ANÁLISIS DE VIABILIDAD DE LA REINTRODUCCIÓN DEL QUEBRANTAHUESOS (*Gypaetus barbatus*) EN EL PARQUE NACIONAL DE LOS PICOS DE EUROPA

INFORME FINAL

31 de Agosto de 2006

Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ)

Autores

Emma Sánchez-Castilla, *Bióloga*.
Gerardo Báguena, *Director del proyecto*
Ramón J. Antor, *Doctor en Biología*
Luis Alberto Longares, *Doctor en Geografía*.
Francisco Espejo, *Geógrafo*.

Coordinación del proyecto

Lucía Ramírez, *Doctora en Biología*
Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente

Asesoría científica

José Ramón Obeso, *Catedrático de Ecología*
Dpto. Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo

Ejecutado por: Colaboran: Financiado por:

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Análisis de viabilidad de la reintroducción del quebratahuesos (*Gypaetus barbatus*) en el Parque Nacional de los Picos de Europa

Realizado por: Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos

Coordinado y financiado por: Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente

A efectos bibliográficos, este informe debería ser citado como:

Sánchez-Castilla, E., G. Báguena, R.J. Antor, L.A. Longares, F. Espejo. 2006. *Análisis de viabilidad de la reintroducción del quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en el Parque Nacional de los Picos de Europa*. Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos & Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Informe inédito. 252 pp.

Este estudio ha sido promovido y financiado por el Organismo Autónomo Parques Nacional del Ministerio de Medio Ambiente, contando con la colaboración del Principado de Asturias, las Comunidades Autónomas de Cantabria, Castilla y León y Aragón, el Parque Nacional de los Picos de Europa, y la participación de la Universidad de Oviedo y la Universidad de Zaragoza.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Autores:

Emma Sánchez-Castilla Romero
Bióloga colegiada nº P-0518-ARN

Gerardo Báguena Sánchez

Ramón J. Antor Castellarnau
Biólogo colegiado nº 18134-ARN

Luis A. Longares Aladrén

Francisco Espejo

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

AGRADECIMENTOS

El presente documento constituye la entrega final relativa a la asistencia técnica *Análisis de viabilidad de la reintroducción del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa,* contratada y financiada por el Organismo Autónomo Parques Nacionales del Ministerio de Medio Ambiente y ejecutada por la Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos. En las diversas etapas de este estudio han participado las siguientes personas y Organismos a los cuales agradecemos su colaboración (citados en orden alfabético):

Alberto Madroño. *Área de Conservación de Especies y Espacios de SEO/BirdLife.*
Alejandro Sánchez. *SEO/BirdLife.*
Ángel Borque. *Dpto. Cirugía, Ginecología y Obstetricia, Universidad de Zaragoza.*
Antonio Lucio. *Dirección General de Montes y Conservación de la Naturaleza, Gobierno de Cantabria.*
Basilio Rada. *Ministerio de Medio Ambiente.*
Benigno Varillas. *Asesoría externa del Ministerio de Medio Ambiente.*
Carlos Ruiz. *Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos*.
Carmen Campaña. *Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.*
César Pollo. *Servicio Provincial de Conservación de la Naturaleza, Junta de Castilla y León.*
Cristino Ruano. *Dirección General de Recursos Naturales, Principado de Asturias.*
Elena Palacios. *Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos.*
Guillermo Palomero. *Fundación Oso Pardo (FOP).*
Horencio Hernández. *Dirección General de Recursos Naturales, Principado de Asturias.*
Ignacio Torres. *Fundación Biodiversidad.*
Jaime Izquierdo. *Departamento Tecnológico y de Servicios del SERIDA, Principado de Asturias.*
Javier Elorriaga. *Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos.*
José Luis Herranz. *Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente*.
José Ramón Obeso. *Dpto. Biología Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo.*
Juan Garay. *Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.*
Juan A. Gil. *Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos.*
Julio Guiral. *Instituto Aragonés de Estadística, Gobierno de Aragón.*
Lucía Ramírez. *Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.*
Luis M. Arce. *Periódico La Nueva España*.
Luis Jácome. *Proyecto de Conservación del Cóndor andino. Fundación Bioandina.*
Luis Lorente. *Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos.*
Manuel Alcántara. *Dpto. Medio Ambiente, Gobierno de Aragón.*
María Artola. *Fundación Biodiversidad.*
María Eugenia Calvo. *Dirección General de Montes y Conservación de la Naturaleza, Gobierno de Cantabria.*
María Isabel Castaño. *Dirección General de Recursos Naturales, Principado de Asturias.*
Miguel Aymerich. *Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente*.
Miguel Menéndez de la Hoz. *Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.*
Miguel Rollán. *Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos.*
Óscar Díez. *Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos.*
Roberto Hartasanchez. *Fondo para la Protección de los Animales Salvajes (FAPAS).*
Rodrigo Robledano *Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.*
Sergio Lambertucci. *Programa de Áreas Protegidas. Fundación Bioandina*.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

ÍNDICE

Págs.

RESUMEN 1

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL 2
- 1.1. JUSTIFICACIÓN 3
- 1.2. LA ESPECIE: DISTRIBUCIÓN Y ESTATUS ACTUAL 6
- 1.3. ÁREA DE ESTUDIO 10
  - *1.3.1. El Pirineo Central 10*
  - *1.3.2. Los Picos de Europa 10*
- 1.4. OBJETIVOS 11
  - *1.4.1. Objetivo general 11*
  - *1.4.2. Objetivos específicos 11*
- 1.5. REFERENCIAS 13

CAPÍTULO 2. CRITERIOS INTERNACIONALES SOBRE REINTRODUCCIONES 17
- 2.1. INTRODUCCIÓN 18
- 2.2. REVISIÓN ACTUALIZADA DE REINTRODUCCIONES E IDENTIFICACIÓN DE FACTORES DE ÉXITO Y FRACASO 23
  - *2.2.1. Reintroducción del quebrantahuesos en los Alpes: descripción y análisis 26*
- 2.3. VALORACIÓN PRELIMINAR DEL GRADO DE CUMPLIMIENTO DE LOS REQUISITOS DE VIABILIDAD 28
  - *2.2.1. Evaluación de los criterios de reintroducción (según tabla) 30*
- 2.4. REFERENCIAS 35

CAPÍTULO 3. ANTECEDENTES DE PRESENCIA DEL QUEBRANTAHUESOS EN LOS PICOS DE EUROPA 41
- 3.1. INTRODUCCIÓN 42
- 3.2. PRESENCIA HISTÓRICA 42
- 3.3. PRESENCIA RECIENTE 44
- 3.4. REFERENCIAS 47

CAPÍTULO 4. ASPECTOS LEGALES Y NORMATIVOS 49
- 4.1. REVISIÓN DE LA LEGISLACIÓN Y NORMATIVA APLICADA A REINTRODUCCIONES 50
- 4.2. REFERENCIAS 53

CAPÍTULO 5. ANÁLISIS DE VIABILIDAD POBLACIONAL 54
- 5.1. INTRODUCCIÓN 55
- 5.2. MATERIAL Y MÉTODOS 56
  - *5.2.1. Estimación de los parámetros demográficos 56*
  - *5.2.2. Análisis de viabilidad de poblaciones mediante modelos basados en el individuo 59*
  - *5.2.3. Modelo demográfico determinista 61*
- 5.3. RESULTADOS 61
  - *5.3.1. Estimación de los parámetros demográficos 61*
  - *5.3.2. Efecto de la extracción de ejemplares sobre la dinámica de la población pirenaica. 63*
  - *5.3.3. Evolución de la población reintroducida en el corredor montañoso ibérico-cantábrico. 65*
- 5.4. DISCUSIÓN 70
  - *5.4.1. Validez de los modelos 70*
  - *5.4.2. Viabilidad de la extracción de aves de la población pirenaica 72*
  - *5.4.3. Viabilidad de la reintroducción en el corredor ibérico-cantábrico 73*
- 5.5. CONCLUSIONES 74
- 5.6. REFERENCIAS 76

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

CAPÍTULO 6. ANÁLISIS DE VIABILIDAD DE HÁBITAT....79
6.1. INTRODUCCIÓN....80
6.2. MÉTODOS....80
6.2.1. Distribución espacial de los territorios....82
6.2.2. Datos de ocupación....82
6.2.3. Variables independientes y escala espacial....83
6.2.4. Coberturas SIG....85
6.2.5. Análisis estadísticos y diseño del modelo....86
6.2.6. Aplicación del modelo de hábitat en el PNPE....88
6.2.7. Capacidad de carga....88
6.3. RESULTADOS....89
6.3.1. Distribución espacial de los territorios reproductores....89
6.3.2. Análisis univariados....89
6.3.3. Modelo resultante....92
6.3.4. Validación del modelo....93
6.3.5. Aplicación del modelo: índices de calidad....94
6.3.6. Capacidad de carga del medio....98
6.4. DISCUSIÓN....98
6.4.1. Patrón de selección de hábitat....98
6.4.2. Escala espacial....101
6.4.3. Beneficios y limitaciones del modelo....102
6.4.4. Implicaciones para la gestión, conservación e investigación....104
6.5. REFERENCIAS....105

CAPÍTULO 7. FACTORES CONDICIONANTES DEL ASENTAMIENTO....110
7.1. INTRODUCCIÓN....111
7.2. CAUSAS QUE PROVOCARON LA EXTINCIÓN....112
7.3. ACTUALES FACTORES DE MORTALIDAD....114
7.3.1. Uso de veneno y persecución directa....119
7.3.2. Tendidos eléctricos....121
7.3.3. Alteración del hábitat....121
7.3.4. Regresión ganadería extensiva....123
7.4. DISPONIBILIDAD ESPACIO-TEMPORAL DE RECURSOS TRÓFICOS....126
7.4.1. Introducción....126
7.4.2. Métodos....127
7.4.3. Resultados y Discusión....128
7.5. ESPECIES BIOINDICADORAS....132
7.6. GRADO DE PROTECCIÓN DEL HÁBITAT....133
7.7. ACEPTACIÓN SOCIAL....135
7.8. REFERENCIAS....136

CAPÍTULO 8. CORREDOR MONTAÑOSO IBÉRICO-CANTÁBRICO....139
8.1. INTRODUCCIÓN....140
8.2. ÁREA DE ESTUDIO....141
8.2.1. Caracterización climática del corredor....147
8.3. OBJETIVOS Y METODOLOGÍA DE TRABAJO....153
8.3.1. Objetivos....153
8.3.2. Metodología....154
8.4. RESULTADOS....165
8.4.1. Análisis de las observaciones en el corredor montañoso ibérico-cantábrico....165
8.4.2. Datos de nidificación histórica....180
8.4.3. Cartografía de susceptibilidad y ruta óptima....185
8.4.4. Factores atmosféricos favorecedores del comportamiento dispersivo....191
8.5. DISCUSIÓN....199
8.6. REFERENCIAS....202

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

CAPÍTULO 9. PROTOCOLO DE REINTRODUCCIÓN Y POST-LIBERACIÓN.....206
9.1. INTRODUCCIÓN 207
9.2. FASE DE PLANIFICACIÓN, PREPARACIÓN Y LIBERACIÓN 208
9.2.1. Justificación de la reintroducción, objetivos y beneficios esperados.....208
9.2.2. Identificación de los factores de éxito / fracaso.....209
9.2.3. Valoración de la aceptación y apoyo social a la puesta en marcha de una reintroducción 210
9.2.4. Selección de los lugares de liberación.....210
9.2.5. Origen y método de obtención de ejemplares 212
9.2.6. Estrategia de liberación.....212
9.2.7. Diseño del programa de seguimiento.....214
9.2.8. Existencia de financiación, cobertura socio-política y requerimientos legales. 218
9.2.9. Recursos humanos y materiales.....219
9.2.10. Programa de divulgación y sensibilización ambiental 220
9.3. FASE POST-LIBERACIÓN 221
9.3.1. Plan de seguimiento post-liberación.....221
9.3.2. Programa de divulgación, sensibilización participación social.....222
9.3.3. Valoración, difusión y publicación de resultados.....222
9.4. REFERENCIAS.....223

CAPÍTULO 10. CONCLUSIONES FINALES Y PROPUESTAS DE GESTIÓN E INVESTIGACIÓN RELATIVAS A LA REINTRODUCCIÓN DE QUEBRANTAHUESOS EN EL PARQUE NACIONAL DE PICOS DE EUROPA.227
10.1. REFERENCIAS.....242

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

LISTADO DE TABLAS Y CUADROS

Tabla 1.1. Resultados de censo y reproducción (2005) de quebrantahuesos en la vertiente española de Pirineos.....8

Tabla 1.2. Distribución por comarcas de las UR presentes en Aragón antes de la aprobación del Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en 1994 y las de nueva aparición. Incremento de población reproductora desde 1994 hasta 2006.....9

Tabla 2.1. Principios básicos de una reintroducción, basados en los criterios emitidos por Baker (2002).....21

Tabla 2.2. Criterios de viabilidad de la re-introducción del quebrantahuesos en los Picos de Europa y grado de cumplimiento de los mismos.....29

Cuadro 2.1. Árbol de decisiones: Reintroducción del quebrantahuesos en los Picos de Europa.....34

Tabla 5.1. Valores del Criterio de Información de Akaike (AIC), para el conjunto de modelos candidatos que incluye el modelo general, una serie de modelos más simples derivados mediante la eliminación de términos desde el general, y modelos Cormack-Jolly-Seber (con dependencia temporal y sin estructura de edades).....61

Tabla 5.2. Valor medio del periodo necesario para alcanzar los dos objetivos de la población reintroducida con una tasa de suplementación de dos jóvenes por año: el primer objetivo es alcanzar 6 parejas en el Parque Nacional de los Picos de Europa y el segundo lograr el establecimiento de 21 parejas en el corredor montañoso ibérico-cantábrico.....67

Tabla 6.1. Variables propuestas *a priori* como explicativas del hábitat por su relación con la biología de la especie.83

Tabla 6.2. Comparación de valores medios de las variables independientes en territorios ocupados y no ocupados (test de *t- Student* / U Mann-Whitney, n= 50, g.l.= 1), incorporando índices que reflejan difusión (D) y/o conectividad (C) a un radio dado (r=1-10 km). La ausencia de dígitos asociados al código de las variables sólo se muestra en casos estadísticamente no significativos. 90

Tabla 6.3. Parámetros del modelo de regresión logística para el hábitat de reproducción del quebrantahuesos en el Pirineo central.....92

Tabla 7.1. Casos de muerte de fauna dentro del área de estudio (1999-2005).....116

Tabla 7.2. Distribución espacial de la biomasa disponible calculada a partir de los censos ganaderos de ovino y caprino del PNPE (2005). 128

Tabla 7.3. Distribución espacial de la biomasa disponible calculada a partir de los censos de rebecos (*Rupicapra pyrenaica parva*) realizados por el Parque Nacional de Picos de Europa (2003). 130

Tabla 7.4. Estatutos de protección comunitaria.....

Tabla 8.1. Variables utilizadas para la elaboración del modelo de susceptibilidad y ruta óptima (continúa en la página siguiente).....161

Tabla 8.2. Porcentaje respecto al total de avistamientos de quebrantahuesos por provincias en territorios de la Red Natura 2000.....175

Tabla 8.3. Localidades con citas sobre la nidificación de quebrantahuesos en el área de estudio.....181

Tabla 8.4. Comparativa de los principales rasgos ecogeográficos en los enclaves de nidificación.....184

Tabla 8.5. Territorios ZEPA y LIC atravesados en el itinerario preferente sin citas. 191

Tabla 8.6. Resultados de la correlación bivariada de Pearson, por meses.....195

Tabla 9.1 Esquema de las fases de trabajo propuestas en el protocolo de re-introducción post-liberación del quebrantahuesos en el PNPE.....208

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1.1. Evolución del censo de unidades reproductoras (UR) de quebrantahuesos en Aragón (1994-2006). 9

Figura 1.2 Situación geográfica de la actual población ibérica de quebrantahuesos. 10

Figura 1.3. Evolución de la productividad (pollo volado / UR controlada · año^{-1}) de la población de quebrantahuesos en Aragón (1994-2005). 10

Figura 3.1. Distribución mensual (a) y anual (b) de las observaciones de quebrantahuesos en el entorno montañoso de los Picos de Europa (desde 1980 hasta julio de 2006). 44

Figura 5.1. Representación de la estima de supervivencia en tres clases de edad, con la primera clase de un año (1), la segunda (2) que engloba a todos las aves a partir de los dos años de edad. Los segmentos representan el intervalo de confianza del 95%. 62

Figura 5.2. Modelo determinista de la población pirenaica. Trayectoria del tamaño poblacional a lo largo de 100 años y sin extracciones. 63

Figura 5.3. Trayectoria media del tamaño poblacional de la población pirenaica sin extracciones (curva de arriba) y con una tasa de extracción de dos jóvenes por año (curva de abajo). 64

Figura 5.4. Trayectoria media del tamaño poblacional de la población reintroducida con una tasa de suplementación de dos jóvenes por año y en ausencia de dispersión de individuos desde la población pirenaica. 65

Figura 5.5. Modelo metapoblacional. Trayectoria media del tamaño poblacional total de la población reintroducida con tasa de suplementación de dos jóvenes por año y distintas tasas de dispersión (0,02; 0,01; 0,005; 0,002.; y 0). 66

Figura 5.6. Modelo metapoblacional. Trayectoria del número medio de hembras en una población reintroducida con una tasa de suplementación de dos jóvenes por año (un macho y una hembra) y con una tasa de dispersión del 0,01. Las líneas de puntos representan el intervalo de confianza del 95%. 68

Figura 5.7. Trayectoria media del tamaño poblacional total de la población reintroducida con una tasa de suplementación de dos jóvenes por año, una tasa de dispersión de 0,002 y distintos periodos de suplementación 69

Figura 6.1. Curva ROC creada para la selección del modelo de hábitat y selección del punto de corte de la probabilidad. 92

Figura 6.2. Curvas ROC del modelo de hábitat resultantes de la validación (a) con conjunto de datos independientes año 1988 – 2000 (n = 25); (b) validación con conjunto de datos independientes año 2000 - 2004 (n = 8).....93

Figura 6.3. Clasificación de las unidades de hábitat potencial para el quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa según el modelo logístico de calidad.....95

Figura 6.4. Clasificación de las unidades de hábitat potencial para el quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa según el modelo logístico de calidad.....96

Figura 7.1. Distribución temporal de los casos de mortalidad de quebrantahuesos registrados en los Pirineos para el período 1994-2006 (hasta agosto de 2006).....114

Figura 7.2. Importancia relativa de las causas de muerte de quebrantahuesos registradas en los Pirineos (1994-2006).....115

Figura 7.3. Importancia relativa de las causas de mortalidad registradas en el PNPE (1999-2005).. 117

Figura 7.4. Distribución temporal de los casos de mortalidad registrados en el PNPE (1999-2005). 118

Figura 7.5. Distribución espacial de los casos de mortalidad asociada a intoxicaciones en el área de estudio (1999-2005) Fuente: PNPE (2006). 119

Figura 8.1. Localización del corredor montañoso ibérico-cantábrico.....142

Figura 8.2. Regiones biogeográficas en Europa 144

Figura 8.3. Principales rasgos climatológicos del corredor 149

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Figura 8.4. Situación de paso de frente sobre el corredor, con nubosidad de retención en caras norte y el Alto Ebro 150

Figura 8.5. Situación anticiclónica que no alcanza al continente europeo. Flujo del norte, con nubosidad de retención sobre las caras norte del corredor y vientos del nordeste en el Duero y del noroeste en el Ebro 152

Figura 8.6. Situación anticiclónica que penetra en el continente europeo, combinada con depresión térmica superficial sobre el centro peninsular. Cielos despejados y vientos del este sobre el corredor 153

Figura 8.7. Distribución temporal de las citas de quebrantahuesos en el corredor montañoso ibérico-cantábrico... 166

Figura 8.8. Reparto del número de citas de quebrantahuesos en el corredor noreste peninsular por CC.AA. 169

Figura 8.9. Tipología y número de citas de quebrantahuesos por provincias en el corredor montañoso ibérico-cantábrico. 170

Figura 8.10. Distribución anual del número de citas contemporáneas en el corredor montañoso ibérico-cantábrico. 171

Figura 8.11. Porcentaje de presencia de citas de quebrantahuesos en territorios LIC y ZEPA. 173

Figura 8.12. Citas de quebrantahuesos en el corredor por provincias y espacios de la Red Natura 2000. 174

Figura 8.13. Distribución estacional de las observaciones de quebrantahuesos..... 176

Figura 8.14. Distribución por edad de las observaciones de quebrantahuesos 178

Figura 8.15. Frecuencias mensuales de observaciones de quebrantahuesos 179

Figura 8.16. Nº de observaciones y tendencia de la frecuencia de las mismas en las proximidades del PNPE..... 179

Figura 8.17. Porcentaje de frecuencias de vientos del este en el Observatorio de Soria y diferencial de presiones mensuales medias entre La Coruña y Zaragoza..... 192

Figura 8.18. Secuencias de desplazamiento de ejemplares identificados 194

Figura 8.19. Situación en superficie a mediodía en la secuencia de los días 18 al 22 de agosto de 1996..... 196

Figura 8.20. Situación en superficie a mediodía en la secuencia de los días 9 al 12 de junio de 1999..... 197

Figura 8.21. Situación en superficie a mediodía en la secuencia de los días 19 al 22 de junio de 1999..... 198

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

ABREVIATURAS

- AEE: Agencia Europea de Medio ambiente.
- AIC: *Aikaike Informaction Criterion*.
- AUC: Área bajo la curva ROC.
- C: Efecto de 'conectividad' en las variables explicativas.
- CCAA: Comunidades Autónomas.
- CHE: Confederación Hidrográfica del Ebro.
- D: Efecto de 'difusión' de las variables explicativas.
- DMEER: *Digital Map of European Ecological Regions.*
- EUSTAT: Instituto Vasco de Estadística.
- FCQ: Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos.
- GA: Gobierno de Aragón.
- IGME: Instituto Geológico y Minero de España
- IGN: Instituto Geográfico Nacional.
- UICN: *The Word Conservation Union.*
- IAEST: Instituto Aragonés de Estadística.
- INE: Instituto Nacional de Estadística.
- INM: Instituto Nacional de Meteorología.
- LIC: Lugares de Interés Comunitario.
- MDT: Modelo Digital de Terreno.
- MIMAN: Ministerio de Medio Ambiente.
- MPC: Mínimo Polígono Convexo.
- OAPN: Organismo Autónomo Parques Nacionales.
- PAS: Punto de Alimentación Suplementaria.
- PNMC: Parque Nacional de la Montaña de Covadonga
- PNOMP: Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.
- PNPE: Parque Nacional de los Picos de Europa.
- RL: Regresión logística.
- SIE: Servicio de Información Estadística de la Junta de Castilla y León.
- SIG: Sistemas de Información Geográfica.
- TS: Tecnología satélite.
- UE: Unión Europea.
- UR: Unidad reproductora.
- UTM: *Universal Transverse Mercator*.
- VR: Variables retenidas para su inclusión en la regresión logística.
- ZEPA: Zonas de Especial Protección para las Aves.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Resumen

A propuesta del Organismo Autónomo Parques Nacionales del Ministerio de Medio Ambiente, se ha elaborado el análisis de viabilidad de la reintroducción del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa, con el objetivo de crear las bases científicas y administrativas que han de fundamentar la puesta en marcha del programa de reintroducción. Se han analizado las metodologías más adecuadas descritas en la literatura especializada relativa a programas de reintroducción de especies amenazadas, identificando los principales factores que condicionarían el éxito o fracaso del proyecto. Se han adoptado las recomendaciones establecidas por el Grupo de Especialistas en Reintroducciones de la Comisión de Supervisión de Especies de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (*Re-Introduction Specialist Group* (RSG) *of Survival Species Commission of The World Conservation Union* (IUCN/SSC)) como criterios de referencia internacionalmente aceptados para valorar la idoneidad de la reintroducción. Los análisis realizados han sido adecuados a las características biológicas y demográficas de la población de quebrantahuesos asentada en la Península Ibérica. El desarrollo de un Análisis de Viabilidad Poblacional (AVP) ha proporcionado información relativa a los efectos de la extracción de ejemplares sobre la dinámica de la población pirenaica bajo diferentes escenarios: i) extracción de puestas de nidos viables y ii) extracción de puestas en parejas con historial de fracaso reproductor reiterado y con alimentación suplementaria selectiva. Un análisis prospectivo sobre la evolución de la población reintroducida ha permitido cuantificar del número óptimo de ejemplares liberados anualmente y de duración de la suplementación para establecer una población viable mediante modelos de una única población y metapoblacionales. Asimismo, han sido identificadas las áreas más idóneas para su liberación a partir de la modelización de lugares de nidificación seleccionados por la especie en Pirineos, constatándose asimismo la desaparición de los factores antrópicos que provocan la extinción del quebrantahuesos en el Parque Nacional. Se ha desarrollado un protocolo de reintroducción que marca las directrices necesarias para llevar a cabo las diferentes fases del proyecto: pre-liberación, liberación y post-liberación. Ha sido identificado y caracterizado el corredor montañoso Ibérico-cantábrico utilizado por los ejemplares de quebrantahuesos en sus desplazamientos dispersivos. Asimismo, ha sido revisado el marco legal que regula estas acciones, proponiendo la aplicación de los reglamentos jurídicos exigidos en el ámbito estatal y europeo. Para el desarrollo de los diferentes análisis, se emplearon técnicas estadísticas multivariantes y cartografía digital, generada mediante Sistemas de Información Geográfica. Los resultados de este estudio de viabilidad permitirán iniciar un proyecto de reintroducción atendiendo a los criterios biológicos, demográficos y sociales establecidos por la IUCN (The World Conservation Union).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Abstract

A feasibility study on the reintroduction of the Bearded Vulture in the National Park of Picos de Europa aiming the establishment of the scientific and administrative basis that will guide the implementation of the reintroduction project has been developed. The most appropriated methodologies described in the specialized bibliography concerning reintroduction projects of endangered species have been considered and the main factors on which the successes or failure of the project would depend on have been identified. The guidelines established by the Re-introduction Specialist Group (RSG) of Survival Species Commission (UICN/SCC) of the World Conservation Union have been adopted. The analysis has been adapted to the biological and demographic characteristics of the Bearded Vulture population in the Iberian Peninsula. The Reintroduction Feasibility Assessment provided information regarding the effect of the extraction of individuals from the Pyrenean on the trend of this population under different scenarios: I) removal of fledglings from viable nests and II) removal of the clutch from pairs with reiterated breeding failure and with selective supplementary feedings. A prospective analysis on the evolution of the reintroduced population has allowed quantifying the optimal number of individuals to be released per year and the duration of this supplementation in order to establish a viable population. Models of single population and meta-populations have been used. The nest site modelling of the Pyrenean population has permitted to locate the most suitable release-sites in Picos de Europa. The disappearance of the atrophic factors which generated the extinction of the species has been concluded. A reintroduction protocol pointing out the guidelines for the development of the project have been conformed: pre-release, release and post-release. The iberian-cantabric mountainous corridor that the Bearded Vultures use on their dispersive movements has been identified and characterized. Likewise, the legal framework involving these actions have been reviewed and the application of the juridical regalement required at national and European level have been proposed. Multivariate statistical procedures and digital cartography build up through Geographic Information Systems have been applied in order develop the different analysis. The results of this feasibility study will allow starting a reintroduction project according to the biological, demographical and social criteria established by the IUCN (The World Conservation Union).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

CAPÍTULO 1

Introducción general

Emma Sánchez-Castilla, Gerardo Báguena

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

1.1. Justificación

Numerosas especies de flora y fauna se encuentran amenazadas debido al alarmante aumento de la tasa de extinción experimentado durante las últimas décadas, como resultado directo o indirecto de la acción humana (May & Tregonning 1998; Feliciano *et al.* 2001; Da Silva & Vickery 2002; Primack & Ros 2002; Kerr & Cihlar 2004). Entre las causas últimas de pérdida de diversidad biológica destacan la degradación de hábitat, la sobreexplotación y persecución directa de ciertas especies valoradas por su rareza o singularidad, la introducción de especies exóticas (Da Silva & Vickery 2002), el empleo no selectivo de venenos, o el cambio climático (Meffe *et al.* 1997; Chapman & Reiss 2001), provocando reducciones en el tamaño de las poblaciones hasta hacerlas demográficamente inviables. Temple (1986) evaluó dichas causas encontrando que, a escala mundial, un 82% de las especies se encontraba en peligro debido a la modificación de hábitat, un 44% se encontraba amenazado por la explotación directa excesiva, y un 35% se veía afectado por las especies introducidas, al tiempo que un 12% adicional era amenazado por factores menos penetrantes como productos tóxicos o catástrofes naturales. Las regresiones poblacionales pueden verse inducidas asimismo por causas próximas que afectan a la dinámica poblacional, provocando declives en el número de efectivos causados por una reducción en la tasa de reclutamiento, reducción en la tasa de supervivencia o ambas simultáneamente (Temple 1986; Da Silva & Vickery 2002).

En la actualidad, numerosas especies requieren acciones de conservación efectivas para evitar su extinción (Houston 1999). El desarrollo de programas para prevenir su desaparición ha concentrado los principales esfuerzos de conservación mundiales (Temple 1986), considerándose necesarios para cada una de las especies que se encuentran amenazadas (Da Silva & Vickery 2002). Entre ellas, las poblaciones mundiales de buitres sufren un importante grado de amenaza, en muchos casos, mostrando dramáticos cambios en su distribución que las sitúan al borde de la extinción (Katzner *et al.* 2004). La vulnerabilidad de las poblaciones de buitres presentes en Europa es notablemente mayor que la experimentada por las poblaciones de aves necrófagas de Asia y África, cuyo soporte alimenticio no está subordinado al manejo humano, y por lo tanto, alejado de posibles crisis inducidas por ciertas tendencias culturales, sociales o políticas. Este hecho resulta preocupante en los países circunmediterráneos en los que la actual crisis del sector ganadero está determinando la viabilidad de dichas poblaciones.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Ante la actual tendencia generalizada de extinciones, destacan las reintroducciones como efectivas herramientas de gestión y conservación de poblaciones de especies amenazadas (Griffith *et al.* 1989; Wolf *et al.* 1996; Cade 2000; Engelhardt *et al.* 2000; Gedir *et al.* 2004; Steury & Murray 2004; Fernández *et al.* 2006), ampliamente debatidas en Biología de la Conservación (Soulé 1987; Fielder & Jain 1992; Caughley & Gunn 1996). Estos proyectos pueden suponer una interesante solución para el mantenimiento, restablecimiento o fomento de la expansión del rango de distribución de poblaciones (Wolf et al. 1996), y en muchos casos, la única esperanza para conservar una especie gravemente amenazada o al borde de la extinción (Primack & Ros 2002; Fernández *et al.* 2006). Sin embargo, la enorme complejidad del proceso requiere de una exhaustiva valoración previa a su realización. En cualquier caso, la reintroducción como herramienta de conservación debería ocupar el último lugar en las prioridades de actuación (Cade 2000), tras la facilitación de la recolonización natural, el refuerzo de poblaciones no viables y la suelta de individuos en áreas que sirvan de conexión entre poblaciones ya existentes (Rodríguez *et al.* 2003). En el caso del Parque Nacional de Picos de Europa (en adelante PNPE), la técnica de reintroducción se considera una herramienta eficiente que contribuirá al establecimiento permanente de los ejemplares en dispersión procedentes de la población pirenaica.

El quebrantahuesos *Gypaetus barbatus*, considerada una de las aves más amenazadas de Europa (Tucker & Heath 1994), está incluido en el Anexo I de la Directiva de Aves, en los Anexos II del Convenio de Berna, el Convenio de Bonn y la Convención sobre CITES, y catalogada como especie '*En peligro de extinción'* en el ámbito nacional (Real Decreto 439/1990; Blanco & González 1992; Antor *et al*. 2003b). Durante las últimas décadas, ha sido objeto de planes de conservación en diferentes países europeos, en su mayoría impulsados por la Unión Europea (UE) a través de los programas LIFE-Naturaleza y LIFE-Medio Ambiente. A pesar de ello, el riesgo de extinción que soporta la especie es elevado dado su reducido tamaño poblacional, el aislamiento entre poblaciones, la tendencia regresiva observada en el éxito reproductor y la mortalidad no natural. Por esta razón, se considera prioritaria la puesta en marcha de nuevas líneas de investigación que contribuyan a mejorar el estado de conservación de la especie, de las que se deriven herramientas de gestión efectivas con aplicación práctica en acciones de conservación (Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza 2000). Entre ellas, promover la recolonización de antiguas áreas de distribución constituye uno de los principales objetivos del Plan de Acción del Quebrantahuesos de la Comisión Europea (BirdLife International 2000).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

El quebrantahuesos se extinguió en el antiguo Parque Nacional de la Montaña de Covadonga (PNMC) (actual Parque Nacional de los Picos de Europa) por causas artificiales tras su creación en 1918 (Ley de 22 de julio de 1918 y Real Decreto de 16 de agosto de 1918). Su desaparición coincidió con una crisis poblacional atribuida a un proceso generalizado de extinción en el Paleártico occidental, que fragmentó y aisló las poblaciones que ocupaban las principales cordilleras Ibéricas hasta mediados del siglo XX. Ante esta circunstancia, y en coherencia con el grado de amenazada que soporta la especie en la UE, se inician una serie de medidas activas que pretenden restaurar la población desaparecida en el Parque Nacional hacia 1940-1950. Para ello, se han considerado los patrones comportamentales que pueden condicionar el éxito y la productividad de su manejo.

Dada la ecología del quebrantahuesos, y al igual que ocurre en otras especies (Evans *et al.* 1994), la recolonización natural constituye un proceso con escasas probabilidades de éxito en un futuro próximo, teniendo en cuenta la vulnerabilidad de las actuales poblaciones europeas ante las diferentes amenazas ambientales y demográficas existentes. En este sentido, se constata la necesidad de intervenir en el restablecimiento de este antiguo núcleo poblacional, con el objetivo de favorecer el actual proceso de dispersión natural registrado entre los Pirineos y la Cordillera Cantábrica (Báguena *et al.* 2004) y permitir así acelerar el asentamiento permanente de aves en territorios con disponibilidad de hábitats idóneos. Para ello, se propone la puesta en marcha de una estrategia que contemple la mejora y conservación del hábitat, el mantenimiento de las prácticas tradicionales de ganadería sostenibles y la cooperación social como herramientas fundamentales de conservación de la biodiversidad.

Debido al limitado éxito y el elevado coste asociado a los proyectos de reintroducción (Stanley Price 1989; Kleiman *et al.* 1994; Fischer & Lindenmayer 2000; Steury & Murray 2004; Mathews *et al.* 2005) el primer paso para recuperar una población amenazada a través de una reintroducción o reforzamiento debe ser testar la viabilidad de reincorporar aves al medio natural (Sherrod *et al.* 1989; Kleiman *et al.* 1994; Allavena & Panella 1996; Engelhardt *et al.* 2000; Sneed 2001), asegurando el establecimiento exitoso de las aves liberadas. El objetivo a largo plazo de un programa de reintroducción de cualquier especie debería ser la creación de una población silvestre auto-sostenible (Kleiman *et al.* 1994) lo más similar posible a la población original (Meretsky *et al.* 2001). En este sentido, una población 'auto-sostenible' sería aquella que, dadas las actuales características de la población y la prevalencia de las condiciones ambientales,

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

debería persistir indefinidamente, a menos que actúen eventos catastróficos no predecibles (Cade 2000).

En el caso de la reintroducción del quebrantahuesos en el PNPE, cabe destacar la estratégica creación de nuevos núcleos que favorecería la situación demográfica peninsular, con la consiguiente reducción del riesgo de extinción existente que se desprende de la actual "población isla" situada en los Pirineos, sin obviar la intrínseca aportación científica que supone la recuperación de una especie extinta para un Parque Nacional.

1.2. La especie: distribución y estatus actual

El quebrantahuesos, ave rapaz carroñera especializada en el consumo de restos óseos (Hiraldo *et al.* 1979; Brown & Plug 1990), se distribuye por las regiones montañosas de Eurasia y África, Asia central e Himalaya (Cramp & Simmons 1980; Del Hoyo *et al.* 1994). Durante los dos últimos siglos, las poblaciones del Paleártico occidental han sufrido un drástico proceso de regresión que ha conducido a su declive y extinción en la mayor parte de su área de distribución, quedando un único núcleo viable en los Pirineos y dos pequeñas poblaciones aisladas en las islas de Córcega y Creta (Antor *et al.* 2003a; Seguin 2003; Xirouchakis & Andritsou 2003). En los Alpes, un programa de reintroducción ha permitido recuperar una población reproductora (Frey & Llopis 1998; Hofbauer-Höfer 1999). A pesar de que las causas de su rarefacción parecen estar relacionadas con la persecución directa y el uso de venenos (Mingozzi & Esteve 1997; Sakoulis 2001; Antor 2003; Antor *et al.* 2003a; Clemente 2003; Xirouchakis & Andritsou 2003), pudieron ser numerosos los factores que interactuaron en el proceso de extinción del quebrantahuesos en las montañas españolas (ver Hiraldo *et al.* 1979; Báguena & Sánchez-Castilla 2005).

En 1970 se inicia en España el control de la población pirenaica de quebrantahuesos con un primer censo que ya reflejaba el precario estado poblacional de la especie. En 1979 se realiza el primer censo nacional de quebrantahuesos con el objetivo de estimar el estatus y distribución de la especie, dando como resultado la localización de 17 parejas reproductoras en el Pirineo español y una pareja de adultos en la Sierra de Cazorla (Jaén), que cesó su reproducción en 1981-1982 (ver Heredia 2003). A partir del periodo 1982-86, se inicia un programa de seguimiento más riguroso, verificándose cada año el estatus poblacional y los parámetros

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

reproductivos de la población pirenaica. En 1987, se lleva a cabo el segundo censo nacional de quebrantahuesos con motivo de la realización de los inventarios nacionales de especies amenazadas, obteniendo como resultado la localización de 40 parejas reproductoras (ver Heredia 2003). La ejecución de medidas de conservación durante los últimos 20 años, basadas en el manejo de la especie y la gestión del territorio, y aplicadas bajo soporte legal, han derivado en un significativo incremento poblacional, un incremento de la supervivencia juvenil (Antor *et al.* 2003a) así como en la creación de nuevos territorios (Antor *et al.* 2003b).

Los resultados de la reproducción de 2005 en la vertiente sur de los Pirineos se muestran en la tabla 1.1.

Tabla 1.1. Resultados del censo y reproducción del quebrantahuesos en la vertiente española de los Pirineos (2005). Fuente: Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos-Gobierno de Aragón (datos inéditos) y Ministerio de Medio Ambiente (2005).

Parámetros reproductivos	Aragón	Cataluña	Navarra	Total
Nº territorios conocidos	70	34	9	113
Nº unidades reproductoras conocidas	60	24	5	89
Nº unidades reproductoras controladas	55	24	5	84
Nº pollos volados	22	13	1	36
Productividad de la fracción reproductora controlada	22/55 0,4	13/24 0,54	1/5 0,20	36/84 0,43
Productividad de la fracción reproductora conocida	22/60 0,36	13/24 0,54	1/5 0,20	36/89 0,40

Desde el inicio del Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón hasta 2006, el número de unidades reproductoras (UR) ha incrementando una media anual de 4,96 % (68,42 % total en 13 años) (Tabla 1.2), situándose actualmente en 64 UR (Figura 1.1) Destaca el aumento de UR en la comarca de Sobrarbe con un 100 % de incremento.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 1.2. Distribución por comarcas de las UR presentes en Aragón antes de la aprobación del Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en 1994 y las de nueva aparición. Incremento de población reproductora desde 1994 hasta 2006. Fuente: FCQ – GA (2006).

Comarca	UR anteriores a 1994	UR 1994-2006	Total	Incremento (%)
Jacetania	9	4	13	44,4
Alto Gállego	2	3	5	150
Sobrarbe	10	12	22	120
Ribagorza	8	3	11	37,5
Cinco Villas	1	0	1	0
Hoya de Huesca	5	3	8	60
Somontano de Barbastro	3	1	4	33.3
TOTAL	38	26	64	68,42

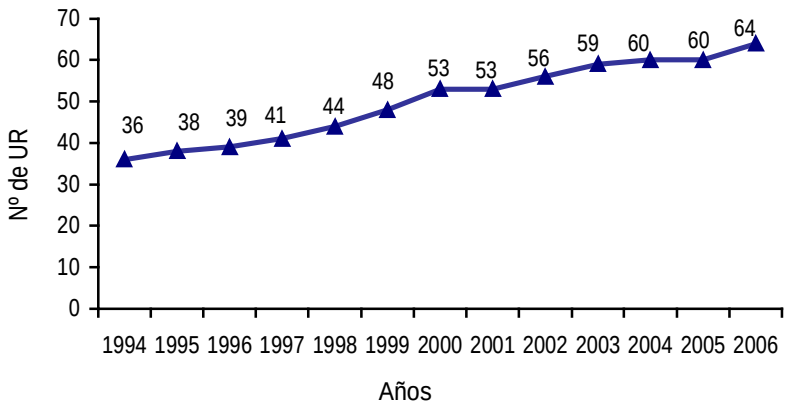


Figura 1.1. Evolución del censo de unidades reproductoras (UR) de quebrantahuesos en Aragón (1994-2006). Fuente: FCQ – GA (2006).

