. *Modelo de aprovechamiento cinegético compatible con la conservación del Lince ibérico en Montes de Toledo-Guadalmena.* Informe inédito. Fundación CBD-Hábitat. Madrid.

Cooke, B. D. 1990. Rabbit burrows as environments for European rabbit fleas, *Spilosyllus cuniculi* (Dale), in arid South Australia. *Australian Journal of Zoology* 38: 317-325.

— 2002. Rabbit haemorragic disease: field epidemiology and the management of wild rabbit populations. *Revue Scientifique et Technique Office International des Espizzoties* 21: 347-358.

Corbacho, C., Costillo, E., Lagoa, G. y Morán, R. 2001. Effect of breeding cycle on foraging areas and home-range of black vulture *Aegypius monachus* in Extremadura. *Resúmenes del 4ª Eurasian congress on raptors*. Estación Biológica de Doñana-Raptor Research Foundation. Sevilla.

Corbacho, C., Costillo, E. y Morán, R. 2004. *Foraging areas and home-ranges of black vulture* Aegypius monachus*: a preliminary analysis*. Póster presentado en el Symposium Internacional sobre buitre negro. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

Corsi, F., Duprè, E. Boitani, L. 1999. A large-scale model of wolf distribution in Italy for conservation planning. *Conservation Biology* 13:150-159.

Costa, J. C. 2002. *Manual para la diversificación del paisaje agrario.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Costillo, E., Corbacho, C., Acedo, F., Rodríguez, M. y Sánchez, J. M. 2001. Effect of european rabbit *Oryctolagus cuniculus* population decline on diet of black vulture *Aegypius monachus* in Exremadura (SW Spain). *Resúmenes del 4º Eurasian congress on raptors*. Estación Biológica de Doñana-Raptor Research Foundation. Sevilla.

Costillo, E., Morán, R., Lagoa, G., Corbacho, P. y Villegas, A. 2001. Núcleos reproductores y evolución de las poblaciones de Buitre Negro *Aegypius monachus* en Extremadura. *Resúmenes del Congreso Internacional «Gestión de ZEPA en Extremadura: Águila Perdicera y Buitre Negro»*. Cáceres.

Costillo, E., Sánchez, J. M., Corbacho, C. 2002. Evolución poblacional y éxito reproductivo del Buitre Negro *Aegypius monachus* en Extremadura. En: F. Sánchez-Herrera (ed.). *Terceras Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular*. Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid. Rascafría.

Costillo, E., Corbacho, C., Sánchez, J. M. y Acedo, F. 2004a. *Cambios en la dieta del buitre negro* Aegypius monachus *ante la disminución de las poblaciones de conejo* Oryctolagus cuniculus *en Extremadura*. Póster presentado en el Symposium Internacional sobre Buitre negro. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

Costillo, E., Corbacho, C., Morán, R. y Acedo, F. 2004b. *La alimentación del buitre negro* Aegypius monachus*: adaptabilidad y plasticidad de un ave carroñera en la Península Ibérica.* Poster presentado en XV Congreso Español de Ornitología. Madrid.

Costillo, E. 2005. *Biología y Conservación de las poblaciones de Buitre Negro* Aegypius monachus *en Extremadura*. Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura.

Côte, I. M. y Sutherland, W. J. 1997. The effectiveness of removing predators to protect bird populations. *Conservation Biology* 11 (2): 395-405.

Couto, S., Gutiérrez, J. E. y Ruiz, A. 2005. *Potencial impact of the illegal use of poisoned bait on the reintroduction of the Bearded vulture (Gypaetus barbatus) in Andalusia*. Informe inédito. Fundación Gypaetus. Jaén.

Covisa, J. 1998. *Ordenación cinegética: proyectos de ordenación y planes técnicos.* Cinegética y Naturaleza Ediciones. Madrid.

Cramp, S. y Simmons, K. E. L. (eds.). 1980. *The Birds of the Western Palearctic, vol. I*. Oxford University Press, Oxford.

— 1980. *The Birds of the Western Palearctic, vol. II*. Oxford University Press, Oxford.

Cramp, S. 1998. *The Complete Birds of the Western Palearctic on CD-Rom*. Oxford University Press. Oxford.

Cuevas, J. A. y De la Puente, J. 2005. *Hábitat potencial del buitre negro Aegypius monachus en la sierra de Guadararma (Madrid)*. Serie Documentos nº 45. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid. Centro de Investigaciones Ambientales de la Comunidad de Madrid «Fernando González Bernáldez». Madrid.

Davis, P. 1993. Red Kite *Milvus milvus*. En: Gibbons, D. W., Reid, J.B. y Chapman, R. A. (eds.). *The New Atlas of Breeding Birds – Birtain and Ireland: 1988-1991*. T & AD Poyser. Londres.

De Andrés, A. J., Segovia, C. y Galán, R. 1995. Present status of the Sierra Pelada Black Vulture colony (Huelva, Spain) and its conservation problems. En: Tewes, E., Sánchez, J. J. y Bijleveld, M. (eds). *Black Vulture Conservation in Europe*. BVCF. Palma de Mallorca.

De Blas, C. 1988. *Alimentación del conejo*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

De Juana, E. y De Juana, F. 1984. Cabaña ganadera y distribución y abundancia de los buitres común *Gyps fulvus* y negro *Aegypius monachus* en España. *Rapinyaires Mediterranis* 2: 32-45.

De la Puente, J. *En prensa*. Fracaso reproductivo en una población de buitres negros *Aegypius monachus* del centro de España. En: Arenas, R. M. y Dobado, P. M. (coords.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Diputación de Córdoba. Córdoba.

De la Puente, J., Del Moral, J. C. y Martí, R. 2002. El reto de conservar el buitre negro en el Alto Lozoya. *Quercus* 200: 88-89.

De la Puente, J. y Elorriaga, J. 2004. *The use of moult for ageing Eurasian black vultures*. Póster presentado en el Symposium Internacional sobre Buitre negro. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

De la Puente, J. 2005. *Seguimiento de la colonia de buitre negro de Rascafría (Parque Natural de Peñalara). Año 2005*. Informe inédito realizado por SEO/BirdLife para el Parque Natural de Peñalara. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid. Madrid.

— 2006a. Effect of monitoring frequency and date on estimates of abundante and productivity of colonial black vultures *Aegypius monachus* in Central Spain. En: Houston, D. C. y Piper, S. E. (eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Natural History Museum of Crete & WWF Greece.

De la Puente, J. y Gamonal, J. 2006b. Age determination of black vulture *Aegypius monachus* pulli in the nest. En: Houston, D. C. y Piper, S. E. (eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Natural History Museum of Crete & WWF Greece.

De la Puente, J. 2006c. *Fenología y parámetros reproductivos del buitre negro* Aegypius monachus *en España central*. Comunicación en forma de póster al XVIII Congreso Español de Ornitología. Elche.

— 2006d. *Seguimiento de la colonia de buitre negro de Rascafría (Parque Natural de Peñalara). Año 2006*. Informe inédito realizado por SEO/BirdLife para el Parque Natural de Peñalara. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid. Madrid.

De Lucas, M., Janss, G. F. E. y Ferrer, M. 2004. The effects of a wind farm on birds in a migration point: the Strait of Gibraltar. *Biodiversity and Conservation* 13: 395-407.

Dean, J., Latimer, K. S., Oaks, J. L., Schrenzel, M., Redig, P. T. y Wunschmann, A. 2006. Falcon adenovirus infection in breeding Taita falcons (*Falco fasciinucha*). *Journal Veterinary Diagnostic Invest*. 18: 282-286.

Del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. 1994. *Handbook of the Birds of the World. Vol. 2. New World Vultures to Guineafowl.* Lynx Edicions. Barcelona.

Del Moral, J. C. y Martí, R. 2001. *El Buitre Leonado en la Península Ibérica*. SEO/BirdLife. Madrid.

Del Moral, J. C., Martín, R., Muñoz, M., De la Puente, J. y Ruiz, A. 2002. Seguimiento de la colonia de Buitre Negro (*Aegypius monachus*) de la ZEPA del Alto Lozoya (1997-2000). En: F. Sánchez-Herrera (ed.). *Terceras Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular*. Rascafría.

Del Moral, J. C. y De la Puente, J. 2005. Buitre negro *Aegypius monachus.* En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Carrascal, L. M., Salvador, A. (eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://www.vertebradosibericos.org.

Delibes, M. 1980. El lince ibérico. Ecología y comportamientos alimenticios en el Coto de Doñana, Huelva. *Doñana Acta Vertebrata* 7 (3): 1-128.

Delibes, M. e Hiraldo, F. 1981. The rabbit as a prey in the Iberian Mediterranean ecosystem. En: *Proceedings of the World Lagomorph Conference*. University of Guelph. Guelph.

DGMA. 2002. *Recomendaciones para la mejora de las poblaciones de conejo silvestre*. Dirección General de Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Mérida.

Díaz, M., González, E., Muñoz-Pulido, R. y Naveso, M. A. 1995. Habitat selection patterns of common cranes *Grus grus* wintering in holm oak *Quercus ilex* dehesas of central Spain: effects of human management. *Biological Conservation* 75: 119-123.

Díaz, M., Campos, P. y Pulido, F. J. 1997. The Spanish Dehesas: a diversity in land use and Wildlife. En: Pain, D.J., Pienkowski, M.W. (eds.). *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and Its Complications for Bird Conservation*. Academic Press, London.

Díaz, M. y Martín, P. 1998. Habitat selectivity in wintering wood pigeon *Columba palumbus* in holm oak dehesas of central Spain. *Gibier Faune Sauvage* 15 (2): 167-181.

Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Subdirección General de Conservación de la Biodiversidad. 2003. *Propuesta de valoración económica del proyecto de Real Decreto para actuaciones sobre infraestructuras eléctricas con influencia para la avifauna*. Informe inédito.

Dobado, P., Ruiz, J. M. y Arenas, R. 2004. *Present status of the black vulture* Aegypius monachus *in the mountain ranges of Hornachuelos (South Spain).* Póster presentado en el Symposium Internacional sobre Buitre negro. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

Dobado, P. y Arenas, R. 2006. El veneno acorrala al buitre negro en Hornachuelos. *Quercus* 241: 10-15.

Donázar, J. A. y Ceballos, O. 1990. Post-fledging dependence period and development of flight and foraging behaviour in the Egypthian Vulture *Neophron percnopterus*. *Ardea* 78: 387-394.

Donázar, J. A. 1992. Muladares y basureros en la biología y conservación de las aves en España. *Ardeola* 39(2): 29-40.

Donázar, J. A. 1993. *Los Buitres Ibéricos. Biología y Conservación*. Ed. J. M. Reyero. Madrid.

Donázar, J. A., Hiraldo, F. y Bustamante, J. 1993. Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Applied Ecology* 30: 504-514.

— 2002. Tendencias recientes de la población española de buitre negro: evaluación de factores limitantes y medidas de conservación. En: F. Sánchez-Herrera (ed). *Terceras Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular*. Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid. Rascafría.

Donázar, J. A., Blanco, G., Hiraldo, F., Soto-Largo, E. y Oria, J. 2002. Effects of forestry and other land-use practices on the conservation of cinereous cultures. *Ecological Applications* 12: 1445-1456.

Donázar, J. A., Palacios, C. J., Gangoso, L., Ceballos, O., González, M. J. e Hiraldo, F. 2002. Conservation status and limiting factors in the endangered population of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islands. *Biological Conservation* 107: 89-97.

Donázar, J. A. 2004. Alimoche común *Neophron percnopterus*. En: Madroño, A., González, C. y Atienza, J. C. (eds.). *Libro rojo de las aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

Drewitt, A. y Langston, R. H. W. 2006. Assesing the impacts of wind farms on birds. Wind, Fire and Water: Renewable Energy and Birds. *Ibis* 148 (1): 29-42.

Elith, J. 2000. Quantitative methods for modeling species habitat: comparative performance and an application to Australian plants. En: Ferson, S. & Burgman, M. (ed.). *Quantitative Methods for Conservation Biology*. Springer. New York.

Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.McC., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapira, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S., Zimmermann, N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.

Elliot, G. D., y Avery, M. I. 1991. A review of reports of Buzzard persecutions 1975-89. *Bird Study* 38: 52-56.

Elliot, J. E., Langelier, K. M., Mineau, P. y Wilson, L. K. 1996. Poisoning of Bald eagles and Red-tailed hawks by carbofuran and fensulphothion in the Fraser Delta of British Columbia, Canada. *Journal of Wildlife Disease* 32: 486-491.

Eurosite. 1999. *Manual de Planes de Gestión*. Fundación Territori i Paisatge. Caixa Catalunya.

Fandos, P., Martínez, T. y Palacios, F. 1987. Estudio sobre la alimentación del corzo *Capreolus capreolus* L. 1758, en España. *Ecología* 1: 161-186

Farfán, M. A., Guerrero, J. C., Real, R., Barbosa, A. M. y Vargas, M. 2002. Caracterización del aprovechamiento cinegético de los mamíferos en Andalucía. *Galemys* 16 (1): 41-59.

Fargallo, J. A., Blanco, G. y Soto-Largo, E. 1998. Forest management effects on nesting habitat selected by eurasian black vultures *Aegypius monachus* in central Spain. *Journal of Raptor Research* 32 (3): 202-207.

Fedriani, J. M., Palomares, F. y Delibes, M. 1999. Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. *Oecologia* 121: 138-148.

Fedriani, J. M., Fuller, T. K., Sauvajot, R. M. y York, E. C. 2000. Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. *Oecologia* 125 (2): 258-270.

Fenner, F. y Ross J. 1994. Myxomatosis. En: Thompson H.V. & Kimg C.M. (eds.). *The European rabbit. The hisyoty and biology of a succesful colonizer.* Oxford University Press. Oxford.

Fernández, C. y Azkona, P. 2002. *Tendidos eléctricos y Medio Ambiente en Navarra*. Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra. Pamplona.

Fernández-Llario, P. y Mateos-Quesada, P. 2003. Population structure of the wild boar *Sus scrofa* in two Mediterranean habitats in the western Iberian peninsula. *Folia Zool*. 52 (2): 143-148.

Fernández-Olalla, M. 2006. *Efecto del ramoneo del ciervo* Cervus elaphus *sobre el matorral mediterráneo. Categorías de preferencia e influencia de la carga cinegética.* Proyecto Final de Carrera. Escuela Técnica de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid.

Ferrer, M. 1993. Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of a long lived raptor, the Spanish Imperial Eagle. *Ibis* 135: 132-138.

Ferrer, M. y Janss, G. F. E. 1999. *Aves y líneas eléctricas: colisión, electrocución y nidificación*. Ed. Quercus. Madrid.

Ferrera, E. M., Olea, L., Viguera, J. y Poblaciones, M. 2005. Mejora de pastos naturales con aplicación de diversas fuentes fosfóricas y yeso en suelos de rañas y rañizos en el este de Extremadura. En: B. de la Roza, A. Martínez, y. A. Carballal (eds.). *XLV Reunión Científica de la S.E.E.P.* SERIDA. Gijón, Asturias.

Ferreras, P. 2003. *Homologación de métodos de control de predadores en Castilla-La Mancha: bases científicas*. Informe inédito. IREC-CSIC-UCLM-JCCM. Toledo.

Fielding, A.H., Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.

Fisher, I. J., Pain, D. J. y Thomas, V. G. 2006. A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biological Conservation* 131: 421-432.

Fleming, P. J. S. 1996. Ground-placed baits for the control of wild dogs: evaluation of a replacement-baiting strategy in north-eastern New South Wales. *Wildlife Research* 23 (6): 729-740.

Fleming, P. J. S., Allen, L. R., Lapidge, S. J., Robley, A., Saunders, G. R. y Thompson, P. C. 2006. A strategic approach to mitigating the impacts of wild canids: proposed activities of the invasive animals cooperative research centre. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 46: 753-762.

Forrester, N. L., Trout, R. C. y Gould, E. A. 2006. Benign ciculation of rabbit haemorrhagic disease virus on Lambay Island, Eire. *Virology* 12.

Forsman, D. 1999. *The Raptors of Europe and Middle East. A Handbook of field identification*. London. T & AD Poyser. London.

Frumkin, R. 1994. Intraspecific brood-parasitism and dispersal in fledgling Sparrowhawks *Accipiter nisus*. *Ibis* 136: 426-433.

Fry, D. M., Wilson, B. W., Ottum, N. D., Yamamoto, J. T., Stein, R. W., Seiber, J. N., McChesney, M. M. y Richardson, E. M. 1998. Radiotelemetry and GIS computer modelling as tools for analysis of exposure to organophosphate pesticides in Red-tailed Hawks. En: Brewer, L. y Fagerstone, K. (eds.). *Radiotelemetry applications for wildlife toxicology fields studies*. SETAC Press. Pensacola. Florida.

Fundación Biodiversidad. 2003. *Manual para el manejo de animales heridos*. Fundación Biodiversidad. Madrid.

Fundación CBD-Hábitat. 2005a. *Conservación del águila imperial, buitre negro y cigüeña negra. Proyecto LIFE 03/NAT/E/0050*. Informe inédito.

— 2005b. La situación legal del depósito de subproductos animales y su relación con la alimentación de las aves rapaces necrófagas. Informe inédito (http://www.cbd-habitat.com/contenidos/lifeaves/informe_alimentacion_necrofagas_CE.pdf).

— 2006a. *Informe final de resultados proyecto Life 02/NAT/E/8617 Conservación del lince ibérico en Montes de Toledo-Guadalmena*. Informe inédito.

— 2006b. *Informe final. Proyecto Conservación del Lince ibérico en Sierra Morena Oriental*. Informe inédito.

— 2006c. *Tercer informe anual de resultados proyecto LIFE03/NAT/E/00050 Conservación del Águila imperial, Buitre negro y Cogüeña negra*. Informe inédito.

— 2006d. *Revisión de tendidos eléctricos y evaluación de mortalidad en aves, en las áreas del proyecto LIFE 03/NAT/E/0050*. Informe inédito.

— 2007. *Sugerencias para la modificación técnica de los modelos de apoyos peligrosos de líneas eléctricas*. Informe inédito.

Fundación Santander Central Hispano. 2005. *Manuales de desarrollo sostenible. Gestión y Restauración de humedales, 1*. Fundación Santander Central Hispano. Madrid.

Fungesma. 2001. *Buenas prácticas cinegéticas*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

Galán, R., de Andrés, A. J. y Segovia, C. 1996. Interferencias de las actividades forestales con la conservación del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Sierra Pelada (Huelva, SW Spain). *Ecología* 10: 437-446.