Paralelamente al crecimiento experimentado en la población pirenaica (Antor *et al.* 2003b) durante las últimas décadas se observa un aumento en el número de observaciones de la especie fuera de los Pirineos (Antor *et al.* 2000), lo que podría interpretarse como un tímido proceso de colonización de antiguas áreas de distribución (Figura 1.2). Una mayor concentración de avistamientos en el PNPE, sumado a las numerosas referencias bibliográficas que constatan su presencia histórica, convierten a este entorno montañoso en un lugar preferente de actuación (Báguena & Sánchez-Castilla 2005).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

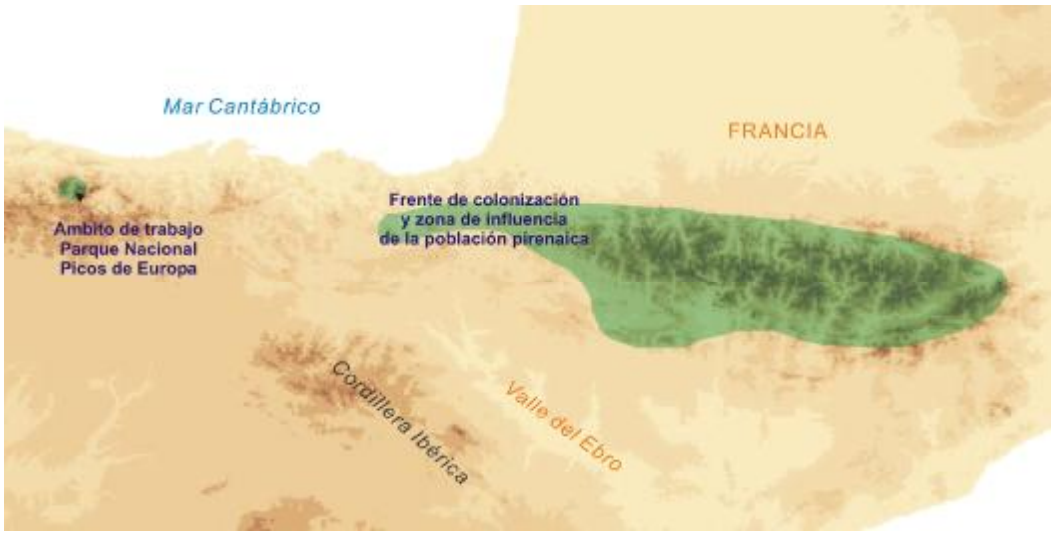


Figura 1.2
Situación geográfica de la actual población ibérica de quebrantahuesos

La tendencia progresista observada en la población pirenaica está impulsada por la aparición de nuevos territorios fundados, en ocasiones, por parentales poco experimentados en la reproducción, que actúan generando un notable descenso en la productividad anual pirenaica, situándose actualmente en uno de los valores más bajos registrados hasta el momento (Figura 1.3). La tendencia muestra, por tanto, un progresivo aumento en el número de UR, 22 nuevas desde 1994, y menor número de pollos que vuelan anualmente por UR durante los últimos 10 años. El valor medio de productividad anual es de 0,52 (DE: 0,106; n= 10), mostrando importantes fluctuaciones durante algunas temporadas, con los valores más elevados para los años 1999 (0,69) y 2000 (0,60), y los más bajos para la temporada de 2003 (0,32).

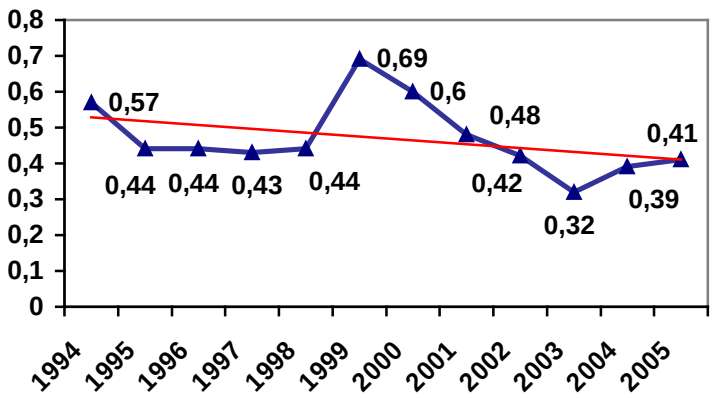


Figura 1.3. Evolución de la productividad (pollo volado / UR controlada · año^{-1}) de la población de quebrantahuesos en Aragón (1994-2005).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

1.3. Área de estudio

1.3.1. El Pirineo Central

La actual distribución del quebrantahuesos en la Península Ibérica se restringe al área pirenaica y prepirenaica, localizándose en el Pirineo central el 67% de su población reproductora (42% de la población reproductora del Paleártico occidental). El rango de distribución en Aragón supone una extensión de 11.100 Km^2, abarcando desde las Sierras Exteriores al Sur, hasta el límite con la frontera con Francia en el Alto Pirineo axial al Norte, y desde los límites con la Comunidad Foral de Navarra al Oeste, hasta la provincia de Lérida al Este (ver Figura 1.2). El territorio es de carácter eminentemente montañoso, con una altitud media de 1.100 m.s.n.m (rango= 350 – 3.404 m.s.n.m.), precitaciones que oscilan entre los 600 – 2.000 mm anuales y una temperatura media de 9,5ºC (Longares 2003). Se engloba mayoritariamente en la región biogeográfica Eurosiberiana, con parte del sector más meridional situado en la región Mediterránea. La actividad agrosilvopastoril, ligada tradicionalmente a la presencia humana en el territorio, está sufriendo un proceso regresivo generalizado en beneficio de otras actividades relacionadas con el ocio y el recreo, al igual que el resto de montañas ibéricas. Este progresivo abandono del medio rural está generando un considerable aumento de las poblaciones de ungulados silvestres, tanto forestales- corzo (*Capreolus capreolus*) y ciervo (*Cervus elaphus)*-, como alpinos, destacando importantes densidades de rebecos (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*) en los prados subalpinos.

1.3.2. Los Picos de Europa

Los Picos de Europa constituyen una unidad montañosa situada en el NE de la Península Ibérica, al Norte de la Cordillera Cantábrica (ver figura 1.1). Cuentan con la figura de protección de PNPE (Ley 16/1995), que abarca una superficie de 64.660 ha e incluye los tres macizos calcáreos en los que se divide el conjunto montañoso (43º 35’ – 43º 15’ N; 4º 35’ – 5º 5’ W), presentando las mayores altitudes de la Cordillera (Torrecerredo, 2.648 m.s.n.m.) con diferencias altimétricas de 2.571 m. Integra los límites territoriales de diez municipios, pertenecientes a tres provincias y tres Comunidades Autónomas (Principado de Asturias, Cantabria y Castilla y León). Se sitúan en la franja climática templado-húmeda, con un clima eminentemente atlántico en su vertiente Norte y atlántico-continental en la Sur. Las temperaturas medias oscilan entre 4 – 22 ºC y las precipitaciones superan los 1.600 mm anuales, alcanzando los 2.000 mm en zonas

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

elevadas de la vertiente norte. Se encuentran representados todos los pisos bioclimáticos- colino, montano, subalpino y alpino-, a excepción del termocolino. Supone un lugar de extraordinaria importancia para la ganadería extensiva y alberga una importante población de ungulados silvestres, destacando el rebeco (*Rupicapra pyrenaica parva*).

1.4. Objetivos

El presente estudio pretende determinar los factores potencialmente asociados al éxito de la reintroducción del quebrantahuesos en eL PNPE, evaluando las características poblacionales y de hábitat así como los protocolos de liberación y post-liberación que permitirían la creación y persistencia de una población viable de quebrantahuesos tras su reintroducción.

1.4.1. Objetivo general

Elaborar un protocolo científico y administrativo que establezca las directrices necesarias previas a la puesta en marcha de un proyecto de reintroducción del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa.

1.4.2. Objetivos específicos

- Conocer las causas que provocaron la extinción de la especie en los Picos de Europa, constatando su actual desaparición.
- Desarrollar Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA) que permitan:
  a) Conocer el tamaño mínimo de la población reintroducida para el establecimiento de una población viable en el Parque Nacional de los Picos de Europa.
  b) Conocer el número y la composición de los ejemplares que deberían ser liberados cada año, así como el tiempo para el establecimiento de una población viable y autosuficiente.
  c) Conocer los efectos de la extracción de ejemplares sobre la dinámica de la población pirenaica.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

- Identificar y valorar los factores que condicionan la dispersión y asentamiento de la especie, con el objeto de predecir cuál sería la evolución prevista para los ejemplares liberados.
- Determinar los lugares más adecuados para realizar la liberación de aves.
- Establecer las directrices necesarias para llevar a cabo las fases de liberación y post-liberación.
- Evaluar los aspectos jurídicos, políticos y socioeconómicos vinculados directa o indirectamente al proyecto.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

1.5. Referencias

Allavena, S., M. Panella. 1996. Reintroduction Project in the Velino Massif, Italy. *Reintroduction News* No. 12: 6-7.

Antor, R. 2003. El impacto del veneno en la población no reproductora de quebrantahuesos. *Quercus*, 212: 14-20.

Antor, R., J.A., Gil, L. Lorente, O. Díez, G. Báguena. 2000. Observaciones de quebrantahuesos fuera de los Pirineos. *Quercus*, 168: 10-14.

Antor, R., J.A. Gil, G. Báguena, O. Díez, L. Lorente. 2003a. Recovery plan of the Bearded Vulture in Northeastern Spain. (LIFE98 NAT/E/005296). *Proceeding 5th Bearded Vulture Workshop*: 5-13. 14-18 December 2001, Aínsa, Aragon.

Antor, R. J., A. Margalida, R. Heredia. 2003b. El Quebrantahuesos. En: R. Martí & J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España:* 164-165. DGCONA, Ministerio de Medio Ambiente, SEO/BirdLife. Madrid.

Báguena, G., E. Sánchez-Castilla. 2005. Restauración de poblaciones extintas: la recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa. En: A. Margalida & R. Heredia (Eds.). *Biología de la Conservación del Quebrantahuesos Gypaetus barbatus en España*: 237-254. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.

Báguena, G., E. Sánchez-Castilla, J.A. Gil, O. Díez, L. Lorente, R. Antor. 2004. Quebrantahuesos. El retorno de la extinción. M. Gomendio (Ed.) *Los retos medioambientales del siglo XXI. La conservación de la biodiversidad en España*: 99-112. CSIC, FBBVA. Bilbao.

BirdLife International, 2000. *Threatened Birds of the World*. Lynx Editions and BirdLife International. Barcelona, Spain and Cambridge.

Blanco, J.C., González (Eds.) 1992. *El libro rojo de los vertebrados de España*. ICONA, Colección Técnica, Madrid.

Brown, C. J., I. Plug. 1990. Food choice and diet of the bearded vulture *Gypaetus barbatus* en southern Africa. *S. Afr. J. Zool*., 25(3): 169-177.

Cade, T. J. 2000. Progress in translocation of diurnal raptors. R. D. Meyburg & B.-U. Chancellor *Raptors at Risk*: 343-372. WWGBP / Hancock House.

Caughley, G. A. Gunn. 1996. *Conservation Biology in Theory and Practice*. Cambridge, Massachusetts: Blackwell Science. 459 pp.

Clemente, C. 2003. Bearded Vulture Conservation into the French Alps (LIFE98 NAT/F/005194). *Proceeding of the 5th Bearded Vulture Workshop*: 21-29. 14-18 December 2001. Ainsa, Aragon.

Chapman, J.L., M.J. Reiss. 2001. *Ecology. Principles and applications*. Cambridge University Press. Cambridge U.K.

Cramp, S., Simmons, K.E.L. (Eds). 1980. *The Birds of the Western Paleartic*. Vol. 2. Oxford University Press. Oxford. Pp. 59.

Da Silva, J.M., P.D. Vickery. 2002. Birds. In M.R. Perrow & A.J. Davy, eds. *Handbook of Ecological Restoration*: 376-387. Cambridge University Press. Cambridge.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Del Hoyo, J., A.. Elliott, J. Sargatal. 1994. *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 2: New World Vultures to Guinea fowl. Lynx Editions. 125 pp.

Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza. 2000. *Estrategia para la Conservación del Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente.

Engelhardt, K.A.M., J. A. Kadleca, V. L. Royb, J. A. Powell. 2000. Evaluation of translocation criteria: case study with trumpeter swans (*Cygnus buccinator*). *Biological Conservation* 94: 173-181.

Evans, I. M., J.A. Love, C.A. Galbraith, M.W. Pienkowski. 1994. Population and range restoration of threatened raptors in the United Kingdom. B.-U. Meyburg R. D. Chancellor (Eds.). *Raptor Conservation Today*: 447-457. WWGBP / The Pica Press.

Feliciano, J.O., D. Rodríguez, B. Gómez. 2001. *Cómo salvar una especie en vías de extinción. Resultados y experiencias del Programa Cóndor andino Colombia*. Guía de manejo. Fundación Recursos Naturales- Renacer. Colombia.

Fernández, N., S. Kramer-Schadt, H. Thulke. 2006. Viability and risk assessment in species restoration: planning reintroductions for the wild boar, a potential disease reservoir. *Ecology and Society* 11(1): 6 [online] http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art6/

Fiedler, P.L. and Jain, S.K. (eds). 1992. *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*. Chapman and Hall. New York and London.

Fischer, J., D.B. Lindenmayer. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation*, 96: 1-11.

Frey, H., A. Llopis. 1998. Situación actual del proyecto de reintroducción del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Alpes. En: R. D. Chancellor, B-U. Meyburg & J.J. Ferrero, eds. *Holartic birds of Prey*: 395-403. ADENEX-WWGBP.

Gedir, J. V. T. Everest, A. Moehrenschlager. 2004. Evaluating the Potential for Species Reintroductions in Canada. In: T.D. Hooper (Ed.). *Proceedings of the Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference*. 1 March 2–6, 2004, Victoria, B.C. Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference Organizing Committee, Victoria, B.C.

Griffith, B., J.M. Scott, J.W. Carpenter, C. Reed. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, 245: 477-480.

Heredia, R. 2003. History of the species conservation in Spain. In: Gobierno de Aragón-Departamento de Medio Ambiente & Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (eds.) *Proceedings of the 5th Bearded vulture Workshop*: 57-64. Aínsa, Aragón, España.

Hiraldo, F., M. Delibes, J. Calderón. 1979. *El Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus). Sistemática, taxonomía, biología, distribución y protección*. Monografías, 22. Ministerio de Agricultura, ICONA.

Hofbauer-Höfer, K. 1999. The Bearded vulture reintroduction project in the Alps. *Proceeding of the Bearded Vulture Workshop*, 21-24 November 1998, Iraklio, Crete. 51 pp.

Houston, D. C. 1999. Ecology and conservation of vultures: the peculiarity of the Bearded Vulture. *Proceedings of Bearded Vulture Workshop:* 23-27. 21-24 November 1998, Iraklio, Crete.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Katzner, T., A. Gavashelishvili, S. Sklyarenko, M. McGrady, V. Shergalian, K. Birdstein. 2004. Population and Conservation status of Griffon vulture in the former Soviet Union. In: R. D. Chancellor, B-U. Meyburg (eds.). *Raptors Worldwide*: 235-240. WWGBPO & MME/BildLife Hungary. Budapest, Hungary.

Kerr, J. T., J. Cihlar. 2004. Patterns and causes of species endangerment in Canada. *Ecological Applications* 14: 743-753

Kleiman, D. G., Stanley Price, M. R. Beck, B. B. 1994. Criteria for reintroductions. In: Olney, P. J. S., Mace, G. M. and Feistner, A. T. C. (eds.) *Creative Conservation: Interactive management of wild and captive animals*: 287 - 303. Chapman and Hall. London

Longares, L. A. 2003. Zoogeografía ecológica del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Aragón: Análisis y valoración de los factores ecogeográficos en relación con la reproducción. Tesis Doctoral, Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza.

May, R.M., K. Tregonning. 1998. Global conservation and UK government policy. In: Mace, G.M., Balmford, A. & Ginsberg, J.R (eds.). *Conservation in a Changing World*: 287–301.Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Mathews, F., M. Orros, G. McLaren, M. Gelling, R. Foster. 2005. Keeping fit on the ark: assessing the suitability of captive-bred animals for release. *Biological Conservation* 121: 569–577.

Meffe, G. K., C.R. Carroll. 1997. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc. Plublishers. Suderland, Massachsetts.

Meretsky, V., N.F.R. Snyder, S.R. Beissinger, D.A. Clendenen, J.W. Wiley. 2001. Quantity versus quality in California condor reintroduction: reply to Beres and Starfield. *Conservation Biology*, 15(5): 1449-1451.

Mingozzi, T., R. Estève. 1997. Analysis of a historical extirpation of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* (L.) in the western Alps (France-Italy): former distribution and causes of extirpation. *Biological Conservation*, 79: 155-171.

Primack, R.B., J. Ros. 2002. *Introducción a la biología de la conservación*. Ariel Ciencia (Ed.). Barcelona.

Rodríguez, A., M. Delibes, F. Palomares. 2003. *Lince ibérico. Bases para su reintroducción en las Sierras de Cádiz*. Sevilla, Consejería de Obras Públicas y Transportes. Gestión de Infraestructuras de Andalucía. Junta de Andalucía. 79 pp.

Sakoulis, A. 2001. The local extinction of the Bearded Vulture (*Gyapetus barbatus*) due to the anti-wolf campaign at central and eastern Sterea Ellada, Central Greece. *Proceedings of the 4th Bearded Vulture Workshop:* 51-57. 14-19 July 2000, Greece.

Seguin, J-F. 2003. Bearded Vulture conservation in Corsica (LIFE98 NAT/F/005197). *Proceeding 5th Bearded Vulture Workshop*, 14-18 December 2001, Aínsa, Aragon.

Sherrod, S. K., M.A. Jenkins, G. McKee, D.H. Wolfe, S. Tatom. 1989. Restoration nesting bald eagle *Haliaeetus leucocephalus* populations to south-eastern United States. B.-U. Meyburg, R.D. Chancellor, eds. *Raptors in the Modern World*: 353-358. Berlin, London, Paris, WWGBP.

Sneed, P. G. 2001. The Feasibility of Gray Wolf Reintroduction to the Grand Canyon Ecoregion. *Endangered Species Update* 18(4): 153-158.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Soulé, M.E. (ed.). 1986. *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Association Inc.

Stanley Price, M.R. 1989. *Animal Re-introductions: the Arabian Oryx in Oman*. Cambridge University Press. 291 pp.

Steury, T. D., D. L. Murray. 2004. Modelling the reintroduction of lynx to the southern portion of its range. *Biological Conservation* 117: 127-141.

Temple, S. A. 1986. The problem of avian extinction. *Current Ornithology* 3: 453-485.

Tucker, G.M., M.F. Heath (Eds). 1994. *Birds in Europe: Their Conservation Status*. BirdLife International (BirdLife Conservation Series no.3). Cambridge, U.K

Wolf, C.M., B. Griffith, C. Reed, S.A. Temple. 1996. Avian and mammalian translocation: update and reanalysis of 1987 survey data. *Conservation Biology*, 10(4): 1142-4454.

Xirouchakis, S, S. Andritsou, 2003. Conservation of Gypaetus barbatus in Greece: Crete. (LIFE98 NAT/GR/005276). *Proceeding 5th Bearded Vulture Workshop*, 14-18 December 2001, Aínsa, Aragón.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

CAPÍTULO 2

Criterios internacionales sobre reintroducciones

Emma Sánchez-Castilla, Gerardo Báguena

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

2.1. Introducción

La reintroducción de especies en zonas de especial interés científico, en concreto los espacios naturales protegidos, deben contar con marcos de referencia contrastados que avalen la idoneidad del método seleccionado. En la legislación nacional se observan generalidades atribuidas a la gestión de la fauna silvestre no dirigidas específicamente a reintroducciones o desplazamientos de individuos de especies de fauna amenazada. Por esta razón, la referencia más estandarizada en los proyectos de reintroducción suele estar atribuida a los criterios orientadores emitidos por la UICN (*Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza*).

La Estrategia para la Conservación del Quebrantahuesos en España (Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza 2000) tiene como finalidad crear un marco de actuación que contribuya a asegurar la recuperación y conservación del quebrantahuesos en el territorio peninsular a largo plazo. Esta estrategia, coordinada por el Ministerio de Medio Ambiente (MIMAN), expone líneas prioritarias de actuación para llevar a cabo una reintroducción o un refuerzo de población. Señala que tales proyectos deben ajustarse a los criterios establecidos para tal fin por la UICN. Por otro lado, para el caso de reintroducciones, considera como áreas prioritarias de actuación aquellas zonas de distribución histórica de la especie. En el caso de refuerzos de poblaciones, son prioritarias las áreas que se vean afectadas por la expansión natural de la población pirenaica de quebrantahuesos. Asimismo, establece que cualquier acción de reintroducción o refuerzo de población previamente deberá:

a) Realizar un estudio de viabilidad de hábitat.
b) Evaluar y resolver los conflictos que impidan la recolonización antes de emprender las acciones pertinentes.
c) Incorporar todas las zonas recolonizadas dentro del ámbito de aplicación de la Estrategia.
d) Demostrar que las causas que contribuyeron a la desaparición de la especie han dejado de actuar.

La UICN, en la 22ª reunión del Consejo celebrada en Suiza el 4 de septiembre de 1987, desarrolló una *Declaración de Posición respecto a los Desplazamientos de Organismos Vivos*. Posteriormente, y dado el aumento de los proyectos de reintroducción a escala mundial (Griffth

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

et al. 1989; Wilson & Stanley Price 1994; Cade & Temple 1995; Sarrazin & Barbault 1996; Cade 2000), el Grupo de Especialistas en Reintroducciones de la Comisión de Supervisión de Especies- *Re-Introduction Specialist Group* (RSG) *of Survival Species Commission* (IUCN/SSC)- preparó una Guía para Reintroducciones, aprobada en la 41ª Reunión del Consejo de la UICN en Mayo de 1995 (disponible en http://www.iucn.org/themes/ssc/publications/policy/reints.htm).

Estas guías pretenden orientar los procedimientos y protocolos de reintroducción, con el fin de incorporar más rigor en los conceptos, diseño, viabilidad e instrumentación de una reintroducción. Por este motivo, expone las definiciones de una serie de términos, los objetivos y metas generales, y las actividades a desarrollar en cada una de las fases de un proyecto de este tipo. Dichas definiciones, aceptadas internacionalmente, hacen alusión al desplazamiento de individuos (*translocation*), entendido como "el transporte y liberación intencionados de organismos vivos en el medio silvestre con la intención de establecer, reestablecer o aumentar una población" (IUCN 1987). Con relación a este concepto, se definen los siguientes términos (IUCN 1998; Soorae & Seddon, 1998; Cade 2000):

- Reintroducción: intento de establecer una especie en un área que fue en algún momento parte de su distribución histórica, pero de la cual ha sido extirpada o de la que se extinguió.
- Desplazamiento: movimiento, deliberado y provocado de individuos silvestres a una población existente de la misma especie.
- Reforzamiento / Suplementación: adicción de individuos a una población existente de la misma especie.
- Conservación / Introducciones benignas: intento de establecer una especie, con el propósito de conservación, fuera de su área de distribución registrada pero dentro de un hábitat y área geográficamente apropiados (Esta herramienta de conservación sólo es factible cuando no existen remanentes de áreas dentro de la distribución histórica).

Con relación a las definiciones anteriormente expuestas, y en el transcurso del análisis de viabilidad de la reintroducción del quebrantahuesos en el PNPE, se realizó una consulta a la IUCN/SSC RSG para conocer la valoración de dicha entidad sobre el tipo de actuación prevista. El resultado de esta consulta (ver Anexo I) concluyó que la liberación de aves en el PNPE responde a una reintroducción, no suponiendo un reforzamiento de población dado que se

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

carece de una población reproductora previamente establecida (P.S. Soorae – IUCN/SSC, com. pers.). Implicaría, por tanto, la liberación de aves en el área de la cual ha desaparecido con la finalidad de reestablecer una población viable y autosuficiente.

De forma resumida, la IUCN establece que las reintroducciones deben cumplir los siguientes requisitos (ver Evans *et al.* 1994):

- Debe existir una sólida evidencia de presencia histórica natural.
- Sólo deben tener lugar cuando las causas originales de la extinción han desaparecido.
- Sólo deben tener lugar cuando estén satisfechos los requerimientos de la especie en cuanto a su hábitat.
- Los individuos reintroducidos deben proceder de la población genéticamente más cercana a la población extinta.
- Su extracción no debe perjudicar la población fuente o donante.

Posteriormente, Baker (2002) elabora una detallada guía para programas de reintroducción que tiene como prioridad desarrollar criterios prácticos que orienten la planificación, aprobación e implantación de dichos programas. Dicho documento está reconocido como modelo de 'buenas prácticas' por el IUCN/SSC RSG y seleccionado por la FCQ como marco orientador para la evaluación y preparación del programa de reintroducción del quebrantahuesos en el PNPE. Sus principios básicos son resumidos en la tabla 2.1.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 2.1. Principios básicos de una reintroducción, basados en los criterios emitidos por Baker (2002).

PRINCIPIOS BÁSICOS DE UNA REINTRODUCCIÓN
1. Identificar la necesidad de una reintroducción y llevar a cabo una completa valoración general.
2. Definir la finalidad, objetivos y cronograma del proyecto.
3. Establecer un equipo multidisciplinar eficiente.
4. Valorar el hábitat del lugar de liberación propuesto y determinar su idoneidad.
5. Revisar la situación demográfica, ecológica y etológica del taxón de interés.
6. Determinar que los requerimientos socio-económicos, financieros y legales pueden ser alcanzados a corto y largo plazo.
7. Valorar la idoneidad del stock de aves disponibles para la liberación.
8. Evaluar el estatus genético del stock de aves de liberación.
9. Asegurar que el correcto estado veterinario del stock de aves de liberación ha sido revisado.
10. Elaborar estrategias y temporalizaciones para el transporte y liberación final de los animales.
11. Establecer un proceso de monitorización post-liberación y otras actividades de seguimiento.
12. Documentar y actualizar los resultados del proyecto.

A pesar de que los criterios más completos hasta el momento han sido elaborados por la IUCN, se consideran de interés los establecidos por *BirdLife Internacional* (anteriormente conocido como *The International Council of Birds Preservation*- ICBP). Así, se expone que:

- Las causas de la extinción deben ser identificadas y corregidas.
- Debe existir un hábitat adecuado con la extensión suficiente como para mantener una población viable.
- La población de la que se extraen los individuos para la reintroducción / reforzamiento no debe verse afectada.
- Se minimizan los riesgos a la seguridad humana y a la propiedad.

Adicionalmente, la Agencia oficial para la conservación de la naturaleza en el Reino Unido, *The Joint Nature Conservation* Committee (JNCC) (ver Heredia 1992), en colaboración con la *Royal Society for Protection* Birds (RSPB), considera relevantes los siguientes requisitos:

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

- Se debe contar con una buena evidencia histórica de la presencia de la especie en el área donde se quiere reintroducir.
- Se intentará conocer con la mayor precisión posible cuáles son las causas de la desaparición de la especie.
- Los factores causantes de la desaparición deben ser eliminados.
- Se seleccionarán prioritariamente aquellas especies desaparecidas debido a la acción humana y con pocas probabilidades de recolonizar de forma natural su área histórica de distribución.
- Debe existir un hábitat apropiado en cantidad suficiente para satisfacer los requerimientos de la especie.
- Los individuos que se liberan deben pertenecer a una población lo más cercana posible a la originaria.
- La población donante no debe verse afectada por la extracción de los ejemplares destinados a la reintroducción.

Según Tewes (1998), la puesta en marcha de proyectos puede ser evaluada asimismo según los siguientes criterios:

- Una población pequeña, en vías de extinción, tiene prioridad sobre otra donde ya se ha extinguido.
- Un área donde las causas que provocaron el declive o extinción han desaparecido tiene prioridad sobre otra donde aún persisten.
- Una región o país en el que las autoridades u organizaciones conservacionistas reconocidas apoyan o participan en el proyecto tiene prioridad sobre otro en el que esta situación no se produce.

El estricto cumplimiento de los criterios internacionales anteriormente expuestos es considerado esencial para demostrar que las reintroducciones son técnicas de conservación apropiadas y ampliamente utilizadas para la restauración de poblaciones extintas (Evans *et al.* 1994).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Toda la información referida en este capítulo ha sido contrastada con especialistas de SEO/BirdLife para su ampliación, confirmando la idoneidad y vigencia de las fuentes consultadas en el presente estudio (A. Madroño, com. pers.).

2.2. Revisión actualizada de reintroducciones e identificación de factores de éxito y fracaso

Históricamente, las reintroducciones han sido utilizadas para restaurar poblaciones diezmadas por la acción del hombre (caza incontrolada, uso de métodos no selectivos para el control de predadores,...), favorecer la heterogeneidad genética de poblaciones pequeñas, acelerar los procesos de recuperación de una especie en aquellos hábitats donde los factores que provocaron su regresión están controlados o para el establecimiento de poblaciones satélites que ayuden a reducir el riesgo de extinción por fenómenos catastróficos (Griffith *et al.* 1989). Recientemente, las reintroducciones suponen además una importante fuente de información acerca de los procesos reguladores en poblaciones de rapaces (Nicoll *et al.* 2004).

Debido a que las poblaciones naturales continúan sufriendo procesos regresivos, se observa un incremento de programas de cría en cautividad y proyectos de reintroducción que persiguen la conservación de especies amenazadas (Balmford *et al.* 1996; Snyder *et al.* 1996). Son numerosos los proyectos de reintroducción llevados a cabo en las últimas décadas (ver revisión en Soorae & Seddon 1998; Baker 2002), cuya eficacia ha sido ampliamente debatida (Griffith *et al.* 1989; Kleiman 1989; Chivers 1991; Stuart 1991; Lindburg 1992). Este incremento observado en el número de reintroducciones, sumado al elevado coste asociado a este tipo de proyectos, hace necesario un mayor conocimiento de los factores que determinan su éxito (Matson *et al.* 2004). Éste se ha visto limitado por aspectos biológicos, logísticos y organizativos, siendo reducido el número de reintroducciones que han concluido con el restablecimiento de poblaciones viables (ver revisiones en Griffith *et al.* 1989; Beck *et al.* 1994; Wilson & Stanley Price 1994; Fischer & Lindermayer 2000).

A pesar de que las recomendaciones sobre reintroducciones advierten de la necesidad de conocer los factores que provocan el fracaso de estos proyectos (Kleiman *et al.* 1994; IUCN 1998), los intentos de evaluar el éxito de determinados programas se han visto dificultados por la

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

falta de documentación adecuada (Scott & Carpenter 1987; Griffith *et al.* 1989; Short *et al.* 1992; Beck *et al.* 1994; Biggins *et al.* 1999; Fajardo *et al.* 2000; Fischer & Lindermayer 2000). Según Mathews *et al.* (2005), este hecho podría deberse a una falta de monitorización, a una insuficiente duración de los proyectos (Beck *et al.* 1994) relacionada con la reducida periodicidad de la vigencia político-administrativa competente así como al poco interés por documentar los errores detectados (Sarrazin & Barbault 1996).

Una de las mejores fuentes de información sobre la efectividad de los procedimientos empleados en reintroducciones es la experiencia extraída de proyectos previos (Sarrazin & Barbault 1996; Cheyne 2006), resultando de gran importancia en las fases de preparación de nuevos proyectos (Stanley Price, 1991; McGrady *et al.* 1994). De ahí, la necesidad de conocer el desarrollo de otros programas similares (Soorae & Seddon 2000) e identificar factores de éxito y fracaso que pudieran orientar la reintroducción, en este caso, del quebrantahuesos en el PNPE.

Con ese objetivo, se ha realizado una revisión exhaustiva de la literatura científica relativa a reintroducciones, incluyendo únicamente aquellos proyectos con información de calidad suficiente para ser evaluados. Según Griffith *et al.* (1989), los programas de reintroducción deben disponer de un fundamento científico-técnico sólido que permita asentar las bases para lograr con éxito los objetivos planteados, requiriendo un exhaustivo análisis previo de la metodología y estrategias de trabajo para la identificación de los posibles factores asociados al éxito potencial. Factores ambientales, de tipo metodológico o factores relativos a la especie y/o población parecen ser determinantes para que la liberación de ejemplares resulte en un restablecimiento exitoso o aumento de la población silvestre (Wolf et al. 1998). Una revisión sobre desplazamientos intencionados de aves y mamíferos en Australia, Canadá, Hawai, Nueva Zelanda y Estados Unidos llevadas a cabo entre 1973 y 1986 (Griffith *et al.* 1989) encontró que el 90% fueron especies cinegéticas, frente al 7% de especies amenazadas, en peligro o sensibles ($n \approx 700$ desplazamientos · $año^{-1}$). De entre estas últimas, el 28% correspondieron a aves rapaces. Según estos autores, el éxito de proyectos desarrollados con especies sensibles o amenazadas fue del 44% (n=80), aumentando a 53% (n= 89) según revisiones posteriores (Wolf *et al.* 1996). Adicionalmente, apuntan que el 63% de los proyectos de reintroducción de aves fueron exitosos (n= 105). Según una revisión realizada por Cade (2000), en la que se evalúan desplazamientos intencionados de rapaces diurnas, el 75% de los proyectos bien ejecutados y documentados (n=28) han tenido éxito en el restablecimiento de una población auto-sostenible, y

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

el 66,6% de los proyectos analizados en curso (n= 15) parecieron tener elevadas probabilidad de éxito.

La multiplicidad (Wolf *et al.* 1996) y especificidad de los factores causales y su importancia relativa se muestra variable entre los programas de liberación (Wolf *et al.* 1998). Pese a ello, el éxito parece estar asociado con la procedencia de los animales liberados (75% de éxito en proyectos donde los ejemplares procedían de libertad, n= 163), calidad del hábitat (Griffith *et al.* 1989; Armstrong & MacLean 1995; Wolf *et al.* 1996; Hodder & Bullock 1997; IUCN 1998), existencia de una población donante suficiente y su proximidad (Griffith *et al.* 1989; Wolf *et al.* 1996), eliminación de los factores causantes de la desaparición (Cade *et al.* 2004), ausencia de mortalidad potencial por depredación (Griffin *et al.* 2000), estudios previos de viabilidad (Steury & Murray 2004), elección acertada del lugar de liberación, estrategia reproductora de la especie y el buen estado de los ejemplares liberados (Beissinger 2000) así como la práctica de entrenamiento pre-liberación, aclimatación y monitorización post-liberación (Beck *et al.* 1994). El éxito de una reintroducción puede verse asimismo afectado por condiciones no biológicas, tales como el apoyo social de la población local o condiciones de carácter socio-político (Kleiman *et al*. 1994; Reading *et al.* 1997; Engelhardt *et al.* 2000).

En el caso concreto de los programas de reintroducción de aves, el número de animales liberados, el rango y el estatus poblacional parecen jugar un papel principal (Wolf *et al.* 1996). Según Cade *et al.* (2004), la falta de supervisión y método científico es identificada como un problema en varios proyectos de reintroducción del cóndor andino *Vultur gryphus*.

Las reintroducciones de especies de dilatada maduración sexual y baja tasa reproductiva son procesos lentos (Cade *et al.* 2004), en algunas ocasiones prolongándose su ejecución durante varias décadas (Feliciano *et al.* 2001; Primarck & Ros 2002; Burnham *et al.* 2006). Típicamente, los proyectos exitosos requieren entre 10 y 15 años o más, incluso para especies que alcanzan la madurez sexual en 2-3 años (ver revisión en Cade 2000). Según (Mathews *et al.* 2005), el verdadero inicio de un restablecimiento poblacional se produce, no sólo con la formación de parejas estables que lleguen a iniciar la reproducción, sino con la cría exitosa de descendientes que consigan asimismo tener éxito en la reproducción, llegando a ser auto-sostenible (Griffith *et al.* 1989).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Conviene conocer los procedimientos y resultados de reintroducciones previas de la misma especie o especies similares y mantener contactos con equipos que hayan llevado a cabo experiencias similares antes y durante el desarrollo del protocolo de reintroducción (Rodríguez *et al.* 2003; Baker 2002). Para ello, se han revisado diversos proyectos de reintroducción de especies de rapaces (Anejo II) como el pigargo *Haliaeetus albicilla* (Evans *et al.* 1994), águila calva *Haliaeetus leucocephalus* (Sherrod *et al.* 1989), cóndor de California *Gymnogyps californianus* (Toone & Wallace 1994; Kiff 2000; Meretsky *et al.* 2000; Cade *et al.* 2004), cóndor andino (Wallace & Temple 1987; Lieberman *et al.* 1993), halcón peregrino *Falco peregrinus* (Cade & Temple 1995), cernícalo de las Islas Mauricio *Falco punctatus* (Cade & Jones 1993), buitre leonado *Gyps fulvus* en Francia (Sarrazin *et al.* 1994, 1996; Terrase *et al.* 1994, 2004), águila pescadora *Pandion haliaetus* (Rymon 1989), milano real *Milvus milvus* (Evans *et al.* 1994; McGrady *et al.* 1994), buitre negro *Aegypius monachus* en Francia y España (Tewes 1994; Tewes *et al*. 1998, 2004a, 2004b; Terrase *et al.* 2004), águila pescadora *Pandion haliaeetus* (Denis & Dixon 2001), águila imperial *Aquila adalberti* (Madero & Ferrer 2002) o quebrantahuesos en los Alpes (Frey & Walter 1989; Coton & Estève 1990; Frey & Bijleveld 1994; Bustamante 1998; Zink 2004), que han constituido un marco de referencia destacado para la edición del presente informe, especialmente en lo referente al desarrollo de técnicas exitosas de crianza y liberación de aves, aplicables a la reincorporación de quebrantahuesos en el medio natural (ver capítulo 7).

En este sentido, destaca el esfuerzo invertido por la FCQ en el conocimiento del Programa de Conservación del cóndor andino, dirigido por el Dr. L. Jácome quien, a través de la Fundación Bioandina (Argentina) y el Zoológico de Buenos Aires, gestiona la recuperación de esta especie en Sudamérica. El intercambio realizado entre las dos Fundaciones ha permitido orientar el presente análisis así como las diversas opciones de manejo, cría en cautividad en aislamiento humano y liberación de especies en programas de reintroducción de rapaces.

2.2.1. Reintroducción del quebrantahuesos en los Alpes: descripción y análisis

El proyecto alpino comienza en 1972 (Frey & Walter 1989) con la liberación de ejemplares procedentes de poblaciones salvajes de la antigua Unión Soviética (Negro & Torres 1999), teniendo como precedente la propuesta realizada en 1920 por Stemmler para reintroducir quebrantahuesos en el Parque Nacional de Suiza. Tras la muerte y desaparición de estos ejemplares, W. Walter propone, en 1979, un proyecto basado en la liberación de ejemplares

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

procedentes de un programa de cría en cautividad (Frey & Walter 1989; Frey & Llopis 1998). Esta nueva iniciativa permitió comenzar con las primeras sueltas de aves en 1986 en Rauris (Austria), y en Francia en 1987 en Haute Savoir y desde 1993 en el Parque Nacional de Mercantour. En 1991, tuvo lugar la primera liberación de aves en Suiza, en el Parque Nacional de Engadine, y en 1994 en el Parque Nacional de Argentera (Italia). Se liberaron además dos quebrantahuesos en el Valle Martell, Sur de Tyrol (Italia). Hasta 2004, han sido liberadas 121 aves (Zink 2004) procedentes de cría en cautividad mediante la técnica "*hacking*" (Frey & Zink 2001).

Este proyecto tiene como objetivo el establecimiento de una población capaz de sobrevivir y reproducirse independientemente de la intervención humana. En 1993-1994 se constatan las primeras cópulas y en 1995-1996 la primera puesta, sin que se produjera eclosión (Frey & Llopis 1998). En 1997 tiene lugar la primera reproducción en libertad y se crea una segunda pareja. En 1999 son tres parejas establecidas, en 2002/03 se constata la incubación por parte de seis parejas con resultados exitosos en dos de ellas, y en 2004 el número de territorios conocidos asciende a 13 (Zink 2004)). Desde 1997 a 2004, se contabilizaron un total de 20 intentos reproductivos de los cuales el 75% fueron exitosos (Zink 2004). Una reciente recopilación (Heredia 2005) apunta la existencia de 16 parejas territoriales, 10 puestas y 7 pollos volados en 2005.

Todas las acciones son establecidas bajo una coordinación internacional de carácter general, gestinada por la *Foundation for the Conservation of the Bearded Vulture* (FCBV), de ámbito privado, que ha permitido mantener la relación entre los diferentes centros de cría, parques zoológicos y centros de recuperación, posibilitando el contacto entre los equipos que realizan el seguimiento de aves marcadas. Gracias a la creación y mantenimiento de una red de observadores en toda la Cordillera Alpina, se recogen, transmiten y centralizan los datos de avistamientos. Con carácter anual, se edita de la revista *Annual Report*, donde se recogen los acontecimientos sucedidos en el proyecto (Frey & Llopis 1998).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

2.3. Valoración general del grado de cumplimiento de los requisitos de viabilidad

El beneficio de acciones de conservación que persiguen el restablecimiento de una población salvaje a través de una reintroducción debería ser cuidadosamente valorado frente a sus posibles efectos negativos, en la fase previa a la toma de decisiones sobre si dicha reintroducción puede ser o no justificada (Sillero-Zubiri & Macdonald 2002).

Con carácter preliminar, y teniendo en cuenta los criterios orientadores de la IUCN (1987, 1995), así como consideraciones teóricas sobre los aspectos determinantes en reintroducciones (ver Griffith *et al*. 1989; Kleiman *et al.* 1994; Wolf *et al.* 1996; Reading *et al.* 2002; Rodríguez *et al.* 2003), se exponen de forma resumida en la tabla 2.1, los requisitos de viabilidad de la reintroducción del quebrantahuesos en el PNPE y el grado de cumplimiento de los mismos Dichos criterios han sido agrupados en cuatro categorías diferentes: (a) condiciones poblacionales, (b) condiciones ambientales, (c) condiciones biológicas, (d) condiciones humanas y (e) condiciones metodológicas.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 2.2. Criterios de viabilidad de la reintroducción del quebrantahuesos en los Picos de Europa y el cumplimiento de los mismos.

CRITERIOS	CUMPLIMIENTO
A. Condiciones poblacionales	
§ Riesgo de extinción elevado	Sí
§ Necesidad de crear poblaciones satélites que minimicen las probabilidades de extinción	Sí
§ Disponibilidad de ejemplares para reintroducción en número suficiente	Sí
§ Disponibilidad ejemplares procedentes de población silvestre	Sí
§ Proximidad geográfica a la población fuente	Sí
§ Conectividad geográfica / efecto metapoblacional	Sí
§ Reducidas probabilidades de recolonización natural	Sí
§ Reducidos perjuicios para la población silvestre	Sí
B. Condiciones ambientales	
§ Eliminación de las causas que provocaron la extinción	Sí
§ Evidencia histórica de la especie	Sí
§ Existencia de hábitat de calidad	Sí
§ El área de liberación tiene capacidad suficiente para mantener una población viable y autosuficiente	Sí *
§ Reducida variación ambiental en el área de liberación	Sí
C. Condiciones biológicas	
§ Los animales liberados pertenecen a la población genéticamente más cercana	Sí
§ Ausencia de competidores y/o deprepadores potenciales	Sí
§ Ciclo reproductivo corto y elevada productividad	No
§ Elevada adaptabilidad o capacidad colonizadora	No
D. Condiciones humanas	
§ Reducidos riesgos para la seguridad humana y la propiedad particular	Sí
§ Participación e implicación de las autoridades competentes (OG) y organizaciones conservacionistas (ONG)	Sí
§ Aceptación social por parte de la población local	Sí
E. Condiciones metodológicas	
§ Conocimientos sobre la biología / ecología de la especie	Sí
§ Experiencia en técnicas de manejo de la especie	Sí
§ Existencia de supervisión y método científico en el planteamiento, ejecución y revisión del programa.	Sí
§ Disponibilidad de recursos económicos a medio – largo plazo	No
§ Cumplimiento de la legislación vigente	Sí
§ Existencia de Planes de Recuperación en el área de reintroducción	Sí **
¿Es conveniente la reintroducción?	Sí

* La recuperación del quebrantahuesos se plantea a través de un programa de conectividad ambiental entre los Pirineos y los Picos de Europa.
** Actualmente, la elaboración de Planes de Recuperación del quebrantahuesos en Asturias, Cantabria y Castilla y León se encuentra en curso.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

2.2.1. Evaluación de los criterios de reintroducción (según tabla 2.2)

Criterios de tipo A: Condiciones poblacionales

Inicialmente, se ha valorado la contribución de un programa de reintroducción en el PNPE a la conservación de la población ibérica de quebrantahuesos y han sido identificados una serie de criterios que avalan la necesidad de crear nuevos núcleos poblaciones (Capítulo 5), derivados fundamentalmente del actual estatus poblacional de la especie en España. Como resultado de las acciones de conservación desarrolladas durante las últimas décadas en la Cordillera Pirenaica[1], se dispone de información relativa a la biología de la reproducción suficiente para identificar una fracción poblacional con reiterado fracaso reproductor. La puesta en marcha de un reciente programa de manejo de nidos 'deficientes'- que acumulan reiterados fracasos en la reproducción durante un período de tiempo mayor a cinco años- está permitiendo incrementar la productividad de la población, rescatando con vida las puestas de riesgo antes de que se produzca su muerte o abandono, sin causar perjuicio al resto de la población silvestre (Capítulo 5). De esta manera, se ponen en marcha nuevas iniciativas de conservación que contribuirán a:

- Mejorar la productividad media de la población ibérica de quebrantahuesos.
- Incrementar el conocimiento científico de la especie e implementar técnicas de manejo eficientes de bajo coste económico.
- Reducir riesgos de fracaso o abandono de puestas en nidos viables contemplados en otros modelos de manejo más intervencionista, actualmente innecesarios ante las condiciones de disponibilidad de nidos inviables.
- Optimizar el cautiverio de aves inválidas para su re-incorporación al medio natural mediante su empleo como parentales nodriza de pollos rescatados.
- Restauración de la población extinta en el PNPE a través de un modelo de manejo conservador basado en la optimización de la población silvestre frente a las

[1] LIFE93/NAT/E/011801 *Programa de Conservación de los Vertebrados Amenazados en los Pirineos*; LIFE NAT/E/005296 *Plan de recuperación del Quebrantahuesos en los Sistemas Montañosos del Noreste de España*; Interreg III. *Por un Pirineo Vivo* (2002-2005).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

tradicionales técnicas de cría en cautividad, caracterizadas por su alto coste económico y baja productividad.

En este contexto, cabe destacar que la existencia de un flujo constante de ejemplares en dispersión desde los Pirineos a los Picos de Europa no garantiza la recolonización natural de esta última cordillera, debido a las propias limitaciones etológicas que la especie imprime en sus movimientos dispersivos. Así lo demuestra el bajo éxito de reclutamiento experimentado por los montes vasco-navarros que, tras un período de más de diez años, no ha conseguido establecer un núcleo reproductor estable.

Criterios de tipo B: condiciones ambientales

Disponer de lugares de nidificación adecuados (Meek *et al.* 2003) y asegurar que las causas que provocaron la extinción han sido identificadas y corregidas (Engelhardt *et al.* 2000; Meretsky *et al.* 2000; O'Toole *et al.* 2002) son considerados pre-requisitos indispensables para un intento de reintroducción. Los Picos de Europa constituyen uno de los últimos núcleos reproductores ibéricos que sufrieron procesos de extinción local (Hiraldo *et al.* 1979). Trabajos previos de recuperación de la especie en este macizo (Báguena *et al.* 2003, 2004; Sánchez-Castilla *et al.* 2005) han permitido constatar su presencia histórica (Capítulo 3), localizando antiguas áreas de reproducción y zonas utilizadas como rompederos. Se constata, asimismo, la desaparición de las causas que provocaron la extinción (Sánchez-Castilla *et al.* 2005), relacionadas fundamentalmente con la persecución directa y el empleo de veneno (ver Capítulo 7) así como la existencia de hábitat de calidad para la reintroducción de la especie (Capítulo 6). El PNPE reúne, por tanto, condiciones idóneas para la liberación y posterior asentamiento de una población reproductora, suficiente para crear una estructura metapoblacional en contacto con la Cordillera pirenaica. La distribución de la especie por el corredor montañoso ibérico-cantábrico, cuya calidad de hábitat deberá ser analizada en estudios posteriores, posibilitará la consolidación de una población autosufiente y viable.

Criterios de tipo C: condiciones biológicas

Según los criterios emitidos por la IUCN (1998) relativos a reintroducciones, diversas condiciones biológicas deben ser consideradas de manera previa a la liberación de aves. Entre ellas, destacan la pertenencia de los ejemplares reintroducidos a la población silvestre genéticamente más cercana, en este caso, a la población pirenaica con la que estuvo conectada hasta mediados del pasado siglo XX. Asimismo, y a pesar del citado flujo

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

dispersivo de ejemplares, la baja capacidad colonizadora de la especie sumada a su prolongado ciclo reproductivo y reducida productividad, disminuyen las posibilidades de éxito en un proceso de re-colonización natural en el PNPE. Adicionalmente, la ausencia de potenciales competidores facilitaría la recuperación de la especie. En este caso, la presencia de especies como el buitre leonado no provocaría interacciones negativas significativas por competencia en la selección de nidos, favoreciendo, por el contrario, la localización de *pasillos de vuelo* idóneos así como la presencia de alimento. La naturaleza caliza dominante del área de dispersión garantiza la abundancia de emplazamientos óptimos para la nidificación.

Criterios de tipo D: condiciones humanas

Conocida la necesaria participación social en los proyectos de reintroducción para el lograr con éxito los objetivos planteados, se constata la elevada representatividad de este condicionante en la recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa.

Inicialmente, el proyecto Life '*Recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa*' iniciado en 2002 contemplaba este factor como una acción lineal y constante en todas las actuaciones ejecutadas en el ámbito científico, técnico-administrativo y divulgativo. Esta acción, planteada como un objetivo prioritario y dominante del proyecto, se ha convertido en la actualidad en uno de los principales factores que avalan la realización de un proyecto de reintroducción en el PNPE. Los óptimos resultados obtenidos hasta el momento permiten constatar la elevada aceptación social por parte de la población local e implicación tanto de la Administración pública como de organizaciones gubernamentales y no gubernamentales (Montero 2005). Como consecuencia de dicha implicación, la reintroducción del quebrantahuesos en el PNPE se plantea bajo un programa coordinado de trabajo cooperativo, contando para ello con apoyos institucionales por parte de los Gobiernos de Asturias, Cantabria, Castilla –León, Navarra y el MIMAN.

Criterios de tipo E: condiciones metodológicas

Los conocimientos adquiridos sobre la biología y ecología de la especie obtenidos a través de la ejecución del Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón desde 1994, donde se contemplan actuaciones de rescate, incubación, liberación y seguimiento de aves (ver Capítulo 9), acreditan experiencia suficiente para abordar un programa de similares

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

características en el PNPE, homólogo al ejecutado en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) con resultados exitosos. Las acciones de conservación realizadas en el norte peninsular se derivan de las líneas de actuación elaboradas por la Estrategia para la Conservación del Quebrantahuesos en España (Comité Nacional de Protección de la Naturaleza 2000). Dichas actuaciones son realizadas en coordinación con el MIMAN y los diferentes gobiernos autonómicos, contando con la participación de las Universidades de Zaragoza, Oviedo, León, y País Vasco, y siendo supervisadas por el Comité Asesor de la FCQ y el Grupo de Expertos en Reintroducción del Comité de Supervisión de Especies de la UICN. Siguiendo las líneas de trabajo previo con la especie, tanto en los Pirineos como en los Picos de Europa, las acciones de manejo de ejemplares en el Parque Nacional están sujetas a la legislación y normativa vigentes, amparadas bajo planes de recuperación específicos, actualmente en fase de redacción.

La reiterada fragilidad financiera de numerosos proyectos de reintroducción ha sido identificada como un factor crítico en la consecución exitosa de los objetivos propuestos. El proyecto de reintroducción del quebrantahuesos en el PNPE deberá contar con una necesaria estabilidad económica acorde con las particularidades administrativas de rango supra-autonómico así como con la fenología de la especie.

La valoración de la idoneidad de la reintroducción del quebrantahuesos en el PNPE muestra un cumplimiento del 88,5% de los criterios establecidos (ver Tabla 2.1). Considerando los resultados de la valoración global, se concluye que la reintroducción del quebrantahuesos en el PNPE resulta conveniente.

De forma adicional, los principios básicos de una reintroducción, utilizados como criterios para valorar la idoneidad de su realización, suelen ir acompañados de una representación esquemática de los mismos, establecida en formato de 'árbol de decisiones' (Baker 2002). El cuadro 2.2 muestra un ejemplo de dicha representación, que podría ser aplicada la reintroducción del quebrantahuesos en el PNPE, obteniendo como resultado una aceptación a la ejecución del programa de reintroducción.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Cuadro 2.1. Árbol de decisiones: Reintroducción del quebrantahuesos en el Parque Nacional de Picos de Europa.

Cuestión 1: ¿Es necesaria una reintroducción?
¿Contribuirá la reintroducción a la conservación de la especie, restauración de la biodiversidad natural, promoción de la sensibilidad de conservación, o similar? ¿Se pretende restablecer una población silvestre viable y autosostenible? ¿Los beneficios previstos compensan ampliamente los riesgos potenciales?

No → Suspender el programa de reintroducción y reforzar el lugar de origen

↓ Sí

Cuestión 2: Valoración general
Determinación de si requerimientos claves en una reintroducción como la viabilidad de hábitat y poblacional, existencia de un stock para liberación, factores socio-económicos, aspectos legales, de gestión y veterinarios o monitorización post-liberación pueden ser cumplidos.

No → Suspender el programa de reintroducción

↓ Sí

Cuestión 3: Equipo multicisplinar
¿Es posible la creación de un equipo multidisciplinar para la ejecución de un conjunto de finalidades y objetivos claramente definidos en un plazo de tiempo determinado?

No → Suspender el programa de reintroducción

↓ Sí

Cuestión 4: Programa veterinario
¿Es posible el desarrollo y ejecución de un programa veterinario? ¿Es posible comprobar que los animales no padecen enfermedades? ¿Es posible determinar su lugar de origen?

No → Suspender el programa de reintroducción, aislamiento en cuarentena y destinar a mantenimiento en cautividad

↓ Sí

Cuestión 5: Idoneidad de hábitat
¿Es posible realizar una valoración del hábitat propuesto para la reintroducción? Si así es, ¿se considera adecuado el hábitat en el cual se pretenden llevar a cabo las liberaciones?

No → Suspender el programa de reintroducción

↓ Sí

Cuestión 6: Requerimientos socio-económicos y legales
¿Pueden ser satisfechos los requerimientos socio-económicos y legales que exige el proyecto a corto y largo plazo?

No → Suspender el programa de reintroducción

↓ Sí

Cuestión 7: Existencia e idoneidad del stock de aves para la liberación
¿Se considera idóneo el stock de aves para la liberación desde un punto de vista veterinario, sanitario, poblacional y etológico? ¿Ha sido determinado su estatus genético?

No → Suspender el programa de reintroducción y mantenimiento de las aves en cautividad

↓ Sí

Cuestión 8: Transporte y liberación
¿Puede asegurarse un transporte seguro y liberación en un lugar específico previamente establecido?

No → Revisar el protocolo para asegurar un transporte y liberación efectivo. Si no, suspender el programa de reintroducción

↓ Sí

Cuestión 9: Requerimientos post-liberación
¿Es posible una monitorización continuada de las aves liberadas? ¿Pueden ser documentados los resultados del proyecto y difundidos en la comunidad científica y otros sectores vinculados a la conservación?

No → Revisar el protocolo para asegurar la documentación de los resultados del proceso. Si no, suspender el programa de reintroducción

↓ Sí

EJECUCIÓN DEL PROGRAMA DE REINTRODUCCIÓN

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

2.4. Referencias

Armstrong, D.P., I.G. MacLean. 1995. New Zealand Translocations: theory and practice. *Pacific Conservation Bio*logy 2: 39-54.

Báguena, G., E. Sánchez-Castilla, M. Rollán, L. Tirado, A. Rodríguez. 2003. Picos de Europa se prepara para el regreso del quebrantahuesos. *Quercus* 214: 8-9.

Báguena, G., P. Otero, L. Rodríguez-Rey, M. Rollán, E. Sánchez-Castilla, L. Tirado. 2004. Resurgir de la extinción. *Ambienta* 38: 43-48.

Báguena, G. E. Sánchez-Castilla. 2005. Restauración de poblaciones extintas: la recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa. En: A. Margalida & R. Heredia (eds.). *Biología de la Conservación del Quebrantahuesos Gypaetus barbatus en España*: 237-254. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.

Baker, L.R. (Ed). 2002. Guidelines for Nonhuman Primate Re-introductions. *Newsletters of the Reintroduction* 21. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group.

Balmford, A., Mace, G.M., Leader-Williams, N., 1996. Designing the ark: setting priorities for captive breeding. *Conservation Biology* 10, 719–727.

Beck, B.B. 1994. Reintroduction of captive-born animals. In: Olney PJS, Mace GM, Feistner ATC. *Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals*: 265-286. Chapman & Hall, London PP.

Beissinger, S. R. 2000. Ecological mechanisms of extinction. *PNAS* 97(22): 11688-11689.

Biggins, D.E., Vargas, A., Godbey, J.L., Anderson, S.H., 1999. Influence of prerelease experience on reintroduced black-footed ferrets (*Mustela nigripes*). *Biological Conservation,* 89: 121–129.

Burnham, W.; T.J.Cade; A. Lieberman; J.P. Jenny; W.R. Heinrich. 2006. Hands-on restoration. In Goble, D.D.; J.M. Scott,; F.W. Davis eds. *The Endangered Species Act at Thirty: Renewing the Conservation Promise Volume 1*: 237-246. Island Press, Washington, D.C.

Cade, T. J. 2000. Progress in translocation of diurnal raptors. R. D. Meyburg & B.-U. Chancellor *Raptors at Risk*: 343-372. WWGBP / Hancock House.

Cade, T.J., C.G. Jones. 1993. Progress in restoration of the Mauritious Kestrel. *Conservation Biology* 7: 169-175.

Cade, T. J., S. A. Temple. 1995. Management of threatened bird species: Evaluation of the hands-on approach. *Ibis* 137 (Suppl. 1): S161-S172.

Cade, T. J., S.A.H Osborn, W.G. Hunt, C.P. Woods 2004. Commentary on released California condor *Gymnogyps californianus* in Arizona. In: R. D. Chancellor & B-U. Meyburg, eds. *Raptors Worldwide*: 11-25.Budapest, WWGBP/MME.

Cheyne, S.M. 2006. Wildlife reintroduction: considerations of habitat quality at the release site. BMC Ecology 6: 5 [http://www.biomedcentral.com/1472-6785/6/5].

Chivers DJ. 1991. Guidelines for re-introductions: procedures and problems. *Symposia of the Zoological Society of London* 62: 89-99.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza. 2000. Estrategia para la Conservación del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente.

Coton, C., R. Estève. 1990. La réintroduction du Gypaète barbu dans les Alpes. *Rev. Ecol*. 5: 227-241.

Denis, R., Dixon, H. 2001. The experimental reintroduction of Ospreys *Pandion haliaetus* from Scotland to England. *Vogelwelt,* 122: 147-154.

Engelhardt, K.A.M., J. A. Kadleca, V. L. Royb, J. A. Powell. 2000. Evaluation of translocation criteria: case study with trumpeter swans (*Cygnus buccinator*). *Biological Conservation* 94: 173-181.

Evans, I. M., J.A. Love, C.A. Galbraith, M.W. Pienkowski. 1994. Population and range restoration of threatened raptors in the United Kingdom. B.-U. Meyburg R. D. Chancellor (Eds.). *Raptor Conservation Today*: 447-457. WWGBP / The Pica Press.

Fajardo, I., G., Babiloni, Y. Miranda. 2000. Rehabilitated and wild barn owls (*Tyto alba*): dispersal, life expectancy and mortality in Spain. *Biological Conservation* 94(3):287-295.

Feliciano, J.O., D. Rodríguez, B. Gómez. 2001. *Cómo salvar una especie en vías de extinción. Resultados y experiencias del Programa Cóndor andino Colombia*. Guía de manejo. Fundación Recursos Naturales- Renacer. Colombia.

Madero, A.; Ferrer, M.. 2002. *Proyecto de reintroducción del águila imperial ibérica en Cádiz*. Junta de Andalucía & Estación Biológica de Doñana (CSIC). Informe inédito.

Fischer, J., D.B. Lindenmayer. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* 96: 1-11.

Frey, H, W. Walter 1989. The Reintroduction of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* into the Alps. In: Meyburg, B.-U. & R.D. Chancellor, eds. *Raptors in the Modern World*: 341-344. WWGBP / Berlin, London & Paris.

Frey, H, M. Bijleveld. 1994. The Reintroduction of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus aureus* into the Alps. In: Meyburg, B.-U. & R.D. Chancellor, eds. *Raptor Conservation Today*: 459-464. WWGBP / The Pica Press.

Frey, H., A. Llopis. 1998. Situación actual del proyecto de reintroducción del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Alpes. En: R. D. Chancellor, B-U. Meyburg & J.J. Ferrero, eds. *Holartic Birds of Prey*. ADENEX-WWGBP.

Frey, H., R. Zink. 2001. The International Reintroduction Project of the Bearded Vulture (Gypaetus barbatus) into the Alps: How it Woks and Perspectives. In: A. Sakoulis, M. Probonas & S. Xirouchakis, Eds. *Proceedings of the 4th Bearded Vulture Workshop*: 69-76.Irakleio, Crete, Creece.

Griffith, B., J.M. Scott, J.W. Carpenter, C. Reed. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, 245: 477-480.

Griffith, B., J.M. Scott, J.W. Carpenter, C. Reed. 1990. Translocation of captive-reared terrestrial vertebrates, 1973-1986. *Endangered Species Update*, 8(1): 10-14.

Griffin, A.S., Blumstein, D.T., Evans, C.S. 2000. Training captive-bred or translocated animals to avoid predators. *Conservation Biology* 14: 1317–1326

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Heredia, B. 1992. Reintroducción de especies y reforzamiento de poblaciones en la conservación de aves en España. *Ardeola*, 39 (2): 41-47.

Heredia, R. 2005. Status y distribución del quebrantahuesos en España y diagnóstico de la situación de la población en la UE. En: Margalida, A. & Heredia, R. (Eds.). *Biología de la Conservación del Quebrantahuesos en España*: 21-37. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.

Hiraldo, F., M. Delibes, J. Calderón. 1979. *El quebrantahuesos* (Gypaetus barbatus)*. Sistemática, taxonomía, biología, distribución y protección*. Monografías, 22. Ministerio de Agricultura, ICONA.

Hodder, K.H., J.M. Bullock. 1997. Translocations of native species in the UK: implications for biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 34: 547-567.

IUCN. 1987. *Position Statement on Translocation of Living Organisms: introductions, reintroductions and re-stocking*. Gland, Switzerland.

IUCN. 1998. *Guidelines for re-introductions*. Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 10 pp.

Kiff, L. 2000. The California condor Recovery Programme. In: R.D. Chancellor & B.-U. Meyburg, Eds. *Raptors at Risk*: 307-319 WWGBP/Hancock House.

Kleiman, DG. 1989. Reintroduction of captive mammals for conservation. *Bioscience* 39: 152-162.

Kleiman, D. G., Stanley Price, M. R. Beck, B. B. 1994. Criteria for reintroductions. In: Olney, P. J. S., Mace, G. M. and Feistner, A. T. C. (eds.) *Creative Conservation: Interactive management of wild and captive animals*: 287 - 303. Chapman and Hall. London.

Lieberman, A., V. Rodríguez, J.M. Paez, J. Wiley. 1993. The reintroduction of Andean condor into Colombia, South America: 1989-1991. *Oryx* 27(2): 83-90.

Lindburg DG. 1992. Are wildlife reintroductions worth the cost? *Zoo Biology* 11:1-2.

Mathews, F., M. Orros, G. McLaren, M. Gelling, R. Foster. 2005. Keeping fit on the ark: assessing the suitability of captive-bred animals for release. *Biological Conservation* 121: 569–577.

Matson, T.K., A. W. Goldizen, P. J. Jarman. 2004. Factors affecting the success of translocations of the black-faced impala in Namibia. *Biological Conservation* 116: 359–365.

McGrady, M.J., D.C. Orr-Ewing, T.J. Stowe. 1994. The reintroduction of the red kite *Milvus milvus* to Scotland. In: Chancellor, R.D., Meyburg, B.-U. (Eds.). *Raptor Conservation* Today: 471–478. WWGBP/the Pica Press.

Meek, W. R., P.J. Burman, M. Nowakowski, T.H. Sparks, N.J. Burman. 2003. Barn owl release in lowland southern England— a twenty-one year study. *Biological Conservation* 109(2): 271-282.

Meretsky, V.J., N. F. R. Snyder, S.R. Beissinger, D. A. Clendenen, J. W. Wiley. 2000. Demography of the California condor: Implications for the establishment. *Conservation Biology* 14 (4): 957-967.

Montero, J.A. 2005. Luz verde para reintroducir quebrantahuesos procedentes de Pirineos en Picos de Europa. *Quercus*, 232: 12.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Negro, J. J., M. J. Torres. 1999. Genetic variability and differentiation of two Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* populations and implications for reintroductions projects. *Biological Conservation* 87:, 249-254.

Nicoll, M. A. C., C. G. Jones, K. Norris. 2004. Comparison of survival rates of captive-reared and wild-bred Mauritius kestrels *(Falco punctatus)* in a re-introduced population. *Biological Conservation* 118(4): 539-548.

O'Toole, L., A.H. Fielding, P.F. Haworth. 2002. Re-introduction of the golden eagle in to the Republic of Ireland. *Biological Conservation* 103: 303-312.

Primack, R.B., J. Ros. 2002. *Introducción a la biología de la conservación*. Ariel Ciencia (Ed.). Barcelona.

Reading, R.P., T.W. Clark, B. Griffith. 1997. The influence of valuational and organizational considerations of the success of rare species translocation." *Biological Conservation*, 79, 217-225.

Reading, R.P., T W. Clark, S. R. Kellert. 2002. Towards an Endangered Species Reintroduction Paradigm. *Endangered Species Update* 19(4): 142-146

Rodríguez, A., M. Delibes, F. Palomares. 2003. *Lince ibérico. Bases para su reintroducción en las Sierras de Cádiz*. Consejería de Obras Públicas y Transportes. Gestión de Infraestructuras de Andalucía. Junta de Andalucía. 79 pp.

Rymon, L.M. 1989. The restoration of osprey (*Pandion haliaetus*) of breeding status in Pennsylvania by hacking. In: Meyburg, B-U. & R.D. Chancellor. *Raptors in the Modern World*: 359-362. Berlin, London & Paris, WWGBP.

Sánchez-Castilla, E., G. Báguena, L.A. Longares. 2005. Análisis preliminar del hábitat potencial del quebrantahuesos en los Picos de Europa. *Locustella* 3: 27-40.

Sarrazin, F.C., C. Bagnolini, E. Danchin, J. Cloubert. 1994. High survival estimates of Griffon Vultures *Gyps fulvus* in a reintroduced population. *Auk* 111: 853-862.

Sarrazin, F.C., C. Bagnolini, J.L. Pinna, E. Danchin. 1996. Breeding biology during the establishment of a reintroduced Griffon Vultures *Gyps fulvus* population. *Ibis* 138: 315-325.

Sarrazin, F., R. Barbault. 1996. Re-introductions: challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 11(11): 474-478.

Scott, J. M., J.W. Carpenter. 1987. Release of captive-reared or translocated endangered birds: what do we need to know? *Auk* 104: 544-545.

Sherrod, S. K., M.A. Jenkins, G. McKee, D.H. Wolfe, S. Tatom. 1989. Restoration nesting bald eagle *Haliaeetus leucocephalus* populations to southeastern United States. B.-U. Meyburg & R.D. Chancellor, eds. *Raptors in the Modern World*: 353-358. Berlin, London, Paris, WWGBP.

Short, J., S.D. Bradshaw, J. Giles, R.I.T. Prince, G.R. Wilson. 1992. Reintroduction of macropodos (Marsupialia: Macropodoidea) in Australia– a review. *Biological Conservation* 62: 189-204.

Sillero-Zubiri, C. & D. Macdonald 2002. *Status Survey and Conservation Action Plan of the Ethiopian Wolf.* IUCN/SSC Canid Specialist Group. World Conservation Union.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Snyder, N.F.R., Derrickson, S.R., Beissinger, S.R., Wiley, J.W., Smith, T.B., Toone, W.D., Miller, B., 1996. Limitations of captive breeding in endangered species recovery. *Conservation Biology* 10: 338-348.

Soorae, P. S. & Seddon, P. J. (Eds). 1998. *Re-introduction Practitioners Directory*. Published jointly by the IUCN Species Survival Commission's Re-introduction Specialist Group, Nairobi, Kenya, and the National Commission for Wildlife Conservation and Development, Riyadh, Saudi Arabia. 97pp.

Soorae, P. S. & Seddon, P. J. (Eds). 2000. *Special Bird Issue. Re-introduction News*, 20. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Abu Dhabi, UAE. 56pp.

Stanley Price, M.R. 1991. A review of mammal re-introductions, and the role of the Re-introduction Specialist Group of IUCN/SSC. *Symp. Zool. Soc. Lond*. 62: 9-25

Steury, T. D., D. L. Murray. 2004. Modelling the reintroduction of lynx to the southern portion of its range. *Biological Conservation* 117: 127-141.

Terrasse, M., C. Bagnolini, J. Bonnet, J.-L. Pinna, F. Sarrazin. 1994. Reintroduction of the Griffon vulture *Gyps fulvus* in the Massif Central, France. In: B.-U. Meyburg & R. D. Chancellor, eds. *Raptor Conservation Today*: 479-491. WWGBP/The Pica Press, Berlin.

Terrasse, M., F. Sarrazin, J-P. Choisy, C. Clémente, S. Henriquet, P. Lécuyer, J.L. Pinna, C. Tessier 2004. In: D. Chancellor & B-U. Meyburg, eds. A success story: the reintroduction of Eurasian Griffon (*Gyps fulvus*) and Black (*Aegypus monachus*) vulture to France. *Raptors Worldwide*: 127-145. WWGBP/MME, Budapest.

Tewes, E., M. Terrasse, C. Bagnolini, J.J. Sánchez 1998. Captive breeding of the Eurasian Black Vulture (*Aegypius monachus*) and the reintroduction project in France. In: R. D. Chancellor, B-U. Meyburg & J.J. Ferrero, eds. *Holartic Birds of Prey*: 417-435. ADENEX-WWGBP, Merida & Berlin.

Tewes, E., J.J. Sánchez, P. Ramírez. 2004a. Status and conservation of the European vulture A. monachus in Europe. R. D. Chancellor & B-U. Meyburg. *Raptors Worldwide*: 177-184. WWGBP/MME, Budapest.

Tewes, E., M. Terrasse, J.J. Sánchez Artés, W. Fremuth, H. Frey. 2004b. Action Plan for the Recovery and Conservation of Vultures on the Balkan Peninsula: activities and projects during 2002 and 2003. In: R. D. Chancellor & B-U. Meyburg, eds. *Raptors Worldwide*: 147-175. WWGBP/MME, Budapest.

Toone, W. D., Wallace, M.P. 1994. The extinction in the wild and reintroduction of the California condor *(Gymnogyps californianus*). *In:* Olney, P. J. S. Mace, G. M. & Feistner, A. T. C., eds. *Creative Conservation; Interactive Management of Wild and Captive Animals*: 411-419. Chapman and Hall. New York.

Wallace, M.P., S.A. Temple. 1987. Releasing captive-reared Andean Condors to the wild. *J. Wildl. Manage*. 51: 541-550.

Wilson AC, Stanley Price MR. 1994. Reintroduction as a reason for captive breeding. In: Olney PJS, Mace GM, Feistner ATC. *Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals*: 243-263. Chapman & Hall, London.

Wolf, C.M., B. Griffith, C. Reed, S.A. Temple. 1996. Avian and mammalian translocation: update and reanalysis of 1987 survey data. *Conservation Biology*, 10(4): 1142-4454.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Wolf, C. M., T. Garland, Jr, B.Griffith. 1998. Predictors of avian and mammalian translocation success: reanalysis with phylogenetically independent contrasts. *Biological Conservation,* 86: 243-255.

Zink, R. 2004. Alpine monitoring of Bearded vulture: preliminary data on dispersal, pair settlement and survival. In: R. D. Chancellor, B-U. Meyburg, Eds. *Raptors Worldwide*: 185-193., WWGBP/MME, Budapest.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

CAPÍTULO 3

Antecedentes de presencia del quebrantahuesos en los Picos de Europa

Emma Sánchez-Castilla, Gerardo Báguena

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

3.1. Introducción

Según revisiones previas (Griffith *et al.* 1989; Wolf *et al*. 1996), la reintroducción de aves dentro del área de distribución histórica tiene más probabilidades de prosperar que en la periferia o fuera de ella. En esta sección, se recopilan las referencias históricas de presencia del quebrantahuesos en los Picos de Europa y se analizan los avistamientos contemporáneos (< 25 años) de ejemplares en dispersión con relación a su distribución espacio-temporal en el área de estudio.

3.2. Presencia histórica

Son numerosas las fuentes bibliográficas que revelan la antigua presencia del quebrantahuesos en el entorno montañoso de los Picos de Europa (Pastor 1859; Gadow 1897; Graíño 1913; AAVV 1970; García-Dory 1974, 1995; Clark 1976; AAVV 1981; Nores 1986-87; Hernández 1993; Junco 1993; Feijoo y Montenegro 1773 en Torrente 1999), citando enclaves donde la especie nidificaba o utilizaba como *rompederos* (Chapman & Buck 1893; Witherby 1922; Urquijo 1989; Álvarez-Balbuena *et al.* 2000, entre otros). El quebrantahuesos fue común en la zona hasta principios de siglo XX donde, al igual que en el resto de la Península Ibérica, se convierte en una especie escasa. Se inició entonces un progresivo declive poblacional que se vio incrementado con el uso del veneno como fenómeno generalizado (Varillas & García-Dory 1980).

En el siglo XIX, los cazadores de águilas reales y buitres consideraban normal la presencia de la especie en esta zona (Austria, R. Arch., 1887 en Noval, 2001). En Mayo y Junio de 1876, el coronel L. Howard Irby y Lord Lilford visitaron Potes y más tarde se publicó un documento sobre las aves que encontraron en su viaje, considerando común la presencia de buitres, alimoches y quebrantahuesos cerca de Potes, especialmente en la garganta del Deva (en Witherby 1922), añadiendo que la especie “se encuentra por toda la Cordillera” (en Gadow 2002).

Chapman & Buck (1893) afirman que el quebrantahuesos habitaba todas las altas montañas españolas, y que, entre otros sitios, criaba en las cordilleras de León y Asturias, y añaden que “la magnífica garganta conocida como Desfiladero de la Deva es de una querencia inmemorial”.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Álvarez-Balbuena *et al.* (2000) realizan una importante recopilación de fuentes bibliográficas en las que se recogen abundantes referencias de quebrantahuesos. Según citan estos autores, a comienzos del siglo XX, Graíño (1913) asegura que el quebrantahuesos habitaba "en las rocas más escarpadas". Asimismo, anotan cómo poco tiempo después, De Villalaín (1915) incluye a esta especie en una lista de las aves del concejo de Valdés, y señala que se presenta "accidentalmente en sus largas correrías desde las rocas altas del Pirineo Cantábrico, donde anidan". Hiraldo *et al.* (1979) suponen que antiguamente la especie ocupaba toda la cordillera, desde Cantabria hasta Galicia, y García-Dory (1975) cree que debió extenderse por el sector occidental de la cordillera hasta las últimas estribaciones montañosas entre Asturias y Galicia, donde hubo de criar hasta los años 20, aproximadamente. Este mismo autor data la última nidificación del quebrantahuesos en el entorno de los Picos de Europa en los años 30, concretamente al sur del concejo de Piloña (Asturias). Otras fuentes bibliográficas datan la desaparición del quebrantahuesos del antiguo PNMC hacia los años 40 (Varillas 1983), aunque Nores & Vázquez (1987) creen probable que una pareja de esta especie criara aún hacia 1960 en la parte leonesa de los Picos de Europa, concretamente en el desfiladero del río Cares. Esta referencia coincide con relatos de naturalistas de las localidades cercanas, quienes recuerdan la existencia de dos nidos en sus proximidades. Tras un análisis exploratorio en julio de 2003, se confirmó el hallazgo de 550 gr. de huesos en el interior de uno de ellos, correspondientes a ejemplares de cabra, rebeco y oveja (Báguena *et al.* 2003). Estos restos óseos coinciden con los materiales hallados e identificados en los nidos pirenaicos durante las prospecciones científicas desarrolladas en el marcaje de pollos en nido.

Adicionalmente, Álvarez-Balbuena *et al.* (2000) recogen varios testimonios que relatan la existencia de lugares utilizados como rompederos por el quebrantahuesos. Según la recopilación realizada por estos autores, Heredia (1999) aporta un testimonio inédito de Pedro Pidal, quien junto con Gregorio Pérez, llevó a cabo la primera ascensión conocida al *Picu Urriellu* (Cabrales), haciendo referencia a la apreciable cantidad de huesos y cráneos de rebeco que hallaron en la cumbre de este pico el 5 de agosto de 1904. Añaden que Varillas & García-Dory (1980) recogen un comentario del pastor y montañero Víctor Martínez sobre su primera escalada al *Picu Urriellu* en agosto de 1916, relativo a que en la cumbre del pico, casi plana y cubierta de grava, encontró numerosos huesos de rebecos, lo que, dada la forma y el difícil acceso por tierra de este pico, hace que estos últimos autores se planteen la posibilidad de que la cumbre fuera utilizada como rompedero. Añaden asimismo cómo Bernis (1973) recoge en 1956 el testimonio de un anciano

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

de Bulnes (Cabrales) que recordaba haber observado a menudo, años atrás, los lanzamientos de huesos que los quebrantahuesos realizaban sobre las peñas de las montañas de aquellas zonas, y cómo Noval (1975) comenta que, en los lugares de Sotres, Bulnes y Camarmeña (Cabrales), algunas personas recordaban historias contadas por sus padres acerca de "*el águila que lanzaba huesos sobre las rocas*".

Las entrevistas realizadas durante el transcurso de las acciones del proyecto Life *Recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa* han permitido ampliar esta información, obteniendo valiosos relatos verbales que mencionan la existencia de nuevos enclaves utilizados por el quebrantahuesos como rompederos. Entre ellos, destacan *Sierra Cocón* (San Esteban de Cuñaba, Asturias), *El Agerillo* (Cillorigo de Liébana, Cantabria) , la *Sierra de Amieva* (Amieva, Asturias), la *Canal de los Lechangos* (Sotres, Asturias), o el *Nial del frangüesu* (Río Cares), donde todavía se recuerda su presencia (FCQ, información inédita).

3.3. Presencia reciente

La constatada presencia de la especie en el entorno montañoso de los Picos de Europa, basada en 91 observaciones visuales desde 1980 hasta agosto de 2006, ha permitido iniciar un análisis preliminar de los registros y obtener indicios sobre los posibles patrones espacio-temporales de distribución y dispersión en dicho territorio. La distribución temporal de las citas se muestra en la figura 3.1, obviando aquellos datos que carecían de la solidez suficiente.

Durante este período, se observa cómo la mayor parte de las referencias (85,71%) se concentran en los últimos doce años (1995-2006), con un considerable aumento durante los últimos cuatro (Figura 3.1a). Esta pauta de distribución temporal podría verse influida por dos factores. Por un lado, destaca el mayor esfuerzo de observación específico realizado por parte de investigadores del proyecto *Life*. Por otro, la progresiva mejora de la población pirenaica, expresada en una tasa media de crecimiento anual del 5,6% para la fracción adulta y del 5,52% para la preadulta (Antor 2003; Antor *et al.* 2003), lo que podría traducirse en un aumento en la tasa de inmigración y, consecuentemente, en un mayor flujo de individuos en dispersión.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

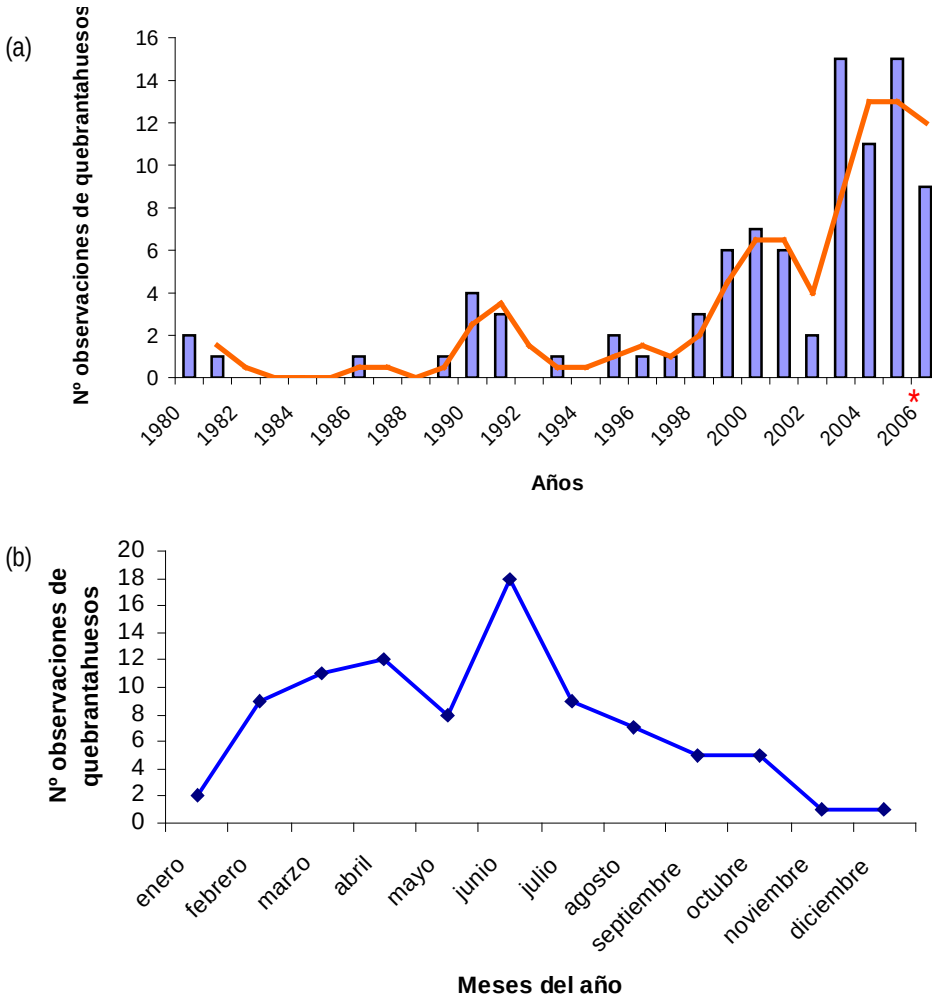


Figura 3.1. Distribución anual (a) y mensual (b) de las observaciones de quebrantahuesos en el entorno montañoso de los Picos de Europa (desde 1980 hasta agosto de 2006*).

Esta tendencia demográfica positiva se debe principalmente a la excepcional reducción de la mortalidad preadulta, contrastada con las tasas atribuidas a rapaces de gran longevidad (González *et al.* 1989). De ese modo, el incremento poblacional de aves no territoriales facilitaría, entre otros aspectos, la dispersión natural de la especie hacia montañas situadas al N-W de los Pirineos, recuperando antiguos territorios. La existencia de tres territorios en las montañas vasco-navarras (sierras de Aralar, Urbasa, Andía) disminuye asimismo la denominada *distancia de dispersión* (Rodríguez *et al.* 2003), y favorece el flujo dispersivo de ejemplares que, utilizando este sistema montañoso como corredor biológico, llegan hasta los Picos de Europa desde Pirineos.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

El análisis de las citas recopiladas muestra una segregación estacional de los registros, con valores de frecuencias más elevados para los meses de primavera y verano (Figura 3.2). Sólo se dispone de información homogénea y recopilada sistemáticamente a partir del comienzo del proyecto Life[2] (julio de 2002), por lo que un mayor tamaño muestral permitirá aseverar esta tendencia. Sin embargo, las diferencias observadas en cuanto a número de registros (observaciones de quebrantahuesos) durante primavera (49,44%) y verano (28,09%) frente a otoño (8,99%) e invierno (13,48%) para el período 1980-2006, con una mayor concentración de los mismos entre los meses de febrero y julio (Figura 3.1b), sugieren esta posibilidad.

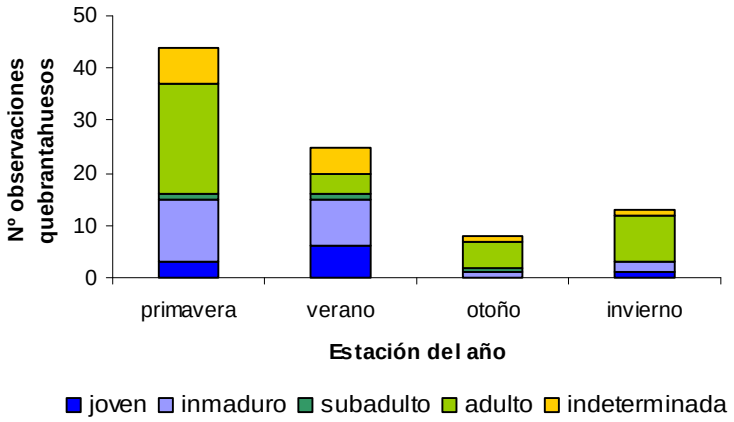


Figura 3.2. Distribución de las observaciones de quebrantahuesos en el entorno montañoso del Parque Nacional de los Picos de Europa por edades y estaciones del año (desde 1980 hasta agosto de 2006). Fuente: FCQ (datos inéditos).

[2] LIFE02 NAT/E8624 Recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

3.4. Referencias

AA.VV. 1970. *Gran Enciclopedia Asturiana*. Ed. Silverio Cañada. Gijón.

AA.VV. 1981. *Enciclopedia temática de Asturias*. Ed. Silverio Cañada. Gijón.

Álvarez-Balbuena, F., A. Vigil, C.M. Álvarez, M.E. Carballal, E. García, J.A. García. 2000. *Aves raras y escasas en Asturias*. Coordinadora Ornitolóxica d'Asturies. Avilés.

Báguena, G., E. Sánchez-Castilla, M. Rollán, L. Tirado, A. Rodríguez. 2003. Los Picos de Europa se preparan para el regreso del quebrantahuesos. *Quercus* 214: 8-9.

Clark, G.A. 1976. *El Asturiense cantábrico*. Biblioteca Prehistórica Hispánica, vol. III. Instituto Español de Prehistoria & Instituto de Estudios Asturianos. Madrid.