— 1997. Problems for the conservation and measures for the protection of the nesting population of cinereous vultures *Aegypius monachus* in Sierra Pelada (Huelva, SW Spain). En: Chancellor, R. D., Meyburg, B. U. y Ferrero, J.J. (eds.). *Holarctic Birds of Prey*. ADENEX-WWGBP.

— 1998. Effects of forest fires (1984-1992) on the cinereous vulture *Aegypius monachus* reproduction in Sierra Pelada (Huelva, SW Spain). En: Meyburg, B. U., Chancellor, R. D. y Ferrero, J.J. (eds.). *Holarctic Birds of Prey*. ADENEX-WWGBP.

Galán, R. 2001. *El buitre negro en Andalucía*. Resumen de ponencia presentado en las Jornadas sobre Buitres. UNED. Ávila.

— 2002. Situación del Buitre Negro (*Aegypius monachus*) en Andalucía. *Andalus. Monográfico Buitre Negro*. Asociación Andalus.

Galán, R., Segovia, C., Martínez, M. A., Alés, E., Coronilla, R. y Barrera, M. 2003. La colonia de buitre negro de Sierra Pelada. *Quercus* 211: 27-33.

Galán, R. y Segovia, C. 2004. *Medidas para la conservación del buitre negro en Huelva, S. O. de España.* Póster presentado en el Symposium Internacional sobre Buitre negro. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

Galushin, V., Katzner, T. y Sklyarenko, S. 2004. *Black vulture in Russia and Kazakhstan*. Symposium Internacional sobre buitre negro. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

García, J. F. 2003. *Revisión de las actuaciones para el fomento de las poblaciones de conejo. 1er informe anual*. Informe inédito. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

— 2005. *Manual técnico para el fomento de las poblaciones de conejo*. Informe inédito. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

García, P. 1996. *Contribución a la historia de la trashumancia*. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

García, S. 2003. *Guía metodológica para la elaboración de Planes de Gestión de los Lugares Natura 2000 en Navarra*. Gestión Ambiental, Viveros y Repoblaciones de Navarra. Pamplona.

Garrido, S. y Baena, A. 2003. Beneficios e impactos ambientales asociados a las centrales de ciclo combinado y parques eólicos. *Cuadernos de Energía* 1: 5-9.

Garzón, J. 1968. Las rapaces y otras aves de la Sierra de Gata. *Ardeola* 14: 97-130.

— 1974. Contribución al estudio del estatus, alimentación y conservación de las falconiformes en España Central. *Ardeola* 19: 279-330.

— 1977. Importancia ecológica de la comarca de Torrejón (Cáceres) y necesidad urgente de su protección. *Boletín Circular de la Sociedad Española de Ornitología* 54: 11-17.

— 1997. La importancia de la cultura agraria para la conservación de las aves carroñeras. *Actas del II Congreso Internacional sobre Aves Carroñeras*. Cañizares-Solán de Cabras.

Garzón, P. 1991. *Biología y ecología del jabalí* Sus scrofa *en el Parque Natural de Monfragüe*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.

Gavashelishvili, A., McGrady, M.J., Javakhishvili, Z. 2006. Planning the conservation of the breeding population of cinereous vultures *Aegypius monachus* in the Republic of Georgia. *Oryx* 40:1-8.

Gea-Izquierdo, G., Muñoz, J. y San Miguel, A. 2005. Spatial distribution and ecology o fan european rabbit warren system incluided within an iberian imperial eagle nesting area in central Spain. *Journal of Animal Ecology* 50: 269-281.

Gentil, A. y Ventanas, A. 1998. Proyecto de conservación del Buitre Negro *Aegypius monachus* en la Sierra de Gata (Cáceres). En: B. U. Meyburg, R. D. Chancellor y J. J. Ferrero (eds.). *Holarctic Birds of Prey*, pp. 223-229. WWGBP-ADENEX.

GIIFS (Grupo de Investigación Internacional sobre la Fauna Silvestre). 2004. *Estudio sobre la invernada de la Paloma Torcaz en la Península Ibérica. Temporada 2003-2004*. Informe inédito.

Gil, L., Gordo, J., Alía, R., Catalán, G. y Pardos, J. A. 1990. *Pinus pinaster* Aitón en el paisaje vegetal de la península Ibérica. *Ecología* 1: 527-540.

Glen, A. S., y Dickman C. R. 2005. Complex interactions among mammalian carnivores in Australia, and their implications for wildlife management. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 80 (3): 387-401.

Glutz von Blotzheim, U., Bauer, K. y Bezzel, E. 1971. *Habdbuch der Vögel Mitteleuropas. Vol. 4: Falconiformes.* Frankfurt Am Main: Akademische Verlagsgesseslschaft.

Godino, A., Casas, A., Duque, A. y Bautista, F. 2002. The colony of Eurasian Black Vultures *Aegypius monachus* in the Natural Park of Sierra de Andújar, Jaén, Spain. *Vulture News* 47: 11-17.

Gómez-Limón, J. y De Lucio, J. V. Changes in use and landscape preferences on the agricultural-livestock landscapes of the central Iberian Peninsula (Madrid, Spain). *Landscape and Urban Planning* 44 (4): 165-175.

González, L. M., González, J. L., Garzón, J. y Heredia, B. 1986. Estatus y evolución de la población de buitre negro en la Península Ibérica (1972-1986). En: *Resúmenes de la V Conferencia Internacional sobre Rapaces Mediterráneas*. Evora.

González, L. M. 1990. Situación de las poblaciones de águila imperial y buitre negro en España. *Quercus* 58: 16-22.

— 1991. *Historia natural del águila imperial ibérica Aquila adalberti Brehm 1861*. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

González, L. M. y Oria, J. 2004. Águila imperial *Aquila adalberti*. En: Madroño, A., González, C. y Atienza, J. C. *Libro rojo de las aves de España*. SEO/BirdLife-Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

González, L. M. y San Miguel, A. (coord.). 2004. *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

González, L. M., Arroyo, B., Margalida, A., Sánchez, R. y Oria, J. 2006. Effect of human activities on the behaviour of breeding Spanish imperial eagles (*Aquila adalberti*): management implications for the conservation of a threatened species. *Animal Conservation* 9: 85-93.

González, R. 2004. A case study of the change in the management of the game resources: the history of the game farming of the red-legged partridge in Spain. *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros* 204: 179-203.

González-Bernáldez, F. 1991. Ecological consequences of the abandonment of traditional land use systems in central Spain. *Cahiers Options Méditerraneés* 15: 23-29.

González del Tánago, A., Musiera, E., Ratera, C., Rego, S. y Serrano L. 1984. *Mejora de pastos en secanos semiáridos de suelos ácidos.* Ed. INIA/SEA/ADG.

Goodchild, M.F., Parks, B.O., Steyaert, L.T. (eds.). 1996. *Environmental Modelling with GIS*. Oxford University Press. New York.

Gortázar, C., Villafuerte R. y Martín P. 2000. Success of traditional restocking of red-legged partridge for hunting purposes in areas of low density of northeast Spain Aragon. *European Journal of Wildlife Research* 46(1): 23-30.

Gortázar, C., Villafuerte, R., Escudero, M. A. y Marco, J. 2002. Post-breeding densities of the Red-legged Partridge *Alectoris rufa* in agrosystems: a large-scale study in Aragón, Northeastern Spain. *Zeitschirift für Jagdwissenschaft* 48 (2): 94-101.

Gortázar, C. 2005. Enfermedades del jabalí. *Accazadores* 10: 68-71.

Gortázar, C., Acevedo, P., Ruiz-Fons, F. & J. Vicente. 2006. Disease Risks and Overabundance of Game Species. *European Journal of Wildlife Research* 52 (2): 81-87.

Granados, J. E., Soriguer, R., Pérez, J. M., Fandos, P. y García-Santiago, J. 2002. Cabra montés *Capra pyrenaica*. En: L. J. Palomo y J. Gisbert (eds.). *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. SECEM-SECEMU. Madrid.

Green, R. E., Newton, I, Shultz, S., Cunningham, A. A., Gilbert, M., Pain, D. J. y Prakash, V. 2004. Diclofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian subcontinent. *Journal of Applied Ecology* 41: 793-800.

GREFA. 2004. Estudio de la dispersión y áreas de alimentación del buitre negro. *Symposium Internacional sobre buitre negro*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

Grier, J. W. 1974. Reproduction, organochlorines, and mercury in northwestern Ontario bald eagles. *Canadian Field-Nat.* 88: 469-475.

Guerrero, A. 1992. *Cultivos herbáceos extensivos*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

Guisan, A., Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecologycal Modelling* 135: 147-186.

Guisan, A., Edwards, T.C., Hastie, T. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157: 89-100.

Guzmán, J. y Jiménez, J. 1998. Alimentación del buitre negro *Aegypius monachus* durante los períodos reproductor y post-reproductor en el Parque Nacional de Cabañeros. En: Chancellor, R. D., Meyburg, B. U. y Ferrero, J. J. (eds.). *Holarctic Birds of Prey*. WWGBP-ADENEX.

Hayward, J. S. 1961. The ability of rabbit to survive conditions of water restriction. *CSIRO Wildlife Research* 6: 60-175.

Helander, B., Olsson, A., Bignert, A., Asplund, L. y Litzen, K. 2002. The role of DDE, PCB, coplanar PCB and eggshell parameters for reproduction in the White-tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*) in Sweden. *Ambio* 31: 386-403.

Henny, C. J., Kolbe, E. J., Hill, E. F. y Blus, L. J. 1987. Case histories of Bald eagles and other raptors killed by organophosphorus insecticides topically applied to livestock. *Journal of Wildlife Disease* 23: 292-295.

Heredia, B. (comp.). 1996. Action Plan for the cinereous vulture *Aegypius monachus* in Europe. En: Heredia, B., Rose, L. y Painter, M. (eds.). *Globally threatened birds in Europe: action plans*. Council of Europe Publishing. Strasbourg.

Hernández, L. M., Rico, M. C., González, M. A., Hernán, M. A. y Fernández, M. A. 1986. Presence and time trends of organochlorine pollutants and heavy metals in eggs of predatory birds of Spain. *Journal Field Ornithology* 57: 270-282.

Hernández, M. 2003. El futuro del quebrantahuesos en los Pirineos. *Quercus* 203: 24-29.

— 2006. *Informe anual sobre el grado de intoxicación de las especies del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas*. Informe inédito. TRAGSA. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Herranz, J. 2000. *Efectos de la depredación y del control de predadores sobre la caza menor en Castilla-La Mancha*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.

Herrera, C. M. 1974. Trophic diversity of the Barn Owl *Tyto alba* in continental western Europe owls. *Ornis Scandinavica* 7: 29-41.

Herrero, J. 2004. *Adaptación funcional del jabalí* Sus scrofa *a un ecosistema forestal y a un sistema agrario intensivo en Aragón*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza.

Heydon, M. J. y Reynolds J. C. 2000. Fox (*Vulpes vulpes*) management in three contrasting regions of Britain, in relation to agricultural and sporting interests. *Journal of Zoology* 251 (2): 237-252.

Hiraldo, F. 1974. Colonias de cría y censo de los buitres negros *Aegypius monachus* en España. *Naturalia Hispanica* 2. ICONA. Madrid.

— 1976. Diet of black vulture *Aegypius monachus* in the Iberian Peninsula. *Doñana, Acta Vertebrata* 3: 19-31.

— 1977. *El buitre negro* Aegypius monachus *en la Península Ibérica. Población, biología general, uso de recursos e interacciones con otras aves*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla.

Hiraldo, F., Delibes, M. y Calderón, J. 1979. *El quebrantahuesos* Gypaetus barbatus *(L.)*. Monografías 22. ICONA. Madrid

Hiraldo, F. 1983. Breeding biology of the Cinereous Vulture. En: Wilbur, S.R., Jackson, J. A. (eds.). *Vulture Biology and Management.* University of California Press. Berkeley.

Hiraldo, F. y Donázar, J. A. 1990. Foraging time in the cinereous vulture *Aegypius monachus*: seasonal and local variations and influence of weather. *Bird Study* 37: 128-132.

Höfle, U., Blanco, J. M. y Kaleta, E. F. 2001. Neutralising antibodies against infectious bursal disease virus in sera of free-living and captive birds of prey from central Spain (preliminary results). *Proceedings Symposium on Infectous Bursal Disease Virus and Chicken Anemia Virus*.

— 2002. Sero-prevalence of Avian Paramyxovirus 1, 2, and 3 in Captive and Free-Living Birds of Prey in Spain - Implications for Conservation and Management of Wild and Captive Populations. *Annals New York Academy of Sciences* 969: 213-216.

Hooper, M. J., Detrich, P. J., Weisskopf, C. P. y Wilson, B. W. 1989. Organophosphorus insecticida exposure in hawks inhabiting orchads during winter dormant-spraying. *Bulletin Environmental Toxicology* 42: 651-659.

Houston, D. C. 1974. Food searching in griffon vultures. *East African Wildlife Journal* 12: 63-77.

— 1979. The adaptations of scavengers. En A.R.E. Sinclair y M. Northon-Griffihs (eds.): *Serengeti: Dynamics of an Ecosistem*. Chicago UP.

— 1986. Scavenging efficiency of Turkey Vultures in a tropical forest. *The Condor* 88: 318-323.

Huberty, C.J. 1994. *Applied Discriminant Analysis*. Ed. Wiley Interscience. New York.

Hudson, P., Dobson, A. P. y Newborn, D. 1992. Do parasites make prey vulnerable to predation? Red grouse and parasites. *Journal of Animal Ecology* 61: 681-692.

Instituto Nacional de Estadística. 2006. *Anuario Estadístico de España on line (INEBASE)*. (http://www.ine.es/inebase/menu6_agr.htm).

IREC (CSIC). 2003. *Homologación de métodos de control de predadores en Castilla-La Mancha: bases científicas*. Informe final. IREC. Ciudad Real.

IUCN. 1998. *Guidelines for Re-introductions*. (Gland) Switzerland.

IUCN. 2006. *The IUCN red list of threatened species*. (http://www.iucnredlist.org/search/details.php/544/dist).

Izco, J. 1984. *Madrid Verde*. Instituto de Estudios Agrarios, Pesqueros y Alimentarios. Madrid.

Jaksic, F. M. y Martín C. 1979. Comparative food habits of Bubo owls in Mediterranean-type ecosystems. *The Condor* 86: 288-296.

Jaksic, F. M. y Soriguer, R. C. 1981. Predation upon the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in Mediterranean habitats of Chile and Spain: a comparative analysis. *Journal of Animal Ecology* 50: 269-281.

Jefatura de Estado. 2001. Ley 6/2001, de 8 de mayo, de modificación del Real Decreto legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de evaluación de impacto ambiental. *Boletín Oficial del Estado* 111: 16607-16616.

Ji, W. y Jeske, C. 2000. Spatial modelling of the geographic distribution of wildlife populations: a case study in the lower Mississippi River region. *Ecological Modelling* 132: 95-104.

Jiménez, F. J., Gordo, F. J. y González, A. 2006. *Manual sobre criterios de gestión forestal compatibles con la conservación de las especies de aves y quirópteros asociados a hábitats forestales*. Junta de Castilla y León.

Jiménez, J. 1990a. *Estudio de las poblaciones de buitre negro* Aegypius monachus *y águila imperial* Aquila adalberti *en la provincia de Ciudad Real. Descripción y problemática*. Servicio de Publicaciones de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Toledo.

— 1990b. Estudio del funcionamiento de comederos para el buitre negro en el Parque Natural de Cabañeros. En: *Actas del I Congreso Internacional sobre Aves Carroñeras*. Aedenat-Coda. Madrid.

— 2002. Elaboración de un modelo de hábitat de reproducción del buitre negro *Aegypius monachus* en los Montes de Toledo. En: Torralvo, C. (ed.). *Anuario Ornitológico de Ciudad Real 1995-2001*. SEO/Ciudad Real. Ciudad Real.

— 2005. Las poblaciones de aves carroñeras en el Parque Nacional de Cabañeros (Castilla-La Mancha). En: *Actas del 3er Congreso Internacional sobre Aves Carroñeras*. Diputación Provincial de Guadalajara. Guadalajara.

— 2006. Habitat modelling for black vulture *Aegypius monachus* in Cabañeros National Park. En: Houston, D. C. y Piper, S. E. (eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Natural History Museum of Crete & WWF Greece.

Jovani, R. y Tella, J. L. 2004. Age-related environmental sensitivity and weather mediated nestling mortality in white storks *Ciconia ciconia. Ecography* 27: 611-618.

Junta de Andalucía. 1989. *Plan Forestal Andaluz*. Agencia de Medio Ambiente. Sevilla.

Kendeigh, S. C., Dolnik, V. R. y Gavrilov, V. M. 1977. Avian energetics. En: Pinowski, J. & Kendeigh, S.C. (eds.). *Granivorous birds in ecosystems*. Cambridge University Press. Cambridge.

König, C. 1983. Interespecific and intraespecific competition for food among Old World vultures. En: Wilbur, S. R. y Jackson, J. A. (eds.). *Vulture biology and management*. University of California Press. Berkeley.

Krebs, C. J. 1996. Population cycles revisited. *Journal of Mammalogy* 77(1): 8-24.

Labrador, J., Porcuna, J. L. y Bello, A. 2002. *Manual de agricultura y ganadería ecológica*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

Langston, R. H. W. y Pullan, J. D. 2002. *Windfarms and birds: an analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance of environmental assessment criteria and site selection issues*. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. Strasbourg (http://www.coe.int/t/e/Cultural_Cooperation/Environment/Nature_and_biological_diversity/Nature_protection/sc23_infl2e.pdf).

Lasiewski, R. C. y Dawson, W. R. 1967. A re-examination of the relation between standard metabolic rate and body weight in birds. *Condor* 69: 13-23.

Lekuona, J. M. 2001. *Uso del espacio por la avifauna y control de la mortalidad de aves y murciélagos en los parques eólicos de Navarra durante un ciclo anual*. Informe no publicado. Dirección General de Medio Ambiente. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda. Gobierno de Navarra. Pamplona.

Lekuona, J. M. 2002. *Relaciones entre vuelos de grandes rapaces, el muladar de Robres y los parques eólicos de Huesca: propuestas de alternativas de actuación.* Informe inédito. Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Aragón.

Letty, J., Aubineau J., Marchandeau S. y Claubert, J. 2003. Effect of translocation on survival in wild rabbit (*Orycyolagus cuniculus*). *Mammalian Biology* 68: 250-255.

Lierz, M., Schmidt, R., Brunnberg L., Runge M. 2000. Isolation of Mycoplasma meleagridis from free-ranging birds of prey in Germany. *J. Vet Med B*. 47: 63-67.