Chapman, A., W.J. Buck. 1893. *Wild Spain*. Gurney & Jackson. London.

Gadow, H.F. 1897. *Por el norte de España.* Ed. TREA S.L.

Gadow, H.F. 2002. *Por la montaña de Cantabria*. Ed. Fundación CDESC. Gobierno de Cantabria. Consejería de Cultura, Turismo y Deporte.

García-Dory, M.A. 1974. Aves y mamíferos extinguidos: Aves. *Asturnatura* II: 105-107.

García-Dory, M.A. 1975. Nuevos datos sobre la presencia de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Asturias. *Asturnatura* III: 108.

Graíño, C. Fauna ornitológica de la provincia de Asturias. *La Farmacia Española* 36: 166.

Griffith, B., J.M. Scott, J.W. Carpenter, C. Reed. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, 245: 477-480.

Heredia, R. 1999. *Estrategia para la recolonización y el asentamiento del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa*. Informe inédito. PNPE. Organismo Autónomo Parques Nacionales.

Hernández, F. 1993. Catálogo provincial de los yacimientos con aves del cuaternario de la Península Ibérica. *Archaeofauna* 2: 231-275.

Hiraldo, F., M. Delibes, J. Calderón. 1979. *El Quebrantahuesos* (Gypaetus barbatus). *Sistemática, taxonomía, biología, distribución y protección*. Monografías, 22. Ministerio de Agricultura, ICONA.

Junco, E. 1993. *Aves rapaces de Asturias*. Ed. TREA, S.L.

Nores, C. 1986-87. La fauna ornitológica de la provincia de Asturias, del Dr. Graíño (1873-1943). *Bol. Cien. Nat. I.D.E.A.,* 37-38: 159-176

Nores, C., V. Vázquez. 1987. *La conservación de los vertebrados terrestres asturianos*. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid.

Noval, A. 1975. *El libro de la fauna ibérica. Vol. 2, Aves de presa*. Ediciones Naranco, S.L.

Noval, A. 2001. *Guía de las Aves de Asturias*. Alfredo Noval (Ed.).

Pastor, P. 1859. *Apuntes sobre la fauna asturiana*. Ed. Ayalga. Oviedo.

Torrente, J.P. 1999. *Osos y otras fieras en el pasado de Asturias (1700-1860).* Fundación Oso de Asturias.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Urquijo, A. 1989. *Altos Vuelos*. Eds. Aldaba.

Varillas, B., G. García-Dory 1980. *Techos de España*.

Witherby, H.F. 1922. Collecting trip in the Cantabrian Mountains. *Ibis* 1992: 323-345.

Wolf, C.M., B. Griffith, C. Reed, S.A. Temple. 1996. Avian and mammalian translocation: update and reanalysis of 1987 survey data. *Conservation Biology*, 10(4): 1142-4454.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

CAPÍTULO 4
Aspectos legales y normativos

Gerardo Báguena, Emma Sánchez-Castilla

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

4.1. Revisión de la legislación y normativa aplicada a reintroducciones

La desaparición del quebrantahuesos en los territorios autonómicos de Asturias, Cantabria y Castilla-León a mediados del pasado siglo justifica la ausencia de esta especie en las nuevas normativas autonómicas sobre la protección de la biodiversidad, concretamente en los Catálogos Regionales de Especies Amenazadas. En ausencia de normativa autonómica, la protección jurídica del quebrantahuesos viene regulada por el Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, por el que se regula el Catalogo Nacional de Especies Amenazadas, donde la especie figura como *En peligro de extinción*.

En enero de 2002, la FCQ, en coordinación con el OAPN, MIMAN, y las CCAA de Asturias, Cantabria y Castilla - León, iniciaron el proyecto LIFE *Recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa*. Con este proyecto, que concluyó en diciembre de 2005, se inician por primera vez en el PNPE una serie de acciones destinadas a profundizar en el conocimiento científico de la especie, mejorar el hábitat mediante la reconstrucción de nidos, instalación de señuelos y creación de comederos, entre otras medidas, además de las relacionadas con la prospección de tendidos eléctricos peligrosos y la compilación de datos sobre la presencia histórica de la especie y su proceso de extinción local.

La regulación de la especie en el territorio desde un punto de vista legal y normativo ha cambiado considerablemente, constatándose la implicación activa de la administración autonómica y municipal mediante la firma de acuerdos públicos, convenios y compromisos administrativos que contribuyen a regular la situación legal de la especie. En este sentido, atendiendo a la legislación vigente, y con el fin de consolidar las acciones de conservación ya emprendidas, se trabaja en la elaboración de planes de recuperación para las tres Comunidades Autónomas afectadas por el proyecto (colaboración de la Fundación Biodiversidad), así como en la inclusión de la especie en los catálogos regionales de especies amenazadas de cada Comunidad, en la categoría de *En peligro de extinción*. La Constitución Española, en el artículo 148.1 establece que las CCAA deberán asumir, entre otras competencias, la gestión en materia de medio ambiente.

Según las categorías emitidas por la IUCN en sus Listas Rojas, preparadas por la Comisión de Supervivencia de Especies y adoptadas por la 40ª Reunión del Consejo de la UICN (Gland,

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Suiza) el 30 de Noviembre de 1994, el quebrantahuesos está considerado en 'Bajo riesgo' o de 'Preocupación menor' *Least Concern* según su estatus mundial (BirdLife Internacional 2004).

En el marco europeo, el quebrantahuesos está incluido en las siguientes normativas internacionales:

- Decisión 82/72/CEE del Consejo, de 3 de diciembre de 1981, referente a la celebración del Convenio relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural de Europa (Convenio de Berna). Anexo II. *Especies estrictamente protegidas*.
- Decisión 82/461/CEE del Consejo, de 24 de junio de 1982, relativa a la celebración del Convenio sobre Conservación de las especies migratorias de la fauna silvestre (Convenio redactado en Bonn el 23 de julio de 1979). Anexo II. *Especies por las que se puedan concluir acuerdos de gestión entre Estados*.
- Directiva 79/409/CEE, de 2 de abril de 1979, relativa a la Conservación de las Aves Silvestres. Anexo I. *Especie sensible a la alteración de sus hábitats*.
- Reglamento (CE) nº 338/97 del Consejo, de 9 de diciembre de 1996, relativo a la protección de especies de la fauna y flora silvestres mediante el control de su comercio. (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres- CITES-). Anexo II. *Especies cuyo comercio internacional está regulado.*

En el marco de la normativa nacional, está catalogado en la categoría *En peligro* del Anexo I del R.D. 439/1990, de 30 de marzo, por el que se regula el Catalogo Nacional de Especies Amenazadas. En el Libro Rojo de las Aves de España (Madroño *et al.* 2004) figura igualmente *En peligro*. El artículo 31 de la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, dispone que la catalogación de una especie en la categoría *En Peligro de Extinción* exigirá la redacción de un Plan de Recuperación para la misma, y establece que corresponderá a la Comunidades Autónomas la elaboración y aprobación de dichos planes. En virtud de esta ley se han aprobado los planes de recuperación para Navarra (Decreto Foral 130/1991 y Decreto Foral 95/1995), Cataluña (Decreto 282/1994), Aragón (Decreto 184/1994; Decreto 45/2003) y Álava (Orden Foral 434/2006).

El R.D. 384/2002, de 26 de abril, por el que se aprueba el Plan Rector de Uso de Gestión del PNPE (Ley 16/1995), en lo relativo a la conservación de fauna, hace referencia a las actuaciones

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

específicas que desde la Administración se contemplan con relación a la recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa. Así, en el Anexo 4.1º.D.b. se especifica que "*precedido de estudios técnicos que aseguren su viabilidad, y con el asesoramiento científico correspondiente, la administración iniciará actuaciones para la recolonización del macizo de los Picos de Europa por el quebrantahuesos que no excluyan necesariamente su reintroducción*".

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

4.2. Referencias

BirdLife Internacional. 2004. Gypaetus barbatus. In: IUCN. 2006. *2006 IUCN Red List of Threatened Species* (Download from www.iucnredlist.org).

Madroño, A., C. González, J.C. Atienza (Eds.). 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad – SEO/BirdLife. Madrid (Download from www.seo.org)

Normativa citada

Decisión 82/72/CEE del Consejo, de 3 de diciembre de 1981, referente a la celebración del Convenio relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural de Europa (Convenio de Berna). Anexo II. *Especies estrictamente protegidas*.

Decisión 82/461/CEE del Consejo, de 24 de junio de 1982, relativa a la celebración del Convenio sobre Conservación de las especies migratorias de la fauna silvestre (Convenio redactado en Bonn el 23 de julio de 1979). Anexo II.

Decreto Foral 130/1991, de 4 de abril, por el que se aprueba en Plan de Recuperación del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Navarra.

Decreto 184/1994, de 31 de agosto, por el que se aprueba el Plan de Recuperación del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Aragón.

Decret 282/1994, de 29 de setembre, per qual s'aprova el Pla de recuperació del trencalós (*Gypaetus barbatus*) a Catalunya.

Decreto Foral 95/1995, por el que se aprueba el II Plan de Recuperación del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Navarra.

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

Directiva 79/409/CEE, de 2 de abril de 1979, relativa a la Conservación de las Aves Silvestres.

Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres.

Ley 16/1995, de 30 de mayo, de declaración de Parque Nacional de los Picos de Europa.

Orden Foral 434/2006, de 19 de mayo, por la que se aprueba el Plan de Gestión del ave Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en el Territorio Histórico de Álava.

Real Decreto 384/2002, de 26 de abril, por el que se aprueba el Plan Rector de Uso de Gestión del Parque Nacional de los Picos de Europa.

Reglamento (CE) nº 338/97 del Consejo, de 9 de diciembre de 1996, relativo a la protección de especies de la fauna y flora silvestres mediante el control de su comercio. (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres-CITES-).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

CAPÍTULO 5
Análisis de viabilidad poblacional

Ramón J. Antor

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

5.1. Introducción

Los análisis de viabilidad de poblaciones ("*Population Viability Analysis*" ó "*PVA*") se han utilizado ampliamente para estimar las probabilidades de extinción de especies amenazadas (Brook et al. 2000). Sin embargo, uno de sus principales potenciales es valorar y comparar diversas alternativas de manejo en pequeñas poblaciones (Beisinger & Westphal 1998). Así, pueden utilizarse para estimar la probabilidad de éxito, valorar cuantitativamente las diferentes alternativas y evaluar si la información disponible es suficiente.

El proyecto alpino de reintroducción de la especie ha mostrado lo costoso que puede ser el proceso de restablecer una población. Por este motivo, es esencial valorar el tiempo y esfuerzo necesario para garantizar el éxito de los nuevos proyectos. Los análisis de viabilidad de poblaciones pueden ser utilizados como herramientas objetivas para determinar las estrategias más adecuadas en la reintroducción de una población (ver e.g. Armstrong & Ewen 2001, 2002), permitiendo estimar la probabilidad de alcanzar las metas propuestas en un determinado tiempo, comparar el rendimiento de las diversas alternativas de manejo e indicar el tipo de información necesaria para la gestión de la población a largo plazo.

El modelado mediante programas informáticos genéricos se ha convertido en una herramienta popular para implementar análisis de viabilidad de poblaciones (Lindenmayer *et al.* 1995) y más concretamente para evaluar proyectos de reintroducción (Bustamante 1996; 1998; Bretagnolle *et al.* 2004). La aparición de los ordenadores ha hecho posible realizar simulaciones numéricas de modelos que no son posibles abordar con las técnicas clásicas y ha permitido la generalización de la utilización de modelos de tratamiento de elementos aleatorios como los métodos de simulación de Monte Carlo.

VORTEX (Lacy 1993) es uno de los programas más utilizados para estimar la probabilidad de extinción, el tiempo de extinción, la dinámica poblacional y la pérdida de variabilidad genética de pequeñas poblaciones. Inicialmente diseñado para modelar poblaciones únicas, en la actualidad ha incorporado la posibilidad de considerar la dinámica metapoblacional. RAMAS Metapop (Lindenmayer *et al.* 1995; Akçakaya 1998) permite modelar tanto la dinámica metapoblacional como de una única población. Este programa puede ser utilizado para predecir los riesgos de extinción y también para explorar diversas opciones de manejo tales como las reintroducciones.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Como alternativa a estos programas se pueden citar ALEX (Possingham & Davies 1995), ULM (Legendre & Clobert 1995, Ferrière & Sarrazin 1996) y METAPHOR (Vos *et al.* 2001).

En el presente estudio se han utilizado modelos de simulación para abordar los siguientes objetivos específicos:

1. Valoración de los efectos de la extracción de ejemplares sobre la dinámica de la población pirenaica bajo diferentes escenarios: i) extracción de ejemplares volantones ('*fledglings*') de nidos viables y ii) extracción de puestas en parejas con historial de fracaso reproductor reiterado y con alimentación suplementaria selectiva.

2. Análisis prospectivo sobre la evolución de la población reintroducida, cuantificación del número óptimo de ejemplares liberados anualmente y de la duración de la suplementación para establecer una población viable mediante modelos de una única población y metapoblacionales.

5.2. Material y métodos

5.2.1. Estimación de los parámetros demográficos

5.2.1.1. Estimación de supervivencias

A partir de la información obtenida del seguimiento de 60 aves marcadas en la población pirenaica desde 1994, y mediante análisis de captura-recaptura, se han estimado las tasas de supervivencia anual y de recaptura siguiendo la aproximación descrita por Burnham (1993) y más concretamente los modelos mixtos ("*live and dead recoveries*"). Para seleccionar los mejores modelos se ha seguido el *criterio de información de Akaike* (Akaike 1973) corregido para pequeño tamaño muestral (*AICc*) y sobredispersión (*QAICc*), siendo los modelos con menores AICc y QAICc los que se han seleccionado para la estimación de los parámetros. Para la obtención de todas las estimas se ha utilizado el programa MARK (White & Burnham 1999).

Los análisis se han iniciado definiendo un modelo global (Burnham & Anderson 1998). Este modelo considera todos los parámetros para incluir los efectos relevantes en el análisis y refleja los resultados de análisis previos de uno o más parámetros individuales. Para las tasas de supervivencia y de recaptura se ha utilizado un modelo de dos clases de edad con la primera de

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

un año y la segunda que engloba a todas las aves a partir de los dos años de edad. Se ha incorporado dependencia temporal en las dos clases de edad para las tasas de supervivencia y de recaptura (S_{2a*t}, p_{2a*t}).

La bondad de ajuste de los datos de campo al modelo global se ha testado mediante la utilización de la metodología de "*bootstrap*" paramétrico descrito en Cooch & White (2001), que permite la estimación del parámetro de cuasi-verosimilitud ("*overdispersion quasi-likelihood parameter*": $\hat{c}$). Los valores de este parámetro de cuasi-verosimilitud fueron estimados como el cociente de la desviación observada en el modelo y la desviación media computada de 1000 simulaciones *bootstrap* (Cooch & White 2001). Esta aproximación asume que la media de las desviaciones simuladas representa el valor esperado de la desviación bajo la hipótesis nula de ajuste perfecto del modelo a los datos. Cuando el modelo se ajusta a los datos perfectamente, $\hat{c}$ es asintótico a 1.0.

El conjunto de modelos candidatos incluye el modelo general, una serie de modelos más simples derivados mediante la eliminación de términos desde el general, y modelos *Cormack-Jolly-Seber* (Lebreton *et al*. 1992) (con dependencia temporal y sin estructura de edades) para valorar si la estructura de edades es apropiada. Para la notación de los modelos se ha seguido a Lebreton *et al.* (1992), y representado mediante subíndices los parámetros de supervivencia (*S*) y recaptura (*p*) con una 'a' para el efecto de la edad y 't' para el efecto temporal (año).

La selección del modelo más parsimonioso del conjunto de modelos candidatos se ha basado en el Criterio de Información de Akaike (AIC), ajustado para sobredispersión (QAICc; Lebreton *et al.* 1992; Burnham & Anderson, 1998).

$$\mathrm{QAIC}_c = \frac{-2\ln(L)}{\hat{c}} + 2np + \frac{2np(np+1)}{n_{ess} - np - 1}$$

donde *L* es la verosimilitud del modelo, *np* es el número de parámetros estimables, n_{ess} es el tamaño muestral efectivo, $\hat{c}$ es el ajuste de cuasi-verosimilitud para la sobredispersión de los datos.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

El modelo con el menor $QAIC_c$ se ha considerado como el más parsimonioso para los datos. Sin embargo, los modelos con valores $QAIC_c$ que difieren del modelo con menor $QAIC_c$ por menos de 2 también se considera que se ajustan bien a los datos (Burnham & Anderson 1998).

Las comparaciones entre modelos se han acometido utilizando los valores Akaike normalizados (Burnham & Anderson 1998). Los valores Akaike para cada modelo se han calculado como

$$W_i = \frac{\left\{\exp\left(\frac{-\Delta QAIC_C}{2}\right)\right\}}{\sum\left\{\exp\left(-\frac{\Delta QAIC_C}{2}\right)\right\}}$$

donde $\Delta QAIC_c$ es la diferencia absoluta numérica en $QAIC_c$ entre un modelo dado y el modelo en el conjunto de modelos candidatos con menor $QAIC_c$. El cociente w_i entre dos modelos indica el grado relativo por el que el modelo con mayor valor de Akaike está mejor soportado por los datos que los otros modelos. Para tener en cuenta la incertidumbre en la selección de modelos (Burnham & Anderson 1998), se han registrado las estimas de los parámetros y los errores estándar asociados promediando sobre todos los modelos en el conjunto de modelos candidatos, ponderado por los valores Akaike.

$$avg(\hat{\theta}) = \sum_{i01}^{R} w_i \hat{\theta}_j$$

donde w_i refleja el valor Akaike para el modelo i.

5.2.1.2. Edad de primera reproducción y edad máxima de reproducción

La población pirenaica de quebrantahuesos tiene un dilatado periodo prereproductor, con la primera reproducción muy posterior a la adquisición del plumaje adulto (5-6 años). Las aves pirenaicas se emparejan hacia los 7 años (moda) y el primer intento de reproducción se produce una media de dos años desde la creación de la pareja. Por lo tanto la mayor parte de las aves inician la reproducción cuando tienen 9 años (Antor et al. 2006). La edad media de la primera reproducción exitosa es 10 años.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

La edad máxima de reproducción se ha fijado en 31 años siguiendo a Bustamante (1996), aunque existe un caso de reproducción en cautividad a los 35 (Frey 2000).

5.2.1.3. Estimación de la fecundidad

La estimación de la fecundidad (número de pollos que llegan a volar anualmente por UR) se ha obtenido del programa de seguimiento de la población pirenaica durante los años 1998-2004. La productividad media durante este periodo ha sido de 0,43 pollos por UR controlada (SD=0,072, n= 7 años y 630 eventos).

5.2.1.4. Capacidad de carga

La capacidad de carga del ámbito pirenaico se ha fijado arbitrariamente en 700 individuos (SD=0,1), que supondría un tamaño poblacional mayor que el actual en un 50%. En lo que se refiere al ámbito del PNPE se ha considerado que puede albergar 6 parejas reproductoras y el corredor montañoso ibérico-cantábrico 21 parejas (véase justificación en el epígrafe 6.3.6 del presente informe).

5.2.2. Análisis de viabilidad de poblaciones mediante modelos basados en el individuo

Para la valoración de los efectos de la extracción de ejemplares sobre la dinámica de la población donante, se han utilizando modelos basados en el individuo.

El objetivo es valorar los efectos sobre la población donante de los posibles escenarios de extracción de individuos. Estos modelos se han utilizado también para estudiar la posible evolución de la población reintroducida. Se ha utilizado VORTEX, un programa de modelado mediante simulación escrito por Robert Lacy y Kim Hughes (Lacy 1993), que está basado en simulaciones de Monte Carlo de los efectos de factores determinísticos así como de sucesos estocásticos demográficos, ambientales, y genéticos sobre las poblaciones silvestres. Vortex modela la dinámica poblacional como una secuencia discreta de eventos (p.e. nacimientos, porcentaje de sexos en los recién nacidos, muertes, catástrofes, etc.) que ocurren de acuerdo a probabilidades especificadas previamente. Estas probabilidades pueden ser constantes o variables aleatorias con una distribución definida. La mortalidad, la natalidad y la transmisión de genes a través de las generaciones es simulada mediante la generación de números pseudos-

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

aleatorios que determinan si cada uno de los animales vive o muere, qué hembra adulta produce descendencia cada año, el sexo de los descendientes, y cuál de los dos alelos de un 'locus' se transmite desde cada padre a cada pollo.

Para el modelado mediante VORTEX se han definido y estimado un elevado número de parámetros demográficos:

- Correlación entre efectos de la variabilidad ambiental sobre la reproducción y la supervivencia.
- Edad de inicio de la reproducción en hembras y en machos.
- Longevidad.
- Éxito reproductor medio y su desviación típica entre años.
- Mortalidades anuales para cada clase de edad y su desviación típica.
- Probabilidad de que ocurran catástrofes y su efecto sobre la reproducción y la supervivencia.
- Capacidad de carga (tamaño máximo de la población).
- Tamaño de la población y estructura de edades al inicio de la simulación.
- Tasa de extracción de individuos de la población (para la población donante).
- Tasa de suplementación de la población (para la población reintroducida).

Tres modelos diferentes se han construido mediante VORTEX:

Modelo 1: Población pirenaica

Para estimar el efecto sobre la población pirenaica de la extracción se ha simulado la población con una tasa de extracción constante de dos individuos volantones por año.

Modelo 2: Corredor montañoso ibérico-cantábrico y Macizo de los Picos de Europa

Para conocer cuánto costaría restablecer una población de 6 parejas en el PNPE se ha simulado la dinámica de la población reintroducida con una tasa constante de suplementación de dos aves jóvenes por año. Se han considerado los mismos valores de los parámetros demográficos obtenidos en la población pirenaica. Las simulaciones se han utilizado asimismo

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

para conocer cuánto costaría restablecer 21 parejas en todo el corredor montañoso ibérico-cantábrico (Cordillera Cantábrica y el sector noroccidental del Sistema Ibérico), que es la capacidad de alberge estimada para el área considerada.

Modelo 3: Modelo metapoblacional

Se ha estimado cuánto costaría alcanzar los dos objetivos poblacionales en la población reintroducida (6 y 21 parejas), considerando la existencia de dispersión entre la población pirenaica y el corredor montañoso ibérico-cantábrico.

5.2.3. Modelo demográfico determinista

Para estimar la tasa actual de crecimiento de la población pirenaica se han utilizado métodos demográficos clásicos (Mertz 1971; Lande 1988), donde los valores de la tasa anual de crecimiento determinista (λ) vienen dados por la solución real positiva de la siguiente ecuación,

$$l^{a} - s\,l^{a-1} - l_a b = 0$$

donde ***l*** es la probabilidad de supervivencia desde el abandono del nido hasta la edad de primera reproducción; ***b*** es la fecundidad medida como la tasa de producción de descendientes hembras por hembra adulta, *s* es la supervivencia anual adulta, y a es la edad de primera reproducción.

5.3. Resultados

5.3.1. Estimación de los parámetros demográficos

5.3.1.1. Estimación de supervivencias

Los datos se ajustan satisfactoriamente al modelo global con dos clases de edad y dependencia temporal en las tasas de supervivencia y las tasas de recaptura (S_{2a*t}, p_{2a*t})(P = 0,09) (desviación observada: 39,31; desviación media (100sim.): 28,819; Tabla 5.1). El bootstrap paramétrico ha permitido calcular $\hat{c}$ que ha resultado ser 1,36, sugiriendo cierta presencia de varianza extra-binomial, pero los modelos como el seleccionado, con valores menores a 3, se

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

consideran suficientemente robustos. Este valor de $\hat{c}$ se ha utilizado para ajustar todos los valores QAICc.

Tabla 5.1. Valores del Criterio de Información de Akaike (AIC), para el conjunto de modelos candidatos que incluye el modelo general, una serie de modelos más simples derivados mediante la eliminación de términos desde el general y modelos Cormack-Jolly-Seber (con dependencia temporal y sin estructura de edades).

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weight	Model Likelihood	#Par	Deviance
{S2a. p2a.(1 3años) rg Fg}	191,610	0,00	0,19009	1,0000	8,0000	109,850
{S3a. p2a.(1 3años) rg Fg}	192,034	0,42	0,15381	0,8092	9,0000	108,021
{S2a. p2a.(1 3años) rg F.}	192,599	0,99	0,11594	0,6099	7,0000	113,062
{S3a. p2a.(1 3años) rg F.}	193,462	1,85	0,07530	0,3961	8,0000	111,702
{S3a. p3a. rg F.}	193,511	1,90	0,07350	0,3867	9,0000	109,498
{S2a. p2a.(1 3años) r F}	193,688	2,08	0,06726	0,3538	6,0000	116,344
{S3a. p3a. rg Fg}	193,913	2,30	0,06010	0,3162	11,000	105,300
{S4a. p2a.(1 3años) rg F.}	194,345	2,73	0,04843	0,2548	9,0000	110,332
{S3a. p3a. r. F.}	195,465	3,85	0,02767	0,1456	8,0000	113,705
{S3a. p2a.(1 3años) r. F.}	195,572	3,96	0,02623	0,1380	7,0000	116,035
{S6a. p2a.(1 3años) rg F.}	195,674	4,06	0,02492	0,1311	11,000	107,061
{S3a.(2 5años) p2a.(1 3años) r. F.}	195,800	4,19	0,02339	0,1230	7,0000	116,263
{S3a. p3a. r. F2a.}	196,171	4,56	0,01944	0,1023	9,0000	112,158
{S3a. p2a.(1 3años) r. Fg}	196,400	4,79	0,01733	0,0912	8,0000	114,640
{S5a. p2a.(1 3años) rg F.}	196,465	4,85	0,01678	0,0883	10,000	110,167
{S2a.(1 6años) p2a.(1 3años) rg Fg}	197,247	5,64	0,01135	0,0597	8,0000	115,487
{S8a. p2a.(1 3años) rg F.}	197,292	5,68	0,01110	0,0584	13,000	103,949
{S9a. p2a.(1 3años) rg F.}	197,305	5,69	0,01103	0,0580	13,000	103,961
{S7a. p2a.(1 3años) rg F.}	197,424	5,81	0,01039	0,0547	12,000	106,462
{S3a. p3a. r2a. F2a.}	198,107	6,50	0,00738	0,0388	10,000	111,809
{S3a. p3a. r3a. F2a.}	199,380	7,77	0,00391	0,0206	11,000	110,766
{S2a.(1 3años) p2a.(1 3años) rg F.}	200,764	9,15	0,00196	0,0103	7,0000	121,227
{S3a. p3a. r3a. F3a.}	201,430	9,82	0,00140	0,0074	12,000	110,467
{S3a. p3a. r2a. F3a.}	202,043	10,43	0,00103	0,0054	12,000	111,081
{Sg. p. r. F.}	207,228	15,62	0,00008	0,0004	5,0000	132,048
{Sg. p. rg. F.}	207,228	15,62	0,00008	0,0004	5,0000	132,048
{S8a. p8a. rg F.}	207,247	15,64	0,00008	0,0004	19,000	98,879
{S2a. p2a. r. F.}	210,470	18,86	0,00002	0,0001	6,0000	133,126
{S3a. p. r. F.}	210,855	19,24	0,00001	0,0001	6,0000	133,511
{Sg. pg. rg. Fg.}	211,227	19,62	0,00001	0,0001	7,0000	131,690
{S3a. p2a. r2a. F2a.}	211,577	19,97	0,00001	0,0001	9,0000	127,564
{S2a. p2a. r2a. F2a.}	213,057	21,45	0,00000	0,0000	8,0000	131,297
{S. p. r. F.}	217,843	26,23	0,00000	0,0000	4,0000	144,798
{S3a*t p3a. rg F.}	227,848	36,24	0,00000	0,0000	27,000	97,255
{St pt rt Ft}	262,955	71,34	0,00000	0,0000	30,000	123,295
{S3a*t p3a*t rg F.}	273,992	82,38	0,00000	0,0000	45,000	81,575
{S3a*t p3a*t rg Fg}	275,397	83,79	0,00000	0,0000	46,000	78,947
{S3a*t p3a*t r. F.}	277,958	86,35	0,00000	0,0000	45,000	85,542
{S3a*t p3a*t rt Ft}	325,904	134,29	0,00000	0,0000	57,000	79,654
{Sg*t pg*t rg*t Fg*t}	332,886	141,28	0,00000	0,0000	54,000	101,294
{S3a*t p2a(1 3años)*t rg*t Fg*t}	347,715	156,10	0,00000	0,0000	61,000	80,466
{S3a(2 5 años)*t p3a*t rg*t Fg*t}	359,385	167,77	0,00000	0,0000	65,000	69,271
{S3a*t p3a*t rg*t Fg*t}	384,676	193,07	0,00000	0,0000	68,000	76,034

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Mediante la utilización del modelo global seleccionado se han estimado las supervivencias en las dos clases de edad consideradas (Figura 5.1), siendo esta información básica para el modelado demográfico y el análisis de viabilidad poblacional.

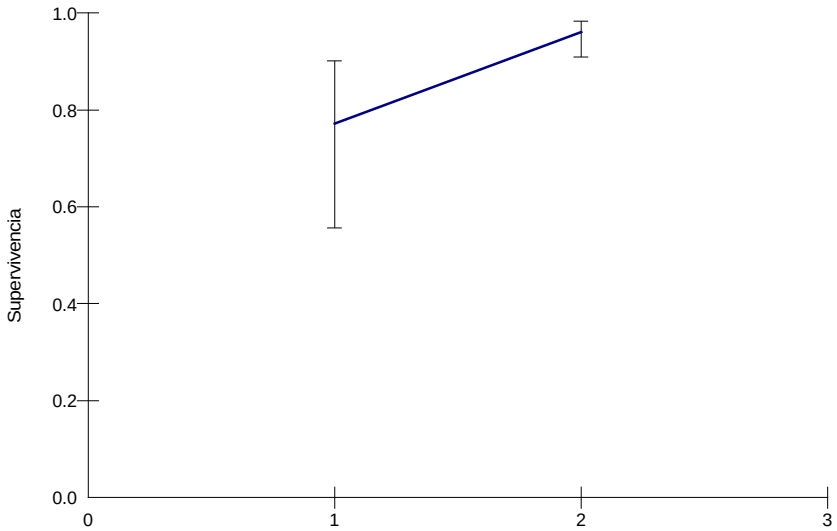


Figura 5.1. Representación de la estima de supervivencia en dos clases de edad, con la primera clase que comprende el primer año (1) y la segunda (2) que engloba a todas las aves a partir de los dos años de edad. Los segmentos representan el intervalo de confianza del 95%.

5.3.2. Efecto de la extracción de ejemplares sobre la dinámica de la población pirenaica.

5.3.2.1. Modelo determinista de la población pirenaica.

La tasa de crecimiento (r) obtenida mediante la aplicación del modelo determinista con los parámetros demográficos pirenaicos es 0,036 (lambda = 1,037, R0 = 1,879). El tiempo de generación es 17,55 años tanto para machos como para hembras.

La aplicación de esta tasa de crecimiento al tamaño de población actual produce un crecimiento hasta que se alcanza la capacidad de carga establecida (Figura 5.2).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

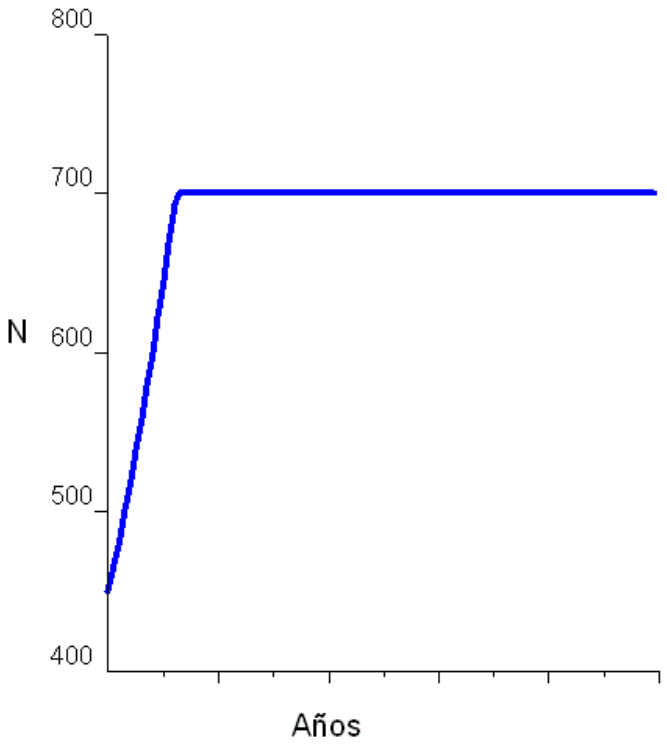


Figura 5.2. Modelo determinista de la población pirenaica. Trayectoria del tamaño poblacional a lo largo de 100 años y sin extracciones.

5.3.2.2. Modelo de simulación con estocasticidad ambiental y demográfica.

A pesar de que el protocolo de extracción propuesto para la población pirenaica (dos individuos por año) está muy alejado de lo que sería la tasa de extracción máxima (la población crece en más de 20 individuos al año), inevitablemente la tasa de crecimiento poblacional se verá afectada. Así, la tasa de extracción de dos jóvenes por año supondría un descenso en la tasa de crecimiento de la población desde 0,036 (r-determinista) a 0,030 (r-estocástica). La extracción de ejemplares no pondría en ningún caso en peligro a la población silvestre ya que en este escenario el riesgo de extinción es menor al 0,1% en 100 años.

Las trayectorias medias del tamaño poblacional de la población pirenaica sin extracciones y con una tasa de extracción de dos jóvenes por año son muy similares, siendo el tamaño poblacional ligeramente inferior en el segundo escenario (Figura 5.3).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

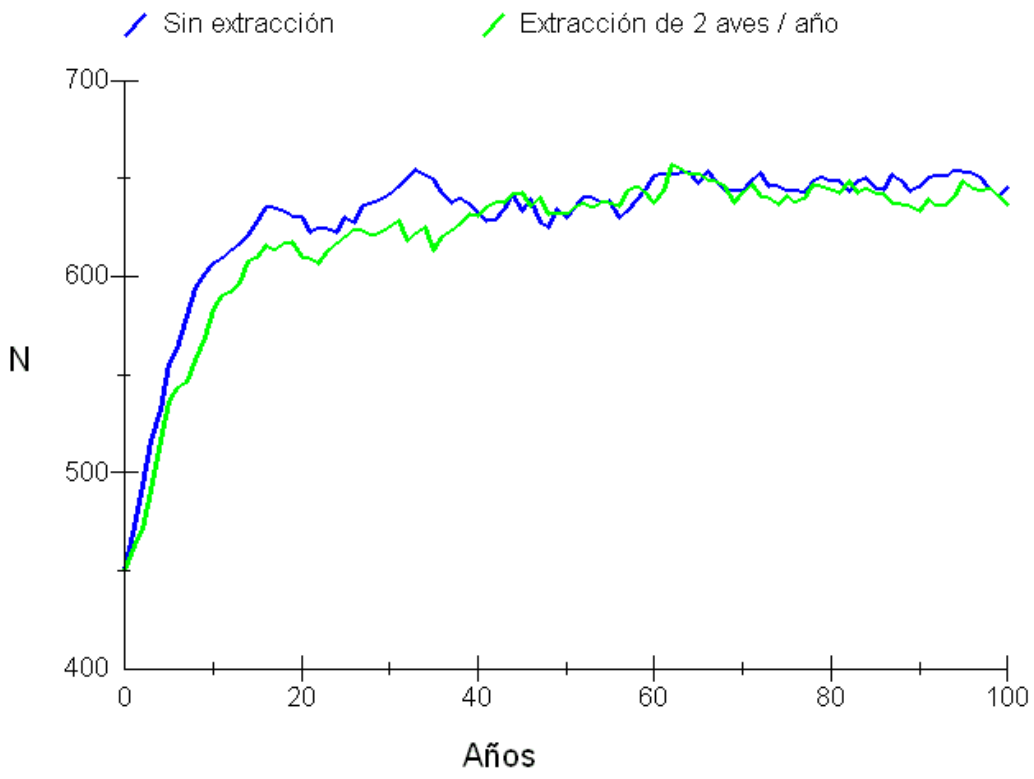


Figura 5.3. Trayectoria media del tamaño poblacional de la población pirenaica sin extracciones (curva superior) y con una tasa de extracción de dos jóvenes por año (curva inferior).

5.3.3. Evolución de la población reintroducida en el corredor montañoso ibérico-cantábrico.

5.3.3.1. Modelo sin dispersión

En la figura 5.4 se observa la trayectoria media del tamaño poblacional total de la población reintroducida con una tasa de suplementación de dos jóvenes por año y en ausencia de reclutamiento de individuos de origen pirenaico. Una vez iniciada la liberación de individuos, el proyecto necesitará una media de 18 años para alcanzar el objetivo de seis parejas en el PNPE y 35 años para lograr el establecimiento de 21 parejas en el corredor montañoso ibérico-cantábrico (Tabla 5.2).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

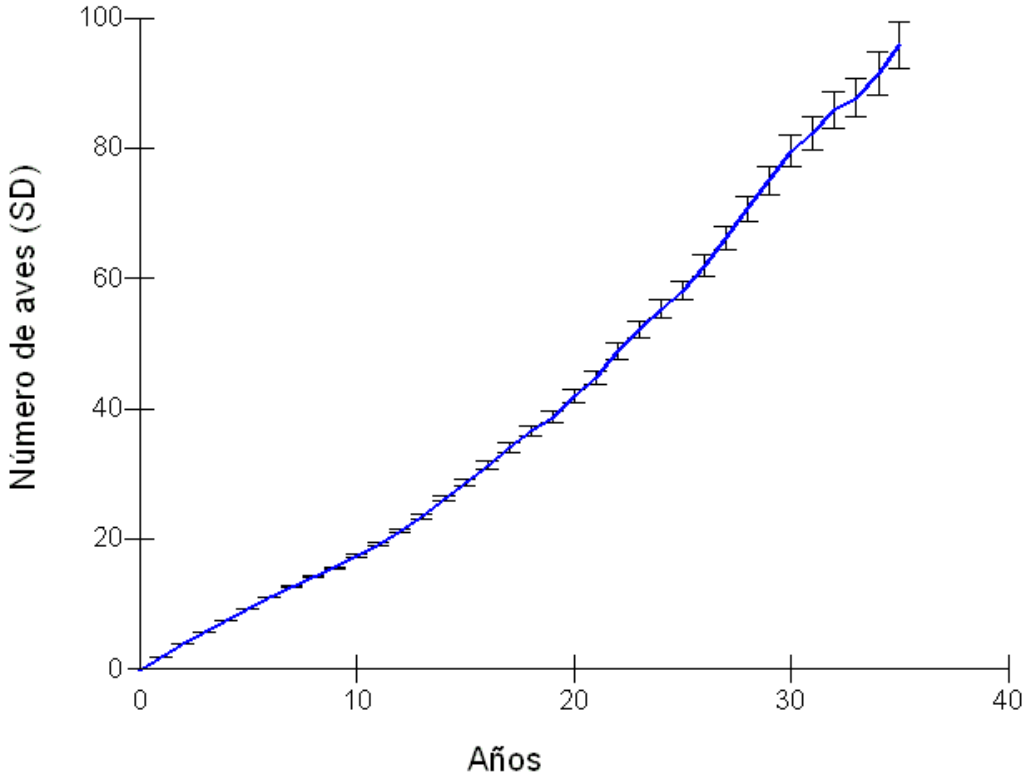


Figura 5.4. Trayectoria media del tamaño poblacional de la población reintroducida con una tasa de suplementación de dos jóvenes por año y en ausencia de dispersión de individuos desde la población pirenaica.

5.3.3.2. Modelo metapoblacional

Aunque prácticamente no existe información sobre las tasas de dispersión entre las poblaciones de quebrantahuesos, las frecuentes observaciones de aves pirenaicas en el corredor montañoso ibérico-cantábrico (Antor *et al.* 2000) sugiere la posibilidad de moderadas tasas de dispersión una vez se inicie el establecimiento del núcleo ibérico-cantábrico. Por este motivo, se ha modelado el efecto potencial de la existencia de una red de poblaciones (metapoblación) que incluya la población pirenaica y la restablecida en el citado corredor montañoso. Las tasas de dispersión que se han utilizado varían de 0,02, 0,01, 0,005 a 0,002; que aparentemente recogen el rango de variación previsible para este parámetro. En la simulación realizada, las dos poblaciones tienen las mismas tasas demográficas (las pirenaicas), y se ha considerado una tasa de suplementación de dos jóvenes por año en el núcleo ibérico-cantábrico y una tasa de extracción de dos jóvenes por año en Pirineos. El espectro de

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

trayectorias poblacionales obtenidas es amplio (Figura 5.5). Los resultados obtenidos muestran que, incluso la tasa más modesta de dispersión entre poblaciones (0,002, que se corresponde a la dispersión de un individuo prereproductor de 500, que se dispersa a cada población por año), supone un incremento significativo en el tamaño poblacional (Figura 5.5) respecto al escenario con ausencia de dispersión, así como una disminución del número de años necesarios para completar los dos objetivos poblacionales de la reintroducción (Tabla 5.2).

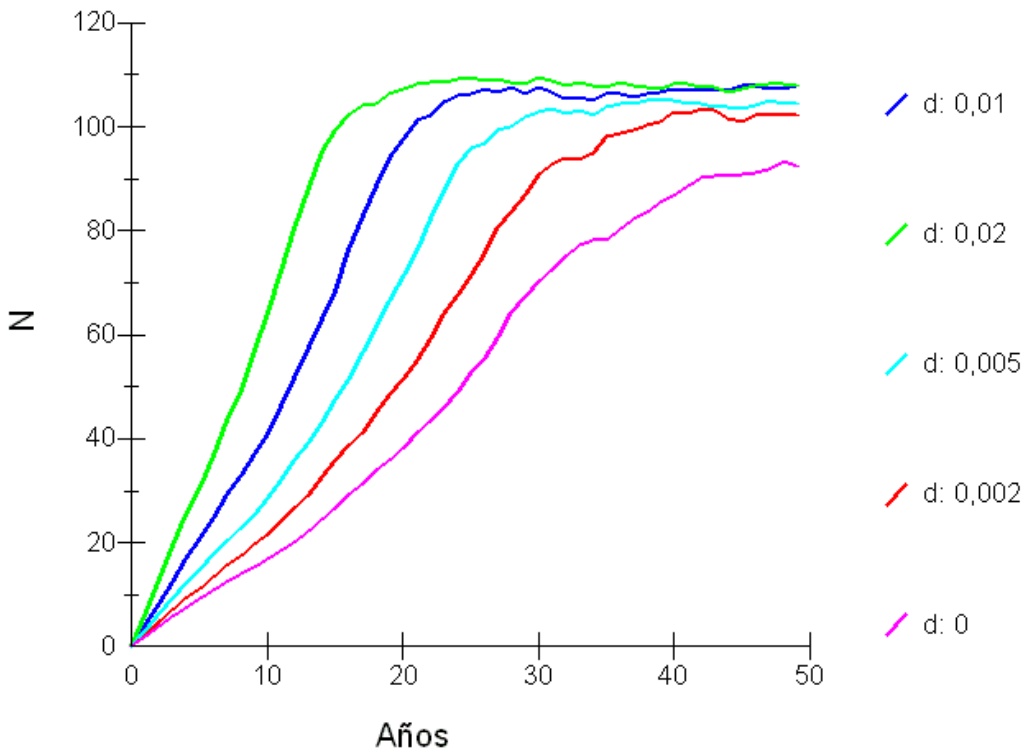


Figura 5.5. Modelo metapoblacional. Trayectoria media del tamaño poblacional total de la población reintroducida con tasa de suplementación de dos jóvenes por año y distintas tasas de dispersión (0,02; 0,01; 0,005; 0,002.; y 0).

Considerando el escenario más optimista, se necesitarán 9 y 17 años respectivamente, con una tasa de suplementación de dos jóvenes por año, para alcanzar los dos objetivos poblacionales. En el escenario más pesimista, en ausencia de dispersión, se necesitará suplementar durante un mínimo de 18 y 35 años, respectivamente (Tabla 5.2).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 5.2. Valor medio del periodo necesario para alcanzar los dos objetivos de la población reintroducida con una tasa de suplementación de dos jóvenes por año: el primer objetivo es alcanzar 6 parejas en el Parque Nacional de los Picos de Europa y el segundo lograr el establecimiento de 21 parejas en el corredor montañoso ibérico-cantábrico.

Tasa de dispersión	Objetivo 1: 6 parejas (años)	Objetivo 2: 21 parejas (años)
0,02	9	17
0,01	10	21
0,005	13	26
0,002	15	31
0 (Sin dispersión)	18	35

Los resultados para una tasa de dispersión intermedia (0,01, que se corresponde a una tasa de un individuo prereproductor de 100 que se dispersa a cada población por año) indican que el proyecto necesitará una media de sólo 10 años para alcanzar el objetivo de seis parejas en el PNPE y 21 años para lograr el establecimiento de 21 parejas en el corredor montañoso ibérico-cantábrico (Figura 5.6). Estos periodos son muy inferiores a los estimados en ausencia de estructura metapoblacional (Tabla 5.2).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

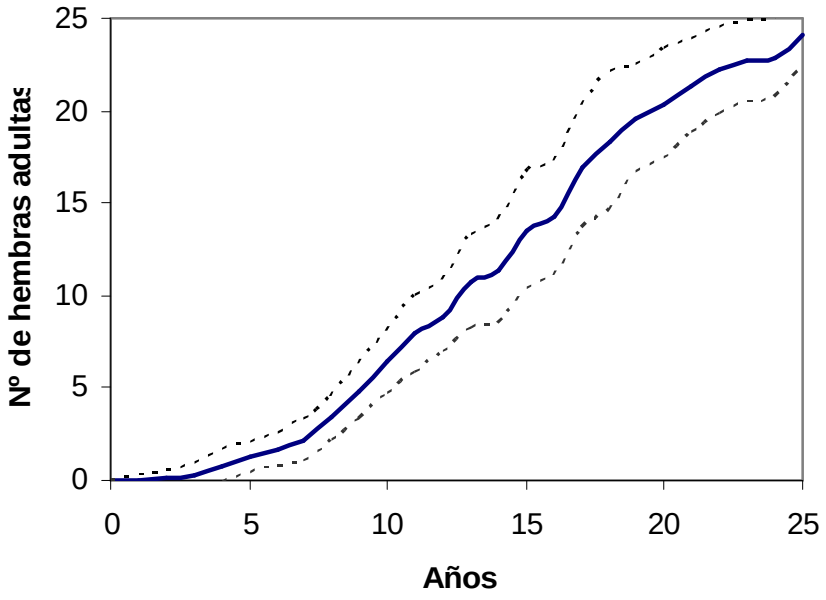


Figura 5.6. Modelo metapoblacional. Trayectoria del número medio de hembras en una población reintroducida con una tasa de suplementación de dos jóvenes por año (un macho y una hembra) y con una tasa de dispersión del 0,01. Las líneas de puntos representan el intervalo de confianza del 95%.

Para los escenarios en los que se considera la existencia de estructura metapoblacional, la población reintroducida puede seguir creciendo, a una tasa mucho menor, aunque la suplementación se abandone antes de alcanzar los objetivos poblacionales. Así, por ejemplo, para la tasa menor de dispersión considerada (0,002), el crecimiento de la población continúa aunque se interrumpa la suplementación después de los 6 primeros años.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

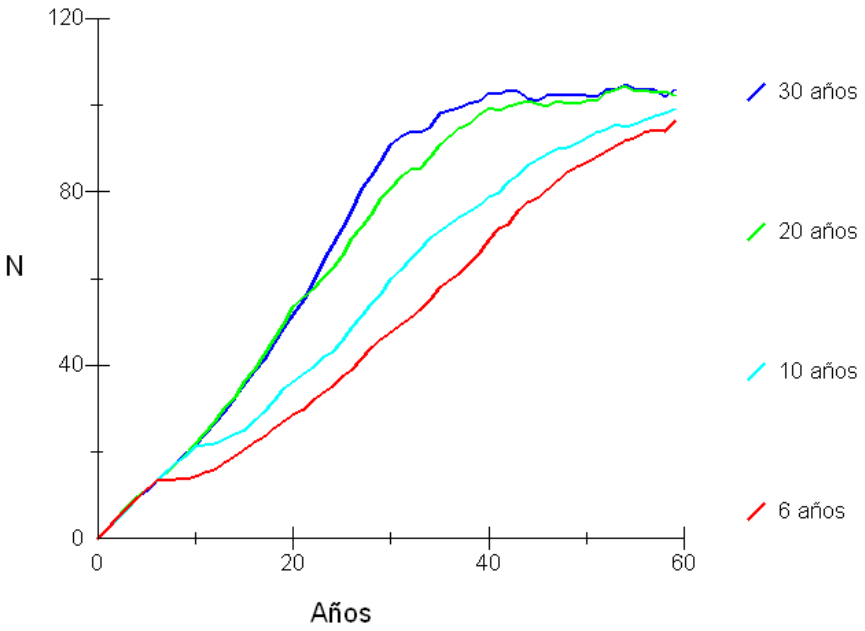


Figura 5.7. Trayectoria media del tamaño poblacional total de la población reintroducida con una tasa de suplementación de dos jóvenes por año, una tasa de dispersión de 0,002 y distintos periodos de suplementación.

5.4. Discusión

5.4.1. Validez de los modelos

Los PVA se han utilizado frecuentemente para evaluar distintas alternativas de manejo en poblaciones pequeñas y la importancia relativa de diferentes factores sobre el riesgo de extinción (Beissinger & McCullough 2002). Sin embargo, los resultados deben ser observados con precaución por la gran cantidad de información demográfica necesaria que difícilmente se puede obtener con una precisión suficiente en especies amenazadas donde, por ejemplo, no existe la posibilidad de marcar y seguir a un gran número de individuos. Todavía más difícil es conocer la variación de los distintos parámetros con la edad de los individuos. Además, en el caso de la población reintroducida no existen estimas directas y los valores de los parámetros se han asumido similares a los de la población pirenaica. Por lo tanto, una estimación precisa de los parámetros demográficos en la población reintroducida (especialmente de las supervivencias), así como su variación con la edad, sería necesaria para alcanzar conclusiones definitivas sobre las predicciones de los modelos.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

En los estudios demográficos previos se ha puesto de manifiesto la gran sensibilidad de la tasa de crecimiento a la edad tardía de primera reproducción (Antor 1995, 1998, 2003). La población pirenaica sufre una importante mortalidad no natural que reduce la longevidad y limita la producción total de descendientes de cada hembra. En otras palabras, un dilatado periodo prereproductivo junto con tasas de reproducción bajas tiene consecuencias significativas sobre la reproducción de la especie y demanda altas supervivencias adultas para alcanzar la estabilidad poblacional. Este efecto substancial de la edad de primera reproducción sobre la tasa de crecimiento ha sido pronosticada para otras especies de larga vida que también tiene valores relativamente bajos de supervivencia adulta (Noon & Biles 1990). A pesar de la significación del parámetro, no parece existir incertidumbre en la precisión de la estima de la edad de primera reproducción que pueda comprometer sustancialmente los resultados del modelado. El conocimiento que se tienen sobre este parámetro es adecuado, presentando valores similares tanto en cautividad y en la población silvestre (Antor *et al.* 2006).

En lo que se refiere al modelado de la población pirenaica, los parámetros han permitido una estima de una tasa de crecimiento similar, aunque algo inferior, al crecimiento observado en la población en la última década. Los resultados del seguimiento de la población silvestre en la última década muestran que la población preadulta de quebrantahuesos ha tenido un incremento medio anual del 5,52% (Antor 2003), muy similar al incremento medio anual en el número de parejas reproductoras del 5,6%, que es prácticamente idéntico al incremento del número de territorios, el cual ha sido del 5’58 % (Antor 2003). La tasa de crecimiento estimada mediante el modelo determinista (3,6%) tiende a infravalorar el crecimiento observado de la población, por lo que la aproximación adoptada se puede considerar conservadora.

La tasa de crecimiento de la población reintroducida dependerá de sus parámetros demográficos, de la tasa de suplementación y del reclutamiento de individuos de origen pirenaico. Desgraciadamente no se tiene información directa ni de los primeros ni de los últimos, lo que provoca que exista incertidumbre en los resultados del modelo. Respecto a los parámetros demográficos, se ha utilizado información de la cercana población pirenaica. Aparentemente debería ser posible alcanzar valores similares con una gestión adecuada, especialmente en lo que se refiere a las supervivencias. La incertidumbre en las tasas de dispersión se ha intentado amortiguar mediante la simulación del rango posible de escenarios que previsiblemente puede tener este parámetro. Sin embargo, el valor podría estar fuera del

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

intervalo considerado.

5.4.2. Viabilidad de la extracción de aves de la población pirenaica

La población pirenaica puede soportar una extracción de dos jóvenes por año sin perder su tendencia al crecimiento. Sin embargo, la tasa de crecimiento disminuiría limitando a esta población que se encuentra todavía en proceso de recuperación.

La tendencia positiva de la población, con una década de crecimiento continuo del número de parejas reproductoras (5,6% anual), ha permitido que se duplique el número de UR. Sin embargo, en los últimos años se han registrado episodios de mortalidad que han acabado afectando a la tasa de crecimiento poblacional (Antor *et al*. 2003). Estas altas mortalidades han sido atribuidas a la utilización ilegal de cebos envenenados (causando el 32% de las muertes registradas) (Antor 2001b). La disminución actual de las tasas de crecimiento en todas las fracciones de la población no tiene precedentes desde finales de los años 80, y podría ser el primer síntoma del cambio drástico en la tendencia positiva de la población. Análisis demográficos previos han permitido revelar un futuro cambio en la tendencia de la fracción reproductora, que puede provocar su estabilización o incluso una posible regresión a menos que se implementen soluciones eficaces a las principales causas de mortalidad. La fracción preadulta se ha mostrado sensible a esta excesiva mortalidad. El segmento reproductor se ha visto todavía poco afectado gracias al papel amortiguador de la población flotante (adultos sin territorio reproductor). Sin embargo, los cambios recientes en la productividad, número de territorios ocupados por un solo individuo, número de tríos así como en el número de UR formadas por subadultos de último año, podrían ser señales tempranas de cambios en la tendencia poblacional (Antor 2003).

Por todo esto, se ha puesto de manifiesto la necesidad de aplicar medidas específicas para minimizar el efecto de los factores limitadores (especialmente la mortalidad por veneno). Asimismo, se desaconseja la extracción de ejemplares viables con los actuales niveles de productividad, ya que esta actuación tendría un efecto negativo inevitable sobre la tasa de crecimiento.

Por este motivo, se recomienda actuar sobre el parámetro con mayor potencial de mejora, que es la productividad de la población pirenaica, mediante alimentación suplementaria selectiva.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Este programa de alimentación suplementaria estaría dirigido especialmente a las parejas con reiterado fracaso reproductor y a las que presentan una menor productividad, con el objetivo de mejorar las actuales tasas reproductivas al menos en un 5%, lo que permitiría la modesta extracción propuesta en el estudio (dos aves año) sin afectar a la producción de jóvenes (media anual= 39, n=7) ni a la tasa actual de crecimiento (r determinista= 0, 036).

La alimentación suplementaria selectiva ha sido utilizada en otras rapaces (Redpath *et al.* 2002) y en el caso de la población corsa de quebrantahuesos se ha estimado que podría incrementar la fecundidad desde su valor actual de 0,18 a cerca de 0,30 jóvenes por pareja y año (Bretagnolle *et al*. 2004). En el caso que nos ocupa, la mejora necesaria sería más modesta, y sólo sería preciso mejorar la fecundidad desde su valor actual de 0,43 a 0,45 jóvenes por pareja y año.

5.4.3. Viabilidad de la reintroducción en el corredor ibérico-cantábrico

En el caso más probable de que el núcleo reintroducido reciba dispersantes de la población pirenaica, será necesario, en el escenario más optimista, un mínimo de nueve años para alcanzar seis parejas en el PNPE y 17 años para alcanzar 21 parejas en el corredor montañoso ibérico-cantábrico. En el caso más pesimista, 15 y 31 años respectivamente. Pero esto no significa que la duración mínima del proyecto tenga que ser necesariamente dos o tres décadas, ya que, una vez conseguido un tamaño umbral la población, ésta seguirá creciendo alimentada de los dispersantes de origen pirenaico.

Cifras mayores de aves a las propuestas en este estudio han sido liberadas en la reintroducción de la especie en los Alpes, donde se han soltado entre dos y cinco jóvenes anualmente desde 1986 (Frey 2000). En total, se han liberado 137 aves desde 1986, con un total de nueve parejas reproductoras establecidas en 2006. Este resultado es algo superior a la estimación realizada para el corredor ibérico-cantábrico, siete parejas en 20 años de suplementación en ausencia de dispersión de individuos pirenaicos, y menor al considerar una estructura metapoblacional, incluso con los valores más modestos de dispersión. La primera reproducción en los Alpes se produjo en 1997, 11 años después de iniciado el proyecto, y actualmente han nacido en libertad un total de 27 jóvenes. Resumiendo, en el proyecto de reintroducción alpino ha sido necesaria una primera década para obtener las primeras parejas reproductoras y una segunda para alcanzar nueve parejas. Estos resultados son similares a los

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

obtenidos en el presente estudio para los dos objetivos poblacionales. Aparentemente, el menor número de aves liberadas podría ser compensado por la dispersión de aves desde la población pirenaica. Sin embargo, estas similitudes deben tomarse con cierta precaución debido a las importantes diferencias que pueden existir en los parámetros demográficos entre el corredor ibérico-cantábrico y los Alpes, y a la incertidumbre existente en las tasas reales de dispersión.

Las tasas de crecimiento y las probabilidades de extinción de la población reintroducida obtenidas con la aplicación del modelo básico (en ausencia de dispersión) son muy similares a las existentes en la literatura para otros proyectos de reintroducción con tasas de suplementación similares: el proyecto alpino (Bustamante 1996), el de la sierra de Cazorla (Bustamante 1998) y el de Córcega (Bretagnolle *et al.* 2004). Esta similitud no es sorprendente si se tiene en cuenta que en estos estudios se han utilizado las estimas pirenaicas de los parámetros demográficos (como las supervivencias) para los que no existe estimas locales. Las diferencias fundamentales se deben principalmente a los modelos del corredor ibérico-cantábrico que sí pueden incorporar la existencia de dispersión por su proximidad a la mayor población europea de quebrantahuesos. La existencia de dispersión, incluso en su tasa más modesta, produce una mejora en el crecimiento de la población suplementada y posibilita que la población reintroducida pueda seguir creciendo aunque cese la suplementación después de iniciado el establecimiento de las primeras parejas reproductoras. En este sentido, una de las conclusiones aportadas por el estudio de Córcega (Bretagnolle *et al.* 2004) es que el establecimiento de una metapoblación o red formada por dos o tres poblaciones en el Mediterráneo (Córcega, Alpes y Cerdeña) es potencialmente la mejor estrategia para garantizar la persistencia de la población corsa.

5.5. Conclusiones

A pesar de que el protocolo de extracción propuesto para la población pirenaica (dos individuos por año) está muy alejado de lo que sería la tasa de extracción máxima, inevitablemente la tasa de crecimiento poblacional se vería afectada en ausencia de medidas correctoras. La mejor opción sería utilizar el gran potencial de mejora que tiene la productividad de la población pirenaica y la posibilidad de aumentarla de forma eficiente mediante alimentación

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

suplementaria selectiva. Esta actuación permitiría tasas de extracción de dos o más individuos años sin afectar a la tasa actual de crecimiento.

La necesaria dispersión de individuos que existirá entre las poblaciones de Pirineos y del corredor ibérico-cantábrico garantiza el éxito de la población reintroducida incluso con las tasas de dispersión más modestas (0,002, que corresponde a la dispersión de un individuo prereproductor de 500 por año), con tasas de suplementación bajas (dos aves por año) y con un periodo de suplementación de sólo 10 años o menos, siempre y cuando se consigan controlar los factores de mortalidad no natural (especialmente por venenos) a niveles similares a los existentes en los Pirineos.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

5.6. Referencias

Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle, p. 267–281. In B. N. Petran and F. Csaki [EDS.], *International symposium on information theory*. 2nd ed. Akademiai Kiadi, Budapest.

Akçakaya, H. R. 1998. RAMAS GIS: *Linking Landscape Data with Population Viability Analysis (version 3).* Applied Biomathematics, Setauket, New York, New York, USA.

Antor, R.J. 1995. *Status y demografía de la población pirenaica de quebrantahuesos (Gypaetus barbatus). Valoración del riesgo de extinción y de las prioridades para su monitorización y conservación*. Informe inédito. Diputación General de Aragón, Zaragoza.

Antor, R.J. 1998. *Evolución demográfica de la población: Estimación de las tasas de supervivencia y del tamaño de la población preadulta de quebrantahuesos en el Pirineo*. Informe inédito. Diputación General de Aragón, Zaragoza.

Antor, R., Gil, J.A., Lorente, L.; Díez, O., G. Báguena. 2000. Observaciones de quebrantahuesos fuera de los Pirineos. *Quercus* 168: 10-14.

Antor, R. 2001a. Population Status and Conservation of the Bearded Vulture (Gypaetus barbatus) in the Pyrenees. *Abstracts of the 4th Eurasian Congress on Raptors*, pp. 8. Estación Biológica de Doñana - Raptor Research Foundation. Sevilla.

Antor, R. J. 2001b. Conservation strategies for the recovery of the Bearded Vulture in North-Eastern Spain during 1998-2000. In, A. Sakoulis, M. Probonas & S. Xirouchakis (Eds): *Proceedings of the 4th Bearded Vulture Workshop* 1998, pp. 21-30. Crete, Greece.

Antor, R. J. 2003. El impacto del veneno en la población no reproductora de quebrantahuesos. *Quercus* 212: 14-20.

Antor, R. J., A. Margalida, R. Heredia. 2003. Quebrantahuesos. In Martí, R. (Ed.). *Atlas de las Aves de España.* SEO/BirdLife, Ministerio de Medio Ambiente. Pp.164-165.

Antor, R.J., Margalida, A., Frey, H., Lorente, L. 2006 (en prensa). Age of first breeding in bearded vultures (Gypaetus barbatus). *J. Ornithol.* 000:000-000

Armstrong, D.P., Ewen, J.G. 2001. Assessing the value of follow-up translocations: a case study using New Zealand robins. *Biological Conservation* 101: 239-247.

Armstrong, D.P., Ewen, J.G. 2002. Dynamics of a New Zealand robin population reintroduced to regenerating fragmented habitat. *Conservation Biology* 16: 1074-1085.

Beissinger, S. R., Westphal, M. I. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *J. Wildl. Mgmt*. 62, 821-841.

Beissinger, S., D. McCullough, editors. 2002. *Population viability analysis*. University of Chicago Press, Chicago.

Bretagnolle, V., P. Inchausti, J.-F. Seguin, J.-C. Thibault. 2004. Evaluation of the extinction risk and of conservation alternatives for a very small insular population: the Bearded Vulture Gypaetus barbatus in Corsica. *Biological Conservation* 120: 19-30.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Brook, B.W., Cannon, J. R., Lacy, R. C., Mirande, C. y Frankham, R. A. 1999 comparison of the population viability analysis packages GAPPS, INMAT, RAMAS and VORTEX for the Whooping crane (*Grus americana*). *Anim. Conserv*. 2, 23-31

Brook, B.W., J. J. O'Grady, A. P. Chapman, M. A. Burgman, H. R. Akçakaya, y R. Frankham. 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. Nature 404:385-387.

Burnham, K. P. 1993. A theory for combined analysis of ring recovery and recapture data. Pages 199–214 in J.-D. Lebreton and P. M. North, editors. Marked individuals in the study of bird populations. Birkhäuser-Verlag, Basel, Switzerland.

Burnham, K. P., D. R. Anderson. 1998. Model selection and inference—a practical information–theoretic approach. Springer-Verlag, New York, New York, USA.

Bustamante, J. 1996. Population viability analysis of captive and released Bearded Vulture populations. Conservation Biology 10: 822–831.

Bustamante, J. 1998. Use of simulation models to plan species. reintroductions: the case of the bearded vulture in southern. Spain. *Anim. Conserv*. 1: 229-238.

Cooch, E. White, G. 2001. *A Gentle Introduction (2nd edition) Program MARK. Analysis of data from marked individuals*. Colorado. State University, Fort Collins, Colorado.

Ferrer, M., Otalora, F. y García-Ruiz, J.M. 2004. Density-dependent age of first reproduction as a buffer affecting persistence of small populations. *Ecological Applications* 14: 616-624.

Ferrière, R., F. Sarrazin, et al. 1996. Matrix population models applied to viability analysis and conservation: theory and practice using ULM software. *Acta Oecologica* 17 (6): 629-656.

Frey, H. 2000. *Annual Report of the Foundation for the Conservation of the Bearded Vulture*. Vienna, Austria.

Lacy, R.C. 1993. VORTEX: A computer simulation model for Population Viability Analysis. *Wildlife Research* 20: 45–65.

Lande, R. 1988. Demographic models of the northern spoted owl (Strix occidentalis caurina). *Oecologia* 75 : 601-607.

Legendre, S., J. Clobert 1995. ULM, a software for conservation and evolutionary biologists. *Journal of Applied Statistics* 22: 817-834.

Lebreton, J.-D., K. P. Burnham, J. Clobert, D. R. Anderson. 1992. Modelling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62:67–118.

Lindenmayer, D.B., M.A. Burgman, H.R. Akcakaya, R.C. Lacy, H. Possingham. 1995. A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for modeling the viability of wildlife metapopulations. *Ecological Modeling* 82:161-174.

Mertz, D.B. 1971. The mathematical demography of the California condor population. *Am. Nat.* 105: 437-453.

Noon, B.R., C.M. Biles. 1990. Mathematical demography of spotted owls in the Pacific Northwest. *Journal of Wildlife Management* 54: 18-27.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Possingham, H.P., I. Davies. 1995. ALEX - a model for the viability analysis of spatially structured populations. *Biological Conservation* 73: 143-150.

Redpath, S.M., Thirgood, S.J., and Leckie, F.M. 2001. Does supplementary feeding reduce predation of red grouse by. hen harriers? *Journal of Applied Ecology* 38: 1157-1168.

Soulè, M. E. y Kohm, K. A. 1989. *Research Priorities for Conservation Biology* (Island, Washington DC).

Vos, C.C., J. Verboom, P.F.M. Opdam, C.J.F. ter Braak. 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. *American Naturalist* 183: 24-41.

White, G. C., K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46:120–139.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

CAPÍTULO 6
Análisis de viabilidad de hábitat

Emma Sánchez-Castilla
(supervisión científica a cargo del Dr. José R. Obeso).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

6.1. Introducción

La preservación de los hábitats naturales y las especies requiere de un profundo conocimiento científico acerca de los procesos ecológicos que determinan su distribución y abundancia, con aplicación práctica en la gestión efectiva de las especies y el territorio (Beutel *et al.* 1999). La selección de hábitat es uno de los análisis frecuentemente abordados para resolver estas cuestiones y su modelización ha llegado a ser un importante campo de la Biología de la conservación, dado que permite identificar los elementos que influyen en la distribución de los hábitats y predecir las actuaciones humanas que provocan un cambio en los mismos (Fielding & Haworth 1995; Bustamante 1997; Fielding & Bell 1997). En este sentido, los estudios sobre idoneidad de hábitat constituyen herramientas esenciales en el desarrollo de medidas de conservación de especies amenazadas (Ferrer & Harte 1997) al generar modelos predictivos que determinan el grado de calidad de un territorio a partir de variables explicativas (Storch 2002). Los Sistemas de Información Geográfica (SIG), tecnología ampliamente utilizada en estudios de vida silvestre (Gurnell *et al.* 2002), constituyen actualmente herramientas indispensables en la aplicación de los modelos estadísticos desarrollados para la generación de mapas específicos de distribución potencial de las especies (Bustamante & Seoane 2004). Sin embargo, el valor de estos modelos es restringido si no es posible probar su fiabilidad y precisión predictiva (Peppler-Lisbach & Schröder 2004), lo que hace necesaria su validación a partir de conjuntos de datos independientes (Guisan & Zimmermann 2000).

Según Wiens (1989), la selección de hábitat constituye un fenómeno complejo en el cual la escala y variabilidad temporal de los factores que la determinan juegan un papel esencial. Los estudios que incorporan aproximaciones a diferentes escalas espaciales ayudan a la identificación de los requerimientos específicos de hábitat y análisis del patrón de selección espacial (Faria & Rabaça 2004), permitiendo comprobar la estructura del hábitat perceptible por la especie, de cara a la adopción de medidas de conservación efectivas (With & King 1997). Asimismo, las aproximaciones que pretenden responder a los requerimientos mínimos de hábitat o factores que condicionan la recuperación de las especies hacen necesario un conocimiento preciso sobre la extensión, organización espacial y conectividad de las áreas de distribución potencial (Schadt *et al.* 2002).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Los amplios conocimientos existentes sobre la biología y ecología de la mayoría de las especies de aves han facilitado la identificación de las amenazas y el rápido desarrollo de medidas de gestión encaminadas a prevenir los fenómenos de extinción (Temple 1986). El actual estatus del quebrantahuesos en España, sumado a la información derivada de los programas de conservación desarrollados durante las últimas dos décadas, impulsan el planteamiento de líneas de investigación consideradas esenciales para su recuperación, entre ellas, las relativas a la caracterización y disponibilidad de hábitats de calidad para la especie (Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza 2000). En la actualidad, son pocos estudios que han abordado en profundidad estas cuestiones (Donázar *et al.* 1993b; Bustamante 1998; Hirzel *et al.* 2004), y prácticamente ninguno en áreas de antigua distribución que actualmente reciben la afluencia periódica de ejemplares en dispersión (Sánchez-Castilla *et al.* 2005).

Dado que el conocimiento del uso y selección de hábitat es considerado esencial para un manejo apropiado de cualquier especie (Obeso & Bañuelos 2003), se realizó un análisis de viabilidad del hábitat potencial para el quebrantahuesos en el PNPE aplicando SIG, a partir de un modelo de selección de hábitat de nidificación basado en territorios reproductores de la vertiente sur del Pirineo central. Su extrapolación a zonas potencialmente colonizables del PNPE donde la especie estuvo presente (ver Hiraldo *et al.* 1979), pretenden ser una herramienta de conservación (Chefaoui *et al.* 2005) que asiente las bases científico-técnicas de futuras actuaciones que se lleven a cabo para la recuperación del quebrantahuesos.

Los objetivos del presente análisis fueron: (1) caracterización de los lugares de nidificación a diferentes escalas espaciales, (2) desarrollo de modelos predictivos de idoneidad de hábitat de nidificación, y (3) identificación de las áreas de nidificación potenciales para la especie en los Picos de Europa. La realización de este análisis ha permitido determinar el grado de idoneidad del hábitat del PNPE para la reintroducción del quebrantahuesos así como la localización geográfica de las áreas preferentes para la liberación de ejemplares.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

6.2. Métodos

6.2.1. Distribución espacial de los territorios

La distribución espacial de los territorios reproductores y la regularidad en el espaciamiento de los nidos se comprobó mediante el estadístico G. Este valor se calcula como el ratio entre la media geométrica de los cuadrados de las distancias al vecino más próximo y la correspondiente media aritmética (Brown 1975). Este índice oscila entre 0 y 1, y valores > 0,65 indican distribución regular de los territorios. Se calcularon las distancias al vecino más próximo, como medida inversa de la densidad reproductora (Newton *et al.* 1977).

6.2.2. Datos de ocupación

Para el desarrollo del modelo de hábitat se usaron conjuntos de datos independientes, uno para generar el modelo y otro para evaluarlo y probar su poder predictivo (Guisan & Zimmermann 2000). Este último fue dividido a su vez en dos submuestras, seleccionadas bajo un criterio de división espacial y temporal que trataron de registrar las posibles diferencias entre el patrón de selección de antiguos territorios y los de reciente ocupación. La localización geográfica de las UR se obtuvo a partir de los resultados del programa de monitorización de la fracción reproductora localizada en el Pirineo central, llevado a cabo entre 1988 y 2004 (FCQ–GA 2004).

El estatus de ocupación del territorio fue el registrado en 2004, considerando para el análisis 58 UR. Del total de los nidos ocupados hasta el año 2000 (n= 50), la mitad fue utilizada en la generación del modelo (n= 25). Se consideró UR a una pareja, trío o cuarteto de quebrantahuesos adultos que mostraron cohesión de pareja, territorialidad por una zona concreta con presencia constante durante años sucesivos, presencia de nido o constancia de intento de reproducción. La mitad de las UR existentes hasta el 2000 no empleadas en la generación del modelo (n= 25), así como los territorios reproductores resultantes del proceso de colonización de nuevas áreas de nidificación entre 2000-2004 (n= 8), fueron utilizados como subconjuntos de datos independientes en la validación del modelo resultante (Woolf *et al.* 2002; Posillico *et al.* 2004). La elección del año 2000 como punto de corte generó subconjuntos de datos con un tamaño muestral considerado suficiente para el análisis, construcción y validación del modelo.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Los datos de ocupación territorial fueron contrastados con un número igual de puntos obtenidos mediante generación de coordenadas al azar (Bisson *et al.* 2002) en territorios considerados no ocupados por la población reproductora, al menos de 1988 a 2004. La independencia de los datos se aseguró exigiendo una separación mínima entre ambos grupos de datos (ocupados / no ocupados) y entre los puntos al azar igual a la mitad de la distancia media entre parejas vecinas de quebrantahuesos. De ese modo, se redujeron problemas derivados de la posible autocorrelación espacial (Legendre 1993). La georeferenciación e incorporación de los territorios (ocupados *vs.* no ocupados) a un SIG se realizó mediante la utilización del programa GIS ArcView 3.2. (Environmental Systems Research Institute 1999).

6.2.3. Variables independientes y escala espacial

La elección de variables potencialmente descriptoras del hábitat de nidificación (tabla 6.1) estuvo determinada por su coherencia con los requerimientos ecológicos de la especie (Jacquin *et al.* 2005), con el objeto de obtener un modelo interpretable desde el punto de vista biológico (Woolf *et al.* 2002). El rango de distribución de la especie aparece fuertemente relacionado con la presencia de estructuras montañosas lineales (Hiraldo *et al.* 1979), lo que motivó la consideración de aspectos orográficos, geológicos y climáticos en zonas montañosas. Dado que la especie explota principalmente restos óseos de ungulados de mediano tamaño (Brown & Plug 1990), se definieron variables que tratan de cuantificar dicha oferta alimenticia. Estudios previos consideran al quebrantahuesos una especie sensible a las perturbaciones de origen antrópico, al mismo tiempo que anotan la influencia de las interacciones interespecíficas (Donázar *et al.* 1993b) e intraespecíficas (Donázar *et al.* 1993a, 1993b) en la selección del hábitat de cría, por lo que se cuantificó su posible efecto.

Dado que los procesos que determinan los patrones de distribución de las especies pueden variar según la escala (Barbosa *et al.* 2003), se consideró el efecto de cada una de las variables seleccionadas a diferentes escalas espaciales con el objeto de estudiar su influencia en la estrategia de selección de hábitat (Poirazidis *et al.* 2004). Para este análisis multi-escala se empleó el método de *ventanas móviles*, permitiendo calcular variables escala-dependientes (Wiegand *et al.* 1999; Schadt *et al.* 2002; Naves *et al.* 2003) que recogen la heterogeneidad espacial perceptible por la especie, reflejando la difusión y/o conectividad del efecto de cada una de las variables a escalas espaciales *r*. La 'difusión' (D) y 'conectividad' (C) fueron descritas a

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

partir de la cuantificación de las características de hábitat mediante círculos y anillos, respectivamente, entorno a un punto dado (UR y puntos al azar) y dentro de una superficie de un radio *r* que se asume tiene forma circular (Hirzel *et al.* 2004). Debido a que *a priori* se desconoce la escala de influencia, se calcularon índices para radios *r* = 1, 2, 3…10 Km. Este último valor es coincidente con un trabajo de radio-seguimiento de quebrantahuesos (ver Longares 2003) que trata de estimar el área de campeo (*home range)* de un ejemplar reproductor.

Tabla 6.1. Variables propuestas *a priori* como explicativas del hábitat por su relación con la biología de la especie.

Abreviatura	Definición de variables (unidades)
Orografía	
PEND	Pendiente media (grados)
ALTMED	Altitud media (m)
DIFALT	Diferencia altitudinal (m)
ORIEN	Orientación (grados)
Usos suelo	
CORT	Estructuras montañosas lineales aptas para la nidificación (%)
CALIZ	Sustrato geológico de tipo calizo (%)
BOSQ	Terreno forestal (%)
TERABI	Terreno abierto sin cubierta forestal (%)
Climatología	
PREDIAB	Precipitación media en la época crítica: diciembre y abril (mm)
TEMDIAB	Temperatura media en la época crítica: diciembre y abril (ºC)
Disponibilidad de alimento	
UNGDOM	Ungulados domésticos: cabra y oveja (nº cabezas / km^2)
UNGSIL	Ungulados salvajes: rebecos (nº cabezas / km^2)
UNGTOT	Ungulados domésticos y salvajes (nº cabezas / km^2)
PA	Distancia a puntos de alimentación (PAS, muladares) (m)
GRAN	Presencia de granjas de ovino, caprino, porcino (nº)
Perturbaciones antrópicas	
POBLAC	Densidad de población (nº habitantes / km^2)
POBLAM	Presencia de núcleos habitados (nº de pueblos)
VIAPAV	Longitud de vías pavimentadas (m)
VIANPAV	Longitud de vías no pavimentadas (m)
VIPANPAV	Longitud total de vías pavimentadas y no pavimentadas (m)
LINELEC	Longitud de líneas eléctricas (m)
TIELIB	Presencia de lugares con actividades de tiempo libre (nº)
Relaciones intra-interespecíficas	
NNDQ	Distancia a la pareja conespecífica más próxima (m)
NNBQ	Distancia a colonia de *Gyps fulvus* más próxima (m)

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

6.2.4. Coberturas SIG

Los datos de ocupación (presencia / ausencia de UR) fueron incorporados al SIG y los valores de las variables ambientales utilizadas como predictores fueron extraídos de bases de datos incorporadas a cartografía digital. De ese modo, se obtuvieron los valores medios de dichas variables para cada una de las unidades básicas de análisis o celdas raster 0.5 x 0.5 Km con base en la cuadrícula UTM- Universal Transverse Mercator- que configuran anillos / círculos de radio creciente (r= 1- 10 Km.).

Basados en mapas topográficos a escala 1:25.000 procedentes de la cartografía digital del IGN (Instituto Geográfico Nacional) se crearon modelos digitales de terreno (MDT) con celdas raster de 500 m del que se derivaron mapas de elevaciones, pendiente y orientaciones para el cálculo de variables geomorfológicas. Los parámetros meteorológicos preceden de una modelización de los valores de distribución de temperaturas y precipitaciones con un tamaño de celda de 500 m, utilizando interpolaciones de datos climáticos procedentes de estaciones meteorológicas de la red de observatorios del Instituto Nacional de Metereológica (INM), así como los cedidos por la Confederación Hidrográfica del Ebro (ver Longares 2003). Se calcularon los valores medios para los meses entre diciembre y abril por considerarse la época crítica del período reproductor de la especie. La información sobre usos de suelo, litología, densidad de población, densidad de ungulados salvajes y domésticos, así como presencia de núcleos de población, infraestructuras de transporte y energéticas y ubicación de colonias de Buitre leonado tienen su origen en cartografía vectorial cedida por el Gobierno de Aragón (GA) y el Dpto. de Geografía de la Universidad de Zaragoza, siendo trasformada a formato raster con una resolución del píxel de 500 m. La cobertura vegetal original fue reclasificada y resumida en dos tipos: forestal o no forestal (matorral ralo, pastos de montaña y terrenos improductivos o rocosos), acorde con las necesidades ecológicas de la especie, siendo expresadas en porcentaje en cada cuadrícula de interés. Los datos de censos ganaderos municipales fueron aportados por el Instituto Aragonés de Estadística (2001) y las densidades de rebecos fueron calculadas a partir del censo anual (2002) cedido por el GA. Con el fin de incrementar la precisión espacial de las estimas de densidad de ovejas y cabras, se combinaron las bases de datos de los censos con los mapas de vegetación reclasificados, de manera que fueron expresados en relación con la superficie pastable y no con la superficie total. En todos los

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

análisis se utilizó el programa ArcView GIS 3.2. (Environmental Systems Research Institute 1999) y las extensiones correspondientes.

6.2.5. Análisis estadísticos y diseño del modelo

Se utilizaron modelos univariantes y multivariantes para estudiar las relaciones entre la fracción de población reproductora de quebrantahuesos y el hábitat que ocupa, en coherencia con la multidimensionalidad de las relaciones que se producen en el medio natural (Morrison *et al.* 1992). Los análisis estuvieron basados en la comparación de características de hábitat de territorios ocupados por el quebrantahuesos y muestras generadas al azar (Osborne *et al.* 2001).

La modelización se basó en el estatus de ocupación de un territorio como variable dependiente ('*ocupación'*), considerando como "1" los territorios ocupados durante el período de tiempo estudiado y como "0" los que permanecieron desocupados. Las unidades básicas de análisis fueron las celdas 0,25 Km^2 enmarcadas en círculos / anillos entorno a las UR y puntos al azar, con información de presencia o ausencia de la especie asociada a los valores de las potenciales variables explicativas según un radio de acción dado.

Tras la aplicación del test de normalidad de datos mediante la prueba de Kolmogorov-Smyrnov, se procedió a la transformación angular y cuadrática de las variables no distribuidas normalmente (Sokal & Rohlf 1995). Las variables fueron analizadas una por una, como paso previo a su inclusión en el modelo dada la importancia de introducir variables con relevante significado biológico (Schadt *et al.* 2002; Woolf *et al.* 2002). Se compararon los valores medios de cada variable a los diferentes radios considerados (r= 1– 10 Km) en celdas ocupadas *vs*. no ocupadas mediante la prueba t -Student, con el objeto de discriminar no sólo las variables más influyentes sino la escala. Aquellas variables que no mostraron distribución normal tras la transformación, fueron analizadas mediante la prueba U de Mann-Whitney. En ambos casos se consideró un nivel de significación del 5%. Con el objeto de evitar situaciones de multicolinealidad, se calcularon los coeficientes de correlación de Pearson / Spearman, según el ajuste de los datos a condiciones de normalidad, para determinar la relación entre pares de variables explicativas y descartar variables intercorrelacionadas significativamente (Nally 2002). Aquellas que mostraron bajo nivel de correlación entre ellas ($r < 0.7$) (Schadt *et al.* 2002) y un mayor efecto explicativo de la variable dependiente en el análisis univariados (Woolf *et al.* 2002; Naves *et al.* 2003) fueron retenidas. Posteriormente, fueron incorporadas al análisis de regresión

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

logística múltiple (Hosmer & Lemeshow 1989) por pasos (*stepwise*) basado en el estadístico Wald, con el objeto de encontrar el conjunto de variables que mejor explica la presencia / ausencia de territorios ocupados (Bisson *et al.* 2002) sin incorporar variables innecesarias (Schadt *et al.* 2002). El análisis de regresión logística examina las relaciones existentes entre probabilidades de respuesta binaria (ocupado y desocupado) y las variables explicativas (Bisson et al. 2002). En caso de duda, se incluyó en el análisis la variable con un mayor significado biológico para la especie (Woolf *et al.* 2002). Las decisiones sobre qué variables excluir del modelo multivariante estuvieron basadas en el test de Likelihood ratio (Hosmer & Lemeshow 1989) comparando el modelo con y sin los predictores testados. El modelo se generó utilizando métodos de selección hacia atrás y un nivel de significación p = 0.05 y p = 0.1 para entrada y eliminación de variables, respectivamente, en cada paso. Se escogió aquel modelo con mejor clasificación correcta para las celdas con presencia de quebrantahuesos (Schadt *et al.* 2002) dado el interés por identificar lugares con mayor probabilidad de ser ocupados de cara a futuros programas de reintroducción que pudieran derivarse del presente análisis.

El valor de AIC (Aikaike Informaction Criterion) fue utilizado para evaluar el procedimiento iterativo de incorporación de variables al modelo (Burnham & Anderson 1998), seleccionado finalmente aquél con el valor de AIC más reducido. Se compararon los modelos con pruebas χ^2, finalizando el proceso al no disminuir el valor de AIC. El resultado fue un modelo basado en la función logística:

$$\text{Logit}(p) = \ln(p / (1 - p)) = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 ... + \beta_n x_n$$

donde p es la probabilidad de ocupación, x_i las diferentes variables de hábitat y b_i los coeficientes de la regresión. Así, el modelo de hábitat viene determinado por la expresión:

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

El poder predictivo del modelo final fue testado mediante un conjunto de datos independientes (Guisan & Zimmermann 2000), dividido en dos subgrupos: 1) datos de ocupación territorial hasta 2000, (n= 25) y 2) territorios ocupados entre 2000-2004 (n= 8), ambos no incluidos en la modelización anterior (Schröder & Richter 2000). El área bajo la curva de rendimiento diagnóstico o curva ROC (AUC) es habitualmente utilizada como un índice importante al proporcionar una medida simple de la precisión total del modelo (Fielding & Bell

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

1997) y permitir probar si existe mayor significación que en el área bajo la curva de un modelo al azar (AUC_{crit} = 0.5) (Schadt *et al.* 2002). Ambos, el modelo final y el modelo validado, fueron valorados utilizando este método.