Little, S. E., Davidson W. R., Rakich P. M., Nixon T. L., Bounous D. I. y Nettles V. F. 1998. Responses of red foxes to first and second infection with *Sarcoptes scabiei*. *Journal of wildlife diseases* 34(3): 600.

Lloret, F. 2004. Régimen de incendios y regeneración. En: Valladares, F. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Lockley, R. M. 1965. *The Private Life of the Rabbit.* London.

López, B. y Ferreras, P. 2003. *Repensando el control de depredadores*. IPAE-IREC. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura.

López-González, G. 1982. *La guía INCAFO de los árboles y arbustos de la península Ibérica*. INCAFO. Madrid.

Luque, E., Martos, M. J., Dobado, P. M. y Arenas, R. 2004. *Situación actual y evolución reciente del núcleo de buitre negro* Aegypius monachus *de la Sierra Norte, Sevilla.* Póster presentado en el Symposium Internacional sobre Buitre negro. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

Machado, A. 1997. *Guidelines for action plans for animal species: planning recovery*. Council of Europe. Nature and environment, 92.

Mackey, B.G., Lindenmayer, B. 2001. Towards a hierarchical framework for modelling the spatial distribution of animals. *Journal of Biogeography* 28:1147-1166.

Madrigal, A. 1995. *Ordenación de montes arbolados*. Serie técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid

Madroño, A., González, C. y Atienza, J. C. (eds.). 2004. *Libro rojo de las aves de España*. SEO/ BirdLife-Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.

Maldonado, A., Olea, L., Viguera, J. y Poblaciones, M. 2004. Efecto de la aplicación de diferentes fuentes de fertilización fosfórica sobre suelos de pizarra en dehesas y pastizales del S.O. de España. En: García, B., García, A., Vázquez de Aldana, B. R. y Zabalgogeazcoa, I. (eds.). *XLIV Reunión científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos.* SEEP. Salamanca.

Manel, S., Dias, J. M., Buckton, S. T., Ormerod, S. J. 1999. Alternative methods for predicting species distribution: An illustration with Himalayan river birds. *Journal of Applied Ecology* 36: 734-747.

Manly, B. F. J., McDonald, L. L., Thomas, D. L. 1993. *Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies.* Chapman & Hall. Londres.

Marboutin, E., Bray Y., Peroux R., Mauvy B. y Lartiges A. 2003. Population dynamics in European hare: breeding parameters and sustainable harvest rates. *Journal of Applied Ecology* 40 (3): 580-591.

Marchandeau, S. y Boucraut C. 1999. Epidemiology of myxomatosis and calicivirosis related to RVHD in a free-living population of European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Gibier Faune Sauvage* 16: 65-80.

Margalida, A., Carrete, M. y Donázar, J. A. 2007. Cae la productividad del Quebrantahuesos debido al empaquetamiento de sus territorios. *Quercus* 253: 14-20.

Marks, C. A., Jalkanen, L., Savolainen, R. y Short, R. V. 2001. Control of red fox (*Vulpes vulpes*) fertility with cabergoline: dose response and timing of intervention. *Reproduction* 122: 147-154.

Martí, R., Del Moral, J. C. y Refoyo, P. 1999. Programas de seguimiento de especies singulares: el buitre negro en la ZEPA Alto Lozoya. En: Navalón, L. y Prieto, D. *Actas de los Primeros Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y del Valle del Paular*. Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid. Madrid.

Martí, R. 2003. Buitre leonado, *Gyps fulvus*. En: Martí, R. y del Moral, J. C. (eds.). *Atlas de las Aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

Martí, R. y Del Moral, J. C. (eds.). 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Madrid.

Martín, J. y Fajardo, I. 2006. El color de la cabeza lo dice todo. *Quercus* 241: 16-18.

Martínez, J. y Jurado, J. J. 2003. Modelización de la productividad de un coto de caza menor. *Itea* 99 (2): 121-129.

Martínez, J., Criado-Fornelio, A., Lanzarot, P., Fernández-García, M., Rodríguez-Cabeiro, F. y Merino, S. 2004. A new pentastomid from the black vulture. *Journal of Parasitology* 90: 1103-1105.

Martínez, J. A. y Zuberogoitia, I. 2001. The response of the Eagle Owl (*Bubo bubo*) to an outbreak of the rabbit haemorrhagic disease. *Journal of Ornithology* 142 (2): 204-211.

Marzluff, J. M., Knick, S. T., Vekasy, M. S., Schueck, L. S. y Zarriello, T. J. 1997. Spatial use and habitat selection of Golden Eagles in southwestern Idaho. *The Auk* 114: 673-687.

Mateo, J. M. 1996. *Manual de prácticas y actuaciones agroambientales.* Ed. Agrícola Española-Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

Mayer, P. M. y Ryan, M. R. 1991. Electric fences reduce mammalian predation on piping plover nest and chicks. *Wildlife Society Bulletin* 19: 59-63

McCullagh, P., Nelder, J.A. 1989. *Generalized linear models*. Chapman & Hall/CRC. London.

Meffe, G. K. y Carroll, C. R. 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc. Massachussets.

Mineau, P., Fletcher, M. R., Glaser, L. C., Thomas, N. J., Brassard, C., Wilson, L. K., Elliott, J. E., Lyon, L. A., Henny, C. J., Bollinger, T. y Porter, S. L. 1999. Poisoning of raptors with organophosphorus and carbamate pesticides with emphasis in Canada, US and UK. *Journal of Raptor Research* 33: 1-37.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 2002. *Hechos y cifras del sector agro-alimentario y del medio rural español*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría Técnica. Madrid.

— 2006. *Anuario de estadística agroalimentaria, 2004*. Centro de Publicaciones. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

— 2006b. *Legislación sobre Sanidad Animal.* On line. (http://rasve.mapa.es/Publica/InformacionGeneral/Legislacion/legislacion.asp).

— 2006c. *Encuesta de sacrificio ganadero, año 2004.* http://www.mapa.es/es/estadistica/pags/sacrificio/encuesta.asp.

Ministerio de Medio Ambiente. 1999. *Estrategia española para la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

— 2006. *Mapa Forestal de España, Escala 1:50.000. Año 2004. CD-Rom*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Ministerio de la Presidencia. 2002. Real Decreto 1098/2002 de 25 de octubre por el que se regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con determinados animales muertos y sus productos. *Boletín Oficial del Estado* 262: 38608-38610.

— 2003. Real Decreto 1429/2003 de 21 de noviembre por el que se regulan las condiciones de aplicación de la normativa comunitaria en materia de subproductos de origen animal no destinados al consumo humano. *Boletín Oficial del Estado* 280: 41466-41474.

— 2007. Real Decreto 664/2007 de 25 de mayo por el que se regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con subproductos animales no destinados a consumo humano. *Boletín Oficial del Estado* 134: 24374-24377.

Moleón, M., Díaz, M. A., Barea, J. M. y Gil, J. M. 2001. Diet of eurasian black vulture *Aegypius monachus* in Andujar Natural Park, SE Spain. En: *Resúmenes del 4º Eurasian congress on raptors*. Estación Biológica de Doñana-Raptor Research Foundation. Sevilla.

Molsher, R. L. 1999. *The ecology of feral cats, Felis catus, in open forest in New South Wales: interactions with food resources and foxes*. Tesis Doctoral. Universidad de Sidney.

Montoya, J. M. 1993. *Encinas y encinares*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

— 1996. *La poda de los árboles forestales*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

— 1999. *El ciervo y el monte: manejo y conservación*. Fundación Conde del Valle de Salazar. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

Morán, R., Costillo, E., Sánchez, J. M., Corbacho, C., Villegas, A. 2005. Aplicaciones de la cartografía predictiva en la gestión y conservación de especies amenazadas: lugares potenciales de reproducción del Buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura. En: J. M. López Caballero (ed.). *Conservación de la Naturaleza en Extremadura. Comunicaciones en Jornadas y Congresos 2002-2004*. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Mérida.

Morán-López, R., Sánchez Guzmán, J. M., Costillo Borrego, E., Corbacho Amado, C. 2005. Effectiveness of spatial partitioning and correcting for autocorrelation on the capacity of predictive modelling to prioritize areas for conservation: an example using the cinereous vulture (*Aegypius monachus*). En: *Predictive Modelling of Species Distribution. New Tools for the XXI Century.* Universidad Internacional de Andalucía Baeza.

Morán-López, R., Sánchez, J. M., Costillo, E. y Villegas, A. 2006a. Nest-site selection of endangered cinereous vulture *Aegypius monachus* populations affected by anthropogenic disturbance: present and future conservation implications. *Animal Conservation* 9: 29-37.

Morán-López, R., Sánchez, J. M., Costillo, E., Corbacho, C. y Villegas, A. 2006b. Spatial variation in anthropic and natural factors regulating the breeding success of the cinereous vulture *Aegypius monachus* in the SW Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 130: 169-182.

Moreno, S. y Villafuerte R. 1994. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation* 73: 81-85.

Moreno, S., Villafuerte, R., Queirós, F., Jordán G. y Jiménez A. 1994. *Estudio de la incidencia de la enfermedad hemorrágico vírica en la población de conejos del Parque Nacional de Doñana*. Informe inédito. Estación Biológica de Doñana-CSIC. Sevilla.

Moreno, S. 2002. *Recomendaciones para la mejora de las poblaciones de conejo silvestre.* Dirección General de Medio Ambiente. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Extremadura. Mérida.

Moreno, S., Villafuerte, R., Cabezas, S. y Lombardi L. 2004. Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain. *Biological Conservation* 118: 183-193.

Moreno-Opo, R., Guil, F., El Khadir, N., Oria, J., Soria, C. y Guzmán, J. 2004. *Conservación de buitre negro* Aegypius monachus *en fincas privadas*. Symposium Internacional sobre buitre negro. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Córdoba.

Moreno-Opo, R., Guil, F. y El Khadir, N. 2005. Buitres negros y fincas de caza mayor. *Trofeo* 425: 86-90.

Moreno-Opo, R., Guzmán, J., Arredondo, A. y Guil, F. 2007. Mortalidad de aves en tendidos eléctricos de la provincia de Ciudad Real. En: Casas, F., Arredondo, A. y López-Jamar, J. (eds.). *Anuario Ornitológico de Ciudad Real. 2004-2005*. SEO-Ciudad Real. Ciudad Real.

Morillo, C. y Lalanda, J. 1972. Primeros datos sobre la ecología de las Falconiformes en los Montes de Toledo. *Boletín de la Estación Central de Ecología* 1 (2): 57-67.

Morton, M. L., Wakamatsu, M. W., Pereyra, M. E. y Morton, G. A. 1991. Postfledging dispersal, habitat imprinting and philopatry in a montane, migratory sparrow. *Ornis Scandinavica* 22: 98-106.

Mosqueda, I. 2004. El buitre negro *Aegypius monachus* en Castilla-La Mancha. En: *Resúmenes del Symposium Internacional sobre buitre negro*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

Muñoz, J. 2005. *Fomento del conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.) en ecosistemas mediterráneos de suelos ácidos: ecología de madrigueras, selección y utilización de pastos y repoblaciones con conejos*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid.

Muñoz, J., García, F. M., Lara, J. y Shivik, J. A. 2007. Evaluación de nuevos métodos de captura selectiva de zorros. *Jara y sedal* 64: 72-82.

Muslera, E. y Ratera, C. 1991. *Praderas y forrajes*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

Myers, K. y Poole W. E. 1961. A study of the biology of the wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in confined populations. II. The effects of season and population increase on behaviour. *CSIRO Wildlife Research* 6: 1-41.

Mykytowycz, R. 1958. Social behaviour of an experimental colony of wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.). I. Establishment of the colony. *CSIRO Wildlife Research* 3: 7-25.

— 1961. Social behaviour of an experimental colony of wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.). IV. Conclusion: outbreak of myxomatosis, third breeding season, and starvation. *CSIRO Wildlife Research* 6: 142-155.

Mykytowycz, R. y Gamale S. 1965. A study of the inter-warren activities and dispersal of wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.), living in a 45-ac paddock. *CSIRO Wildlife Research* 10: 111-123.

Nagy, K. A. 1987. Field metabolic rates and food requirement scaling in mammals and birds. *Ecological Monographs* 57:111-128.

— 2005. Field metabolic rate and body size: a review. *The Journal of Experimental Biology* 208:1621-1625.

Newsome, A. E., Parer, I. y Catling P. C. 1989. Prolonged prey suppression by carnivores-predator-removal experiments. *Oecologia* 78: 458-467.

Newton, I. 1979. *Population ecology of raptors*. T & AD Poyser. London.

— 1986. *The Sparrowhawk*. T & AD Poyser Ltd. Berkhamsted.

Newton, I. y Wyllie, I. 1992. Recovery of Sparrowhawk population in relation to declining pesticide contamination. *Journal of Applied Ecology* 29: 476-484.

Nicholson, E. y Possingham, H. P. 2006. Objectives for multiple-species conservation planning. *Conservation Biology* 20 (3): 871-881.

Noer, H. y Secher, H. 1990. Effects of legislative protection on survival rates and status improvements of birds of prey in Denmark. *Danish Rev. Game Biol.* 14: 1-63.

Office International des Epizooties. 2006. *Lista de datos por enfermedad*. On line (http://www.oie.int/esp/maladies/es_alpha.htm).

Olea, L. y San Miguel, A. 2006. The spanish dehesa. A tradicional Mediterranean silvopastoral system linking production and nature conservation. En: Anónimo. *Sustainable Grassland Productivity*. 21st General Meeting of the European Grassland Federation. Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. Badajoz.

Ontiveros, D. y Pleguezuelos J. M. 2000. Infuence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*): management implications. *Biological Conservation* 93: 19-25.

Ordóñez, C. y Martínez-Alegría, R. 2003. *Sistemas de Información Geográfica. Aplicaciones prácticas con Idrisi32 al análisis de riesgos naturales y problemáticas medioambientales*. Ed. Ra-Ma. Madrid.

Oria, J. 1999. Spanish imperial eagle *Aquila adalberti* attacks and kills a cinereous vulture *Aegypius monachus*. *Vulture News* 40: 37-39.

Oria, J. y Martínez, C. 2006. *Vigilancia y seguimiento de buitre negro durante la nidificación en Valdemaqueda. Año 2006*. Informe inédito realizado por Boscaje S. L. para la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Comunidad de Madrid.

Otero, C. 2005. *Modelos de gestión integrada para territorios mediterráneos con uso múltiple.* Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid.

Osácar, J. J., Lucientes, J., Gajón A., Moreno, C. y Calvete, C. 1996. Efficacy of burrows fumigations against wild rabbit (Oryctolagus cuniculus L.) fleas (Siphonaptera) in Ebro's middle valley (NE Spain). *10th European SOVE Meeting Strasbourg September 1996.*

Osácar, J. J., Lucientes, J., Calvete, C., Peribáñez, M. A., Gracia, M. J. y Castillo, J. A. 2001. Seasonal abundance of fleas (Siphonaptera: Pulicidae, Ceratophyllidae) on wild rabbits in a semiarid area of northeastern Spain. *Journal of Medical Enthomology* 38(3): 405-410.

Pain, D. J., Burneleau, G., Bavoux, C. y Wyatt, C. 1999. Levels of polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides, mercury and lead in relation to shell thickness in Marsh Harrier (*Circus aeruginosus*) eggs from Charente-Maritime, France. *Environmental Pollution* 104: 61-68.

Palma, L. 1985. The present situation of birds of prey in Portugal. *ICBP Technical Publications* 5: 3-14.

Palma, L., Beja, P., Pais, M. y Cancela da Fonseca, L. 2006. Why do raptors take domestic prey? The case of Bonelli's eagles and pigeons. *Journal of Applied Ecology* 43(6): 1075-1086.

Palomares, F., Gaona, P., Ferreras, P. y Delibes, M. 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predators populations: an example with Lynx, Mongooses and rabbits. *Conservation Biology* 9(2): 295-305.

Palomares, F., Ferreras, P., Fedriani, J. M. y Delibes, M. 1996. Spatial relationships between Iberian lynx and other carnivores in an area of south-western Spain. *Journal of Applied Ecology* 33: 5-13.

Palomares, F., Calzada, J. y Delibes, M. 1997. Predation upon European rabbits and their use of open and closed patches in Mediterranean habitats. *Oikos* 80: 407-410.

Palomares, F., Ferreras, P., Travaini, A. y Delibes, M. 1998. Co-existence between Iberian lynx an Egyptian mongooses: estimating interaction strength by structural equation modelling and testing by an observational study. *Journal of Applied Ecology* 67: 967-978.

Palomares, F. 2001. Comparison of three methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment. *Wildlife Society Bulletin* 29 (2): 578-585.

Palomares, F., Delibes, M., Revilla, E., Calzada, J. y Fedriani, J. M. 2001. Spatial ecology of the Iberian lynx and abundante of its primary prey, the European rabbit, in a heterogeneous environment. *Wildlife Monographs* 148: 1-36.

Palomares, F. 2003. The negative impact of heavy rain on the abundance of Mediterranean population of European rabbits. *Mammalian Biology* 68: 224-234.

Parer, I. 1977. The Population Ecology of the Wild Rabbit (*Oryctolagus cuniculus* [L]), in a Mediterranean-Type Climate in New South Wales. *Australian Wildlife Research* 4(2): 171-205.

Parra, J. y Tellería, J. L. 2004. The increase of Spanish population of griffon vulture Gyps fulvus during 1989-1999: effects of food and nest site availability. *Bird Conservation International* 14: 33-41.

Paton, D., Núñez, J., Fanlo, A., Alarcos, S., Latorre, E. y Díaz, M. 2004. Assessment of carrying capacity of *Cistus* spp. shrublands for red deer (*Cervus elaphus* L.) management in Monfragüe Natural Park (SW Spain). *Cahiers Options Méditerraneés* 62: 361-364.

Pausas, J. G. 2004. La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo. En: Vallejo, V. R. y Alloza, J. A. (eds.). Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. CEAM.

Pearce, J. y Ferrier, S. 2000a. An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling* 128: 127-147.

— 2000b. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133: 225-245.

Pech, R. P., Sinclair, A. R. E., Newsome, A. E. y Catling P. C. 1992. Limits to predator regulation of rabbits in Australia: evidence from predator-removal experiments. *Oecologia* 89(1): 102-112.

Pennycuick, C. J. 1972. Soaring behaviour and performance of some East African birds, observed from a motorglider. *Ibis* 114: 178-218.