El punto de corte de la probabilidad de ocupación *P* se seleccionó *a posteriori*, comparando la evolución del pronóstico de presencia /ausencia (ver Schadt *et al.* 2002), ya que criterios dicotómicos que pronostican presencia / ausencia basados en valores de probabilidad > 0.5 o valores < 0.5, respectivamente, no siempre van acompañados de un fundamento ecológico (Barbosa *et al.* 2003; Osborne *et al.* 2001). Se optó por el punto de corte para la probabilidad de ocupación que optimizó la proporción de clasificación correcta de presencia de la especie. Los análisis simples y múltiples fueron realizados mediante el paquete estadístico SPSS 10.0 (SPSS Inc. 2000). Para la selección del modelo según el valor de AIC (*Akaike Information Criterion*) se empleó el programa STATISTICA 6.0 (Statsoft Inc. 2003).

6.2.6. Aplicación del modelo de hábitat en el PNPE

Se representó la probabilidad de ocupación territorial dentro del área de estudio, aplicando el modelo de regresión logística seleccionado mediante un SIG. El territorio fue dividido en cuadrículas de 0.5 x 0.5 Km con base en el sistema de UTM (*Universal Transverse Mercator*). Aquellas celdas que presentaron valores de probabilidad cercanos a 1 corresponden a zonas con los índices de idoneidad más elevados y valores inferiores indicaron una idoneidad menor. Mediante este procedimiento fueron identificados parches de hábitat definidos como potencialmente idóneos.

6.2.7. Capacidad de carga

La capacidad de carga fue estimada en términos de abundancia y disponibilidad de recursos (Bretagnolle *et al.* 2004): hábitat de cría idóneo y recursos tróficos (este último parámetro será estimado más adelante, ver punto 7.4). A partir de información obtenida en áreas ocupadas por quebrantahuesos en el Pirineo central, se estimó el número potencial de UR/km^2 que el PNPE podría albergar basados en las densidades conocidas y superficies potenciales identificadas por el modelo de idoneidad de hábitat en el Parque Nacional. Estos datos, junto con la disponibilidad de alimento estimada permitieron calcular la capacidad de carga potencial del sistema (Cheyne 2006).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

6.3. Resultados

6.3.1. Distribución espacial de los territorios reproductores

En 2004, la distancia media a la pareja vecina de quebrantahuesos más próxima fue de 7957.45 ± 5391.16 m (rango = 25787.14, n= 58) (Sánchez-Castilla et al. en prep.). Considerando todos los nidos activos, a excepción de una UR que habitualmente cría en la vertiente norte (francesa) de los Pirineos y otra con historial y ubicación geográfica muy irregular (n = 60 –2), la distribución fue regular (G= 0.84) (Sánchez-Castilla *et al.* en prep.).

6.3.2. Análisis univariados

Los análisis univariados mostraron diferencias estadísticamente significativas entre territorios reproductores de quebrantahuesos y puntos al azar en varias de las variables consideradas (Tabla 6.2). Las UR parecen no distribuirse al azar, mostrado una clara tendencia por hábitats caracterizados por una orografía con mayor pendiente (PEND), mayor altitud media (ALTMED), y mayores diferencias altitudinales (DIFALT) que el hábitat disponible, pudiendo observarse una mayor presencia de cortados rocosos (CORT). Se observa una ligera preferencia por las exposiciones Sur – Sureste, frente a los puntos al azar más orientados hacia Este – Sureste. Así mismo, los resultados muestran ocupación territorial en áreas con mayores densidades de rebecos (UNGSIL), y menor grado de perturbación antrópica, estimada ésta última a partir del número de pueblos (POBLAC), número de habitantes (POBLAM), carreteras no asfaltadas (VIANPAV) y líneas eléctricas (LINELEC). Por el contrario, las actividades de tiempo libre (TIELIB), inicialmente contempladas como elemento de influencia negativa para la ocupación un territorio según las hipótesis previas de trabajo, muestran valores más elevados en estas zonas que en puntos seleccionados al azar. Las distancias observadas entre las UR y los territorios reproductores de buitre leonado (NNDB) también aparecen con valores superiores a las registradas en áreas no ocupadas, a la inversa de lo ocurrido entre los nidos de quebrantahuesos, donde las distancias a la pareja de conespecfícos más cercana (NNDQ) fueron inferiores que a los puntos al azar.

Los niveles de autocorrelación espacial de las variables a las diferentes escalas fue notoria (r > 0.7) en su mayoría, salvo la variable orientación (ORIEN) a partir de r = 4. En todos los casos estos coeficientes de correlación fueron > 0.5. Dentro de una misma variable, se comprobó la

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

relación de la escala con la ocupación, obteniendo información de radio de entorno al cual su influencia resultó más significativa (Tabla 6.2). Se seleccionó la variable al radio que presentó una mayor significación, excluyendo el resto.

Analizando la difusión (D) del efecto en círculos sucesivos de radio r, las variables topográficas estadísticamente significativas estuvieron altamente correlacionadas entre sí, lo que hace suponer que contienen información similar: PEND *D2* y DIFALT *D2* ($r= 0.821$, $p < 0.01$), PEND *D2* y ORIEN *D4* ($r = 0.734$, $p < 0.01$), PEND *D2* y CORT *D2* ($r = 0.931$, $p < 0.01$), ALTMED *D1* y DIFALT *D2* ($r = 0.830$, $p < 0.01$), ALTMED D1 y CORT D2 ($r = 0.716$, $p < 0.01$), DIFALT *D2* y ORIEN *D4* ($r = 0.704$, $p < 0.01$), DIFALT *D2* y CORT *D2* ($r = 0.828$, $p < 0.01$), ORIEN *D4* y CORT *D2* ($r = 0.715$, $p < 0.01$).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 6.2. Comparación de valores medios de las variables independientes en territorios ocupados y no ocupados (test de *t- Student* / U Mann-Whitney, n= 50, g.l.= 1), incorporando índices que reflejan difusión (D) y/o conectividad (C) a un radio dado (r=1-10 km). La ausencia de dígitos asociados al código de las variables sólo se muestra en casos estadísticamente no significativos.

Variable (código)	Interpretación biológica	Territorios ocupados ($\bar{x}$ ± DE) (n = 25)	Territorios no ocupados ($\bar{x}$ ± DE) (n = 25)	*p*	VR
PEND 1	Hábitat	27.2 ± 8.6	12.92 ± 9.6	**	
PEND D2	Hábitat	25.6 ± 6.0	13.1 ± 9.0	**	*x*
ALTMED 1	Hábitat	1355 ± 357.7	988.2 ± 487.9	**	
DIFALT 1	Hábitat	453.45 ± 185.1	224.95 ± 190.6	**	
DIFALT D2	Hábitat	642.4 ± 205.7	335.7 ± 260.8	**	*x*
ORIEN 1	Hábitat	150.10 ± 48.3	106.03 ± 65.7	**	
ORIEN D4	Hábitat	141.4 ± 25.2	113.2 ± 35.8	**	
CORT 1	Hábitat	61.7 ± 29.8	19.3 ± 30.8	**	
CALIZ	Hábitat	66 ± 34.2	39.5 ± 42.2	n.s.	
BOSQ	Hábitat	44.1 ± 31.4	32.3 ± 33.1	n.s.	
TERABI	Hábitat	55.9 ± 31.4	67.7 ± 33.1	n.s.	
PREDIAB	Condic. ambientales	81 ± 27.3	60.4 ± 33.3	**	*x*
TEMDIAB	Condic. ambientales	1.67 ± 1.9	3.3 ± 2.3	**	
UNGDOM	Alimentación	15 ± 15.8	20.1 ± 20.4	n.s.	
UNGSIL 1	Alimentación	0.12 ± 0.4	$1.15*10^{-2} \pm 4*10^{-2}$	*	*x*
UNGTOT	Alimentación	15.1 ± 15.7	20.1 ± 20.4	n.s.	
PA	Alimentación	720.1 ± 419	753.8 ± 483.4	n.s.	
GRAN	Alimentación	$1.72*10^{-2} \pm 0.13$	0.27 ± 0.64	n.s.	
POBLAC D3	Perturb. antrópica	3.9 ± 3.4	13.4 ± 24.7	**	*x*
POBLAC C3	Perturb. antrópica	3.73 ± 2.8	13.14 ± 23.8	**	*x*
POBLAM D4	Perturb. antrópica	1.24 ± 1.39	2.0 ± 1.6	*	*x*
VIAPAV D10	Perturb. antrópica	594.8 ± 897.41	733.8 ± 1066.2	n.s.	
VIANPAV 1	Perturb. antrópica	1318.9 ± 1470.5	3312.4 ± 2755.9	**	
VIAS1	Perturb. antrópica	1913.7 ± 1789.6	4046.2 ± 2887.5	**	*x*
LINELEC D10	Perturb. antrópica	$933.6*10^2 \pm 680.9*10^2$	$165.57*10 \pm 150.92*10^2$	**	*x*
LINELEC C6	Perturb. antrópica	$111.61*10^2 \pm 122.46*10^2$	$180.61*10^2 \pm 182.19*10^2$	**	
TIELIB 1	Perturb. antrópica	0.43 ± 0.65	0.17 ± 0.42	**	
TIELIB C7	Perturb. antrópica	2.59 ± 1.8	1.32 ± 1.3	**	
NNDB	Interferencias intersp.	7635.5 ± 7576.4	1082.7 ± 784.47	**	*x*
NNDQ	Interferencias intrasp.	7703.54 ± 4901.1	11722.64 ± 8807.2	**	*x*

* Los valores presentan diferencias significativas en el para $p < 0.05$
** Los valores presentan diferencias significativas en el para $p < 0.01$
n.s.: No significativo
VR: Las variables retenidas para su inclusión en la regresión logística aparecen marcadas con *x*.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

En algunos casos aparecieron niveles de correlación elevados con las variables climáticas: ALTMED *D1* y PREDIAB (r = - 0.892, p < 0.01), ALTMED D1 y TEMDIAB (r = 0.737, p < 0.01), DIFALT *D2* y TEMDIAB (r = - 0.749, p < 0.01). Las variables climáticas presentaron una fuerte correlación entre ellas: TEMDIAB y PREDIAB (r = - 0.716, p < 0.01). Las densidades de rebecos (UNGSIL) no revelaron relación significativa con ninguna otra variable. Las variables que miden población (POBLAC D3) y poblamiento (POBLAM D4) no aparecieron correlacionadas, incluso si se consideran el resto de radios. Del mismo modo ocurrió con la longitud de líneas eléctricas (LINELEC D10), salvo a partir de r = 8, donde aparece correlacionada con el número de pueblos a distancias también mayores de 8 Km. La longitud de pistas (VIANPAV) y el total de las vías de comunicación (VIAS) en r = 1 mostraron con una evidente correlación significativa (r= 0.941, p < 0.01).

Del mismo modo, y analizando la conectividad (C) dentro de una misma variable, se observa que la distancia a cual presentaron mayor significación fue en su mayoría r = 1 km y, por tanto, su posible efecto se vería enmascarado o incluido en el análisis anterior. En excepciones como POBLAC C3, LINELEC C6 y TIELIB C7, se comprobaron los niveles de correlación dentro de cada variable, comparando difusión y conectividad para conocer el efecto de mayor interés de cara a su inclusión en el modelo: POBLAC C3 *vs*. POBLAC D3 (r = 0.627, p < 0.01), LINELEC C6 *vs*. LINELEC D10 (r = 0.882) y TIELIEB C7 *vs*. TIELIB D1 (r= 0.192, p > 0.05). Se retuvieron para su inclusión en el modelo de regresión logística PEND D2, ORIEN D4 PREDIAB, UNGSIL1, POBLAC D3, POBLAC C3, POBLAM D4, VIANPAV1, LINELEC D10, NNDB y NNDQ como posibles variables explicativas de la ocupación territorial en el quebrantahuesos.

6.3.3. Modelo resultante

El modelo de regresión logística que mejor discriminó los territorios ocupados de los no ocupados incluyó la difusión de la pendiente en r = 2 (PEND D2), la difusión del efecto del número de pueblos en r= 4 (POBLAM D4), y las vías de comunicación no asfaltadas en un radio de 1 Km. (VIANPAV 1) (Tabla 6.3). El modelo clasificó correctamente el 88.00% de los territorios ocupados y el 84.00% de los no ocupados (punto de corte de *P* = 50%). El test de Chi-cuadrado indicó la validez del modelo de regresión logística (χ^2 = 43.928, d.f. = 3, *p* = 0.000), con un AIC = 33.38682.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 6.3. Parámetros del modelo de regresión logística para el hábitat de reproducción del quebrantahuesos en el Pirineo central.

Variables hábitat	Estimadores b_i	Error estándar	Estadístico Wald	g.l.	Valor de *P*
PEND D2	0.250	0.089	7.881	1	0.005
POBLAM D4	-0.806	0.450	3.212	1	0.073
VIANPAV 1	-0.001	0.000	5.836	1	0.016
Constante	-1.889	1.827	1.069	1	0.301

Según estos resultados, la calidad de hábitat para el quebrantahuesos vendría definida a partir del efecto positivo de la pendiente de las unidades de hábitat alrededor del lugar de nidificación (r = 2 km) sobre la presencia de la especie, la escasez de pistas en el entorno inmediato (r = 1 Km) y el fuerte efecto negativo de densidad de núcleos poblados en el hábitat de un entorno más amplio (r = 4 km). La función resultante del modelo fue la siguiente:

$$\text{Logit}(P) = -1.889 + 0.250 \cdot \text{PEND D2} - 0.806 \cdot \text{POBLAM D4} - 0.001 \cdot \text{VIANPAV 1}$$

De ese modo, el índice de calidad se calcula como:

$$P = 1 / 1 + e^{-(-1.889 + 0.250 \cdot \text{PEND D2} - 0.806 \cdot \text{POBLAM D4} - 0.001 \cdot \text{VIANPAV 1})}$$

La curva ROC del modelo, resultante de representar en el eje *y* la sensibilidad frente a 1 – especificidad en el eje *x*, mostró un área bajo la curva (AUC) igual a 0.958 ± 0.025 (P < 0.001), indicando una óptima discriminación (Figura 6.1). Según los valores de sensibilidad y especificidad mostrados, el valor óptimo del punto de corte de la probabilidad de ocupación sería *P* = 0.60. Bajo este criterio de selección, el modelo clasificó correctamente el 88.00% de los territorios ocupados y los no ocupados.

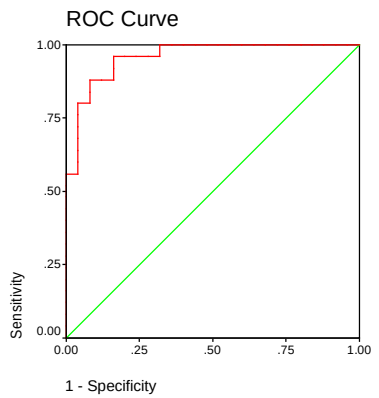


Figura 6.1. Curva ROC creada para la selección del modelo de hábitat y selección del punto de corte de la probabilidad.

6.3.4. Validación del modelo

La aplicación del modelo en los Pirineos utilizando los subconjuntos de datos independientes reservados para su validación: (1) año 1988-2000 (n= 25) y (2) año 2000-2004 (n= 8), explicó el

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

88% de las celdas con presencia y el 72% de las celdas con ausencia para el primero caso, y el 100% de las celdas con presencia y el 75% de las celdas con ausencia para el segundo, bajo un punto de corte de P > 0.60. La curva ROC del modelo resultante de la primera validación, mostró un área bajo la curva (AUC) de 0.89 ± 0.034 (P = 0.000), y un AUC de 0.917 ± 0.039 (P = 0.000) para la segunda (Figura 6.2).

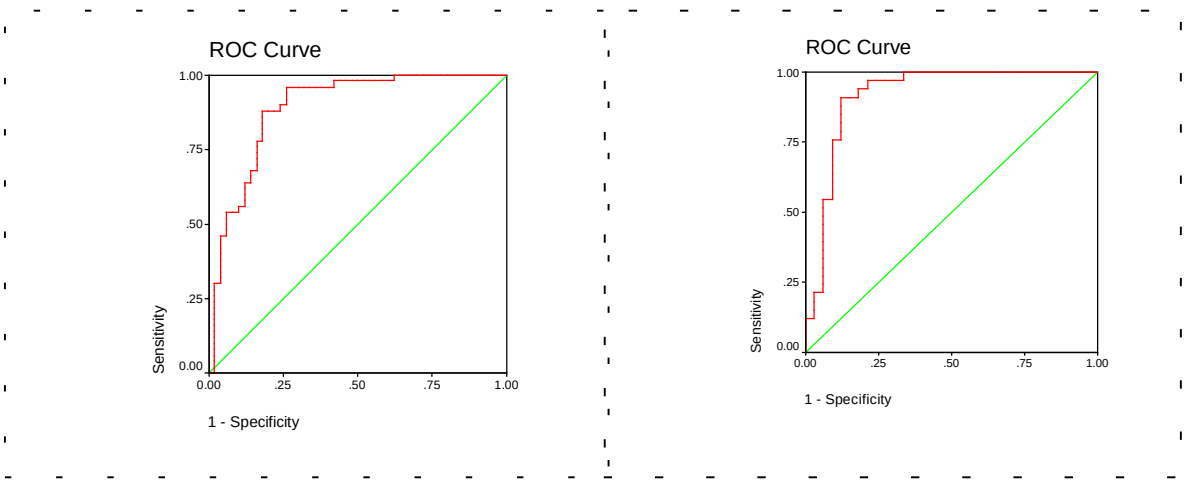


Figura 6.2. Curvas ROC del modelo de hábitat resultantes de la validación (a) con conjunto de datos independientes año 1988 – 2000 (n = 25); (b) validación con conjunto de datos independientes año 2000 - 2004 (n = 8).

6.3.5. Aplicación del modelo: índices de calidad

La modelización realizada permitió asignar diferentes índices de idoneidad a las unidades de hábitat. Mediante su aplicación mediante SIG se obtuvieron mapas predictivos que identifican las zonas con mayor probabilidad de ocupación por la especie y, por tanto, los lugares idóneos para la realización de futuras liberaciones de ejemplares. En general, se obtuvieron valores elevados del índice de calidad de hábitat en el área de estudio (Figura 6.3). Los parches de hábitat de calidad 'baja' (P ≥ 0.45) ocuparon una superficie de 500.34 km^2, lo que supone el 77,38% del área de estudio. Las manchas de hábitat con índices de calidad 'alta' (P ≥ 0.60) ocuparon 446.50 km^2, es decir, un 69,05% del territorio bajo estudio. El hábitat considerado 'óptimo' (P ≥ 0.75), ocupó 350.01 km^2, lo que equivale a un 54,13% de hábitat potencialmente idóneo (Figura 6.4). Los núcleos que presentaron mayores niveles de calidad de hábitat integran fundamentalmente los tres macizos de Picos de Europa- Oriental o de Ándara, Central o de los Urrieles y Occidental

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

o del Cornión- y áreas montañosas que limitan con el Parque Nacional hacia el Noreste, Este y Sur. De manera más específica, los valores de P más elevados (P> 0.6) son representados en el entorno montañoso de los desfiladeros originados por los ríos Sella (Desfiladero de los Bellos), Cares (Garganta del Cares), Duje (Canal del Duje) y Deva (Desfiladero de la Hermida) así como en la zona de Sierra de Amieva, Murallón de Amuesa, Peña de Maín, Sierra Cocón, y la zona Sur de los macizos Oriental y Occidental.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Mapa de calidad de hábitat potencial para el quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa

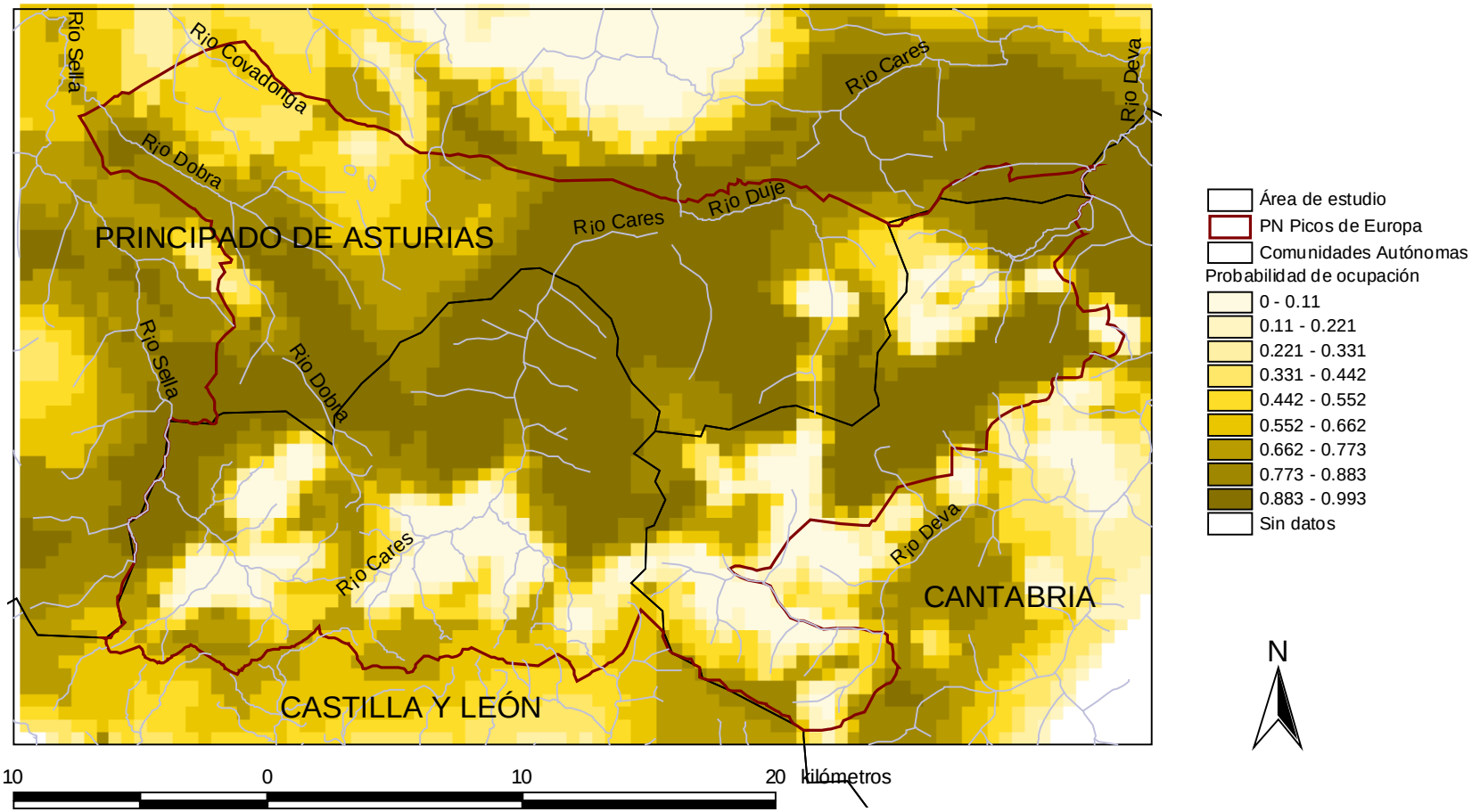


Figura 6.3. Clasificación de las unidades de hábitat potencial para el quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa según el modelo logístico de calidad.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Mapa de calidad de hábitat óptimo para el quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa

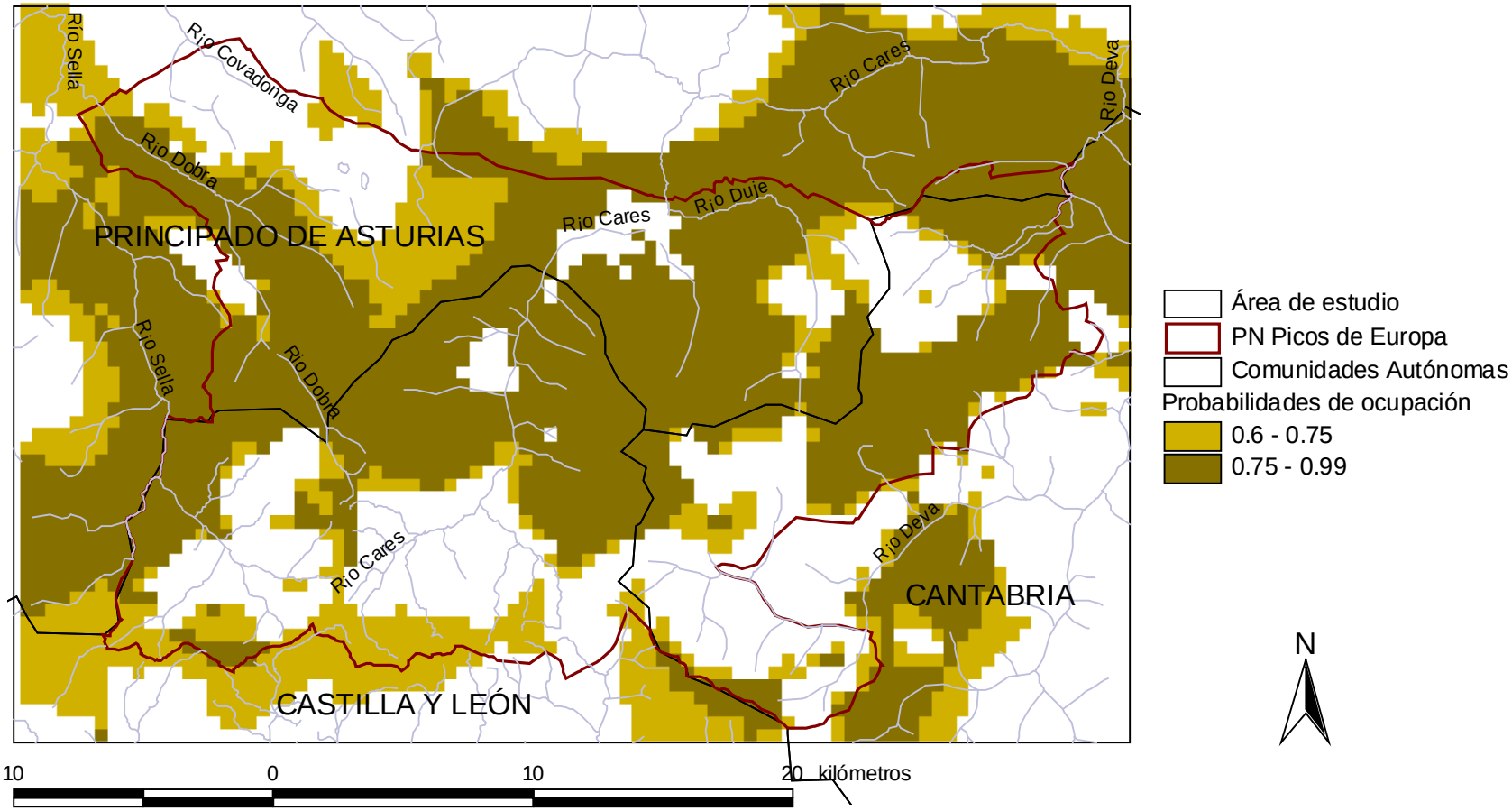


Figura 6.4. Clasificación de las unidades de hábitat potencial para el quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa según el modelo logístico de calidad.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

6.3.6. Capacidad de carga del medio

Basados en los datos obtenidos en el modelo de calidad de hábitat (superficie con P> 0.5), y según densidades reproductoras conocidas (0.011 UR/km^2) para el núcleo reproductor existente en el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara, (de superficie y características orográficas similares) el PNPE es capaz de albergar hasta seis parejas reproductoras.

Un análisis similar realizado aplicando este mismo procedimiento en el denominado corredor montañoso ibérico-cantábrico (ver más adelante, Capítulo 8), permite estimar una capacidad de carga potencial de hasta 21 UR en las zonas que unen los Pirineos y los Picos de Europa. Estos datos han sido calculados a partir de un modelo de hábitat previo (Sánchez-Castilla *et al.* 2005) debido a la falta de información cartográfica relativa a núcleos de población y vías de comunicación en dicho territorio. Por esta razón, deberán ser considerados como análisis preliminares, siendo necesaria una posterior revisión y actualización.

6.4. Discusión

6.4.1. Patrón de selección de hábitat

En las aves rapaces, la ocupación de hábitats adecuados depende en gran medida de la capacidad de las especies para usar diferentes sitios de nidificación. Aquellas que dependen de un hábitat de cría específico ven limitada su distribución a la existencia de dicha zonas (Kirmse 2000). El quebrantahuesos puede ser considerado un especialista en cuanto al hábitat que ocupa, como sucede habitualmente con las especies amenazadas (Da Silva & Vickery 2002), otorgando una considerable importancia a la elección de un lugar adecuado para la nidificación (Margalida *et al.* 2001).

La modelización realizada mostró que la ocupación territorial en el quebrantahuesos está positivamente relacionada con la pendiente e influenciada negativamente por la abundancia de núcleos habitados y la densidad de vías de comunicación no asfaltadas ('pistas'). La separación de muestras según el modelo obtenido fue elevada (AUC: 0.958) y los valores de área bajo la curva ROC obtenidos tras la doble validación el modelo con datos independientes (AUC: 0.980 y

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

0.917) parecen confirmar su validez. Las tres variables seleccionadas por el modelo de hábitat, 'pendiente', 'número de pueblos' y 'longitud de pistas', son interpretables biológicamente. La pendiente de terreno se muestra como uno de los factores más influyentes en la selección del área de nidificación en esta especie, contribuyendo a la clasificación correcta del 74% de los puntos. Estos resultados son coincidentes con los obtenidos en otros trabajos (Donázar *et al.* 1993b; Hirzel *et al.* 2004; Sánchez-Castilla *et al.* 2005) y tendencias similares se observan en otras rapaces (Andrew & Mosher 1982; Poirazidis *et al*. 2004). La preferencia por lugares escarpados tiene su explicación en la propia biología del quebrantahuesos, con una asociación directa entre los cortados rocosos y los lugares de cría o posaderos, donde además la abundancia de los ungulados suele ser mayor (Hirzel *et al.* 2004). Aspectos relacionados con el relieve y la existencia de lugares donde nidificar fueron considerados por Hiraldo *et al.* (1979) como los requerimientos físicos más importantes para el quebrantahuesos, limitando probablemente su distribución en España. Las áreas de roquedo con elevada pendiente posibilitan además los desplazamientos de los ejemplares al aprovechar los "vientos de ladera" que se originan en estructuras montañosas lineales. Al tratarse de lugares con una abrupta orografía caracterizada por condiciones climáticas adversas, son esperables precipitaciones abundantes así como bajas temperaturas y, por tanto, elevados valores de correlación entre variables topográficas como la pendiente o la diferencia altitudinal, las variables climáticas y la presencia de la especie.

Por el contrario, en la estrategia de selección del hábitat de nidificación la altitud no parece jugar un papel principal. Los nidos existentes en la vertiente Sur de la Cordillera Pirenaica se encuentran emplazados en una amplia franja altitudinal (650 - 2194 m.s.n.m.) (Gil et al. 1998; Margalida & García-Ferré 2002; Longares 2003), mientras que zonas con altitudes inferiores o superiores adquieren en el área modelizada una representación despreciable en cuanto a la superficie que ocupan. Sin embargo, no se descarta una utilización diferencial del terreno en los movimientos dispersivos de la especie (ver Hirzel *et al.* 2004). Estudios actualmente en curso (Sánchez-Castilla *et al.* en prep.) permitirán profundizar en el patrón de uso del hábitat de la especie.

Según Hirzel *et al.* 2004, la variable geológica que mejor explica las preferencias de hábitat en el quebrantahuesos durante las fases de establecimiento de los ejemplares es la geología del terreno, con una selección positiva hacia terrenos calizos. A pesar de que los análisis realizados

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

no discriminaron esta variable, sí se observa una preferencia de la especie por este tipo de sustrato (Canut *et al.* 1987; Gil *et al.* 1998), debiéndose probablemente a una mayor disponibilidad de cuevas aptas para la nidificación. La causa más probable de su no inclusión como variable explicativa podría residir en que el 44.66% del territorio modelizado es de naturaleza caliza, frente a un 7.11% de terrenos silíceos (cuarcitas y pizarras, fundamentalmente), reduciendo así las probabilidades de encontrar un patrón que discrimine dicho factor. El territorio restante (53.71%) está constituido por materiales no tan aptos para la nidificación (margas, arenas, yesos, limos,...).

El quebrantahuesos se considera una especie sensible a las perturbaciones antrópicas (Donázar *et al.* 1989, 1993b), tendencia observada en otras aves rapaces (Newton 1979; Andrew & Mosher 1982; González *et al.* 1992; Suárez *et al.* 2000, Poirazidis *et al.* 2004). A pesar de que la presencia humana en el territorio no puede considerarse intensa, los resultados del análisis revelan que la especie tiende a evitar carreteras no asfaltadas (1318,9 ± 1470,5 m *vs.* 3312,4 ± 2755,9 m de longitud de pistas en r= 1 km) y núcleos habitados (3,9 ± 3,4 hab.· km^{-2} *vs*. 13,4 ± 24,7 hab.· km^{-2} para r= 4 m) en las áreas seleccionadas como lugares de cría. Ambos elementos han sufrido durante las últimas décadas modificaciones en cuanto a su abundancia en el paisaje. El éxodo rural hacia las grandes ciudades ha motivado el abandono de numerosos pueblos, con la consiguiente disminución del riesgo de perturbación en las zonas de influencia. Este puede considerarse uno de los escasos aspectos positivos de tal proceso, siendo más plausible el efecto negativo que suponen las situaciones de abandono de la ganadería extensiva (Katsadorakis *et al*. 1998; Iezekiel *et al.* 2004), traducido en una menor disponibilidad natural de alimento para las aves carroñeras. Por el contrario, el número de pistas forestales ha sufrido un notable aumento, provocado en gran medida por el crecimiento exponencial experimentado en la construcción de nuevas infraestructuras en el medio natural (pistas de esquí, embalses, repetidores de telefonía móvil, tendidos eléctricos, etc.), con posibles efectos negativos adicionales sobre el éxito reproductor (ver Donázar *et al.* 1993b; Sánchez-Castilla *et al.* en prep.).

El recurso trófico principalmente explotado por el quebrantahuesos está constituido por restos óseos procedentes de ungulados de mediano tamaño (Brown & Plug 1990). Pese a lo que *a priori* podría esperarse, el alimento proporcionado por el ganado doméstico no se revela como factor significativo. Las explicaciones podrían ser varias. Por un lado, los censos ganaderos

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

fueron realizados a escala municipal y, a pesar de su reclasificación a partir de las superficies con / sin cubierta forestal, el error asociado a la disponibilidad espacio-temporal real del recurso resultó inevitable. Por otro lado, el hábitat que ocupa la especie en el Pirineo central está constituido por zonas ganaderas, no siendo esperables grandes variaciones entre las zonas ocupadas y el hábitat disponible. Este hecho, unido a la elevada capacidad de desplazamiento del quebrantahuesos, podría explicar la no inclusión de esta variable en el modelo de selección de hábitat de nidificación. Es esperable una relación más estrecha entre el uso del espacio que realizan ejemplares durante las fases dispersivas y la distribución preferente del alimento (ver Hirzel *et al*. 2004).

6.4.2. Escala espacial

Probablemente, la elección de un hábitat en las aves ocurre a varias escalas (Morris 1987), con importantes consecuencias de cara a su conservación. El modelo descrito trató de integrar tanto requerimientos de hábitat a nivel de lugar de nidificación como de áreas de campeo, a través una modelización a diferentes escalas espaciales (Rico *et al.* 2001; Barbosa *et al.* 2003; Poirazidis *et al.* 2004) evitando así una elección arbitraria en la escala de análisis no acorde con la estructura espacial de la población (Goodwin & Fahrig 1998). La aproximación realizada a diferentes escalas de paisaje proporcionó relevantes estimas sobre el tamaño del *área de influencia* de una UR, aplicables en la predicción del hábitat de nidificación potencial y su calidad relativa. De manera general, el efecto de las variables pareció no ser perceptible a una distancia superior a 4000 m entorno al nido, salvo determinadas excepciones excluidas por el modelo final. El tamaño del área de campeo estimada para un ejemplar monitorizado durante el período reproductor 1999–2000 fue muy similar a esta cifra; el Mínimo Polígono Convexo (MPC) resultante se inscribió en un círculo de r = 4400 m que incluyó el 73% de las observaciones y el 100% de los nidos, dormideros y rompederos (Gil *et al.* 2005). Del mismo modo, cifras que tratan de estimar el área de influencia de la UR, calculada a partir de la mitad del valor medio de la distancia al vecino más próximo (Bednarz & Dinsmore 1981; Gilmer & Steward 1984; Martínez & Calvo 2000; Bisson *et al.* 2002; Poirazidis *et al.* 2004), fueron de nuevo coincidentes con esas parámetros ($\times$= 7954,45 $\pm$ 5391,15 m). Según afirman Hirzel *et al.* (2004), el quebrantahuesos es más sensible a variables ambientales medidas a escalas espaciales de tamaño medio-amplio (2000 m de radio entorno al nido). Dicha escala espacial es coincidente con la distancia a la cual el quebrantahuesos parece percibir la existencia de cortados rocosos (ver modelo), cuyas

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

dimensiones permiten la existencia de oquedades aptas para la nidificación además de facilitar la generación de vientos de ladera. En este sentido, la conectividad entre los macizos montañosos que configuran el rango de distribución de la especie cobra gran importancia. Sin embargo, las perturbaciones de carácter antrópico mostraron una dinámica diferente en cuanto a su relación con la idoneidad de hábitat, reduciéndose a 1000 m la distancia de percepción de alteraciones más directas, como la abundancia de pistas, y ampliándose hasta 4000 m en el caso de núcleos urbanos habitados, al constituir un objeto de molestia más pasivo.

6.4.3. Beneficios y limitaciones del modelo

La modelización del hábitat se realizó mediante regresión logística por considerarse la técnica estadística más adecuada para evaluar qué parámetros del hábitat influyen en la probabilidad de ocupación de una unidad de hábitat (Hosmer & Lemeshow 1989), siendo ampliamente utilizada para el modelado espacial de la distribución de las especies (ver Barbosa *et al.* 2003). Cualquier modelización de hábitat necesita de la evaluación de la precisión de su poder predictivo mediante datos independientes (Verbyla & Litaitis 1989; Posillico *et al.* 2004), en este caso, a partir de parámetros procedentes de UR no incluidas en la calibración del modelo. La utilización de datos de presencia actual no necesariamente podría identificar el hábitat óptimo sino también hábitat donde la especie podría haber quedado relegada en el proceso de regresión poblacional sufrido (Caughley & Gunn 1996 en Naves *et al.* 2003). Por lo tanto, es deseable probar el modelo de hábitat no sólo con datos independientes de presencia – ausencia sino también con recolonizaciones en áreas adecuadas o extinciones en áreas no adecuadas (Naves et al. 2003).

El poder predictivo del modelo se probó a partir de dos muestras independientes que trataron de registrar y encontrar posibles diferencias entre el patrón de selección de hábitat seguido por la especie desde el inicio de su monitorización (1988-2000) y el que motiva la colonización reciente de lugares de nidificación (2000-2004), obteniendo resultados satisfactorios en ambos casos. Los modelos de hábitat generados a partir de bases de datos obtenidas en áreas de investigaciones puntuales y durante reducidos períodos de tiempo podrían tener una aplicabilidad limitada (Schröder & Richter 2000). Con el fin de evitar esta situación, se modelizó la totalidad de los territorios reproductores conocidos para el quebrantahuesos en el Pirineo central durante un período de estudio superior a diez años. Sin embargo, no deja de tratarse de un análisis a escala local, cuyo poder predictivo aumentaría al ampliar la escala a la población

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

global (Goodwin & Fahrig 1998). Sería deseable realizar una modelización a una escala de trabajo más amplia, basada en criterios biogeográficos (Cordillera Pirenaica) y de unidad poblacional, y no únicamente bajo divisiones administrativas de gestión del territorio.

El análisis realizado incluyó una aproximación multi-escala con el objeto de obtener predicciones más precisas e investigar las relaciones entre las variables que explican la distribución de las especies y las escalas espaciales. De ese modo fue posible la establecer un tamaño medio para el área de influencia entorno a las UR (4000 m alrededor del nido), pudiendo ser contrastar dicha estimación con datos procedentes de la delimitación del área de campeo a partir de radiolocalización independientes.

La extrapolación espacial de un modelo estadístico de regresión es un ejercicio muy delicado y requiere de cautela en la interpretación de los resultados. Sin embargo, hoy en día es la única herramienta disponible en este contexto (Glenz *et al.* 2001). La efectividad de la exportación del modelo es reducida si no es examinada y verificada espacial y temporalmente (Fielding & Haworth 1995; Schröder & Richter 1999/2000). Pocos modelos son testados con datos independientes, y de los que lo están, pocos muestran un poder predictivo adecuado (Beutel *et al.* 1999). Hubiera sido deseable disponer de datos de extinción y /o recolonización de territorios reproductores en el área objeto de estudio que permitieran comprobar la existencia de similitud o disparidad con los valores de probabilidad de ocupación resultantes.

Una limitación general de los modelos de distribución de especies es su naturaleza estática (Guisan & Zimmermann 2000) siendo poco probable que la distribución actual esté en equilibrio con las condiciones ambientales. En el caso que nos ocupa, se asume la ausencia de grandes variaciones en el área de distribución, especialmente aquellas asociadas a perturbaciones humanas, salvo las derivadas de la apertura de nuevas pistas forestales durante las últimas décadas. La variación en los patrones de selección de hábitat entre años proporcionaría evidencias de que el uso del hábitat es un proceso dinámico (Wiens 1989).

Una limitación con mayor relevancia en la modelización del hábitat de reproducción en el quebrantahuesos parte de la asunción de una relación directa entre presencia de la especie y calidad del hábitat, cuando es posible que un hábitat ocupado no se corresponda con un hábitat de 'buena' calidad (Ferrer & Donázar 1996; Tyre *et al.* 2001). Dado que los parámetros demográficos y la existencia de dispersión local podrían limitar la capacidad del modelo para

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

predecir la ocupación como una función de calidad de hábitat (Tyre *et al.* 2001), deberá asumirse que se trata de hábitats 'potencialmente' colonizables, a la espera de obtener resultados sobre estocasticidad demográfica y su inclusión en modelos de hábitat.

La calidad de los datos empíricos utilizados para la construcción del modelo afecta a la precisión de su poder predictivo (Williams 2003). En los modelos orientados a la conservación, los posibles errores derivados de la sobreestimación de localizaciones falsas-positivas (el modelo predice presencia de la especie cuando en realidad está ausente) frente a la sobreestimación de localizaciones falsas-negativas (Chefaoui *et al.* 2005) supone un riesgo importante en conservación (ver Fielding & Bell 1997). Este hecho cobra mayor relevancia en especies de difícil localización, con poblaciones reducidas, pudiendo no ser detectada en zonas donde está presente (Tyre *et al.* 2001). En el caso del quebrantahuesos, y a pesar de su amplio rango distribución en zonas de abrupta orografía y su elevada capacidad de desplazamiento, la existencia de un equipo de seguimiento y una amplia red de observadores minimizan el riesgo de error asociado a este tipo de asunciones.

6.4.4. Implicaciones para la gestión, conservación e investigación

La utilización de los conocimientos y métodos científicos resultan esenciales a la hora de abordar con seriedad problemas derivados de los procesos de destrucción de hábitat y extinción de especies, con aplicación directa y efectiva en la gestión del medio natural. El quebrantahuesos es un claro ejemplo de ello. Avances significativos en materia de investigación relativos a la calidad de hábitat en el PNPE han sido determinantes para identificar las variables más influyentes en la selección del hábitat de nidificación, a través de un modelo de idoneidad de hábitat que ha permitido asimismo predecir los lugares más idóneos para la liberación de aves en el PNPE. La inclusión de estos resultados en programas de gestión y conservación contribuirá al diseño de estrategias para la recuperación de esta especie en áreas de antigua distribución, de manera complementaria a las ya existentes (ver Báguena & Sánchez-Castilla 2005). Sin embargo, investigaciones futuras que relacionen la calidad de hábitat con aspectos demográficos o uso de hábitat resultan de gran interés de cara la gestión y conservación de las poblaciones ibéricas (Sánchez-Castilla *et al.* en prep.), especialmente en áreas potenciales de distribución.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

6.5. Referencias

Andrew, J. M., J. A. Mosher. 1982. Bald eagle nest selection and nesting habitat in Maryland. *Journal of Wildlife Management,* 46: 383-390.

Barbosa, A. M., R. Real, J. Olivero, M. Vargas. 2003. Otter (*Lutra lutra*) distribution modelling at two resolution scale suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 114: 377-387.

Bednarz, J.C., Dinsmore, J.J. 1981. Status, habitat use and management of red-shouldered hawks in Iowa. *Journal of Wildlife Management*, 45: 236-274.

Beutel, T.S., R.J.S. Beeton, G.S. Baxter. 1999. Building better wildlife-habitat models. *Ecography*, 22: 219-223.

Bretagnolle, V., P. Inchausti, J.-F. Seguin, J.-C. Thibault. 2004. Evaluation of the extinction risk and of conservation alternatives for a very small insular population: the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Corsica. *Biological Conservation* 120: 19-30.

Brown, D. 1975. A test of randomness of nest spacing. *Wildfowl*, 26: 102-103.

Brown, C. J., I. Plug. 1990. Food choice and diet of the Bearded vulture *Gypaetus barbatus* en southern Africa. *S. Afr. J. Zool*., 25(3): 169-177.

Burnham, K. P., D. R. Anderson. 1998. *Model selection and inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York, New York, USA. 353 pp.

Bisson, I. A., M. Ferrer, D.M. Bird. 2002. Factors influencing nest-site selection by Spanish Imperial Eagle. *Journal Field Ornithology* 73(2): 298-302.

Bustamante, J. 1997. Predictive models for Lesser kestrel *Falco naumanni* distribution, abundance and extinction in Southern Spain. *Biological Conservation,* 80: 153-160.

Bustamante, J. 1998. Use of simulation models to plan species reintroductions: the case of the Bearded vulture in southern Spain. *Animal Conservation,* 1: 229-238.

Bustamante, J., Seoane, J. 2004. Predicting the distribution of four species of raptors (Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than existing maps. *Journal of Biogeography*, 31, 295-306.

Canut, J., D. García, R. Heredia, J. Marco. 1987. Status, características ecológicas, recursos alimenticios y evolución del quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en la vertiente Sur de los Pirineos. *Acta Biol. Mont*. 7: 83-99.

Chefaoui, R.M., J. Hortal, J.M. Lobo. 2005. Potential distribution modelling, niche characterization and conservation status using GIS tool: a casa study of Iberian *Copris* species. *Biological Conservation*, 122: 327-338.

Cheyne, S.M. 2006. Wildlife reintroduction: considerations of habitat quality at the release site. *BMC Ecology* 6: 5 [http://www.biomedcentral.com/1472-6785/6/5]

Da Silva, J.M, P.D. Vickery. 2002. Birds. In: M.R. Perrow & A.J. Davy, (Eds). *Handbook of the ecological restoration*: 376-388. Cambridge University Press.

Donázar, J.A., O. Ceballos, C. Fernández. 1989. Factors influencing the distribution and abundance of seven cliff-nesting raptors: a multivariate study. In Meyburg, B.-U. & R.D.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Chancellor (Eds.). *Raptors in the Modern World*. WWGBP: Berlin, London & Paris. Pp. 545-552.

Donázar, J. A., J. Bustamante, F. Hiraldo. 1993a. *Evaluación del impacto del crecimiento de la población de buitre leonado (Gyps fulvus) sobre el quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en Navarra*. C.S.I.C. Informe inédito.

Donázar, J. A., F. Hiraldo, J. Bustamante. 1993b. Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). *J. Appl. Ecol.,* 30, 504-514.

Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza. 2000. Estrategia para la Conservación del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente.

Faria, N. J.E. Rabaça. 2004. Breeding habitat modelling in the little bustard *Tetras tetrax* in the site of community importance of Cabrela (Portugal). *Ardeola*, 51(2): 331-343.

FCQ – GA. 2004. *Gestión de datos del Quebrantahuesos en Aragón*. Base de datos inédita.

Ferrer, M., M. Harte. 1997. Habitat selection by immature Spanish imperial Eagle during the dispersal period. *Journal of Applied Ecology,* 34: 1359-1364.

Ferrer, M. & J.A. Donázar. 1996. Density-dependent fecundity by habitat heterogeneity in an increasing population of Spanish Imperial Eagles. *Ecology*, 77: 69-74.

Fielding, A. H., P. F. Haworth. 1995. Testing the generality of bird-habitat models. *Conservation Biology* 9:1466-1481.

Fielding, A.H., J.F. Bell. 1997. A review of methods for the assessment of predictions errors in conservation presence/ absence models. *Environmental Conservation*, 24: 38-49.

Gil, J.A, O. Díez, L. Lorente, G. Báguena. 1998. Quebrantahuesos. En: *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*: 102-103. Diputación General de Aragón. Ibercaja.

Gil, J.A., Longares, L.A., Chéliz, G., Lorente, L., Báguena, G., Díez, O. 2005. Radio-seguimiento de un quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) reproductor en el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara (Aragón-España). *Lucas Mallada*, 12: 75-88.

Gilmer, D.S., R.E. Stewart. 1984. Swaison's hawk nesting ecology in North Dakota. *Condor*, 86: 12-18.

Glenz, C., A. Massolo, D. Kuonen, R. Schlaeffer. 2001. A wolf habitat suitability prediction study in Valais (Switzerland). *Landscape & Urban Planning,* 55: 55-65.

González, L. M., Bustamante, J., Hiraldo, F. 1992. Nesting habitat selection by the Spanish Imperial eagle *Aquila adalberti*. *Biological Conservatio*n, 59: 45-50.

Goodwin, B.J., L. Fahrig. 1998. Spatial scaling and animal population dynamics. In: Peterson, D.L. & V.T. Parker (Eds.). *Ecological scale. Theory and Application*s. Complexity in Ecological Systems series. Columbia University Press, NY.

Guisan, A., N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-156.

Gurnell, J., M.J. Clark, P.W.W. Lurz, M.D.F. Shirley, S.P. Rushton. 2002. Conserving red squirrels (*Sciurus vulgaris*) mapping and forecasting habitat suitability using a geographic information system approach. *Biological Conservation* 105: 53-64.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Hiraldo, F., M. Delibes, J. Calderón. 1979. *El quebrantahuesos* (Gypaetus barbatus). *Sistemática, taxonomía, biología, distribución y protección*. Monografías, 22. Ministerio de Agricultura, ICONA.

Hirzel, A. H., B. Posse, P-A. Oggier, Y. Creitenand, C. Glenz, P. Arleitaz. 2004. Ecological requirements of reintroduced species and implications for released policy: the case of Bearded Vulture. *Journal of Applied Ecology* 41: 1103-1116.

Hosmer, D. W., S. Lemeshow. 1989. *Applied logistic regression*. Wiley, New York, New York, USA.

Iezekiel, S., D.E. Bakaloudis, C.G. Vlachos. 2004. The status and conservation of Griffon vulture *Gyps fulvus* in Cyprus. In: R. D. Chancellor, B-U. Meyburg (Eds.) *Raptors Worldwide*. Budapest, WWGBP/MME. Pp: 67-73.

Jacquin, A., V. Chéret, J-P. Denux, M. Gay, J. Mitchley, P. Xofis. 2005. Habitat suitability modelling of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) using earth observation data. *Journal of Nature Conservation*, 13: 161-169.

Katsadorakis, E. A. 1998. The management of the Vulture population and habitat in Dania forest reserve (Greece): a conceptual framework. Tewes y col. (Eds.) *The Black vulture in South Eastern Europe*. Palma de Mayorca, BVCF/FZG. Pp: 11-18.

Kirmse, W. 2000. Raptor's plasticity of nest site selection. In: Meyburg, B.-U. & R.D. Chancellor, eds. *Raptor Conservation Today*. WWGBP / The Pica Press. Pp. 143-145.

Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74: 1659-1673.

Longares, L. A. 2003. *Zoogeografía ecológica del Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en Aragón: Análisis y valoración de los factores ecogeográficos en relación con la reproducción*. Tesis Doctoral, Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza.

Margalida, A., J. Bertrán, D. García, R. Heredia. 2001. Novedades sobre la reproducción del quebrantahuesos. *Quercus* 183: 8-13

Margalida, A., D. Garcia-Ferré 2002. *Plan de recuperación del Quebrantahuesos en Cataluña: biología y conservación.* Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient. 163 pp.

Martínez, J. E., Calvo, J.F. 2000. Selección del hábitat de nidificación por el búho real *Bubo bubo* en ambientes mediterráneos semiáridos. *Ardeola* 47 (2): 215-220.

Morris, D.W. 1987 Ecological scale and habitat use. *Ecology*, 68: 362–369.

Morrison, M.l., G.B. Marcot, R.W. Mannan. 1992. *Wildlife-habitat relationships: Concepts and Applications*. University of Wisconsin Press. Madison.

Nally, R. M. 2002. Multiple regression and interference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodiversity and Conservation* 11: 1397-1401.

Naves, J., T. Wiegan, E. Revilla, M. Delibes 2003. Endangered species constrained by natural and human factors: the case of brown bear in Northern Spain. *Conservation Biology* 17(5): 1276-1289.

Newton, I. 1979. *Population ecology of raptors*. T & AD Poyser. Hertfordshire. England.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Newton, I., M. Marquis, D.N. Weir, D. Moss. 1977. Spacing of Sparrowhawk nesting territories. *Journal of Animal Ecology*, 46: 425-441.

Obeso, J.R., M.J. Bañuelos. 2003. *El urogallo* (Tetrao urogallus cantabricus) *en la Cordillera Cantábrica*. Naturaleza y Parques Nacionales, Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente.

Osborne, P. E., J.C. Alonso, R.G. Bryant. 2001. Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustard. *Journal of Applied Ecology* 38: 458-471.

Peppler-Lisbach, C., B. Schröder. 2004. Predicting the species composition of *Nardus stricta* communities by logistic regression modelling. *Journal of Vegetation Science,* 15: 623-634.

Poirazidis, K., V. Goutner, T. Startsi, G. Stamov. 2004. Modelling nesting habitat as a conservation tool for the Eurasian black vulture (*Aegypius monachus)* in Dadia Nature Reserve, North-eastern Greece. *Biological Conservation,* 118: 235-248.

Posillico, M., A. Meriggi, E. Pagnin, S. Lovari, L. Russo. 2004. A habitat model for brown bear conservation and land use planning in the central Apennines. *Biological Conservation* 118: 141-150.

Rico, L., J.A. Martínez, S. Morán, J.R. Navarro, D. Rico 2001. Preferencias de hábitat del águila-azor perdicera (*Hieaaetus fasciatus*) en Alicante (E España) a dos escalas espaciales. *Ardeola* 48(1): 55-62.

Sánchez-Castilla, E., G. Báguena, L.A. Longares. 2005. Análisis preliminar del hábitat potencial del quebrantahuesos en los Picos de Europa. *Locustella* 3: 27-40.

Schadt, S., E. Revilla, T. Wiegand, F. Knauer, P.Kaczensky, U. Breitenmoser, L. Bufka, J. Cerveny, P. Koubek, T. Huber, C. Stanisa, L.Trepl. 2002. Assessing the suitability of central European landscape for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 39: 189-203.

Schröder, B., O. Richter. 1999 / 2000. Are habitat models transferable in space and time? *Journal of Nature Conservation* (formerly *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*), 8, 195-205.

Sokal, R. & F.J. Rohlf. 1995. *Biometry: The principles and practice of statistics in Biological Research*. W. H. Freeman and Company, New York. 832 pp.

SPSS. 1999. *SPSS advanced models.* Version 10.0. SPSS, Chicago, Illinois, USA.

Storch, I. 2002. On spatial resolution in habitat models: Can small-scale forest structure explain Capercaillie numbers? *Conservation Ecology* 6(1): on line.

Suárez, S., Balbontín, J. & Ferrer, M. 2000. Nesting habitat selection by booted eagles *Hieraetus pennatus* and implications for management. *Journal of Applied Ecology* 37: 215-223.

Temple, S. A. 1986. The problem of avian extinction. *Current Ornithology* 3: 453-485.

Tyre, A. J., H. P. Possingham, D. B. Lindenmayer. 2001. Inferring process from pattern: can territory occupancy provide information about life history parameters? *Ecological Applications* 11:1722-1737.

Verbyla, D.L., J.A. Litaitis. 1989. Resampling methods for evaluating classification accuracy of wildlife habitat models. *Environmental Management* 13: 783–7.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.

Wiegand, T., K.A. Moloney, J. Naves, F. Knauer. 1999. Finding the missing link between landscape structure and population dynamics: a spatially explicit perspective. *The American Naturalist* 154(6): 605-627.

Williams, A. K. 2003. *The Influence of probability of detection when modelling species occurrence using GIS and survey data*. Ph.D. Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University.

With, K.A., A.W. King. 1997. The use and misuse of neutral landscape models in ecology. *Oikos*, 79: 219-229.

Woolf, A., C.K. Nielsen, T. Weber, T.J. Gibbs-Kieninger. 2002. Statewide modeling of bootcat *Lynx rufus* habitat in Illinois, USA. *Biological Conservation* 104: 191-198.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

CAPÍTULO 7

Factores condicionantes del asentamiento

Emma Sánchez-Castilla, Gerardo Báguena

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

7.1. Introducción

El éxito de los modelos de idoneidad de hábitat guardan relación directa con la existencia de una fuerte asociación predictiva entre la especie y las características del territorio que ocupa. Sin embargo, no siempre el hábitat es el único factor determinante en la distribución de las especies (Williams 2003). Con frecuencia, los estudios de selección de hábitat con aplicación en el desarrollo de estrategias de conservación se centran casi exclusivamente en la realización de modelos estadísticos que cuantifican y predicen la disponibilidad de zonas óptimas para las especies (ver capítulo 6), obviando, en la mayoría de los casos, factores de difícil modelización pero de gran relevancia en la conservación de la especie.

El relieve, la existencia de lugares de nidificación, la disponibilidad de alimento o la competencia interespecífica fueron apuntados en el pasado como factores limitadores de la distribución del quebrantahuesos (Hiraldo *et al.* 1979). Estos elementos podrían influir no sólo en la posibilidad de asentamiento de la especie en los Picos de Europa, sino en la celeridad con la que se produciría dicho proceso. Asimismo, las molestias de origen antrópico, la depredación, la meteorología o la edad y experiencia reproductora condicionarían el éxito de las nuevas parejas que inicien la reproducción (Margalida & García-Ferré 2002). Desde finales de los años 70, se han ido supliendo los vacíos de conocimiento existentes sobre la biología, ecología y estatus poblacional en España, con la aparición de estudios específicos, muchos de los cuales han derivado en la puesta en marcha de reglamentos específicos de conservación (Decreto 184/1994, Decreto Foral 130/1991; Decret 282/1994; Decreto Foral 95/1995; Decreto 45/2003; Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza 2000; *Action Plan for the Conservation of Bearded Vulture* 2001). Este proceso ha permitido iniciar la recuperación de la población ibérica de quebrantahuesos, tras el marcado proceso regresivo sufrido durante el último siglo.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

A pesar de la ejecución de dichas medidas, acompañadas de intensas campañas de sensibilización y educación ambiental, en la actualidad la existencia de causas de mortalidad no natural (intoxicación por veneno, accidentes en líneas eléctricas y disparos, en orden de importancia), las molestias ocasionadas en el entorno inmediato a las zonas de reproducción así como la tendencia regresiva sufrida por la ganadería suponen graves amenazas para una de las especies de aves más amenazadas de Europa (Tucker & Heath 1994).

Siguiendo los criterios orientadores emitidos por la IUCN (1998), y dado que los Picos de Europa reciben la llegada periódica de ejemplares en dispersión (Báguena & Sánchez-Castilla 2005), han sido analizados una serie de factores biológicos, ambientales y sociales considerados críticos tanto en la evaluación de las necesidades de restauración y manejo de hábitat como en la constatación de la desaparición de aquellas causas que provocaron la extinción local. Los resultados de este análisis se consideran complementarios a la información generada en el análisis de viabilidad poblacional y de hábitat, permitiendo finalmente inferir el grado de idoneidad del territorio y determinar la conveniencia de desarrollar futuras actuaciones que persigan la recuperación del quebrantahuesos en el PNPE.

7.2. Causas que provocaron la extinción

La mayor parte de los procesos de declive de poblaciones de vertebrados guardan estrecha relación con el incremento de la mortalidad asociada de una u otra forma a la intervención humana (Rodríguez & Delibes 2004), siendo considerada la razón principal de la extinción de las poblaciones de buitres (Houston 1999). Las causas que provocaron la desaparición de gran parte de los núcleos de la población ibérica de quebrantahuesos parecen guardar relación directa con la mortalidad no natural, fundamentalmente asociada a la persecución directa y el empleo de veneno. La aparición de las armas de fuego contribuyó significativamente al aumento de la persecución de especies de fauna silvestre (Donázar 1993), lo cual se tradujo en batidas de caza y expolios de nidos promovidos, en numerosas ocasiones, por investigadores y cazadores europeos (Chapman & Buck 1893; Witherby 1922; Urquijo 1989; Valverde 2003). Estos relatos, documentados en la literatura cinegética de los siglos XIX y XX, ofrecen valiosa información sobre la persecución directa a la que fue sometida la especie

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Adicionalmente, pudieron ser numerosos los factores que interactuaron en el proceso de extinción del quebrantahuesos en las montañas españolas. Según revisiones realizadas por varios autores (Beissinger 2000; Bennett & Owens, 1997; Da Silva & Vickery 2002; Feliciano et al. 2001; Owens & Bennett 2000, entre otros), parece existir cierta relación entre las características ecológicas intrínsecas de las especies y la celeridad con la que se produce su extinción. Ésta se considera más elevada si se trata de una especie especialista, de prolongado tiempo generacional, con reducido tamaño poblacional, baja tasa de fecundidad, dependiente de especies *clave*; (Primarck & Ros, 2002), o de reducida distribución geográfica, en cuyo caso la pérdida de una sola de sus poblaciones puede suponer un desastre irreversible para la especie. Los factores descritos anteriormente se engloban dentro de procesos clásicos determinísticos que debieron afectar en su conjunto al proceso de fragmentación y reducción del área de distribución que sufrió el quebrantahuesos.

En la actualidad el riesgo de extinción que soporta la población pirenaica (restringida en una misma unidad montañosa), es considerablemente mayor que el soportado en el pasado cuando la especie se hallaba distribuida por las cinco grandes cordilleras españolas disminuyendo así los posibles efectos estocásticos relacionados con el riesgo de extinción. Las poblaciones que se encuentran bajo ambos efectos, determinísticos y estocásticos, requieren de un manejo constante que prevenga su extinción (Holsinger 2000).

Asimismo, la retrocesión poblacional supone un proceso relacionado con la proximidad a otros núcleos viables, de manera que éstos puedan actuar como poblaciones donantes, contribuyendo a reducir tal efecto de regresión.. El proceso de extinción sufrido por la especie en los Picos de Europa fue similar al producido en el resto de cordilleras ibéricas. La progresiva fragmentación de la población del norte peninsular entre 1900 y 1960 (véase Hiraldo *et al.* 1979), y su consecuente distanciamiento al núcleo reproductor pirenaico, debió acelerar el proceso de aislamiento primero, y de extinción después. De este modo, la extinción local de la población cantábrica tendría efectos sobre otras áreas de distribución próximas como el Sistema Ibérico y Montes Vascos-navarros. La baja productividad de la especie y la falta de población flotante que compensara las muertes de adultos con experiencia en la reproducción dentro del Parque Nacional debió suponer una de las principales causas de su declive probablemente en un periodo de tiempo breve no mayor a 90 años. Así mismo, los cambios en los usos del suelo (Siriwardena *et al.* 2001) y el

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

progresivo abandono de las prácticas ganaderas extensivas (Ostermman 1998; Aldezabal 2001) debieron afectar a la estabilidad de la especie y acelerar el proceso de extinción.

7.3. Actuales factores de mortalidad

Todas las especies de fauna silvestre presentes en el estado español están sujetas a protección jurídica, bien mediante la regulación de su caza (Ley 1/1970; Decreto 506/1971) o bien mediante la protección especial de sus poblaciones en virtud de su rareza o singularidad. Durante las últimas décadas, se observa una considerable reducción de las agresiones directas contra la fauna (muerte directa por disparo, expolio o acto intencionado) manteniéndose todavía los actos "anónimos" de muerte indiscriminada de fauna silvestre por uso ilegal de venenos. La solución a este problema parece ser el principal conflicto a resolver, debiendo partir del análisis de la intencionalidad de cada caso de envenenamiento. La constante evolución de la sensibilidad pública hacia la conservación de la naturaleza está posibilitando la normalización y aceptación de los programas de recuperación de especies amenazadas que, cada vez más, cuentan con el apoyo de sectores estratégicos de la sociedad, permitiendo afrontar con mayor entusiasmo la puesta en marcha de proyectos de interés general.

El análisis de las tasas de mortalidad en aves rapaces ha contribuido a aumentar el conocimiento sobre estas especies, especialmente en poblaciones de especies catalogadas (Fajardo *et al.* 1994; Rodríguez & Delibes 2004). Actualmente, se considera indispensable la realización de estudios de monitorización prospectiva que analicen el riesgo de mortalidad (Lehman 2002; Rodríguez & Delibes 2004).

La catalogación del quebrantahuesos como especie amenazada (Tucker & Heath 1994; RD 439/1990; Blanco & González, 1992; Antor *et al.* 2003) y el interés por su conservación y recuperación en antiguas áreas de distribución (Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza 2000) hacen necesario el estudio de las causas de mortalidad actuales y potenciales en dichos territorios.

Los riesgos que soporta actualmente la población española guardan relación con varios factores: el fenómeno de insularidad poblacional sin proximidad a otros núcleos que compensen

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

las bajas producidas, la posible aparición de procesos estocásticos, los cambios acaecidos en el paisaje montañoso con una progresiva merma de la cabaña ganadera extensiva e incremento de las molestias de origen antrópico, la reforestación natural fruto del abandono rural con la consiguiente desaparición de los pastos, la aparición creciente de tendidos eléctricos, y la colocación de productos tóxicos en el medio natural sin control específico. Las causas de muerte registradas en Pirineos en 1994-2006 y su distribución temporal son mostradas en la figura 7.1.

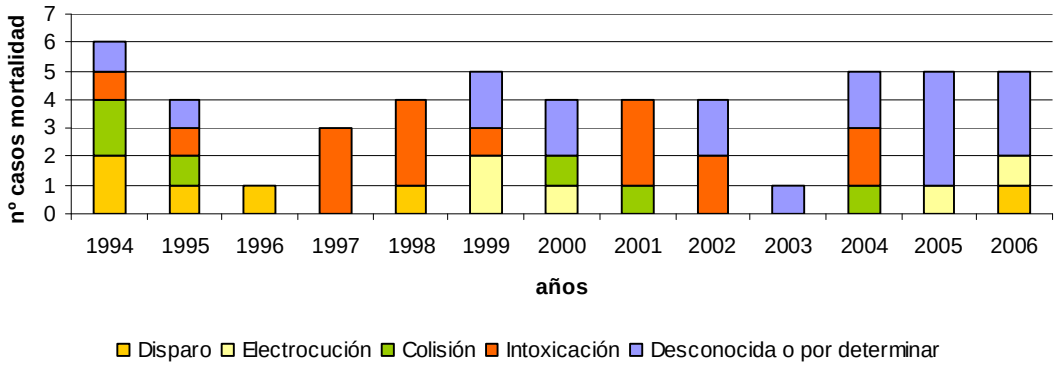


Figura 7.1. Distribución temporal de los casos de mortalidad de quebrantahuesos registrados en los Pirineos para el período 1994-2006 (hasta agosto de 2006). Fuente: FCQ-GA (2006).

Al igual que ocurre en numerosas especies de fauna silvestre, las intoxicaciones constituyen actualmente la principal causa de muerte en el quebrantahuesos (Báguena & Sánchez-Castilla 2005). Asimismo, las muertes por disparo, la electrocución en tendidos eléctricos y las colisiones suponen importantes amenazas para la especie Su importancia relativa es mostrada en la figura 7.2.

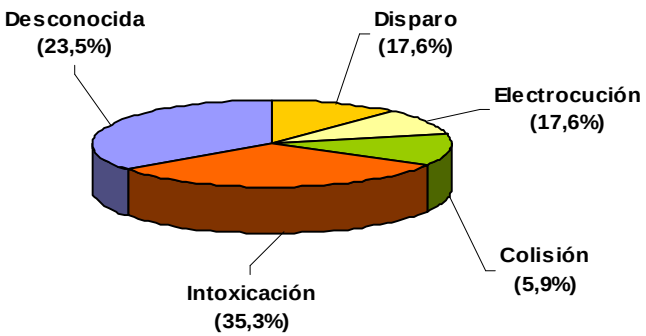


Figura 7.2. Importancia relativa de las causas de muerte de quebrantahuesos registradas en los Pirineos (1994-2006) Fuente: FCQ-GA (2006).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Durante el período 1994-2006, fueron hallados 16 ejemplares de quebrantahuesos muertos por envenenamiento / intoxicación en España y han sido denunciados seis casos de muerte directa por disparo y 11 casos de muerte por accidentes con tendidos eléctricos (electrocución n= 5; colisión n= 6) (FCQ-GA, 2006).

Este análisis ha sido llevado a cabo mediante una revisión sistemática de la información disponible sobre los actuales niveles de mortalidad (1999-2005) en el área de estudio, solicitada a las autoridades competentes, y aportada principalmente por el PNPE. Para el análisis se parte de la asunción de la no-representatividad de la información sobre la mortalidad total ocurrida en el territorio debido a: i) falta de estandarización en los métodos y esfuerzos de recogida de datos de campo anteriores al presente estudio, ii) inaccesibilidad a determinadas zonas del área de trabajo debido a la escarpada orografía del terreno, y iii) relativa azarosidad asociada a determinadas causas de muerte.

Según datos del PNPE (datos inéditos), dentro del área de estudio han sido registrados un total de 44 casos de muerte de animales salvajes y domésticos de 1999 a 2005, de los cuales el 4,4% (n = 10) afectó a especies de avifauna. Los resultados son mostrados en la tabla 7.1.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 7.1. Casos de muerte de fauna dentro del área de estudio (1999-2005). Fuente: PNPE (2006).

FECHA	ESPECIE	MUNICIPIO	CAUSA DE MUERTE
Diciembre 1999	Perro *(Canis familiaris)*	Cillorigo de Liébana	Carbofurano
Enero 2000	Buitre leonado *(Gyps fulvus)*	Cillorigo de Liébana	Cianuro
Mayo 2000	Buitre leonado *(Gyps fulvus)*	Camaleño	Estricnina
Agosto 2000	Perro *(Canis familiares)*	Cillorigo de Liébana	Estricnina, arsénico, cianuro
Noviembre 2000	Cebos envenenados	Cabrales	Paratión, estricnina, arsénico, cianuro
Diciembre 2000	Zorro (*Vulpes vulpes)*	Cillorigo de Liébana	Cianuro
Enero 2001	Cuervo (*Corvus corone)*	Cangas de Onís	Estricnina
Marzo 2002	Perro *(Canis familiares)*	Sajambre	Enfermedad vírica
Marzo 2002	Zorro (*Vulpes vulpes)*	Camaleño	Desconocida
Mayo 2002	Ciervo *(Capreolus capreolus)*	Amieva	Predación
Mayo 2002	Cárabo común *(Strix aluco)*	Cangas de Onís	Desconocida
Junio 2002	Buitre leonado *(Gyps fulvus)*	Cabrales	Enfermedad bacteriana
Septiembre 2002	Zorro (*Vulpes vulpes)*	Sajambre	Atropello
Octubre 2002	Jabalí (*Sus escrofa)*	Valedón	Desconocida
Enero 2003	Gineta *(Genetta genetta)*	Cangas de Onís	Enfermedad / Caquexia
Enero 2003	Zorro (*Vulpes vulpes)*	Tresviso	Atropello
Marzo 2003	Buitre leonado *(Gyps fulvus)*	Treviso	Desconocida
Abril 2003	Buitre leonado *(Gyps fulvus)*	Cabrales	Colisión contra tendido
Mayo 2003	Ardilla *(Sciurus vulgaris)*	Sajambre	Atropello
Mayo 2003	Rebeco *(Rupicapra pyrenaica parva)*	Áliva	Despeñado
Junio 2003	Liebre de piornal *(Lepus castroviejae)*	Valdeón	Atropello
Junio 2003	Gato montés *(Felis silvestris)*	Valdeón	Atropello
Julio 2003	Tejón *(Meles meles)*	Valdeón	Atropello
Septiembre 2003	Corzo *(Capreolus capreolus)*	Valdeón	Atropello
Octubre 2003	Rebeco *(Rupicapra pyrenaica parva)*	Amieva	Despeñado
Noviembre 2003	Rebeco *(Rupicapra pyrenaica parva)*	Cantabria	Fractura cuello
Noviembre 2003	Rebeco *(Rupicapra pyrenaica parva)*	Cabrales	Traumatismo
Noviembre 2003	Rebeco *(Rupicapra pyrenaica parva)*	Cabrales	Traumatismo
Enero 2004	Rebeco *(Rupicapra pyrenaica parva)*	Amieva	Afectado por sarna sarcóptica
Febrero 2004	Rebeco *(Rupicapra pyrenaica parva)*	Valdeón	Afectado por sarna sarcóptica
Marzo 2004	Rebeco *(Rupicapra pyrenaica parva)*	Valdeón	Afectado por sarna sarcóptica
Mayo 2004	Corzo *(Capreolus capreolus)*	Sajambre	Heridas mortales
Mayo 2004	Buitre leonado *(Gyps fulvus)*	Cabrales	Septicemia generalizada
Julio 2004	Cárabo común *(Strix aluco)*	Valdeón	Atropello
Julio 2004	*Lirón gris (Glis glis)*	Sajambre	Atropello
Agosto 2004	Buitre leonado *(Gyps fulvus)*	Cabrales	Desconocida
Noviembre 2004	Rebeco *(Rupicapra pyrenaica parva)*	Cabrales	Enfermedad parasitaria
Enero 2005	Gato montés (Felis silvestris)	Cabrales	Atropello
Marzo 2005	Lobo *(Canis lupus)*	Valdeón	Desconocida
Marzo 2005	Lobo *(Canis lupus)*	Valdeón	Desconocida
Diciembre 2005	*Tejón (Meles meles)*	Valdeón	Atropello

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

El mayor porcentaje de casos de muerte no natural detectado corresponde a los atropellos (27.3%) seguido de las intoxicaciones con productos tóxicos (18.2%) (Figura 7.3).

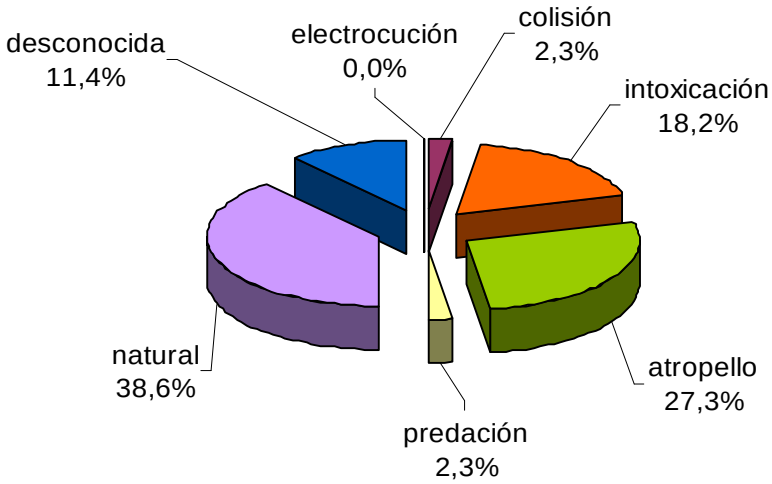


Figura 7.3. Importancia relativa de las causas de mortalidad registradas en el PNPE (1999-2005). Fuente: PNPE (2006).

Un análisis temporal de estos registros (Figura 7.4) muestra la distribución anual de las causas que provocan mortalidad en el PNPE. En ella se observa cómo la mortalidad asociada a intoxicaciones es registrada únicamente en los años 1999, 2000 y 2001, con mayor presencia en el 2000 y prácticamente ausente en años posteriores. Destaca, asimismo, la ausencia de registros de muertes por electrocución (0,0%) y y el bajo número de muertes por colisión (2,3%), con una reducida importancia relativa durante estos años con respecto al resto de causas, a pesar de ser reconocidos importantes factores de mortalidad. La accidentada orografía del terreno dificulta probablemente la localización de cadáveres y su rápido consumo por parte de especies oportunistas, disminuyendo así su detectabilidad.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

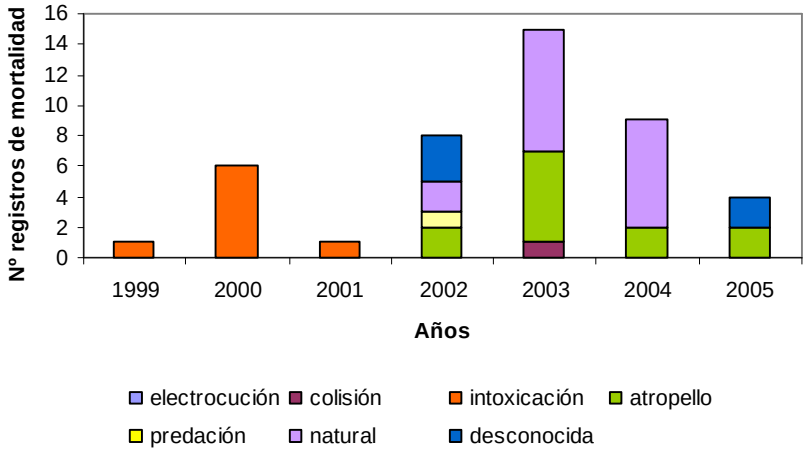


Figura 7.4. Distribución temporal de los casos de mortalidad registrados en el PNPE (1999-2005). Fuente: PNPE (2006).

A continuación se detallan aquellos factores cuya presencia podría afectar en mayor medida a la presencia de la especie en los Picos de Europa y, por tanto, en su asentamiento definitivo en la zona.

7.3.1. Uso de veneno y persecución directa

El uso de veneno o cualquier otro método de captura no selectivo está prohibido por la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Art. 15), por la Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres (Art. 8), y por la Decisión 82/72/CEE del Consejo, de 3 de diciembre de 1981, referente a la celebración del Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa (Convenio de Berna). En el ámbito nacional está expresamente prohibido por la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de conservación de espacios naturales y de la flora y fauna silvestres, y el Real Decreto 1997/1995, de 27 de diciembre, en el que enumeran los medios y métodos de capturas prohibidos.

La utilización ilegal de venenos se ha convertido, junto con el cambio de usos de suelo, la utilización no sostenible de los recursos naturales y la fragmentación del hábitat, en la principal amenaza para la conservación y supervivencia de muchas especies silvestres. Desde la década de los años 90 hasta la actualidad, se constata un fuerte crecimiento de la incidencia de los cebos envenenados en la mortalidad de fauna silvestre de las especies (WWF/Adena, inédito) que, en

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

muchos casos, se encuentra incluida en catálogos de especies amenazadas. Recientemente, ha sido aprobada la Estrategia Nacional contra el Uso de Cebos Envenenados en el Medio Natural (Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza 2004), cuya finalidad es establecer criterios orientadores consensuados para erradicar el uso ilegal de tales prácticas. Según recoge este último documento, la mortalidad por veneno en fauna silvestre puede considerarse elevada, con un total de 6.500 casos de envenenamiento de aves y mamíferos registrados entre 1990 y 2003 para todo el territorio nacional. En un 44,3% de los casos se trató de especies incluidas en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (RD 439/1990).

La figura 7.5 muestra la evolución temporal de los casos de muertes asociados a intoxicaciones registrados en el PNPE (n= 8), con una distribución en pico (año 2000) y valle, asociada a presencia-ausencia de episodios de mortalidad. Es importante señalar que estos datos representan únicamente la fracción de animales muertos que ha sido hallada y documentada, pudiendo constituir sólo una parte de la afección total debido, como se comentó anteriormente, a la falta de estandarización en los métodos y esfuerzos de recogida de datos, inaccesibilidad a determinadas zonas del área de trabajo y a la azarosidad asociada a estas causas de muerte.

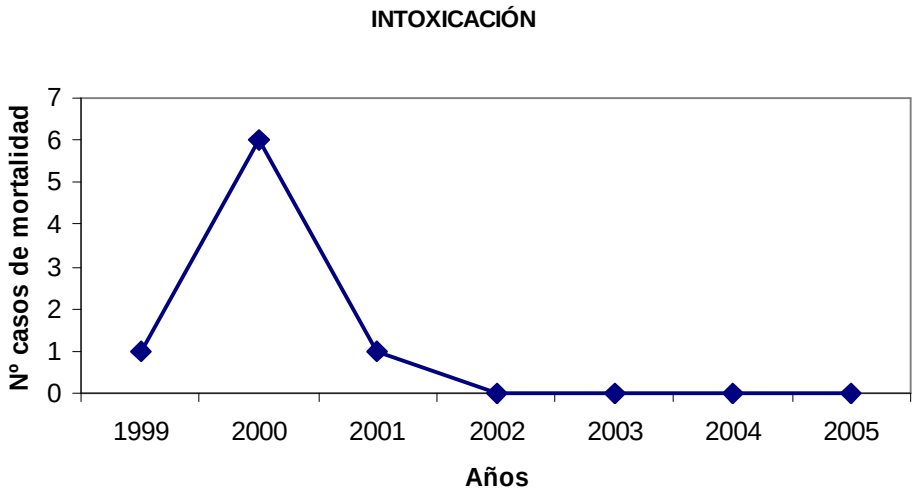


Figura 7.5. Distribución espacial de los casos de mortalidad asociada a intoxicaciones en el área de estudio (1999-2005) Fuente: PNPE (2006).

La escasez de registros de muerte asociada a esta causa en relación con el resto de factores de mortalidad (ver figura 7.3), y tras la ausencia de registros de mortalidad procedentes de

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

fuentes adicionalmente consultadas (Gobiernos Autonómicos, Guardia Civil y ONG locales), hace suponer que el veneno y la persecución directa no constituirían factores limitadores en la recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa. Sin embargo, dado que la utilización de cebos envenenados supone en la actualidad la principal causa de mortalidad en el quebrantahuesos en Pirineos (FCQ, datos inéditos), se considera imprescindible dar continuidad al programa de monitorización de especies bioindicadoras de calidad ambiental actualmente vigente, con el objeto de disponer de información actualizada sobre la incidencia de este factor sobre la avifauna de la zona.

No es posible descartar la presencia del veneno dentro del territorio del parque nacional, aun más, cuando la presencia de especies como el lobo ibérico *Canis lupus* están generando tensión y conflictos locales, que puede desembocar en acciones aisladas y marginales relacionadas con el empleo de tóxicos en el medio natural. La valoración general obtenida a través de entrevistas y encuentros con la población local afectada por la presencia de estas especies confirma que, con carácter general, no interesa la utilización del veneno por el temor que despierta su tenencia y utilización ante las instituciones públicas y, en general, por la 'mala imagen' ofrecida. Cabe destacar que el empleo de veneno como un método habitual y organizado no ha podido ser constatado, atribuyendo presumiblemente los casos anteriormente citados a episodios de crispación social por repuntes demográficos de lobo.

La puesta en marcha de proyectos de reintroducción de especies socialmente admitidas y estrechamente vinculadas a la ganadería de montaña como el quebrantahuesos en el PNPE se presenta como un eficaz instrrumento paliativo de ciertas acciones contra la fauna silvestre favorecido por la gran simpatia de los medios de prensa con relación a los colectivos potencialmente susceptibles de utilzar veneno.

7.3.2. Tendidos eléctricos

Los accidentes que pueden sufrir las aves con líneas eléctricas son básicamente de dos tipos: la electrocución en poste y la colisión contra cables. El diseño de los postes y su ubicación hacen predecible su peligrosidad para las diferentes especies (Ferrer 1993; Lagares 1994).

La muerte de aves por electrocución en líneas eléctricas es uno de los factores de mortalidad causados por el hombre que más afectan a las rapaces (Haas 1980; Negro 1987;

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Bevanger 1994; Guzman & Castaño 1998; Lehman 2001). Es más frecuente en aves de mediana a gran envergadura que utilizan los apoyos de las líneas de distribución como posadero (*Casas et al.* 1995), estando influenciada por otros factores como la densidad de rapaces, la disponibilidad de presas o el uso que las aves realizan de los apoyos (Regidor *et al.* 1988). Sin embargo, ocurre casi exclusivamente en postes de media- alta tensión con diseños no adecuados (Haas *et al.* 2003). Según Lehman (2002), las razones por las que este problema aún no ha sido resuelto radica en la existencia de un elevado número de apoyos potencialmente peligrosos para las aves de presa así como en la falta de análisis y recopilación sistemática de datos en las investigaciones llevadas a cabo sobre electrocuciones de rapaces. Pese a ello, en las últimas décadas han aumentado los trabajos que ponen de manifiesto la magnitud de mortalidad asociada a las líneas eléctricas (Ferrer & de la Riva 1987; Negro 1987; Ferrer *et al.* 1991; Guzman & Castaño 1998; FCQ, informe inédito) proponiendo medidas correctoras efectivas para la mitigación de sus efectos negativos sobre la avifauna (Regidor *et al.* 1988, Negro *et al.* 1989; Ferrer *et al.*1993). Las negociaciones derivadas de dichos trabajos han conducido hacia una estandarización de las soluciones técnicas satisfactorias y un establecimiento de legislación de ámbito nacional (Haas *et al.* 2003).