— 1978. Breeding of the lappe-faced and white-headed vultures (*Torgos tracheliotus* and *Trigonoceps occipitals*) on the Serengeti plains, Tanzania. East African Wildlife Journal 14: 67-84.

Pereira, J. M. C. e Itami, R. C. 1991. GIS-based habitat modelling using logistic múltiple regresión: a study of the Mt. Graham red squirrel. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 57:1475-1486.

Perrins, C. M. y Birkhead, T. R. 1983. *Avian ecology*. Blackie. Glasgow.

Person, D. K. y Hirth, D. H. 1991. Home range and habitat use of coyotes in a farm region of Vermont. *Journal of Wildlife Management* 55: 433-441.

Piñol, J., Terradas, J. y Lloret, F. 1998. Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climate Change* 38 (3): 345-357.

Piper, S. E. 2006. Supplementary feeding programmes: how necessary are they for the maintenance of numerous and healthy vulture populations? En: Houston, D. C. y Piper, S. E. (eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Natural History Museum of Crete & WWF Greece.

Poole, W. E., Cowan, D. P. y Smith, G. C. 2003. Developing a census method based on sigth counts to estimate (*Oryctolagus cuniculus*) numbers. *Wildlife Research* 30: 487-493.

Porter, S. L. 1993. Pesticide poisoning in birds of prey. En: Redig, P. T., Cooper, J. E., Remple, J. D. y Hunter, D. B. (eds.). *Raptor Biomedicine.* Univ. Minnesota Press. Minneapolis.

Posillico, M., Meriggi, A., Pagnin, E., Lovari, S., Russo, L. 2004. A habitat model for brown bear conservation and land use in the central Apennines. *Biological Conservation* 118:141-150.

Poveda, J. B., Flossdorf, J., Meier, J., Kirchhoff, H. 1994. *Mycoplasma buteonis* sp. nov., *Mycoplasma falconis* sp. nov. and *Mycoplasma gypis* sp. nov. three species from birds of prey. *International Journal of Systematic Bacteriology* 44: 94-98.

Powell, R. A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. En: L. Boitani y T. Fuller (eds.). *Research techniques in animal ecology: Controversies and Consequences.* Columbia University Press. New York.

Pozairidis, K., Goutner, V., Skartsi, T. y Stamou, G. 2004. Modelling nesting habitat as a conservation tool for the Eurasian black vulture (*Aegypius monachus*) in Dadia Nature Reserve, northeastern Greece. *Biological Conservation*118: 235-248.

Primack, R. B. 1995. *A primer of conservation biology.* Ed. Sinauer Associates Inc. Sunderland. Massachusetts.

Prinzinger, R., Nagel, B., Bahat, O., Bögel, R, Karl, E., Weihs, D. y Walter, C. 2002. Energy metabolism and body temperature in the Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) with comparative data on the Hooded Vulture (*Necrosyrtes monachus*) and the White-backed Vulture (*Gyps africanus*). *Journal of Ornithology* 143: 456-467.

Quevedo, L., Rodrigo, A. y Espelta, J. M. 2005. Recuperación y capacidad de rebrote de especies poco abundantes en los Bosques Mediterráneos después de los incendios forestales. Comunicación tipo póster. Resúmenes de la *II Conferencia Internacional sobre estrategias de prevención de incendios en el Sur de Europa*. Barcelona.

Rands, M. R. W. 1986. Effect of Hedgerow Characteristics on Partridge Breeding Densities. *Journal of Applied Ecology* 23 (2): 479-487.

Ratcliffe, D. A. 1970. Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *Journal of Applied Ecology* 7: 67-115.

Rau, J. R., Beltrán J. F. y Delibes M. 1985. Can the increase of fox density explain the decrease in lynx numbers in Doñana? *Revue Ecologie (Terre et Vie)* 40.

Read, H. 2000. *Veteran trees. A guide to good management*. Ed. Peterborough.

Real, J. y Mañosa, S. 2001. Dispersal of juvenile and inmature Bonelli`s Eagles in Northeastern Spain. *Journal of Raptor Research* 35: 9-14.

Real, J. 2004. Águila Perdicera. En: Madroño, A., González, C. y Atienza, J. C. *Libro rojo de las aves de España*. SEO/BirdLife-Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Recher, H. F. 1990. Specialist or generalist: Avian response to spatial y temporal changes in resources. *Studies in Avian Biology* 13: 333-336.

Reddiex, B., Hickling, G. J., Norbury, G. L. y Frampton, C. M. 2002. Effects of predation and rabbit haemorrhagic disease on population dynamics of rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in North Canterbury, New Zealand. *Wildlife Research* 29(6): 627-633.

Refoyo, P., Del Moral, J. C. y Martí, R. 1997. *Seguimiento de la colonia de Buitre Negro de Rascafría (Parque Natural de Peñalara)*. Informe inédito. SEO/BirdLife-Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid.

Rendón, M. A., Garrido, A., Ramírez, J. M., Rendón-Martos, M. y Amat, J. A. 2001. Despotic establishement of breeding colonies of greater flamingos, *Phoenicopterus ruber*, in southern Spain. *Behavioural Ecology and Sociobiology* 50: 55-60.

Revilla, E. y Palomares F. 2002. Does local feeding specialization exist in Eurasian badgers? *Canadian Journal of Zoology* 80: 83-93.

Reynolds, J. C. y Tapper, S. C. 1995. The ecology of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to small game in rural southern England. *Wildlife Biology* 1(2): 105-119.

— 1996. Control of mammalian predators in game management and conservation. *Mammal Review* 26(2): 127-156.

Richardson, B. J., Hayes, R. A., Wheeler, S. H. y Yardin, M. R. 2002. Social structures, genetic structures and dispersal strategies in Australian rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) populations. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 51(2): 113-121.

Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158: 87-99.

Riseborough, R. 2004. Fatal medicine for vultures. *Nature* 427: 595-597.

Rodríguez de Sancho, M. J. 2006. Incidencia ambiental de los incendios. *I.T.* 74: 60-67.

Rojo, A. y Montero, G. 1996. *El pino silvestre en la Sierra de Guadarrama*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Rojo, A., Montero, G., Pérez-Antelo, A. 2001. Cuarenta años de ordenación del monte Cabeza de Hierro (Rascafría, Madrid): desarrollo de la ordenación y resultados conseguidos. Actas de la Tercera Reunión sobre Evolución de Ordenaciones Históricas. Almazán, 26-28 junio 2000. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 11: 23-24.

Romanyk, N. y Cadahía, D. 1998. *Plagas de insectos en las masas forestales españolas.* Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Rosell, C. y Herrero, J. 2002. Jabalí *Sus scrofa*. En: L. J. Palomo y J. Gisbert (eds.). *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. SECEM-SECEMU. Madrid.

Rosemberg, D. K. y McKelvey, K. S. 1999. Estimation of habitat selection for central-place foraging animals. *Journal Wildlife Management* 63: 1028-1038.

Roy, C., Grolleau, G., Chamounlaud, S. y Riviere, J. L. 2005. Plasma b-esterase activities in European birds. *Journal of Wildlife Disease* 41: 184-208.

Ruiz, J. R., Gómez, R. y Gómez, M. V. 1988. *Las buitreras de Aroche. Un estudio biológico en la sierra de Huelva*. AMA-Junta de Andalucía. Sevilla.

Ruiz de la Torre, J. 1979. *Árboles y arbustos de la España peninsular*. Fundación Conde del Valle del Salazar. Madrid.

— 2002. *Mapa Forestal de España (escala 1:100.000)*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Ruiz-Mirazo, J., Robles, A. B., Ramos, M. E. y González, J. L. 2005. Las áreas cortafuegos como experiencia de selvicultura preventiva en los espacios forestales y agroforestales mediterráneos: 1. Diseño. En: Osoro, K., Argamentería, A. y Larraceleta, A. *Producciones agroganaderas: gestión eficiente y conservación del medio natural*. SERIDA. Gijón.

Ruiz-Olmo, J., Blanch, F. y Vidal, F. 2003. Relationships between the Red Fox and Waterbirds in the Ebro Delta Natural Park, N.E. Spain. *Waterbirds* 26 (2): 217-225.

Ruxton, G. D. y Houston, D. C. 2002. Modelling the energy budget of a colonial bird of prey, the Ruppell's griffon vulture, and consequences for its breeding ecology. *African Journal Ecology* 40: 260-266.

San José, C. 2002. Corzo *Capreolus capreolus*. En: L. J. Palomo y J. Gisbert (eds.). *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. SECEM-SECEMU. Madrid.

San Miguel, A. 1994. *Dehesa española: origen, tipología, características y gestión.* Ed. Fundación Conde del Valle del Salazar. Madrid.

— 1995. *Ordenación de los pastizales naturales y artificiales de «Los Quintos de Mora» (Los Yébenes, Toledo) para la caza mayor*. Informe inédito. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.

San Miguel, A., Rodríguez-Vigal, C. y Sanz, V. 1996. Ordenación del monte mediterráneo para la caza mayor. *Ecosistemas* 16.

San Miguel, A. 2001. *Pastos naturales españoles*. Ed. Fundación Conde del Valle del Salazar-Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

San Miguel, A. (coord.). 2006. *Manual de gestión del hábitat del lince ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.).* Fundación CBD-Hábitat. Madrid.

San Miguel, J. M., Álvarez, G. y Luzón, M. 2000. Procesos parasitarios detectados en ciervos abatidos en la provincia de Toledo. *Galemys* 12: 11-24.

Sánchez, J. J. 1998. The recovery of the black vulture *Aegypius monachus* in Spain. En: Tewes, E., Sánchez, J. J., Heredia, B. y Bijleveld, M. *Proceedings of the international symposium on the black vulture in southern eastern Europe and adjacent regions. Dadia. Grecia*. BVCF-FZS. Mallorca.

— 2001. Impacto del veneno sobre el buitre negro *Aegypius monachus*: colonias más afectadas. En: Sánchez, J. J. y Roig, M. (eds.). *Ponencias del Congreso Internacional sobre el uso ilegal de veneno en el medio natural*. BVCF. Mallorca.

— 2003. Buitre negro *Aegypius monachus*. En: Martí, R. y Del Moral, J. C. (eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp. 170-171. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Madrid.

— 2004a. El programa Antídoto: una iniciativa contra el uso de cebos envenenados en el Medio Natural. En: *Resúmenes del International Symposium on the Black vulture Aegypius monachus*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

— 2004b. Buitre negro *Aegypius monachus*. En: Madroño, A., González, C. y Atienza, J. C. *Libro rojo de las aves de España*. Ministerio de Medio Ambiente y SEO/BirdLife. Madrid.

Santos, T. y Tellería, J. L. 1998. *Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los vertebrados de la meseta ibérica*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

— 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* (2): 3-12 (http://www.revistaecosistemas.net/pdfs/423.pdf).

Sarmento, P. 1996. Feeding ecology of the European wildcat *Felis silvestris* in Portugal. *Acta Theriologica* 41 (4): 409-414.

Sarrazin, F., Bagnolini, C., Pinna, J. L., Danchin, E. y Clobert, J. 1994. High survival estimates of Griffon Vultures (*Gyps fulvus fulvus*) in a reintroduced population. *The Auk* 111: 853-862.

Saunders, G., McIlroy, J., Berghout, M., Kay, B., Gifford, E., Perry, R. y Van de Ven, R. 2002. The effects of induced sterility on the territorial behaviour and survival of foxes. *Journal of Applied Ecology* 39(1): 56-66.

Schley, L. y Roper, T. J. 2003. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal review* 33 (1): 43-56.

Segurado, P. y Araujo, M. B. 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography* 31:1555-1568.

Seoane, J., Bustamante, J. y Díaz-Delgado, R. 2004. Competing roles for landscape, vegetation, topography and climate in predictive models of bird distribution. *Ecological Modelling* 171: 209-222.

SEO/BirdLife. 1997. *Seguimiento de la colonia de Buitre negro de Rascafría (Parque Natural de Peñalara).* Informe inédito. SEO/BirdLife-Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid.

— 2001. *Censo de la población reproductora de Buitre negro en la Comunidad de Madrid.* Informe inédito. TRAGSA. Madrid.

— 2003. *Gestión del hábitat del águila imperial*. SEO/BirdLife. Madrid.

— 2006. *Voluntarios de SEO/BirdLife localizan 200 aves muertas en distintas líneas eléctricas del país*. Nota de prensa. (http://www.seo.org/sala_detalle.cfm?idSala=1505&CFID=827177&CFTOKEN=42030746&jsessionid=aa307372de127694a212).

SEO-Salamanca. 2005. Nueva amenaza para la sierra de las Quilamas. *La Garcilla* 125: 47.

Serrada, R. 2000. *Apuntes de repoblaciones forestales*. Fundación Conde del Valle de Salazar. Escuela Universitaria de Ingenieros Técnicos Forestales. Madrid.

Serrada, 2005. *Apuntes de Selvicultura*. Escuela Universitaria de Ingenieros Técnicos Forestales. Madrid.

Shivik, J. A., Treves, A. y Callahan, P. 2003. Nonlethal Techniques for Managing Predation: Primary and Secondary Repellents. *Conservation Biology* 17 (6): 1531-1537.

Shivik, J. A., Martin, D. J., Pipas, M. J., Turnan, J. y DeLiberto, T. J. 2005. Initial comparison: jaws, cables, and cage-traps to capture coyotes. *Wildlife Society Bulletin* 33 (4): 1375-1383.

Siegel, N. J., Shipley, N. A. y Sayler, R. D. 2004. Effects of cattle grazing on ecology and habitat of Columbia Basin pygmy rabbits (*Brachylagus idahoensis*). *Biological Conservation* 119: 525-534.

Simón, M. A., Yanes, M., Valero, A., Gutiérrez, J. E., Carrasco, A., Molino, F. y Saenz, E. 2004. Estrategia para la erradicación del uso ilegal de cebos envenenados en Andalucía: plan de acción. En: *Resúmentes del International Symposium on the Black vulture Aegypius monachus.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

Simpson, V. R., Bain, M. S., Brown, R., Brown, B. F., Lacey, R. F. 2000. A long-term study of vitamin A and polychlorinated hydrocarbon levels in otters (*Lutra lutra*) in south west England. *Environmental Pollution* 110: 267-75.

Sinclair, A. R. E., Pech, R. P., Dickman, C. R., Hik, D., Mahon, P. y Newsome, A. E. 1998. Predicting Effects of Predation on Conservation of Endangered Prey. *Conservation Biology* 12 (3): 564-575.

Smith, A. T. y Peacock, M. M. 1990. Conspecific attraction and the determination of metapopulation colonization rates. *Conservation Biology* 4: 320-323.

Smith, G. C., Pugh, B. y Trout, R. C. 1995. Age and sex bias in samples of wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus*, from wild populations in southern England. *New Zealand Journal of Zoology* 22(2): 115-121.

Snyder, N y Zinder, H. 2000. *The California Condor: A saga of Natural History and Conservation*. Academic Press. San Diego.

Soriguer, R. C. 1977. Mixomatosis en una población de conejos de Andalucía Occidental. Evolución temporal, epidemia invernal y resistencia genética. 241-250. *I Reunión Iberoamericana de Zoología Vertebrados.*

— 1980. Ciclo anual de parasitismo por pulgas y garrapatas en el conejo de campo (*Oryctolagus cuniculus L*) en Andalucía Occidental, España. *Revista Ibérica de Parasitología* 40(4): 539-550.

— 1981. Biología y dinámica de una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus* L.) en Andalucía Occidental. *Doñana Acta Vertebrata* 8 (3):1-378.

Soriguer, R. C., Rogers C. M. 1981. The European wild rabbit in Mediterranean Spain. *Proceedings of the World Lagomorph Conference.*

Soriguer, R. C. 1988. Alimentación del conejo (*Oryctolagus cuniculus L.*) en Doñana, S.O. España. *Doñana Acta Vertebrata* 15(1): 141-150.

Soriguer, R. C., Fandós, P., Bernáldez, E. y Delibes, J. R. 1994. *El ciervo en Andalucía*. Junta de Andalucía. Sevilla.

Soto-Largo, E. 1996. Efectos de la actividad humana sobre los territorios de nidificación del águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) en la Comunidad de Madrid. En: Muntaner, J. y Mayol, J. (eds.). *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*. Monografías, nº 4. SEO/BirdLife. Madrid.

— 1998. *Censo de la población reproductora de buitre negro en la provincia de Ávila*. Informe inédito. Servicio Territorial de Medio Ambiente de Ávila. Junta de Castilla y León.

Soto-Largo, E. y Oria, J. 2000. *I Censo de buitre negro* Aeypius monachus *en Castilla y León, año 2000*. Informe inédito. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Castilla y León.

Soto-Largo, E. 2003. *Censo, seguimiento de la población reproductora del buitre negro en la provincia de Ávila*. Informe inédito. OIKOS Conservación y Gestión de la Biodiversidad y el Territorio. Servicio Territorial de Medio Ambiente de Ávila. Junta de Castilla y León.

Soto-Largo, E. y Cano, L. S. 2005. *Censo, seguimiento de la población reproductora del buitre negro en la provincia de Ávila. Año 2005*. Informe inédito. OIKOS Conservación y Gestión de la Biodiversidad y el Territorio. Servicio Territorial de Medio Ambiente de Ávila. Junta de Castilla y León.

Soto-Largo, E. y García, J. M. 2006. *Censo, seguimiento de la población reproductora del buitre negro en la provincia de Ávila. Año 2006*. Informe inédito. OIKOS Conservación y Gestión de la Biodiversidad y el Territorio. Servicio Territorial de Medio Ambiente de Ávila. Junta de Castilla y León.

Steidl, R. J. y Anthony, R. G. 2000. Experimental effects of human activity on breeding bald eagles. *Ecological Applications* 10 (1): 258-268.

Stephens, D. W. y Krebs, J. R. 1986. *Foraging theory*. Princeton University Press. Princeton.

Stoate, C. 2002. Multifunctional use of a natural resource on farmland: wild pheasant (*Phasianus colchicus*) management and the conservation of farmland passerines. *Biodiversity and Conservation* 11 (4): 561-573.

Suetens, V. y Van Groenendael, P. 1996. Sobre ecología y conducta reproductora del buitre negro *Aegypius monachus*. *Ardeola* 12 (1): 19-44.

Summers, R. W., Green, R. E., Proctor, R., Dugan, D., Lambie, D., Moncrieff, R., Moss, R. y Baines, D. 2004. An experimental study of the effects of predation on the breeding productivity of capercaillie and black grouse. *Journal of Applied Ecology* 41(3): 513-525.

Sunyer, C. 1990. El periodo de emancipación en el Quebrantahuesos: consideraciones sobre su conservación. En: R. Heredia and B. Heredia (eds.). *El Quebrantahuesos* (Gypaetus barbatus) *en Los Pirineos. Características ecológicas y Biología de la Conservación*. ICONA. Madrid.

Tapper, S. C., Potts G. R. y Brockless M. H. 1996. The Effect of an Experimental Reduction in Predation Pressure on the Breeding Success and Population Density of Grey Partridges *Perdix perdix*. *Journal of Applied Ecology* 33(5): 965-978.

Taylor, R. H. y Williams R. M. 1956. The use of pellet counts for estimating the density of populations of the wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.). *New Zealand Journal of Science and Technology* 38(B): 236-256.

Terrasse, M., Sarrazin, F., Choisy, J. P., Clémente, C., Henriquet, S., Lécuyer, P., Pinna, J. L. y Tessier, C. 2004. A success store: the reintroduction of eurasian griffon *Gyps fulvus* and black *Aegypius monachus* vultures to France. En: Chancellor, R. D. y Meyburg, B. U. *Raptors Worldwide*. WWGBP/MME.

Tewes, E. 1996. *The European Black Vulture* Aegypius monachus*, management techniques and habitat requirements*. Tesis Doctoral. Universidad de Viena.

— 2004a. Situación del buitre negro *Aegypius monachus* en Mallorca. *Anuari Ornitologic de les Balears* 19: 99-108.

— 2004b. Avances en la estrategia para la recuperación del buitre negro *Aegypius monachus* en Europa. En: *Resúmenes del Symposium Internacional sobre buitre negro*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Córdoba.

Tewes, E., Sánchez, J. J. y Ramírez, P. 2004. Status and Conservation of the european black vulture *Aegypius monachus* in Europe. En: Charcellor, R. D. y Meyburg, B. U. *Raptors Worldwide*. WWGBP/MME.

Thompson, J. y Fleming P. J. S. 1994. Evaluation of the efficacy of 1080 poisoning of red foxes using visitation to non-toxic baits as an index of fox abundance. *Wildlife Research* 21(1): 27-39.

Torres-Esquivias, J. A., Jordano, P., Villasante, J. 1980. Estructura y dinámica temporal de una colonia de Buitre Negro, *Aegypius monachus*, en Sierra Morena Central (Córdoba). *Boletín de la Estación Central de Ecología* 9 (17): 67-72.

Torres-Esquivias, J. A. y Arenas, R. 1996. Evolución poblacional de las grandes rapaces diurnas en el Parque Natural de la Sierra de Hornachuelos (Córdoba, España). En: Muntaner, J. y Mayol, J. (eds.). *Biología y conservación de las rapaces mediterráneas,* pp: 305-310. SEO/BirdLife. Madrid.

TRAGSA, 2003. *Caracterización de las líneas eléctricas en Toledo y su incidencia en la avifauna*. Informe inédito.

Traverso, J. M. 2001. Nidificaciones sobre árbol de buitre leonado en España. *Quercus* 180: 23-25.

Tucker, G. M. y Heath, M. F. (eds.). 1994. *Birds in Europe. Their conservation status*. BirdLife Conservation Series Nº 3. BirdLife International. Cambridge.

Vallejo, V. R. y Alloza, J. A. 1998. The restoration of burned lands: the case of Eastern Spain. En: Moreno, J. M. (ed.). *Large Forest Fires*. Backhuy Publishers. Leiden.

Valverde, J. A. 1966. Sobre buitres negros en Andalucía. *Ardeola* 12: 101-115.

Varillas, B. 2004. Estrategia Nacional contra el uso de cebos envenenados en el medio natural. En: *Resúmenes del Simposium Internacional sobre el Buitre Negro*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

Vasilakis, D., Poirazidis, K. y Elorriaga, J. 2006. Range use of an Eurasian black vulture *Aegypius monachus* population in Dadia National Park and the adjacent areas, Thrace, NE Greece. *10th International Congress on the Zoogeography and Ecology of Greece and Adjacent Regions*. Hellenic Zoological Society. Thessaloniki.

Velez, R. 2000. *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias*. McGraw-Hill. Madrid.

Viada, C. (ed.). 1998. *Áreas importantes para las aves en España*. Monografía nº 5. SEO/BirdLife. Madrid.

Vieira, J. 1991. *Subericultura*. Secretaría General Técnica. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

Vielva, J. 2004. Seguimiento del Buitre Negro en la Comunidad de Madrid. En: *Resúmenes del Simposium Internacional sobre el Buitre Negro*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

Villafuerte, R., Calvete, C., Blanco, J. C. y Lucientes, J. 1995. Incidence of viral haemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia* 59: 651-659.

Villafuerte, R., Lazo A. y Moreno S. 1997. Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: conservation and managment implications in Doñana National Park (SW Spain). *Revue Ecologie (Terre et Vie)* 52: 345-358.

Villafuerte, R. y Moreno S. 1997. Predation risk, cover type and group size in European rabbits in Doñana (SW Spain). *Acta Theriologica* 42 (2): 225-230.

Villafuerte, R., Viñuela J. y Blanco J. C. 1998. Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of Red kites and Rabbits in Spain. *Biological Conservation* 84: 181-188.

Villafuerte, R. y Viñuela J. 1999. Size of rabbits consumed by black kites increased after a rabbit epizootic. *Mammal Review* 29(4): 261-264.

Villafuerte, R., Calvete, C., Angulo, E., Moreno, S., de la Puente, A. y Branco M. S. 2001. *Análisis de la efectividad de las repoblaciones de conejo y otras medidas de gestión en el Parque Nacional de Doñana*. Informe inédito. IREC-CSIC-UCLM-JCCM.

Villafuerte, R. 2002. Conejo *Oryctolagus cuniculus*. En: Palomo, L. J. y Gisbert, J. (eds.). Atlas de los mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM.

Villanúa, D., Höfle, U., Pérez, L. y Gortázar, C. *En prensa*. *Trichomonas gallinae* in wintering common woodpigeons *Columba palumbus* in Spain. *Ibis*.

Villegas, A., Sánchez, J. M., Costillo, E. y Corbacho, C. 2002. Blood chemistry and hematocrit of the black vulture (*Aegypius monachus*). *Comparative Biochemistry and Physiology* 132 A: 489-497.

Viñuela, J. y Veiga, J. P. 1992. Importance of rabbits in the diet and reproductive success of Black Kites *Milvus milvus* in southwestern Spain. *Ornis Scandinavica* 23: 132-138.

Virgós, E., Cabezas, S. y Lozano, J. 2005. El declive del conejo en España. *Quercus* 236: 16-20.

Virgós, E. y Travaini A. 2005a. Relationship Between Small-game Hunting and Carnivore Diversity in Central Spain. *Biodiversity and Conservation* 14: 3475-3486.

Vitale, A. F. 1989. Pattern of dispersion of young wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus* L., in relation to burrows. *Ethology* 83 (4): 306-315

Walls, S. S. y Kenward, R. E. 1995. Movements of radio-tagged Common Buzzards *Buteo buteo* in their first year. *Ibis* 137: 177-182.

— 1998. Movements of radio-tagged Buzzards *Buteo buteo* in early life. *Ibis* 140: 561-568.

Walls, S. S., Mañosa, S., Fuller, R. M., Hodder, K. H. y Kenward, R. E. 1999. Is early dispersal enterprise or exile? Evidence from radio-tagged buzzards. *Journal of Avian Biology* 30: 407-415.

Wasser, J. S. 1986. The relationship of energetics of Falconiform birds to body mass and climate. *The Condor* 88: 57-62.

Weatherhead, P. J. y Forbes, M. R. L. 1994. Natal philopatry in passerine birds: Genetic or ecological influences? *Behavioral Ecology* 5: 426-433.

Webb, N. J. 1993. Growth mortality in European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Journal of Zoology* 230: 665-677.

Wiemeyer, S. N., Lamont, T. G., Bunck, C. M., Sindelar, C. R., Gramlich, F. J., Fraser J. D., and M.A. Byrd. 1984. Organochlorine pesticide, polychlorobiphenyl, and mercury residues in bald eagle eggs —1969-79— and their relationships to shell thinning and reproduction. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*. 13: 529-549.

Wobser, G., Bollinger, T., Leighton, F. A., Blakley, B. y Mineau, P. 2004. Secondary poisoning of eagles following intentional poisoning of coyote with anticholinesterase pesticides in western Canada. *Journal of Wildlife Disease* 40: 163-172.

Wunderle, J. M. 1991. Age-specific foraging proficiency in birds. *Current Ornithology* 8: 273-324.

WWF/Adena. 2001. *Gestión de fincas linceras*. WWF/Adena. Madrid.

— 2006a. *Grandes incendios forestales*. WWF/Adena. Madrid.

— 2006b. *Financiación de Red Natura 2000. Manual de orientación*. Comisión Europea-D.G. Medio Ambiente.

WWF. 2006c. *Cork screwed? Environmental and economic impacts of the cork stoppers market*. Informe inédito (http://www.wwf.es/alcornocales/descargas/Cork_REV12_web.pdf).

XiaoTi, Y.1991. Distribution and staus of cinereous vulture *Aegypius monachus* in China. *Birds of Prey Bulletin* 4: 51-56.

Yamac, E., Can Bilgin, C. y Yavuz, A. 2006. Nest and nest tree characteristics of cinereous vulture *Aegypius monachus* in the Turkmenbaba Mountain, northwes Turkey. In: Houston, D. C. y Piper, S. E. (eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. 14-16 November. Thessaloniki.

Zamora, M., Peinado, E., Sánchez, M., Gallego, B. y Mata, C. 1985. Consumo de bellotas por conejos en pastoreo continuo. *Archivos de Zootecnia* 34: 257-264.

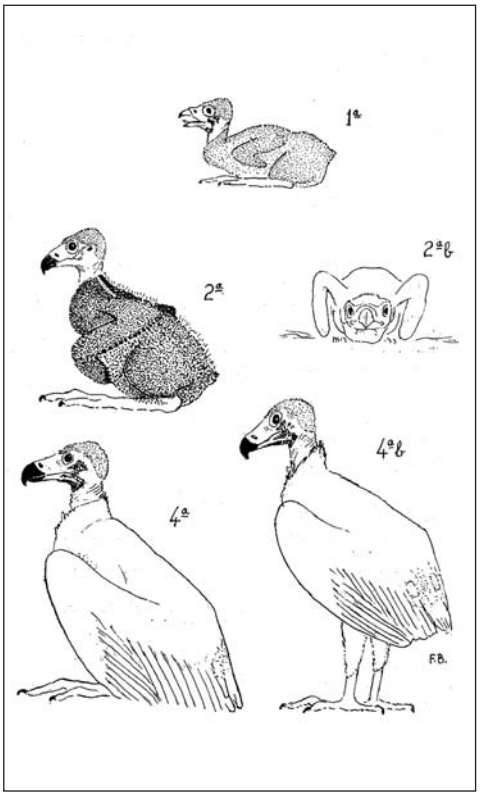
Zar, F. 1968. Standard metabolism comparison between Orders of birds. *Condor* 70: 278.

# ANEXO I

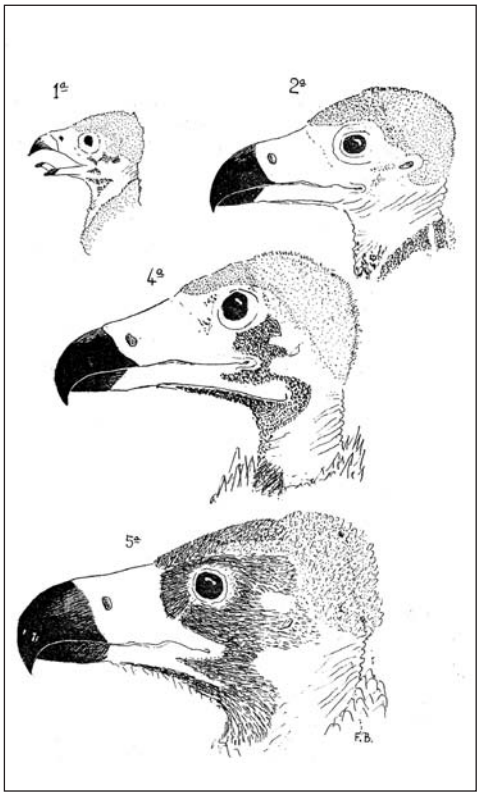
## *Edades de pollos de buitre negro*

Foto: Alfonso San Miguel.

Clasificación de la edad de los pollos de buitre negro. Extraído de Bernis, F. 1966. El Buitre Negro (*Aegypius monachus*) en Iberia. *Ardeola*, 12: 51-78.




Ilustraciones del desarrollo corporal de pollos de buitre negro en el nido.




Detalle del desarrollo de la cabeza de pollos de buitre negro en nido.

***Fase 1ª.*** 0-18 días de edad. El pollo presenta plumón natal de color blanco-beige no sucio en el tronco y extremidades. Peso aproximado de 110 g al nacer.

***Fase 2ª.*** 19-40 días de edad. El pollo tiene un segundo plumón, con un tamaño aproximado desde entre 25 y 40 cm de longitud, de color pardo en el tronco y blanco sucio en el capirote.

***Fase 3ª*** (sin dibujo). 36-50 días de edad. Entremezcla de segundo plumón y plumas teleóptilas. Las rémiges primarias oscilan entre 4 y 10 cm de longitud. Longitud corporal entre 35 y 50 cm.

***Fase 4ª.*** 51-70 días de edad. Tamaño de medio buitre, con el tronco totalmente cubierto de plumas, que continúan creciendo. Muy poco plumón en el cuerpo. Las rémiges primarias miden de 14 a 20 cm.

***Fase 5ª.*** 71 días hasta la edad de vuelo. Pollo subigualón o casi volandero. Las plumas alcanzan su completo desarrollo. Se produce un oscurecimiento general del píleo y cara, en sintonía con el color oscuro del plumaje.

# ANEXO II

***Comentarios de los planes de conservación del hábitat de buitre negro en Castilla-La Mancha y Extremadura***

# EL BUITRE NEGRO EN CASTILLA-LA MANCHA

*Ignacio Mosqueda*

El buitre negro está incluido en la categoría de vulnerable en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha, creado por el Decreto 33/1998, de 05-05-98. Por ello, se aprobó su Plan de Conservación mediante el Decreto 275/2003, de 09-09-2003, en el que, como se indica en su preámbulo, se definen las medidas necesarias para eliminar o aminorar los factores que ponen en peligro su supervivencia y se definen las zonas de importancia y áreas críticas para su conservación y la normativa y limitaciones para los usos y actividades que puedan afectarle. Asimismo, dichas áreas críticas definidas se declaran como zonas sensibles a efectos de lo dispuesto en la Ley 9/1999, de 26 de mayo, de Conservación de la Naturaleza de Castilla-La Mancha. ¿Qué significa todo este maremágnum jurídico? Pues que el buitre negro es una especie amenazada, que necesita de medidas activas de conservación, y que desde la Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, con la complejidad y dificultades diversas que lleva aparejada la gestión y conservación de especies amenazadas, como después veremos, se pretende que abandone el estatus de amenaza y se mejoren sus poblaciones y sus condiciones futuras.

Castilla-La Mancha cuenta en la actualidad con una población cercana a las 300 parejas reproductoras, lo que representa en torno al 20% del total de la especie en España. Su presencia en la región, excepto una única pareja nidificante en Toledo, se restringe a la provincia de Ciudad Real, distribuida en tres núcleos o grandes colonias: el Parque Nacional de Cabañeros y alrededores, con aproximadamente 170 parejas; la Sierra de Canalizos, con unas 30; y la Umbría de Alcudia, con cerca de 100 parejas.

Desde los años 80, se viene haciendo un seguimiento de la situación y problemática de la población, con lo que se ha podido comprobar la evolución positiva de la misma en estos últimos años, con determinados altibajos. El proceso seguido por las colonias de Cabañeros y Alcudia ha sido claramente de aumento sostenido en las cifras de parejas y en la superficie ocupada por la especie para su reproducción, mientras que en el caso de Canalizos se ha comprobado un estancamiento e incluso en determinadas épocas un descenso en su población, achacables, tanto al uso ilegal de veneno en el campo como a la posible falta de alimento en períodos claves del proceso reproductor.

El envenenamiento es el principal factor de mortalidad no natural que sufre la especie en la región. Pese a que el uso de veneno en el campo es una actividad ilegal y perseguida desde todas las legislaciones ambientales e incluso por el Código Penal, algunas personas siguen manteniéndolo como práctica de eliminación de predadores en el medio, tanto para potenciar las poblaciones de especies cinegéticas de caza menor como para proteger a corderos y cabritos de la hipotética predación de zorros. Desde hace años se viene persiguiendo esta actividad desde la Consejería de Medio Ambiente mediante inspecciones periódicas de las zonas más problemáticas por parte de agentes medioambientales, participando con el Programa Antídoto y colaborando con otros organismos y asociaciones sociales. En agosto de 2005 se publicó la Orden de 02-08-2005, de la Consejería de Medio Ambiente, por la que se aprobó el Plan Regional de Lucha contra el Uso Ilegal de Venenos en el Medio Natural, con lo que se determinaron los protocolos a seguir en las distintas fases de la misma: búsqueda y recogida de cebos envenenados y animales muertos en el campo, realización de necropsias y remisión de

muestras al laboratorio toxicológico, tramitación administrativa de los expedientes y de medidas recuperadoras y sancionadoras a aplicar en cada caso. Fruto del esfuerzo y dedicación de personal de la Consejería se han conseguido, hasta el momento, 5 sentencias condenatorias en vía penal en la región por uso de cebos envenenados, así como por vía administrativa la suspensión de la actividad cinegética en 3 cotos de caza de la provincia de Albacete y 2 de Ciudad Real, con períodos de entre uno y dos años. No obstante, queda mucho trabajo por hacer en este tema, tanto desde el punto de vista de la detección como en la tramitación posterior de los casos encontrados. Asimismo, las inspecciones periódicas tienen un efecto disuasorio importante de cara a los posibles envenenadores, con lo que esperamos que esta actividad ilícita, indiscriminada y absolutamente inmoral, vaya desapareciendo de nuestros campos.

El otro factor de mortalidad no natural importante es el provocado por los tendidos eléctricos, tanto por las electrocuciones causadas como por la colisión con los cables en áreas de uso importante por la especie. No obstante, este es un factor residual, aunque en áreas de abundancia de buitre negro provoque bajas todos los años. Mediante la aprobación del Decreto 5/1999, de 02-02-99, se establecieron normas para instalaciones eléctricas aéreas en alta tensión y líneas aéreas en baja tensión con fines de protección de la avifauna, con lo que se ha corregido en gran parte este problema, ya que en las nuevas instalaciones es de obligado cumplimiento el mantener unas distancias entre conductores y zona de posada lo suficientemente importantes para que sea muy difícil la electrocución, pese a algunos problemas de diseño detectados. Asimismo, en la evaluación ambiental de proyectos de nuevas líneas en áreas críticas se exige la instalación de elementos salvapájaros que dificultan la colisión de las aves con las líneas.

Unido a estos problemas nos encontramos con los derivados de la gestión y aprovechamiento tradicional de las fincas y lugares donde se ubican los nidos de la especie. Quizá el más impactante sea el de las molestias provocadas durante las labores de descorche, ya que el período de ejecución de las mismas, que en el caso de Ciudad Real suele tener lugar a partir del mes de junio, puede causar el fracaso reproductor de alguna pareja. Hay que tener en cuenta que el turno de descorche posibilita que estas molestias no sean permanentes, ya que se repite cada diez años aproximadamente, con lo que entre descorche y descorche existen nueve años de tranquilidad. Asimismo, el descorche posibilita que el alcornocal sea un tipo de hábitat favorecido y protegido por la propiedad, con lo que se conserva toda la riqueza biológica aparejada al mismo, entre ella la presencia del buitre negro como especie nidificante.

En la actualidad nos enfrentamos a otro problema grave de conservación tanto del buitre negro como del resto de especies de aves carroñeras, y es el derivado de la normativa europea de prohibición de abandono de cadáveres de ungulados tanto domésticos como salvajes en el medio. Afortunadamente y mediante diversas decisiones de la Comisión Europea, se empieza abrir la puerta a la creación de muladares controlados en los que se pueda suministrar de forma legal alimento a las aves carroñeras. En un futuro se prevé la puesta en marcha, bajo la supervisión de la Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural, de una red de muladares controlados para las aves carroñeras en la región.

Gracias a la aprobación del Plan de Conservación del buitre negro se dispone de 146.571 ha. en Castilla-La Mancha definidas como Área Crítica, con un régimen de usos, aprovechamientos y actividades regulados entre los que cabe mencionar la evaluación ambiental de las mismas en su repercusión con la especie, posibles limitaciones en las actividades forestales

para garantizar la ausencia de perturbaciones en la reproducción y seguridad de los nidos, la adopción de medidas adicionales de protección en los nuevos tendidos eléctricos que se instalen, la prohibición de la instalación de parques eólicos, etc. Con estas herramientas y el esfuerzo y dedicación de todos, tanto dentro de la administración competente como fuera esperemos que en el futuro podamos eliminar al buitre negro de la lista de especies amenazadas y sigamos disfrutando de su presencia en nuestros montes.

## EL BUITRE NEGRO EN EXTREMADURA

*Javier Caldera*

Las poblaciones de buitre negro en Extremadura, según los datos disponibles provenientes de distintos trabajos de seguimiento, han experimentado un notable incremento en las últimas décadas, en parte por una tendencia al alza de la población pero también debido a un mayor esfuerzo de censo, que ha traído como consecuencia que algunas parejas reproductoras de las que no se tenía conocimiento hayan sido incorporadas al stock de la especie. Consecuencia de ello es que áreas como la Sierra de San Pedro han pasado de 242 parejas nidificantes en 2005 a 312 parejas que iniciaron la incubación en el 2006, y que la totalidad de la población reproductora de Extremadura se considere a fecha de hoy de 791 parejas.

| **Comarcas** | **Nº parejas reproductoras** |
|---|---|
| Sierra de San Pedro | 312 (231 en CC + 81 en Ba) |
| Monfragüe y alrededores | 287 |
| Gata-Hurdes-Granadilla | 102 |
| Tajo-Salor | 45 |
| Ibores | 34 |
| Cíjara | 9 |
| Montánchez | 2 |
| Siberia | 0 |
| **TOTAL** | **791** |

A la vista de estos datos, Extremadura alberga el 49,43% de la población española y el 42% de la población comunitaria, y la Sierra de San Pedro, con al menos 312 parejas, es la colonia más grande de todo el Paleártico occidental.

El buitre negro en Extremadura está catalogado como «sensible a la alteración de su hábitat» por el Decreto 37/2001, de 6 de marzo, en el que se regula el catálogo regional de especies amenazadas de Extremadura. El artículo 2.1b del citado Decreto obliga al órgano ambiental competente a la elaboración y aprobación de un plan de conservación del hábitat para la especie.

La Orden de 6 de junio de 2005, de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, aprueba el plan de conservación del hábitat del buitre negro en Extremadura, y es publicado en el D.O.E nº 71 de 21 de junio de 2005. El plan de conservación del buitre negro considera «hábitat crítico» las áreas de reproducción arriba mencionadas y el entorno inmediato de cualquier nido de la especie que haya sido ocupado al menos en una ocasión durante los últimos cinco años, y define ésta zona como el área circular, centrada en dicho nido, de un diámetro nunca inferior a 500 m. El plan establece que el período sensible para la especie, durante el cuál no se podrán producir molestias en las inmediaciones de las plataformas de nidificación, es el período comprendido entre el 1 de febrero al 15 de septiembre, en cuyas fechas no se podrán realizar actividades forestales como carboneo, poda, apostado, construcción de caminos, recogida de leña, desbroce, apertura o repaso de vías de saca o cortafuegos, en las denominadas «zonas de seguridad» (coincidentes con las zonas de reproducción).

Para el caso de los descorches, actividad económica de gran importancia en buena parte de las colonias extremeñas de buitre negro y que resulta coincidente con el período de reproducción, el plan de conservación del buitre negro orienta a actuar en la zona cuando los polluelos de buitre negro tengan entre 30-55 días y a evitar los citados trabajos durante las horas de máxima radiación solar (a partir de las 12-12:30 horas y hasta la puesta del sol), limitaciones que se ven reflejadas en la preceptiva evaluación de impacto ambiental. En todo caso, el plan de conservación del hábitat obliga a evitar cualquier molestia que pueda poner en peligro la vida del polluelo en crecimiento.

Los datos de reproducción para la especie son variables en función del área estudiada. En Sierra de San Pedro, tras un estudio detallado en la temporada 2006, el número final de pollos que volaron fue de 170, lo que significa un 54,3% sobre las parejas que iniciaron la incubación. Sin embargo, en el Parque Natural de Monfragüe, los datos aportados por su Director-Conservador indican que el 80% de las parejas reproductoras consiguieron llevar a término a su polluelo.

Los casos de envenenamiento a lo largo de 2006 fueron un total de seis en toda la región (cuatro por clorfenvinfos y dos con anticolinesterásicos). No podemos afirmar que se hayan detectados todos los casos de envenenamiento, pero considerando que la población extremeña cuenta al menos con 2.500 ejemplares (adultos reproductores + adultos no reproductores + jóvenes de varios años) la casuística de envenenamiento podría cifrarse entorno al 0,2% de la población total extremeña, lo que nos orienta hacia un valor relativamente bajo con respecto a otras regiones de la península.

Asimismo, problemáticas como disparos, colisiones en alambradas de espinos, cepos, colisiones y electrocuciones en tendidos eléctricos, etc., tampoco arrojan cifras de mortalidad no natural relevantes. Sin embargo, resulta llamativo el bajo éxito reproductivo observado en la mayor colonia, Sierra de San Pedro. Aunque este valor es coincidente con la de otros estudios precedentes (Costillo, 2005), podría también atribuirse en buena parte a la aplicación de la normativa comunitaria y regional, que ha obligado a la retirada de cadáveres de animales domésticos y silvestres del medio rural. A este respecto, merece la pena reseñar que en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre «los Hornos», dependiente de la Dirección General de Medio Ambiente ingresaron durante el otoño de 2006 un total de 29 buitres negros desnutridos, un 80% más que durante todo el año 2005, aunque una vez pasado este período de transición, coincidente con el de aprendizaje e independencia de los polluelos, durante los meses de diciembre de 2006 y enero de 2007 se ha detenido el número de animales ingresados por desnutrición.

# ANEXO III

***Legislación de interés para la conservación del hábitat y de las poblaciones de buitre negro***

***Directivas europeas de protección de la naturaleza. Marco legal de la Red Natura 2000***

Las Directivas son herramientas jurídicas promulgadas por la Unión Europea para llevar a cabo planes y directrices legales. Se trata de disposiciones dirigidas a los Estados miembros por las que se establecen objetivos para una materia determinada, que deben alcanzarse en un plazo concreto. Tanto los resultados previstos de las Directivas como los tiempos de ejecución son de obligado cumplimiento. Los procedimientos para conseguir los objetivos establecidos en las Directivas son abiertos a la elección de cada Estado miembro. Éstos han de transponer la legislación dispuesta en las Directivas, adaptando o incorporando normativa al ordenamiento jurídico de cada Estado.

En materia de protección del medio ambiente, la UE cuenta con dos Directivas principales, que establecen el marco que regula las actividades y prioridades de actuación:

- **Directiva 79/409/CEE,** (*Directiva Aves*) de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres (http://www.cbd-habitat.com/contenidos/lifeaves/directiva_aves.pdf)

- **Directiva 92/43/CE,** (*Directiva Hábitat*) de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y la fauna y flora silvestres (http://ec.europa.eu/environment/nature/nature_conservation/eu_nature_legislation/habitats_directive/index_en.htm)

Entre las cuestiones más importantes que establecen ambas directivas está la creación de una red de espacios con valores ambientales valiosos, denominada Red Natura 2000, donde se llevan a cabo acciones de protección y promoción de los recursos naturales existentes. Esta red de territorios se clasifica en dos tipos de figuras, las ZEC (Zonas de Especial Conservación, según la Directiva Hábitat) y las ZEPA (Zonas de Especial Protección de Aves, según Directiva Aves). El artículo 6 de la Directiva Hábitat y el artículo 4 de la Directiva Aves determinan la gestión de los lugares de la Red Natura 2000, mediante algunas prescripciones de obligado cumplimiento:

- Establecimiento de medidas de conservación adecuadas en los lugares de la Red Natura 2000. La forma en que se ha propuesto garantizar la conservación es a través de medidas reglamentarias (disposiciones de tipo normativo, como legislación nacional o autonómica), medidas administrativas (autorizaciones o restricciones para actividades y aprovechamientos, dotación presupuestaria, etc.) o medidas contractuales (acuerdos de colaboración entre administraciones públicas y particulares privados o públicos interesados).

- Evitar el deterioro de los lugares de la Red Natura 2000.

- Evaluar el impacto de las actividades y proyectos que puedan alterar o dañar los hábitat o las especies de los lugares Natura 2000.

- Adoptar medidas compensatorias en el caso de que, por razones de interés público de primer orden, se vaya a dañar o alterar un espacio incluido en Natura 2000.

En el marco de estas Directivas, y para poner en marcha la ejecución de las medidas comentadas anteriormente, se establecen varias medidas de financiación:

– **Reglamento 1698/2005,** de 20 de septiembre, relativo a la ayuda al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER, http://europa.eu/scadplus/leg/es/lvb/l60032.htm)

*Leyes marco españolas de protección de la naturaleza y hábitat naturales*

– **Ley 4/1989,** de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres (http://www.cbd-habitat.com/contenidos/lifeaves/6881_LEY_4_89.pdf)

– **Ley 10/2006,** de 28 de abril, de Montes, que modifica la **Ley 43/2003** (http://www.boe.es/g/es/bases_datos/doc.php?coleccion=iberlex&id=2006/07678)

– **Real Decreto 1193/1998,** de 12 de junio, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (modifica al **Real Decreto 1997/1995**) (http://www.mediterranea.org/cae/real_decreto_1193_1998_biodiversidad.htm)

– **Ley 2/1989,** de 18 de julio, por la que se aprueba el inventario de espacios naturales de Andalucía, y se establecen medidas adicionales para su protección (http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/legislacion/l2_1989.rtf)

– **Ley 5/2005,** de 26 de mayo, para la conservación de los espacios de relevancia ambiental (LECO) de Islas Baleares (http://www.caib.es/fitxer/get?codi=43654)

– **Ley 9/1999,** de 26 de mayo, de Conservación de la Naturaleza de Castilla-La Mancha (http://docm.jccm.es/pls/dial/dial_detalles.detalles_inicio?carpeta=57414)

– **Ley 8/1991,** de 10 de mayo, de Espacios Naturales de la Comunidad de Castilla y León (http://www.jcyl.es/jcyl-client/jcyl/cmaot/tkContent?idContent=15402)

– **Ley 8/1998,** de 26 de junio, de Conservación de la Naturaleza y Espacios Protegidos de Extremadura (modificada por la **Ley 9/2006**, de 23 de diciembre) (http://aym.juntaex.es/NR/rdonlyres/6B987DD5-0751-4B9B-B46C-D607D7187D75/0/Ley8_1998.pdf)

– **Ley 16/1995,** de 4 de mayo, Forestal y de Protección de la Naturaleza de la Comunidad de Madrid, (http://www.madrid.org/wleg/servlet/Servidor?opcion=VerHtml&nmnorma=386&cdestado=P)

*Protección legal del buitre negro*

– **Real Decreto 430/1990,** de 30 de marzo, por el que se regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (http://www.boe.es/g/es/bases_datos/doc.php?coleccion=iberlex&id=1990/08432)

– **Decreto 275/2003,** de 9 de septiembre, por el que se aprueban los planes de recuperación del águila imperial ibérica *Aquila adalberti*, cigüeña negra *Ciconia nigra* y el

plan de conservación del hábitat del buitre negro *Aegypius monachus*, y se declaran zonas sensibles las áreas críticas para la supervivencia de estas especies en Castilla-La Mancha (http://docm.jccm.es/pls/dial/dial_detalles.detalles_inicio?carpeta=102210)

– **Orden de 6 de junio de 2005,** por la que se aprueba el Plan de Conservación del Hábitat del Buitre Negro en Extremadura (http://www.cbd-habitat.com/contenidos/lifeaves/plan_recuperacion_BN_Extremadura.pdf)

– **Decreto 33/1998,** de 5 de mayo, por el que se aprueba el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha (http://www.uam.es/otros/consveg/documentos/castilla-mancha.pdf)

– **Decreto 37/2001,** de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura (http://aym.juntaex.es/medioambiente/conservacion/especiesamenazadas/)

– **Decreto 18/1992**, de 12 de julio, por el que se aprueba el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres de la Comunidad de Madrid (http://www.uam.es/otros/consveg/documentos/madrid.pdf)

– **Directiva 79/409/CEE**, (*Directiva Aves. Anexo I*) de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres (http://www.cbd-habitat.com/contenidos/lifeaves/directiva_aves.pdf)

– **Decisión 82/461/CEE** del Consejo (Convenio de Bonn), de 24 de junio, relativa a la celebración del Convenio sobre conservación de las especies migratorias de la fauna silvestre (http://europa.eu/scadplus/leg/es/lvb/l28051.htm)

– **Decisión 82/72/CEE** del Consejo (Convenio de Berna), 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 (http://europa.eu/scadplus/leg/es/lvb/l28050.htm)

– **Plan de Acción** para la conservación del buitre negro *Aegypius monachus* en Europa. (http://ec.europa.eu/environment/nature/directive/birdactionplan/aegypiusmonachus.htm)

– **Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES),** Washington D. C. on 3 march 1973 (http://www.cites.org/)

***Leyes de protección ambiental y evaluación de impactos***

– **Directiva 85/337/CEE,** de 27 de junio, relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente (http://europa.eu.int/eur-lex/es/consleg/pdf/1985/es_1985L0337_do_001.pdf)

– **Directiva 2001/42/CE,** de 27 de junio, relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente (http://europa.eu.int/eur-lex/pri/es/oj/dat/2001/l_197/l_19720010721es00300037.pdf)

- **Directiva 2004/35/CE,** de 21 de abril, sobre responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales (http://www.eia.es/web/04/leg_internacional/DIRECTIVA%20RESPONSABILIDAD%20AMBIENTAL.mht)

- **Ley 9/2006,** de 28 de abril, sobre evaluación de los efectos de determinados planes y programas sobre el medio ambiente (http://www.eia.es/web/04/leg_nacional/LEY9-2006eiaplanesyprogrmasabril06.pdf)

- **Ley 6/2001,** de 8 de mayo, de modificación del **Real Decreto legislativo 1302/1986**, de evaluación de impacto ambiental (http://aym.juntaex.es/NR/rdonlyres/5C366EF4-138D-4ED0-A1D5-71257BCC3F9D/0/Ley62001.pdf)

- **Ley 7/1994**, de 18 de mayo, de Protección Ambiental de Andalucía (http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/legislacion/l7_1994.rtf)

- **Ley 11/2006**, de 14 de septiembre, de evaluaciones de impacto ambiental y evaluaciones ambientales estratégicas en las Islas Baleares (http://www.eia.es/web/04/leg_autonomica/Baleares/Ley%2011_2006%20EIA_EAE_Baleares.pdf)

- **Ley 5/1999**, de 8 de abril, de Evaluación de Impacto Ambiental de Castilla-La Mancha (http://www.jccm.es/cgi-bin/edocm.php3?CARPETA=56167), y el **Decreto 178/2002**, de 17 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento General de Desarrollo de la mencionada Ley.

- **Ley 8/1994,** de 24 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental y Auditorías Ambientales de Castilla y León (http://www.eia.es/web/04/leg_autonomica/Castilla-%20León/L%208-1994%20EIA%20y%20auditorias%20ambientales.mht), modificada por la **Ley 6/1996** y por la **Ley 5/1998**.

- **Ley 2/2002,** de Evaluación Ambiental de la Comunidad de Madrid (http://www.eia.es/web/04/leg_autonomica/Madrid/Ley%202-2002%20Evaluación%20Ambiental.mht)

***Situación legal del depósito de subproductos animales para la alimentación de aves necrófagas***

- **Decisión 322/2003/CE,** de 12 de mayo, y su modificación en la **Decisión 830/2005/CE**, de 25 de noviembre, sobre la aplicación de las disposiciones del Reglamento CE 1774/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo relativas a la alimentación de las especies de aves necrófagas con materiales de la categoría 1 (http://europa.eu.int/eur-lex/pri/es/oj/dat/2003/l_117/l_11720030513es00320034.pdf) y (http://www.agrodigital.com/upload/l_31120051126es00400040%5B1%5D.pdf)

- **Real Decreto 664/2007,** de 25 de mayo, por el que se regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con subproductos animales no destinados a consumo humano (http://www.boe.es/g/es/bases_datos/doc.php?coleccion=iberlex&id=2007/11077&txtlen=1000)

– **Reglamento CE 1774/2002,** de 3 de octubre, del Parlamento Europeo y del Consejo de 3 de octubre de 2002 por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano (http://europa.eu.int/eur-lex/pri/es/oj/dat/2002/l_273/l_27320021010es00010095.pdf)

– **Real Decreto 1098/2002,** de 25 de octubre, que regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con determinados animales muertos y sus productos (http://www.derecho.com/xml/disposiciones/min/disposicion.xml?id_disposicion=54982&desde=min)

– **Real Decreto 1429/2003,** de 21 de noviembre, por el que se regulan las condiciones de aplicación de la normativa comunitaria en materia de subproductos de origen animal no destinados a consumo humano (http://www.sandach.com.es/documentos/RD%201429-2003.pdf)

– **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 (http://www.arc-cat.net/ca/publicacions/pdf/normativa/espanyola/rd/rd_1911_2000.pdf)

– **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 (http://www.eeb.es/pags/rdecreto22-12.pdf)

– **Reglamento CE 999/2001**, de 22 de mayo, por el que se establecen disposiciones para la prevención, el control y la erradicación de determinadas encefalopatías espongiformes transmisibles (http://europa.eu.int/eur-lex/pri/es/oj/dat/2001/l_147/l_14720010531es00010040.pdf)

– **Orden de 10 de diciembre de 2004,** de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía por la que se crea una red de comederos de aves carroñeras y se dictan normas para su funcionamiento (http://www.andaluciajunta.es/portal/boletines/2005/01/aj-bojaVerPagina-2005-01/0,22941,bi%253D695574675881,00.html)

– **Decreto 108/2006,** de 26 de septiembre, por el que se regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con cadáveres y restos de animales de especies de ganadería o cinegéticas, y se crea una red de muladares en el ámbito territorial de Castilla-La Mancha (http://docm.jccm.es/pls/dial/dial_detalles.detalles_inicio?carpeta=147539)

***Regulación del uso de sustancias tóxicas***

– **Directiva 91/414/CEE,** de 15 de julio 1991, relativa a la comercialización de productos fitosanitarios (http://europa.eu/scadplus/leg/es/lvb/l13002a.htm)

– **Real Decreto 2163/1994,** de 4 de noviembre por el que se implanta el sistema armonizado comunitario de autorización para comercializar y utilizar productos fitosanitarios (http://www.higieneambiental.com/index2.php?option=com_content&do_pdf=1&id=147)

- **Real Decreto 3349/1983,** de 30 de noviembre, por el que se aprueba la reglamentación técnico-sanitaria para la fabricación, comercialización y utilización de plaguicidas (http://www.boe.es/g/es/bases_datos/doc.php?coleccion=iberlex&id=1984/01791)
- **Ley 43/2002,** de 20 de noviembre, de Sanidad Vegetal (http://www.mapa.es/agricultura/pags/sanidadVegetal/normativa/Ley-43-2002.pdf)

*Normativa sobre medidas técnicas para la instalación de tendidos eléctricos*

- **Decreto 178/2006,** de 10 de octubre, por el que se establecen normas de protección de la avifauna para las instalaciones eléctricas de alta tensión en Andalucía (http://www.andaluciajunta.es/portal/boletines/2006/10/aj-bojaVerPagina-2006-10/0,23166,bi%253D690452429884,00.html)

- **Decreto 40/1998,** de 5 de marzo, por el que se establecen normas técnicas en instalaciones eléctricas para la protección de la avifauna en la Comunidad de Madrid

- **Decreto 5/1999,** de 2 de febrero, por el que se establecen normas para instalaciones eléctricas aéreas en alta tensión y líneas aéreas en baja tensión con fines de protección de la avifauna en Castilla-La Mancha (http://www.jccm.es/cgi-bin/docm.php3)

# ANEXO IV

***Indicadores del estado de conservación del buitre negro***

### *Objetivo*

Una vez completada la declaración de ZEPA con el cierre de la lista mediterránea, es el momento de comenzar su gestión. Las posibilidades de gestión de la Red Natura 2000 son amplias, basadas en medidas legales, contractuales y en planes de gestión. Hasta el momento los planes son herramientas muy poco desarrolladas. En el caso del buitre negro, apenas han tenido desarrollo fuera de aquellas colonias que se encuentran comprendidas en espacios naturales con figuras de protección como Parque Nacional o Natural. Los elaborados por el momento están, generalmente, realizados a modo de P.R.U.G. o muy semejantes (ver por ejemplo la propuesta de Eurosite 1999), es decir, planes complejos, con procesos de revisión largos y donde se entremezclan gran cantidad de factores. Para lograr unos planes de gestión eficaces, ágiles y flexibles resulta imprescindible establecer indicadores que permitan, de forma objetiva, evaluar la efectividad de las actuaciones encaminadas a mejorar el estado de conservación de las distintas especies. Es necesario distinguir entre los planes de gestión elaborados para un monte o finca comprendidos en Natura 2000 de aquellos que sean realizados para un espacio natural que cubra, por ejemplo, una colonia de cría entera de buitre negro.

Aunque hasta el momento no hayan tenido el desarrollo deseado, estos planes de conservación van a ser una herramienta imprescindible en el futuro. En el marco del Reglamento 1698/2005 de Desarrollo Rural (FEADER), se establece la necesidad de compensar el lucro cesante, tanto agrario como forestal, provocado por las restricciones que sea necesario establecer para preservar los elementos contemplados. Este fondo se conoce como Natura 2000. Para poder percibir dichas compensaciones, las restricciones deben venir establecidas por un plan de gestión. Se considera necesario establecer unos indicadores del grado de conservación de la especie en la zona que evalúen la idoneidad de las actuaciones que se realizan en la finca o en el conjunto de la ZEPA o colonia de cría, mediante distintas variables extraídas del seguimiento rutinario de la especie. Los resultados globales de estos indicadores podrían ser tenidos en cuenta para renovar las ayudas económicas o retirarlas en el caso en que la tendencia de la población de la especie objetivo sea desfavorable como consecuencia de una mala práctica de actuaciones de gestión del hábitat.

### *Metodología*

La metodología de trabajo propuesta se basa en el contraste de los valores poblacionales adecuados para el buitre negro, para conocer si la situación de conservación es positiva, negativa o estable. A partir de los resultados obtenidos mediante la comparación de los indicadores obtenidos con los valores de referencia, sabremos cómo evoluciona una población y qué actuaciones resultan recomendables emprender para lograr corregirlos. Es decir, se habrá comenzado a determinar un plan de gestión para el buitre negro.

Los indicadores propuestos han sido desarrollados tanto para compararlos con los valores de referencia como para poder efectuar una comparación interanual de los mismos. Se han agrupado en categorías relacionadas con distintos aspectos vitales del buitre negro. Se emiten valores de referencia, de forma que se pueda estimar si la situación es positiva o negativa. A lo largo del presente manual se han contemplado diversas opciones de gestión para la conservación del buitre negro, por lo que, si se obtiene que alguna de las categorías debe ser mejorada, se encontrarán medidas para mejorar el estado de conservación.

| *Indicadores del estado de conservación, con valores de referencia* | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Ámbito geográfico** | **Tipo indicadores** | **Descripción de indicadores** | **Método de cálculo** | **Valor de referencia** | **Factores que intervienen en el indicador** |
| **SUBPOBLACIÓN (ZEPA, núcleo o comarca).** Perímetro de la colonia más el correspondiente AC y las áreas de campeo y alimentación | *Indicadores de especie/ poblacionales* | Evolución del número de parejas reproductoras | Comparación del incremento porcentual anual | 0-3%[1] | Molestias, hábitat, disponibilidad de alimento, mortalidad |
| | | Éxito reproductor | Nº pollos volados / nº parejas que incuban | 0,7-0,75[2] | Molestias, edad reproductores, disponibilidad alimento, mortalidad |
| | | Densidad de parejas reproductoras | Nº parejas reprod. / superficie terreno incluida en perímetro que forman los nidos de la colonia | 1pp / 120 ha[3] | Molestias, hábitat |
| | | Tasa de mortalidad pollos | Nº pollos muertos / nº pollos nacidos | 0,08 a 0,1[4] | Envenenamiento, disponibilidad alimento, molestias |
| | | Ejemplares recogidos desnutridos | Nº buitres negros cogidos y trasladados a centro de recuperación / nº pp reproductoras | 1 ej / 50 pp[5] | Disponibilidad alimento, otros |
| | | Muertes no naturales | Nº de ejemplares muertos detectados / nº pp reproductoras | 1 muerte / 50 pp[6] | Envenenamiento, otros factores de mortalidad |
| | *Indicadores de seguimiento* | Seguimiento de la reproducción | Nº de visitas realizadas a la colonia | 8 visitas[7] | Posibilidades y capacitación del equipo de seguimiento |
| | | Radioseguimiento en la colonia | Nº de jornadas de radioseguimiento realizadas | 6 visitas[8] | Posibilidades y capacitación del equipo de seguimiento |
| | *Indicadores de disponibilidad de alimento* | Alimentación de buitre negro en muladares | Kgs de cadáveres depositados al año en muladares autorizados / nº pp reproductoras | 400 kg / pp reproductora[9] | Muladares autorizados en el entorno de la colonia |
| | | Disponibilidad de conejo de monte | Ha con una abundancia de conejo de monte >5 ejs/ha/nº pp reproductoras | 40 ha / individuo[10] | Gestión cinegética, densidad de conejo |
| | | Ganado extensivo en área de alimentación | Nº cabezas de ganado / nº pp reproductoras | 500 uds / pp reprod.[11] | Prácticas ganaderas extensivas |
| **FINCA o MONTE (público o privado)** | *Indicadores de especie/ poblacionales* | Evolución del número de parejas reproductoras | Comparación del incremento porcentual anual | 0-3%[1] | Molestias, hábitat, disponibilidad de alimento, mortalidad |
| | | Éxito reproductor | Nº pollos volados / nº parejas que incuban | 0,7-0,75[2] | Molestias, edad reproductores, disponibilidad alimento, mortalidad |
| | | Tasa de mortalidad pollos | Nº pollos muertos / nº pollos nacidos | 0,08 a 0,1[4] | Envenenamiento, disponibilidad alimento, molestias |
| | | Nº muertes no naturales | Nº de ejemplares muertos detectados / nº pp reproductoras | 1 muerte / 50 pp[6] | Envenenamiento, otros factores de mortalidad |
| | *Indicadores de hábitat* | Entidad del arbolado | Ha de superficie forestal con *Quercus* o *Pinus* de más de 6 m de altura / nº pp reproductoras | 25 ha / pp reproductora[12] | Hábitat potencial disponible para mantenimiento y crecimiento de la población reproductora |
| | | Conservación de la cobertura vegetal en Áreas Críticas | Ha de superficie forestal eliminada para cualquier uso (desbroce, cortafuego, pista) / nº pp reproductoras | 0 ha / pp reproductora[13] | Molestias |
| | *Indicadores de disponibilidad de alimento* | Alimentación de buitre negro con ungulados cinegéticos | Kgs anuales de restos depositados para el buitre negro / nº pp reproductoras | 150 kg anuales / pp [14] | Gestión cinegética, densidad de ungulados silvestres |
| | | Nº cabezas de ganado extensivo | Nº cabezas de ganado / nº pp reproductoras | 100 uds / pp reprod.[11] | Prácticas ganaderas extensivas |
| | | Eficacia de la alimentación | Nº de buitres negros alimentándose en cada aporte de carroña / nº de aportes realizados | 20 buitres negros /carroña[15] | Disponibilidad alimento |

***Determinación de los indicadores***

*Indicadores de especie/poblacionales*

1. **Evolución del número de parejas reproductoras.** El valor de referencia de incremento considerado es entre 0 y 3%. Por encima de estos valores la situación de crecimiento poblacional se considera positiva y, por debajo, negativa. Este valor se basa en la tendencia de crecimiento media detectada en la población española de buitre negro en los últimos censos (desde 2001). Se considera que estos censos tienen una cobertura y una intensidad semejantes (figura 2.12, capítulo 2 del presente manual). Para calcularlo se debe dividir el número de parejas reproductoras de un año por el número de parejas reproductoras del año anterior, y relacionarlos porcentualmente.

2. **Éxito reproductivo.** En diversos trabajos (González, 1990; Sánchez, 2004b) se estima como valor medio de éxito reproductivo 0,75. Puesto que la tendencia es positiva en la población reproductora española en los últimos 18 años, tomando como referencia estos valores, se estima como valor comparativo 0,7 a 0,75 para mantener y mejorar la situación poblacional. Por encima de estos valores, el éxito reproductivo en una colonia es positivo, y por debajo hay que considerar que algún factor de amenaza está incidiendo negativamente sobre la dinámica poblacional.

3. **Densidad de parejas reproductoras.** El ratio existente entre el número de parejas territoriales y el hábitat de nidificación disponible (masas forestales de *Pinus* o *Quercus*) se considera importante para conocer *grosso modo* las posibilidades de incremento de las parejas en una colonia o la saturación de éstas, aunque en la superficie considerada hay variables incidentes que relativizan la comparación entre unos espacios y otros. Se ha considerado como valor de referencia en colonias 1 pareja reproductora cada 120 ha. En base a la información disponible de densidad para tres colonias con un crecimiento y tendencia positivas (Umbría de Alcudia: 1 pp/80,5 ha, Sierra de San Pedro: 1 pp/39,3 ha y Rascafría: 1 pp/37,5 ha; Fundación CBD-Hábitat, datos propios; y Javier de la Puente, com. pers.), se considera que densidades más elevadas son positivas para la conservación del núcleo poblacional, mientras que en una densidad menor existen mayores riesgos de desaparición de parejas por molestias, falta de hábitat disponible y alimento o competencia interespecífica.

4. **Tasa de mortalidad de pollos.** La proporción de pollos que mueren antes de llegar a volar indica la existencia en mayor o menor medida de problemas de conservación severos en la colonia. Las muertes suelen producirse por envenenamiento (del pollo o de algún progenitor), por falta de alimento o por molestias reiteradas y consiguiente deshidratación. Además, una vez el pollo ha nacido los fracasos suelen reducirse (De la Puente, en prensa) por una inversión parental eficaz. Por ello, comparando datos de distintas colonias (De la Puente, en prensa; Fundación CBD-Hábitat, datos propios) en los que se han advertido buenas condiciones de cría o problemas de mortalidad, se estima como valor de referencia 0,08-0,1. Por encima de este valor, la tasa resulta preocupante y algún factor de amenaza severo ha de estar incidiendo sobre la población considerada.

5. **Ejemplares recogidos desnutridos.** La recogida y detección de ejemplares vivos en centros de recuperación oficiales es habitual en el período de primeros vuelos de los pollos

(ver capítulo 4.2.7 del presente manual). Estos ingresos se relacionan con la disponibilidad de alimento y con la intensidad de seguimiento. El valor de referencia se ha establecido en 1 ejemplar recogido cada 50 parejas reproductoras al año, a escala de colonia de cría, en base al número de ingresos en centros de recuperación a nivel provincial/regional (capítulo 4.2.7) y los datos recogidos por la Fundación CBD-Hábitat. Valores superiores al de referencia son negativos para la supervivencia de los ejemplares juveniles de una colonia.

6. **Muertes no naturales.** La detección de muertes de individuos es un índice importante de problemas de conservación importantes, sobre todo por envenenamiento, molestias en pollos, por falta de alimento o por electrocución. Se considera que un valor superior a 1 muerte anual por cada 50 parejas reproductoras en la colonia es sintomático de la existencia de los factores de amenaza considerados.

*Indicadores de seguimiento*

7. **Seguimiento de la reproducción.** Se considera importante realizar un número de visitas y observaciones anuales a los nidos de una colonia, para conocer la evolución de la reproducción y advertir los problemas de conservación existentes. De acuerdo con la metodología propuesta por SEO/BirdLife en el censo nacional de 2006, se recomienda observar ocho veces las distintas parejas. Un número de visitas menor condiciona el conocimiento riguroso de los distintos parámetros poblacionales (De la Puente, 2006a; SEO/BirdLife, en prep.).

8. **Radio seguimiento en la colonia.** Aunque no todas las colonias cuentan con ejemplares reproductores radiomarcados, tal y como se ha descrito, las colonias de cría son puntos frecuentes en la dispersión de los jóvenes (capítulo 3). Los ejemplares juveniles son los mayoritariamente marcados para su radioseguimiento (Javier Oria, com. pers.), por lo que la realización de jornadas de radioseguimiento permitirá detectar su presencia en las mismas. Se recomienda realizar al menos 6 jornadas de control de presencia de ejemplares radiomarcados cada año.

*Indicadores de disponibilidad de alimento*

9. **Alimentación de buitre negro en muladares.** La creación y puesta en funcionamiento de muladares puede permitir paliar la falta de alimento de origen ganadero. Considerando unos requerimientos medios por pareja reproductora de 550 kg de carroña anuales (ver capítulo 4 del presente manual), se estima adecuado que, de forma potencial y suponiendo que ninguna otra especie se alimente en ellos, los muladares pudieran el 75% de las necesidades en biomasa. Se considera como valor de referencia el depósito de 400 kg de carroña en el total de muladares existentes en el entorno de la colonia por cada pareja reproductora. Aunque los muladares son puntos de atracción y alimentación de buitres leonados, su existencia resulta necesaria para garantizar la alimentación en varias colonias de buitre negro, así como para otras especies necrófagas. Si el valor obtenido es mayor al de referencia se considera positiva la situación de alimentación en este respecto.

10. **Disponibilidad de conejo de monte.** El conejo es un componente importante de la dieta del buitre negro. Sobre todo para la población en dispersión, en épocas de elevada

mortandad del lagomorfo supone una fuente de alimento preponderante. Se estima como favorable que un buitre negro pueda obtener a lo largo del año el 25% de sus requerimientos tróficos anuales (210 kg, ver capítulo 4 del presente manual) a partir de conejos muertos. Esto supondría, aproximadamente, 52 conejos al año (media de 1.000 g por conejo muerto, teniendo en cuenta que muchos de ellos son jóvenes; Villafuerte, 2002). En zonas de media-alta densidad de conejo (a partir de 5 conejos/ha, lo que supondrían aproximadamente 10-15 conejos observados por km recorrido; Palomares, 2001) durante el verano se produce la mortalidad del 75% aproximadamente de los ejemplares por distintos motivos (Beltrán, 1991; Palomares *et al*., 2001). En una hectárea morirían, por tanto, de forma potencial unos 3 o 4 conejos. Suponiendo que un buitre negro consiguiese ingerir 1/3 de los cadáveres de conejo, se considera como valor de referencia la existencia de 40 ha de terreno con una densidad mayor de 5 conejos/ha para cada uno de los ejemplares reproductores de la colonia. De esta forma se podría valorar si la disponibilidad de carroña de conejo es adecuada.

11. **Ganado extensivo en áreas de alimentación.** Buscando como objetivo que el ganado extensivo que queda muerto sin ser recogido ni eliminado ofrezca al menos el 50% de las necesidades de alimento anuales de una pareja reproductora (550 kg, ver capítulo 4 del presente manual), se estima que haría falta una media de 500 cabezas de ganado extensivo por cada pareja reproductora en las áreas de alimentación próximas a una colonia, y 100 cabezas en cada una de las fincas. Se trata de un cálculo estándar e idealizado, puesto que otras especies también se alimentan de estos restos. Este cálculo está basado en la tasa de recogida de cadáveres, la mortalidad media por especie (Buxadé, 2002) y la masa corporal de las distintas especies de ganado (sobre todo ovino y porcino en extensivo). Una oveja pesa del orden de 65 kg y un cerdo, 67 kg (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2006), se muere el 1,5% de los animales en extensivo y las tasas de recogida son distintas entre porcino (muy escasa) y ovino (determinada por los seguros).

*Indicadores de hábitat*

12. **Entidad del arbolado.** Una superficie forestal apropiada resulta importante para el mantenimiento del número de parejas de una colonia o su incremento poblacional (entre ellos la variable de altura de los árboles, por ejemplo Morán-López *et al.,* 2006). El valor de referencia considerado es de 50 ha de superficie con *Quercus* o *Pinus* de más de 6 m de altura por cada pareja. Analizando la información del Mapa Forestal de España 1:200.000 (Ministerio de Medio Ambiente, varios años), se puede obtener la superficie ocupada por arbolado más alto de 6 m en el perímetro de colonias de cría de buitre negro. En concreto, para las fincas donde cría el buitre negro en que trabaja la Fundación CBD-Hábitat se ha obtenido una superficie media de 54,5 ha de hábitat con árboles mayores de 6 m para cada pareja reproductora. Este hábitat se considera apropiado en monte mediterráneo para la nidificación del buitre negro, por lo que se estima como superficie con arbolado óptimo. La altura media de los árboles donde nidifica el buitre negro es de 7,4 m, y el 84,2% de los árboles con nido tiene más de 6 m de altura (Fundación CBD-Hábitat, datos propios). Una mayor disponibilidad de superficie con arbolado adecuado se considera positivo para la especie.

13. **Conservación de la cobertura vegetal en áreas críticas.** La pérdida de superficie vegetal adecuada en las áreas de cría del buitre negro puede producirse por distintas acciones, y pueden ser la apertura de cortafuegos, pistas, carreteras o eliminación de cobertura vege-

tal para desbroces. Todas ellas deterioran el hábitat crítico del buitre negro. Se estima por tanto como valor de referencia 0 ha de superficie con vegetación eliminada por cada pareja reproductora presente en las áreas críticas. Si este valor se hace positivo, supone molestias y pérdida de hábitat potencial de nidificación.

*Indicadores de disponibilidad de alimento*

14. **Alimentación de buitre negro con ungulados cinegéticos.** Los ungulados cinegéticos son un recurso muy importante para la especie (ver capítulo 4), sobre todo durante la época en que se caza en montería. Para satisfacer parte de los requerimientos de alimentación resulta fundamental el aporte de restos de caza en la mayoría de las colonias de cría de Castilla-La Mancha, Extremadura y Andalucía. Para calcular el valor de referencia se ha evaluado la cantidad de ungulados silvestres cazados en los últimos tres años en las fincas donde cría el buitre negro, y que son objeto de seguimiento por la Fundación CBD-Hábitat. Se ha obtenido el número de kilos depositados para las aves necrófagas, considerando una media de 30 kg de restos por cada ungulado cazado. En la colonia de la Umbría de Alcudia la media de aportes ha sido de 171 kg de restos por pareja reproductora por temporada de caza, mientras que en la Sierra de San Pedro la media resultante es de 324 kg/pareja reproductora. Para posibilitar la consecución del 30% del alimento que precisa una pareja reproductora cada año (550 kg), se emite como valor de referencia el aporte de 150 kg de restos (o los restos de 5 reses) por cada pareja reproductora de la finca. De esta forma no se considera la alimentación de otras especies, como puede ser el buitre leonado.

15. **Eficacia de la alimentación.** Se cree conveniente valorar si la forma en que se realizan los aportes o el consumo de los cadáveres favorece al buitre negro respecto a otras especies. Aunque esto resulta difícil de cuantificar y de aseverar de forma rigurosa, sí se cree conveniente conocer a grandes rasgos si los buitres negros se ven favorecidos por la medida. En base a la media de ejemplares totales que han acudido a cada uno de los aportes realizados en el marco del trabajo de la Fundación CBD-Hábitat en distintas fincas (datos inéditos, nº de aportes observados=146), que ha resultado de 19,3 buitres negros por carroña, se estima como valor de referencia 20 buitres negros en cada uno de los aportes realizados en la finca.

# ANEXO V

***Productos fitosanitarios eliminados del mercado, cuyo uso está prohibido (Directiva 91/414/CEE, Real Decreto 2163/1994, Real Decreto 3349/1983, y Ley 43/2002, de 20 de noviembre)***

| SUSTANCIA ACTIVA | FORMULADO | NOMBRE COMERCIAL |
|---|---|---|
| Aloxidim | Aloxidim 75% (sal sódica) | GRASIPAN |
| Bacillus thuringiensis endotoxina | Bacillus thuringiensis delta endotoxina 0,9% | MVP BIOINSECTICIDA |
| Benomilo | Benomilo 50% | APORTABEN |
| | Benomilo 0,05% + cipermetrin 0,0075% + dicofol 0,06% | TRIVALEN |
| Benzoximato | Benzoximato 20% + cihexaestan 20% | MITRAZON |
| Bromacilo | Bromacilo 80% | HYVAR |
| | Bromacilo 53% + diuron 27% | KROVAR |
| | Bromacilo 40% + diuron 40% | KROVAR, BRODY FLO |
| | Bromacilo 1% + picloran 0,33% | HYDON |
| | Bromacilo 20% + diuron 20% + terbutrina 15% | DAKAR |
| | Bromacilo 40% + diuron 40% | KROVA I DF |
| Butilato | Butilato 72% | SUTAN 72 LE |
| | Atrazina 2,5% + butilato 10% | SUTAN A 10/2,5 |
| | Atrazina 12% + butilato 48% | SUTAZIN 48-12 |
| Butocarboxim | Butocarboxim 50% | DRAWIN, AFILENE |
| Cianazina | Cianazina 50% | BLADEX |
| | Atrazina 25% + cianazina 33% | BELLATER-50 |
| | Cianazina 50% | BLADEX SC |
| | Atrazina 17% + cianazina 33% | AQUINOL |
| Cicloato | Cicloato 5% | RONEET 5-G |
| Clorfenvinfos | Clorfenvinfos 24% | BIRLANE 24 EC |
| Clorfluazuron | Clrofluazuron 12% | ATABRON |
| Clormefos | Clormefos 5% | DOTAN |
| Diclofluanida | Diclofluanida 35% + oxadixil 10% | MEJON E-35 |
| | Diclofluanida 40% + tebuconazol 10% | FOLICUR COMBI |
| | Diclofluanida 3% | EUPAREN 3 ESPOLVOREO |
| | Diclofluanida 50% | EUPAREN 50 PM |
| Diclorprop | Diclorprop 3,2% | FIXOFRUT |
| | 2,4-d ácido 24% + Diclorprop 24% | NOVERMONE DESBROCE |
| | Diclorprop 5% | ENGORDINA |
| | Diclorprop 3,2% | FRUT HORMON DP, ALTO-FRUT |
| | Diclorprop 2,1% + fenotiol 1,5% | ENGORDINA SUPER |
| | Diclorprop 5% | CLEMENTGROS |
| Dimepiperato | Dimepiperato 5% | YUKAMATE-5G |

| SUSTANCIA ACTIVA | FORMULADO | NOMBRE COMERCIAL |
|---|---|---|
| Dinitramina | Dinitramina 24% | COBEX |
| Dinobuton | Azufre 50% + dinobuton 4% | ACARELTE 4-50 |
| Dioctilsulfosucinato Sódico | Dioctilsulfosucinato Sódico 70% | DISOLKYN |
| | Dioctilsulfosucinato Sódico 20% | HUMECTOL BLEU |
| | Alquil poliglicol 44% + Dioctilsulfosucinato Sódico 1,5% | SURFACTANTE DP |
| Endotal | Endotal 5% | HYDROTHOL GR |
| | Endotal 23,4% | HYDROTHOL L |
| Eptc | Eptc 5% | EPTAM 5 G |
| | Atrazina 2,5% + diclormid 0,95% + Eptc 10% | ERADICANE EXTRA |
| | Antidoto ad-67 1% + atrazina 2,5% + Eptc 10% | BARRISANE |
| Etion | Etion 47% | ETILUQ, SOLETHION, PROBLETION, OROETION, ETION MAFA 47, GETION 47-E |
| | Aceite de verano 80% + etion 3% | OLEO ETION ORO, ETIOL-3, OLITHION-IN, ETHION DORMAT VOLCK, OILIN-3 |
| | Aceite de verano 70% + etion 9,5% | OILIN-10, ETION-OIL QUIMUR, ETIOL-9,5, ETIOL, ETHION SUPERIOR VOLCK, ALBELDA ETION, GENSOL ETIION |
| Fenpropatrin | Fenpropatrin 10% | MEOTHRIN |
| | Fenitrotion 25% + Fenpropatrin 5% | SUMINX |
| | Fenpropatrin 7,5% + tetradifon 7,5% | SUMITE |
| Fentoato | Aceite de verano 66% + fentoato 5% | CIDIOL |
| | Fentoato 50% | CIDIAL 50 L, CIDALINA 50 |
| | Fentoato 100% | CIDIAL UBV |
| Flumetralina | Flumetralina 25% | PRIME + EC 25 |
| Fluosilicato de sodio | Criolita 2,5% + fluosilicato de sodio 2,5% | ROSQUIVER |
| Fomesafen | Fomesafen 22,5% | DARDO |
| Forato | Forato 5% | CEKUFORATOX 5 GR, GEOMET 5 G, FORATO MASSO 5 G |

| SUSTANCIA ACTIVA | FORMULADO | NOMBRE COMERCIAL |
|---|---|---|
| Foxim | Foxim 50% | VOLATON 50 LE, BAYTHION 50 LE |
| | Foxim 3% | BAYTHION 3 |
| | Foxim 10% | VOLATON 10 GRANULADO |
| Haloxifop-r | Haloxifop-r 10,4% | GALANT-PLUS |
| Heptenofos | Deltametrin 2,5% + heptenofos 40% | DECIS QUICK |
| Hipoclorito Sódico | Hipoclorito sódico 8% | DECCOKLOR, BRILLACLOR |
| Imazapir | Imazapir 25% | ARSENAL 25 LS |
| Isoprotiolano | Isoprotiolano 40% | FUJI-ONE 40 LE |
| Isoxation | Isoxation 50% | KARPHOS 50 EC |
| Mefenazet | Mefenazet 1,5% + molinato 4,5% | RANCHO MT |
| Metobrumuron | Metobromuron 50% | PATTEX, PATORAN 50 WP |
| Metolacloro | Metolacloro 20% + prometrina 20% | CIDAK 40 EC |
| | Atrazina 20% + benoxacor 1% + metolacloro 30% | PRIMEXTRA |
| | Atrazina 20% + metolacloro 30% | PRIMEXTRA FW |
| Metoxicloro | Benoxacor 1% + metolacloro 30% + terbutilazina 20% | PRIMAGRAM |
| | Benoxacor 3,1% + metolacloro 93% | DUAL-S 93 |
| | Cloridazona 32,5% + metolacloro 18,5% | BETORAN LIQUIDO, PYRACUR FL |
| | Metolacloro 96% | DUAL 96 EC |
| | Atrazina 19% + metolacloro 30% | PRIMEXTRA LIQUIDO |
| | Metoxicloro 25% | METOX 25 |
| Monocrotofos | Pebulato 72% | MONOCIDES |
| | Monocrotofos 2% | PROFOS-2 |
| | Monocrotofos 40% | CROTOFIN 40, CROTOFOS 40 LE, MONOCROTOFOS |
| | Monocrotofos 5% | PROFOS 5-G |
| Msma | Msma 50% | BUENO |
| Nabam | Nabam 28% | NABAM 28 |
| Norflurazona | Norflurazona 80% | ZORIAL |
| Ofurace | Cimoxanilo 3% + folpet 32% + Ofurace 6% | CALTAN-P |
| | Mancozeb 64% + Ofurace 6% | VAMIN MZ, ORTHOMIX |
| | Folpet 45% + Ofurace 6% | VAMIN LA, VAMIN |

| SUSTANCIA ACTIVA | FORMULADO | NOMBRE COMERCIAL |
|---|---|---|
| Ometoato | Ometoato 50% | FOLIMAT 50 LS |
| Oxadixil | Mancozeb 64% + Oxadixil 8% | SANDOFAN M-8 |
| | Mancozeb 64% + Oxadixil 8% + oxicloruro de cobre 10% + sulfato cuprocalcico%% | DIELISAN |
| | Mancozeb 56% + oxadixil 10% | SANDOFAN M |
| | Folpet 60% + oxadixil 10% | SANDOFAN F |
| Oxinato de Cobre | Carbendazima 25% + oxinato de cobre 41% + quinosol 20% | SAYNKO |
| | Oxicloruro de cobre 2% + oxinato de cobre 10% | QUINOLATE PLUS |
| | Carbendazima 12% + oxinato de cobre 12% | QUINOLATE-PRO FL |
| | Oxinato de cobre 40% | QUINOLATE-400 |
| Pebulato | Pebulato 72% | TILLAM 72 LE |
| Piridafention | Piridafention 2% | OFUNACK 2D |
| | Metidation 30% + Piridafention 20% | FAKIR |
| | Metomilo 10% + Piridafention 30% | PANTOX |
| | Bifentrin 1,5% + Piridafention 38,5% | PIRIDAFENTRIN |
| | Cloripirifos 30% + Piridafention 20% | GROSSO |
| Pirifenox | Pirifenox 25% | DORADO PM |
| | Azufre 76,5% + Pirifenox 0,125% | DORADO P |
| Polisulfouro de bario | Polisulfouro de bario 36% | SULFOBAR, POLISULFURO DE BARIO |
| Prometrina | Fluometuron 30% + prometrina 20% | COTTONEX PRO |
| | Prometrina 50% | SADICOM |
| Propoxur | Propoxur 2% | UNDEN 2 |
| | Propoxur 20% | PROPOXAN 20 LE |
| | Propoxur 50% | UNDEN 50 PM |
| Protiofos | Protiofos 50% | TODUTHION 50 LE |
| | Aceite mineral 62,5% + protiofos 6% | OLEO-TOKUTHION 6 LE |
| Quizalofop etil | Quizalofop etil 10% | NERVURE |
| Setoxidim | Setoxidim 12% | FERVINAL SUPER, GUANTE |
| | Setoxidim 20% | GRASIDIM |
| Tcmtb | Tcmtb 5% | GARDBUS 5G |
| | Tcmtb 29% | GARDBUS LE SUELOS |
| Temefos | Temefos 50% | ABATE 50 |
| Terbufos | Terbufos 5% | COUNTER 5 G, TERBUFOS MASSO |
| | Terbufos 2% | COUNTER 2 G |

| SUSTANCIA ACTIVA | FORMULADO | NOMBRE COMERCIAL |
|---|---|---|
| Terbumetona | Atrazina 20% + terbumetona 15% + terbutilazina 15% | ATHADO INVIERNO |
| Terbutrina | Terbutrina 49% | TERRAGAN, SUNTER, TERBUTRINA 49, TERBUTAN, TERBUREX, TERBERT, HERBUTRINA, IGRAN LÍQUIDO, HERTURINA FLOW, BUTRAG, ATHADO 49 |
| | Terbutrina 59,4% + triasulfuron 0,6% | LOGRAN EXTRA 60 |
| | Clotoluron 43% + terbutrina 7% | CLORTOMUR EXTRA, TERCO-LC, CLORTAN, TOMCAT, ARLIX, CLORTEX EXTRA, CLORTUREX TER, DICURAN EXTRA, HERBICIDA CEREAL, HERBICLOR EXTRA, IGUEL EXTRA, KRON, TOLUGAN-TER |
| | Simazina 10% + terbutrina 40% | TERBUTREX COMBI |
| | Terbumetona 15% + terbutilazina 15% + terbutrina 20% | ATHADO VERANO |
| | Prometrina 20% + terbutrina 30% | LANTEN |
| | Terbutilazina 15% + terbutrina 35% | TOPOGARD FW |
| | Terbumetona 25% + terbutilazina 25% | ATHADO LIQUIDO |
| | Clortoluron 53% + terbutrina 10,75% + Triasulfuron 0,25% | TRICURAN 64 |
| Tetradifon | Dicofol 3% + tetradifon 1% | ACARPOLV 1-3 |
| | Dicofol 15% + dimetoato 14% + tetradifon 5% | CEKUDIT-COMBI |
| | Dinobuton 30% + tetradifon 10% | ACARELTE FORTE |
| | Dinobuton 4% + tetradifon 1% | ACARELTE 4-1 |
| | Dicofol 25% + dinocap 12% + tetradifon 9% | LAITRI |
| | Dicofol 15% + dimetoato 14% + tetradifon 5% | ACAMORT |
| | Tetradifon 7,5% | ACARVIN |
| | Dicofol 16% + ometoato 30% + tetradifon 6% | FOLIMAT TK |
| | Cihexaestan 3% + dicofol 16% + tetradifon 3% | ACARTOP |
| Tetrametrin | Fenitrotion 0,4% + tetrametrin 0,3% | INSECTICIDA LE CLOU MIRACLE |
| Tiazopir | Tiazopir 24% | VISOR |
| Tiocarbacil | Tiocarbacil 70% | DREPAMON SE 70 |
| Tiociclan | Tiociclan 33,4% | EVISECT-S |
| Tralometrina | Tralometrina 3,6% | TRACKER |
| Tributil Fosforotritioato | Tributil fosforitrioato 1,6% | DER |
| Triforina | Triforina 19% | SAPROL |
| Violeta de genciana | Oxicloruro de cobre 0,5% + violeta de genciana 2% | LABIMETHYL, SOLIMETHYL FORTE |
| | Violeta de genciana 2% | LILAMETHYL, VIO-LILA 2 |