Las colisiones se producen generalmente en situaciones de baja visibilidad: al amanecer o atardecer, durante la noche, en días de niebla, o con vientos fuertes (Roig *et al.* 1993), viéndose acentuadas en aves gregarias o con limitada maniobrabilidad debida al elevado tamaño y peso (Haas *et al.* 2003). Según Negro (1987), el número de especies susceptibles de colisión es superior al de especies susceptibles de electrocución.

En el PNPE, la realización de un análisis preliminar específico denominado '*Evaluación de la peligrosidad para la avifauna y propuesta de medidas correctoras, en las líneas eléctricas de los Picos de Europa y su entorno'* (FCQ 2003), dentro del proyecto Life, supone un importante precedente. Este documento ha permitido analizar la ubicación de las líneas y apoyos con mayor peligrosidad, asociada fundamentalmente a riesgos de electrocución (Líneas Mestas de Con-Gamoneu, Ermita del Pontón-Caín y S.C. Ojedo-Áliva), no se observa solapamiento espacial con las zonas de mayor probabilidad de ocupación. Sin embargo, y dado la enorme capacidad de desplazamiento de la especie, se considera necesaria la aplicación de las medidas correctoras propuestas para minimizar los riesgos asociados a este tipo de infraestructuras.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Adicionalmente, en el Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) del PNPE (Real Decreto 384/2002) refleja los criterios establecidos con relación a las líneas eléctricas y su regulación. Así, en el Anexo 4, punto 1º E) b) se cita que "los tendidos para la conducción de energía eléctrica y para el servicio telefónico, así como las conducciones de agua forzadas, azudes, presas y otras infraestructuras asociadas a las instalaciones hidroeléctricas existentes actualmente y que transcurran por las zonas de reserva o de uso restringido, serán objeto de adecuación ecológica que incluirá su enterramiento, total o parcial, o el cambio de su trazado, así como la aplicación de medidas correctoras para evitar la electrocución de aves". Del mismo modo, en el Anexo 5, punto 3º d) se dice que "se propiciará el enterramiento de los cables en los trazados de nuevos tendidos eléctricos para la conducción de energía eléctrica o el servicio telefónico cuando tengan por objeto dar servicio a los núcleos del interior del parque".

7.3.3. Alteración del hábitat

Al igual que ocurre en otras cordilleras montañosas, la existencia de vías de comunicación, edificaciones y otras incidencias derivadas de la presencia humana desarrolladas sin regulación (senderismo, escalada, parapente, barranquismo, etc.) podrían suponer una amenaza para la especie en los Picos de Europa, tanto en la selección positiva de determinados lugares de nidificación como al constituir potenciales factores de perturbación del ciclo reproductor. Una evaluación ambiental del área de estudio permite obtener una aproximación sobre la afección de determinadas actividades humanas sobre el medio natural.

De manera general, el conjunto montañoso que configuran los Picos de Europa mantiene un grado de conservación muy aceptable, motivado fundamentalmente por la abrupta orografía del terreno que dificulta el acceso, la escasa presencia antrópica y la figuras de protección de Parque Nacional y Parque Regional de los Picos de Europa.

La densidad de población en el parque nacional es muy escasa (10,0 ± 9,0 hab.· Km^2; INE 2005), siendo las localidades de Cangas de Onís y Potes, situados en el área de influencia del PNPE, los únicos centros urbanos con importancia demográfica destacable en el área de estudio (30,49 y 209,22 hab.· Km^2, respectivamente, INE 2004). El resto de asentamientos humanos están constituidos por núcleos rurales con escasas edificaciones, sustentados por una economía primaria basada en prácticas tradicionales de pastoreo. Cualquier modificación del planeamiento

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

urbanístico se someterá a su normativa específica así como a lo establecido en el PRUG del parque nacional.

Debido al bajo nivel de poblamiento de estas zonas, la densidad de vías de comunicación es reducida, presentando una red viaria constituida mayoritariamente por pistas no asfaltadas y carente de grandes infraestructuras. Éstas se concentran principalmente en zonas periféricas de los macizos montañosos y en zonas de influencia de los núcleos de atracción turística (p.e. Covadonga, Cangas de Onís, Potes). Los barrancos y hoces fluviales por los que suelen discurrir las vías de comunicación, habitualmente frecuentados y en ocasiones seleccionados como lugares de nidificación por especies rupícolas, podrían constituir una amenaza para parejas reproductoras que los seleccionan positivamente. Sin embargo, dada la elevada disponibilidad de cuevas y el acusado desnivel de estos enclaves, no se prevé que supongan un factor de riesgo. Por otro lado, la apertura de nuevos caminos y el asfaltado de pistas forestales podrían facilitar el acceso a potenciales lugares de cría y el tránsito excesivo por la zona, lo cual representaría un factor de peligrosidad para la especie. Por ello, el PRUG "prohíbe la apertura de nuevas pistas salvo por motivos claramente justificados relacionados con la conservación del medio o con el desarrollo de actividades tradicionales y siempre que no sea incompatible con la conservación" (Anexo 5, punto 3º c). Del mismo modo, en el PRUG se prevé "regular la circulación por el interior del parque, no permitiendo la circulación a motor por ninguna pista, salvo excepciones (Anexo 6, punto 8º b), y pudiendo restringir el paso temporal en cualquier zona del parque por razones de conservación y gestión, a excepción de la zona de asentamientos tradicionales" (Anexo 6, punto 6º a). En cualquier caso, ambos factores– 'pueblos' y 'vías no asfaltadas'– han sido discriminados en los parches de hábitat identificados, al estar negativamente relacionados con la presencia de la especie, según indicó el modelo de calidad obtenido (ver Capítulo 6). Por esta razón, no se consideran un factor de riesgo en las zonas consideradas como hábitat potencialmente idóneo.

El reciente aumento de las actividades recreativas relacionadas con la naturaleza se ha incrementado en zonas de gran valor ecológico, pudiendo provocar, si no se realizan bajo control lógico y riguroso, una presión humana excesiva con la consiguiente pérdida de tranquilidad en períodos críticos de las especies, como las épocas de cría. La presión turística que soporta el hábitat potencial para el quebrantahuesos en el PNPE debe ser considerada, viéndose incrementada tras la ampliación del antiguo PNMC y declaración como PNPE en 1995 (Ley 16/1995). En el PRUG de dicho parque se establecen las herramientas de gestión del uso público

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

y regulación de usos y actividades mediante una normativa de protección. Así, en el Anexo 4, punto 2º A) f) se prevé "organizar una red de senderos autoguiados, así como un servicio estival de guías en los mismos". En el Anexo 4, punto 2º E) a) se cita que "caminado se podrá acceder al parque nacional por cualquier parte, respetando las propiedades privadas, y con la excepción de la zona de reserva, donde estará prohibido el acceso. En la zona de uso restringido el acceso estará siempre limitado al propio camino, sendero, vereda, trocha o vía de escalada. Durante la vigencia, se elaborará un Plan de Accesos que regulará las zonas más conflictivas o delicadas, como las rutas del Cares y del Cable". En el Anexo 6, punto 6º d), "se prohíben así mismo, determinadas actividades de tiempo libre como el descenso de cañones, "hidrospeed", canoa, "rafting", y demás deportes extremos que se consideran incompatibles con los objetivos de conservación del parque". Sin embargo, actividades recreativas como la escalada están permitidas bajo autorización condicionada de la dirección del parque (Anexo 6, punto 6º e)), constatándose como un factor de riesgo al poder provocar molestias en las inmediaciones de los lugares de nidificación si se practica sin regulación alguna.

En el caso de que se alcanzara con éxito la recuperación de una población reproductora de quebrantahuesos en los Picos de Europa, deberá proponerse la regulación de este tipo de actividades en las épocas y áreas críticas para la especie, enmarcadas bajo planes de recuperación, actualmente en proceso de elaboración (Planes de recuperación del quebrantahuesos en Asturias, Cantabria y Castilla y León, en prep.).

7.3.4. Regresión de la ganadería extensiva

El paso a nuevas formas de explotación, tanto en el sector ganadero como agrario, ha supuesto un importante factor de riesgo para la estabilidad de las poblaciones de especies silvestres en España. La inminente reducción de la cabaña ganadera generalizada en la mayor parte de las zonas rurales repercute de manera directa en las poblaciones de aves carroñeras al reducir la disponibilidad trófica para las especies. En el caso del quebrantahuesos, esta aparente disminución de alimento disponible se ha visto compensada por el mantenimiento de una amplia red de muladares tradicionales actualmente es desuso en el ámbito de aplicación de los planes de recuperación regionales y la instalación de puntos de alimentación suplementaria (PAS), lo que ha supuesto aportes de comida predecible, especialmente durante el período crítico de la reproducción, aumentando de forma decisiva la supervivencia de los ejemplares preadultos. En

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

los Picos de Europa, no existe el uso tradicional de muladares ni lugares concretos en los que verter los cadáveres de animales muertos. Estos eran abandonados en el monte o arrojados a simas, dada la dificultad de su traslado a través de la abrupta orografía. Adicionalmente, el PRUG del Parque Nacional refleja la prohibición de arrojar y abandonar animales domésticos muertos, debiendo llevarse a cabo su enterramiento o cesión para comederos de necrófagos habilitados para tal fin (Anexo 6, punto 4º f). Los PAS existentes dentro del ámbito de aplicación del estudio fueron propuestos y creados a partir de la puesta en marcha del proyecto Life *Recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa*, algunos de los cuales se encuentran en funcionamiento en la actualidad.

La continuidad de las prácticas tradicionales de ganadería en régimen extensivo (fundamentalmente de cabra y oveja), constituyen uno de los pilares básicos de la economía rural de la zona y un recurso esencial para el establecimiento permanente de una población reproductora de quebrantahuesos. El proyecto de reintroducción deberá incluir entre sus acciones mecanismos específicos para su mantenimiento y fomento.

7.4. Disponibilidad espacio-temporal de recursos tróficos

7.4.1. Introducción

La especialización trófica del quebrantahuesos, basada en el consumo preferente de restos óseos procedentes de ungulados de mediano tamaño (Hiraldo *et al.* 1979; Brown & Plug 1990), permite observar un estrecho solapamiento entre las principales poblaciones de oveja, cabra y otros ungulados salvajes y la distribución del quebrantahuesos en el Paleártico occidental (Báguena & Sánchez-Castilla 2005). Además del ganado doméstico, las poblaciones de ungulados salvajes como el rebeco (*Rupicapra spp.*) o la cabra montés (*Capra spp.*) constituyen un importante recurso trófico para el quebrantahuesos, especialmente durante los períodos más críticos para la especie durante los meses invernales.

Las situaciones de abandono de la ganadería extensiva sufridas durante las últimas décadas (Ostermman 1998; Aldezabal 2001), sumadas a los cambios experimentados en los usos del suelo (Siriwardena *et al.* 2001), se traducen en una menor disponibilidad de alimento

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

para especies carroñeras como el quebrantahuesos, y especialmente para la fracción juvenil, caracterizada por ser menos eficiente en el vuelo y la exploración del territorio (Antor *et al*. 2003b). Este hecho debió afectar a la estabilidad de la especie y acelerar los procesos generalizados de extinción. La crisis que atraviesan los sistemas tradicionales de explotación ganadera ha traído como consecuencia una reducción en el número de cabezas de ganado, el declive de la trashumancia y la desaparición o sustitución de los muladares tradicionales por sistemas alternativos de eliminación de reses muertas, con la consiguiente retirada de biomasa potencialmente consumible. Mediante la creación y mantenimiento de PAS en España desde la década de los años 70, se trató de mitigar los efectos de tal reducción, contribuyendo a reducir la mortalidad juvenil y el fracaso reproductor.

Conocer la disponibilidad de recursos tróficos y su variación espacio-temporal constituyen aspectos esenciales de cara a la conservación de una especie. En este sentido, el presente análisis pretende cuantificar la oferta de alimento existente en el entorno montañoso de las unidades de hábitat potencial para la especie en el PNPE con el fin de conocer si constituye un factor limitador en la expansión geográfica de la especie.

7.4.2. Métodos

Uno de los parámetros considerados fundamentales para valorar los recursos existentes es la distribución espacial y disponibilidad estacional de los mismos. En el análisis realizado se consideró únicamente la biomasa procedente de ganado ovino y caprino, basado en la constatada preferencia de la especie por el consumo de estos restos óseos, presumiblemente por su tamaño y abundancia (Brown & Plug 1990; Margalida & Bertran 1997), con una discriminación negativa hacia piezas procedentes de ganado porcino bovino y equino, habitualmente sometido a un régimen de estabulación. Para el cálculo de la biomasa potencialmente disponible se ha sumido una mortalidad media anual del 3% para el ganado doméstico basada estudios precedentes (Canut *et al.* 1987; Lorente 1996), pese a que otros autores (Camiña 2004; Mateo 2006) anotan valores superiores de mortalidad anual (6,4% y 10%, respectivamente). Para los adultos del género *Rupicapra* se ha establecido un valor mínimo del 6%, mientras que la mortalidad para los cabritos durante su primer año de vida se ha estimado en un 35%, en función del índice de supervivencia registrado en el PNPE (Robles, 1999). Se trata de criterio

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

conservador si se tiene en cuenta que en la vertiente española de Pirineos, García-González *et al.* (1985) encontraron que la mortalidad de los cabritos afecta al 66,6% de la población.

Considerando que el esqueleto óseo de un ejemplar de cabra / oveja supone entre el 9 y 12% del peso vivo (Laborda, com. pers.), y que estas especies tiene un peso medio de 35 Kg. (De Juana & De Juana 1987), la biomasa aprovechable por cadáver se estimó en 3,5 Kg. Este valor se asume para adultos las tres especies -dada su similitud en cuanto al tamaño-, y la mitad del peso de un individuo adulto (1,75 Kg) para los cabritos de rebeco. Margalida *et al.* (1997) estiman los recursos necesarios por pareja y año en 341 Kg, en base a datos recogidos por Brown & Plug (1990) y cálculos realizados por Hiraldo et al. (1979), siendo utilizados como estimadores en el presente trabajo.

7.4.3. Resultados y Discusión

Teniendo en cuenta exclusivamente los resultados de los censos ganaderos de ovino y caprino, y en base a los índices de mortalidad anual estimados y la biomasa media aprovechable por cadáver señalada, se considera que existe alimento potencial disponible para satisfacer los requerimientos energéticos anuales de hasta seis parejas reproductoras (Tabla 7.2).

No obstante, dadas las variaciones espacio-temporales en la distribución de este recurso alimenticio, y en concreto, la coincidencia de la semiestabulación del ganado con el período fenológico más crítico de la especie, se calculó la biomasa aportada por las bajas anuales producidas en el rebeco durante el período invernal (tabla 7.3). Considerando únicamente la disponibilidad trófica de este último recurso, y asumiendo que son necesarios 223 Kg de huesos para el mantenimiento de una pareja durante el período reproductor Margalida *et al.* (1997), la población de ungulados silvestres parece ser suficiente para mantener hasta un máximo de seis parejas reproductoras. Realizando ese mismo cálculo para todo el período anual, se reduciría a cuatro el número de parejas reproductoras potencialmente abastecidas por este recurso.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 7.2. Distribución espacial de la biomasa disponible calculada a partir de los censos ganaderos de ovino y caprino del PNPE (2005). Fuente: PNPE (2006).

Provincia	Municipios	Ovino + Caprino	Bajas (Mortalidad 3%)	Biomasa disponible (3,5 Kg./cadáver)
Asturias	Amieva	1125	33,75	118,125
	Cabrales	5466	163,98	573,93
	Cangas de Onís	1450	43,5	152,25
	Onís	1035	31,05	108,675
	Peñamellera baja	445	13,35	46,725
Cantabria	Camaleño	4648	139,44	488,04
	Cillórigo de Liébana	4167	125,01	437,535
	Tresviso	1011	30,33	106,155
León	Oseja de Sajambre	532	15,96	55,86
	Posada de Valdeón	491	14,73	51,555
	TOTAL	20370	611,1	2138,85

Sin embargo, son varios los factores que podrían modificar sustancialmente las estimas realizadas. Por un lado, el consumo preferente de determinadas partes del esqueleto como extremidades y/o costillas, frente a otros de difícil ingesta como cráneos y vértebras (Báguena & Sánchez-Castilla 2006), podría disminuir considerablemente la biomasa disponible.

Asimismo, un porcentaje considerable de la biomasa teórica estimada podría no ser explotada por el quebrantahuesos al no estar accesible debido, entre otros, a los siguientes factores:

i) La legislación vigente sobre normas sanitarias impide el abandono de cadáveres en el medio natural con motivo de la aparición de la encefalopatías espongiformes transmisibles (EET), regulada a través de normativas europeas[3] y nacionales[4], lo cual se

[3] Decisión de la Comisión 2000/418/CE, de 29 de junio, por la que se reglamenta el uso de los materiales de riesgo en relación con las encefalopatías espongiformes transmisibles y se modifica la *Decisión 94/474/CE*, establece la eliminación de determinados órganos y tejidos de los animales de la especie bovina, ovina y caprina. Esta Decisión ha sido modificada mediante las Decisiones de la Comisión 2001/2/CE, de 27 de diciembre de 2000, 2001/233/CE, de 14 de marzo de 2001 y 2001/270/CE, de 29 de marzo de 2001.

[4] Real Decreto 2224/1993, de 17 de diciembre, sobre normas sanitarias de eliminación y transformación de animales muertos y desperdicios de origen animal y protección frente a agentes patógenos en piensos de origen animal.

[4] 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, modificado por el Real Decreto 221/2001, de 2 de marzo, Real Decreto 100/2003, de 24 de enero, y la Orden PRE/64/2005, de 21 de enero.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

traduce en una menor disponibilidad de este recurso (Parra & Tellería 2004). Sin embargo, la reciente aprobación del R.D. 1098/2002 (que modifica el RD 2224/1993 y el RD 1911/2000) o la Decisión de la Comisión 2003/322/CE, de 12 de mayo, sobre la aplicación del Reglamento nº 1774/2003 (CE) parecen abrir nuevas líneas de recuperación de prácticas tradicionales al autorizar el abandono del ganado tras su muerte para la alimentación de aves necrófagas en muladares o buitreras. A pesar de la existencia de dichas restricciones, la abrupta orografía del paisaje de montaña y su consiguiente inaccesibilidad de determinados enclaves, dificultan la recogida de los cadáveres siendo en numerosas ocasiones consumidos por aves carroñeras antes de su retirada del medio.

ii) El descenso altitudinal realizado por el rebeco cada invierno (Clarke 1986) hacia los bosques de montaña reduce la detectabilidad de este recurso alimenticio por parte del quebrantahuesos.

iii) La progresiva disminución de los rebaños de ovino y caprino que suben a los puertos de montaña puede provocar, en el futuro, importantes pérdidas de este recurso alimenticio para el quebrantahuesos.

Como conclusión, y partir de los resultados del presente análisis, se calcula que la disponibilidad de alimento no es un factor limitador para el establecimiento del quebrantahuesos en el PNPE, con recursos alimenticios de origen natural suficientes para el mantenimiento anual de una población de quebrantahuesos comprendida entre 6 y 10 parejas. Adicionalmente, áreas adyacentes al PNPE pertenecientes al Parque Regional de los Picos de Europa constituyen una importante zona de alimentación, con menor grado de innivación y climatología menos adversa en períodos invernales, suficiente para el mantenimiento teórico de 6 parejas de quebrantahuesos adicionales (Mateo 2006). Resulta crucial, por tanto, el manteniendo de la actual cabaña ganadera de ovino y caprino en régimen extensivo con escasos períodos de estabulación así como de la población de rebeco. De ese modo, los PAS, que suponen un alimento constante y predecible en el espacio y tiempo, constituyen herramientas de conservación puntuales y locales, disminuyendo el riesgo de muerte por consumo de cebos envenenados y favoreciendo la fijación de ejemplares en zonas con hábitats idóneos. En este sentido, se plantea incrementar los esfuerzos de conservación enfocados a potenciar el mantenimiento de las prácticas de ganadería extensiva al considerarse un factor indispensable en la recuperación y conservación del quebrantahuesos a largo plazo.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 7.3. Distribución espacial de la biomasa disponible calculada a partir de los censos de rebecos (*Rupicapra pyrenaica parva*) realizados por el Parque Nacional de Picos de Europa (2003). Fuente: PNPE (2006).

Sector	Población total	Rebecos adultos	Cabritos	Bajas rebecos (Mortalidad 6%)	Bajas cabritos (Mortalidad 35%)	Biomasa rebeco disponible (3,5 Kg/cadáver)	Biomasa cabritos disponible (1,75 Kg/cadáver)	Biomasa total disponible
M. Central	1229	978	251	58,68	87,85	205,38	153,74	359,12
M. occidental	1943	1484	459	89,04	160,65	311,64	281,14	592,78
M. Oriental	179	124	55	7,44	19,25	26,04	33,69	59,73
Precornión Sajambre	220	167	53	10,02	18,55	35,07	32,46	67,53
Carbonero Beza	418	299	119	17,94	41,65	62,79	72,89	135,68
Altos de Camaleño	279	268	11	16,08	3,85	56,28	6,74	63,02
Altos de Sajambre	179	135	44	8,10	15,40	28,35	26,95	55,30
Altos de Valdeón	371	269	102	16,14	35,70	56,49	62,48	118,97
TOTAL	4818	3724	1094	223,44	382,90	782,04	670,08	1452,12

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

7.5. Especies bioindicadoras

La similitud del quebrantahuesos con otras especies de aves en cuanto al tipo de vuelo y los hábitos carroñeros hacen que las interacciones interespecíficas sean consideradas de gran interés. En el caso que nos ocupa, se evalúan como positivas dado que las habituales concentraciones de ejemplares entorno a los cadáveres favorecen la localización del alimento y las zonas óptimas de vuelo. Se obvian, por tanto, las posibles interacciones relacionadas con la exclusión competitiva y solapamiento parcial del hábitat de nidificación descrito en otras zonas (ver Fernández & Donázar 1991) al no considerarse relevante en este caso. Dado que el quebrantahuesos se extinguió de los Picos de Europa como población reproductora a principios del pasado siglo, y que actualmente no se han producido asentamientos permanentes de la especie en la zona, la existencia de núcleos reproductores de estas especies podría actuar como foco de atracción para los ejemplares que llegan en dispersión procedentes de Pirineos, favoreciendo la creación de una población estable (Hiraldo *et al.* 1979). En concreto, la presencia de una sólida población de buitre leonado y alimoche *Neophron percnopterus* juega un papel esencial en la adaptación de la especie a su nuevo hábitat y su asentamiento permanente. La ubicación de los núcleos reproductores de estas especies, junto con los de águila real *Aquila chrysaetos*, fueron registrados a través de acciones del proyecto Life *Recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa.*

Con el objeto de realizar una aproximación al estudio de las áreas potenciales de recolonización para el quebrantahuesos en el PNPE, identificando las áreas favorables (con presencia de alimento, cortados rupícolas,...) y las desfavorables (con existencia de venenos, tendidos eléctricos peligrosos,...) a partir del citado proyecto fueron marcados ejemplares de buitre leonado y cuervo *Corvus corax* con radio-emisores provistos de sensores de mortalidad y anillas de aluminio/PVC homologadas bajo un programa de captura y radioseguimiento actualmente vigente, en el que participa el Dpto. de Biología Animal de la Universidad de León. La realización de muestreos a las colonias de cría y dormideros de la especie, o la activación de alguno de los emisores de mortalidad (por muerte de unos de los ejemplares o por perdida del emisor), sirvió para valorar la existencia de causas de mortalidad importantes. Hasta el momento, no se registró la muerte de ningún ejemplar, sirviendo para constatar la aparente ausencia de factores de mortalidad potenciales para el quebrantahuesos en la zona.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

7.6. Grado de protección del hábitat

Tras el marcado declive sufrido por las poblaciones ibéricas de quebrantahuesos, las medidas de conservación adoptadas en España para la recuperación de la especie consiguen invertir la situación. Además de su consideración como especie *En Peligro* según el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (RD 439/1990), la existencia de planes de recuperación regionales existentes en Aragón, Cataluña y Navarra desde la década de los 90 ha conducido a la preservación de una significativa proporción del hábitat de cría a través de la designación de Áreas de Especial Protección, según lo establecido por la Directiva 79/409/CEE. Asimismo, fueron delimitadas las denominadas '*áreas críticas'* entorno a las UR cuyo objetivo es prevenir las posibles molestias que pudieran derivarse del desarrollo de determinadas actividades (p.e. batidas de caza, tránsito de vehículos motorizados, actividades deportivas, filmación y fotografía, etc.) limitando su desarrollo en determinados períodos críticos según la fenología de la reproducción de la especie. Esta medida, sumada a la puesta en marcha de un Plan específico de Alimentación Suplementaria, pretende disminuir la tasa de fracaso reproductor y los casos de mortalidad asociada al uso ilegal de veneno.

La existencia de zonas potenciales para la nidificación y de fuentes de alimentación en enclaves protegidos o de titularidad estatal es imprescindible para poder desarrollar medidas de gestión adecuadas en estos lugares (Gil et al, 1998). En el caso que nos ocupa, el proyecto se encuentra enmarcado en su mayor parte bajo las figuras de protección de Parque Nacional y Parque Regional de los Picos de Europa, y la práctica totalidad de su territorio son Espacios Naturales Protegidos incluidos en la Red Ecológica Europea *Natura 2000*, o en fase de designación, bajo la denominación de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y/o Lugares de Interés Comunitario (LIC), en coherencia con lo establecido por las Directiva Aves y la Directiva Hábitat (Tabla 7.4).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 7.4. Estatutos de protección comunitaria.

DENOMINACIÓN	CÓDIGO NATURA 2000	PROVINCIA
ZEPA		
Picos de Europa (Asturias)	ES1200001	Asturias
Picos de Europa en Castilla y León	ES4130003	Castilla y León
Picos de Europa	ES0000003	Castilla y León
Liébana	ES0000198	Cantabria
Desfiladero de la Hermida	ES0000248	Cantabria
LIC		
Picos de Europa (Asturias)	ES1200001	Asturias
Picos de Europa en Castilla y León	ES4130003	Castilla y León
Picos de Europa	ES0000003	Castilla y León
Liébana	ES1300001	Cantabria
Río Deva	ES1300008	Cantabria

Asimismo, esta protección supone un avance respecto a lo que establece la Estrategia para la Conservación del Quebrantahuesos en España al hacer referencia en el punto 5.3.1. a la "*Protección legal del hábitat una vez definido el área de distribución actual y potencial*" y en el 5.3.2. relativo a la "*Inclusión de, al menos, las áreas de nidificación en la Red de Zonas de Especial Protección para las Aves –ZEPA- (Directiva 79/409/CEE)*", ésta última, en el supuesto de que la especie volviera a establecer como población reproductora en los Picos de Europa. Este marco de protección legal facilita las diversas acciones de conservación, tanto desde un punto de vista de manejo, investigación y gestión de la especie como desde una perspectiva conservacionista de protección del hábitat potencialmente óptimo para el quebrantahuesos. En ese sentido, la implicación del OAPN, a través del PNPE, en la recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa queda reflejada en el PRUG del Parque Nacional al incluir en el Anexo 4.1. un apartado que hace referencia a la ejecución de actuaciones iniciadas por la Administración para la recolonización del macizo de los Picos de Europa por el quebrantahuesos, que no excluya necesariamente su reintroducción. Se considera, por tanto, un uso del territorio compatible con las medidas de conservación de la especie. La existencia de una amplia red de vigilantes y Agentes de Protección de la Naturaleza, tanto del PNPE como de cada una de las CC.AA., hace efectivo el control de accesos a zonas que pudieran ser de especial interés para la especie, así como de determinadas actividades que supongan un riesgo potencial.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

7.7. Aceptación social

Considerando que la persecución humana directa, unida al uso indiscriminado de venenos, fueron las principales causas atribuidas a la extinción de las poblaciones ibéricas de quebrantahuesos, la aceptación social de la especie en la zona constituye uno de los pilares básicos de su recuperación. Se estima necesario, por tanto, conocer el grado de sensibilidad de todos los sectores de la sociedad hacia la especie y su problemática de conservación por su relación directa con la idoneidad del hábitat para la especie. El proyecto LIFE *Recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa* y las acciones en él desarrolladas constituyen un importante precedente. Las actuaciones programadas en dicho proyecto consistieron en la ejecución de una campaña específica de divulgación e información sobre la importancia de conservación de la especie, en la que se impartieron numerosas charlas y proyectaron audiovisuales en centros escolares del PNPE (FCQ 2005). Asimismo, se participó en diversos cursos universitarios y se impartieron charlas relativas a la biología de la especie, su estatus y problemática actual así como los actuales proyectos de recuperación, dirigidos a colectivos implicados en su conservación- Agentes de Protección de la Naturaleza, Guardia Civil (SEPRONA y GREIM), veterinarios, etc.-. Dado que se considera imprescindible dar a conocer la íntima relación existente entre el mantenimiento de las prácticas tradicionales de ganadería extensiva y la conservación del quebrantahuesos, se realizaron acciones específicas dirigidas al sector ganadero, con el fin último de contribuir a su mejora y potenciación. Adicionalmente, se llevó a cabo el diseño y edición de material divulgativo y campañas de prensa sobre la gestión y los problemas de conservación de la especie. Se elaboró una revista y un folleto donde se expusieron los resultados del proyecto, una pagina Web www.quebrantahuesos.org/picosdeeuropa, además de folletos específicos.

A partir del trabajo previamente realizado en dicho proyecto, se desprende un destacable grado de aceptación social de la especie por parte de la población local. Este asentimiento a la recolonización natural de antiguos lugares de distribución del quebrantahuesos constituye uno de los pilares básicos en la recuperación de la población si tenemos en cuenta que la especie se extinguió de los Picos de Europa por causas antrópicas, al igual que en el resto de los principales sistemas montañosos ibéricos.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

7.8. Referencias

Aldezabal, A. 2001. El sistema de pastoreo del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Interacciones entre la vegetación supraforestal y los grandes herbívoros. Consejo de Protección de la Naturaleza (Ed.). 317 pp.

Antor, R. J., A. Margalida, R. Heredia. 2003. El Quebrantahuesos. En: R. Martí & J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. DGCONA, Ministerio de Medio Ambiente, SEO/BirdLife. Madrid. Pp. 164-165.

Báguena, G. E. Sánchez-Castilla. 2005. Restauración de poblaciones extintas: la recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa. En: A. Margalida & R. Heredia (eds.). *Biología de la Conservación del Quebrantahuesos Gypaetus barbatus en España*: 237-254. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.

Bevanger, K. 1994. Bird interactions with utility structures: collision and electrocution. *Ibis*, 136: 412-425.

Blanco, J.C., González (Eds.) 1992. *El libro rojo de los vertebrados de España*. ICONA, Colección Técnica, Madrid.

Beissinger, S. R. 2000. Ecological mechanisms of extinction. *PNAS* 97(22): 11688-11689.

Bennett, P. M. and I. P. F. Owens. 1997. Variation in extinction risk among birds: chance or evolutionary predisposition? *The Royal Society* 264: 401 -408.

Brown, C. J., I. Plug. 1990. Food choice and diet of the Bearded vulture *Gypaetus barbatus* en southern Africa. *S. Afr. J. Zool*., 25(3): 169-177.

Camiña, A. 2004. Consequences of Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) on breeding success and food availability in Spanish vulture population. In: Chancellor, R.D., B-U. Meyburg (Eds.). *Raptors Worldwide*: 27-44. WWGBP/ MME. Budapest.

Canut, J., D. García, R. Heredia, J. Marco. 1987. Status, características ecológicas, recursos alimenticios y evolución del Quebrantahuesos Gypaetus Barbatus en la vertiente Sur de los Pirineos. *Acta Biol. Mont*. 7: 83-99.

Chapman, A., W.J. Buck. 1893. *Wild Spain*. Gurney & Jackson. London.

Clarke, C.M.H. 1986. Chamois movements and habitat use in the Avoca River area, Canterbury, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology 13:*175-198.

Da Silva, J.M., P.D. Vickery. 2002. Birds. In M.R. Perrow & A.J. Davy, eds. *Handbook of Ecological Restoration*: 376-387. Cambridge University Press. Cambridge.

Donázar, J.A. 1993. *Los buitres ibéricos: biología y conservación*. J.M. Reyero (Ed.). Madrid.

Fajardo, I., V. Pividal, W. Ceballos 1994. Causes of mortality of the short-eared owl (*Asio flammens*) in Spain. *Ardeola* 41(2): 129-134.

FCQ – GA. 2006. Gestión de datos del Quebrantahuesos en Aragón. Base de datos inédita.

Feliciano, J.O., D. Rodríguez, B. Gómez. 2001. *Cómo salvar una especie en vías de extinción. Resultados y experiencias del Programa Cóndor andino Colombia*. Guía de manejo. Fundación Recursos Naturales- Renacer. Colombia.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Ferrer, M., M. De la Riva. 1987. Impact of power lines on the populations of birds of prey in the Doñana National Park and its environments. *Ricerche Biol. Selvagge*, 12: 96-98.

Ferrer, M., M. De la Riva, J. Castroviejo. 1991. Electrocution of raptors on power lines in southwestern Spain. *J. Field Ornithol*., 62:181-190.

Garcia-Gonzalez, R., J. Herrero, R. Hidalgo. 1985. Estimación puntual de diversos parámetros poblacionales y distributivos del sarrio en el Pirineo Occidental. *Pirineos*, 125: 53-63.

Gil, J.A, O. Díez, L. Lorente, G. Báguena. 1998. Quebrantahuesos. En: *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. Diputación General de Aragón. Ibercaja. Pp. 102-103.

Grubac, B. 1999. The status of the Bearded Vulture in the Balkans. *Proceeding of Bearded Vulture Workshop*, 21-24 November 1998, Irakleio, Crete, Pp. 53-54

Guzman, J., J.P. Castaño. 1998. Electrocución de rapaces en líneas eléctricas de distribución en Sierra Morena oriental y campo de Montiel. *Ardeola* 45 (2): 161-169.

Hass, D. 1980. Endangered of our large birds by electrocution. *Ecology of Birds*, 2: 7-57.

Haas, D., M. Nipkow, G. Fiedlerm R. Schneider, W. Haas, S Schürenberg. 2003. *Protecting birds form powerlines: a practical guide on the risk to birds form electricity transmission facilities and how to minimise any such adverse effects*. Birdlife International, NABU, Council of Europe. Unpublished report.

Hiraldo, F., M. Delibes, J. Calderón. 1979. *El Quebrantahuesos* (Gypaetus barbatus). *Sistemática, taxonomía, biología, distribución y protección*. Monografías, 22. Ministerio de Agricultura, ICONA.

Holsinger, K. E. 2000. Demography and extinction in small populations. In A. Young and G. Clarke, eds. *Genetics, demography, and the viability of fragmented populations*: 55-74. Cambridge University Press, Cambridge.

Houston, D. C. 1999. Ecology and conservation of vultures: the peculiarity of the Bearded Vulture. *Proceedings of Bearded Vulture Workshop,* 21-24 November 1998, Iraklio, Crete. Pp. 23-27.

Lehman, R.N. 2001. Raptor electrocution on power lines: current issues and outlook. Wildlife Society Bulletin, 29: 804-813.

Lehman, R.N. 2002. GIS plan for a study of raptors electrocution mortality in Northern Colorado and Utah. Department of Fishery and Wildlife Biology, Colorado State University. Unpublished report.

Lorente, L. 1996. Disponibilidad de alimento para el Quebrantahuesos Gypaetus barbatus en el Pirineo aragonés. Lucas Mallada, 8: 109-119.

Margalida, A., D. Bertrán. 1997. Dieta y selección de alimento de una pareja de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos durante la crianza. *Ardeola* 44(2): 191-197.

Margalida, A., D. Garcia-Ferré 2002. *Plan de recuperación del Quebrantahuesos en Cataluña: biología y conservación.* Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient. 163 pp.

Mateo P. 2006. *Disponibilidad trófica para el quebrantahuesos en el Parque Regional de los Picos de Europa*. Universidad de Oviedo. Informe inédito.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Mingozzi, T., R. Estève. 1997. Analysis of a historical extirpation of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* (L.) in the western Alps (France-Italy): former distribution and causes of extirpation. *Biological Conservation*, 79: 155-171.

Negro, J.J. 1987. *Adaptación de los tendidos eléctricos al entorno*. Monografías Alytes 1. 125 pp.

Negro, J.J., M. Ferrer, c. Santos, S. Regidor. 1989. Eficacia de dos métodos para prevenir electrocuciones de aves en líneas eléctricas de distribución. *Ardeola*, 36: 201-206.

Owens, I. P. F., P.M. Bennett. 2000. Ecological basis of extinction risk in birds: habitat loss vs. human persecution and introduced predators. *PNAS* 97(22): 12144-12148.

Parra, J. J. L. Tellería. 2004. The increase in the Spanish population of griffon vulture *Gyps fulvus* during 1989-1999: effect of food and nest site availability. *Bird Conservation International* 14(1): 33-41.

Primack, R.B., J. Ros. 2002. *Introducción a la biología de la conservación*. Ariel Ciencia (Ed.). Barcelona.

Regidor, S., C. Santos, M. Ferrer, J. J. Negro 1988. Experimento con modificaciones para postes eléctricos en el Parque Nacional de Doñana. *Ecología* 2:251-256.

Robles, L. 1999. *Análisis de los censos de rebecos efectuados en el Parque Nacional de los Picos de Europa*. Gestión y Divulgación Ambiental. Parque Nacional de los Picos de Europa. Informe inédito.

Rodríguez, A., M. Delibes. 2004. Patterns and causes of non-natural mortality in the Iberian Lynx during 40-year period of range contraction. *Biological Conservation* 118(151-161).

Roig, J., V. Navazo, J. Arévalo, J.C. Alonso, J.A. Alonso, R. Muñoz-Pulido. 1993. *Señalización de líneas eléctricas de alta tensión para la protección de la avifauna. Línea de Valdecaballeros-Guillena*. Red Eléctrica Española, S.A.

Siriwardena, G. M., Baillie, S. R., Crick, H. Q. P. & Wilson, J. D. 2001. Changes in agricultural land-use and breeding performance of some granivorous farmland passerines in Britain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84: 191-206.

Tucker, G.M, Heath, M.F. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. Birdlife International, Cambridge.

Urquijo, A. 1989. *Altos Vuelos*. Eds. Aldaba.

Valverde, J.A. 2003. *En el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)*. Colección Memorias de un biólogo heterodoxo, Tomo 2. Editorial Quercus. 214 pp.

Williams, A. K. 2003. The Influence of probability of detection when modelling species occurrence using GIS and survey data. Ph.D. Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University.

Witherby, H.F. 1922. Collecting trip in the Cantabrian Mountains. *Ibis* 1992: 323-345.

Xirouchakis, S. 2001. Past and present distribution and status of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in Crete. *Proceeding of the 4th Bearded Vulture Workshop, 14-19 July 2000*, Iraklio, Crete, Greece.

Xirouchakis, S, S. Andritsou, 2003. Conservation of *Gypaetus barbatus* in Greece: Crete. (LIFE98 NAT/GR/005276). *Proceeding 5th Bearded Vulture Workshop*, 14-18 December 2001, Aínsa, Aragón.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

CAPÍTULO 8

Corredor montañoso ibérico-cantábrico

Luis A. Longares, Francisco Espejo

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

8.1. Introducción

Los corredores biológicos son elementos del paisaje cuya fisonomía difiere del ambiente circundante (Burel, 2002). Estos pueden ser continuos o con estriberones –discontinuos- (Baudry, 2003), así como de tres tipos diferentes: lineales, en banda y fluviales (Dajoz, 2002). Todos ellos tienen en común un importante papel en la circulación de los flujos de materia y organismos (Burel, 2002), atribuyéndoseles cinco funciones principales: hábitat, conductor, filtro, fuente y sumidero (Forman, 1995). Por todo ello, no es difícil asociar los desplazamientos de organismos vivos, por motivos de alimentación, migratorios o de colonización de hábitat vacíos, con la presencia de corredores, cuyo éxito dependerá de su estructura, lugar en el paisaje y características biológicas de las especies consideradas (Baudry, 2003).

El estudio de corredores, así como su delimitación y diseño, cuenta con una importante tradición en el mundo científico. Son abundantes los trabajos relacionados con la dispersión de insectos (Fry, 1994; Frampton *et al.*, 1995; Mauremooto *et al.,* 1995) y micromamíferos (Paillat & Butet, 1997; Zhang & Usher, 1991; Merriam & Lanoue, 1990), así como las vías o corredores migratorios utilizados por las aves, destacando sobre todo el grupo de las marinas, aunque el más difundido por su complejidad y dimensiones es el denominado "Corredor Biológico Mesoamericano", que abarca los países de América Central y el sur de México (Boshier *et al.*, 1999).

En el caso que nos ocupa, el quebrantahuesos ha demostrado patrones de dispersión importantes (Antor *et al.*, 2000), como así lo atestiguan el incremento de avistamientos de ejemplares de esta especie en zonas montañosas al oeste del núcleo reproductor de la cordillera pirenaica (Sánchez-Castilla & Báguena, 2003), alcanzando de esta forma territorios históricos para esta rapaz (Chapman & Buck, 1982; Urquijo, 1989; García-Dory, 1975-76; Álvarez-Balbuena *et al.,* 2000; Gadow, 2002), como es el caso del PNPE y territorios aledaños.

Sin embargo, hasta el momento, ningún ejemplar equipado con emisores convencionales o satélite ha abandonado durante sus desplazamientos el ámbito de la cordillera pirenaica, sino que las observaciones obtenidas en el espacio entre Pirineos-Picos de Europa-Cordillera Ibérica (sector aragonés), se corresponden con citas puntuales de ejemplares avistados durante sus

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

movimientos dispersivos, por lo que no es posible reconstruir el espacio que han podido sobrevolar en sus desplazamientos.

Por esta razón, dentro de un proyecto de análisis de viabilidad de la reintroducción de una especie como la que nos ocupa, y frente a este comportamiento dispersivo tan marcado, es inevitable plantear la necesidad de delimitar el espacio que utilizan los ejemplares avistados durante sus desplazamientos entre la zona pirenaica y los antiguos territorios de la cordillera cantábrica, con el fin de conocer las áreas que conforman la vía por la que se establece el flujo de ejemplares y poder plantear en ellas futuras medidas y actividades que favorezcan este comportamiento propio de la especie.

Por todo ello, el presente capítulo del proyecto ha profundizado en el estudio de los pasillos teóricos utilizados por el quebrantahuesos durante sus movimientos dispersivos hasta alcanzar puntos alejados del núcleo pirenaico, al mismo tiempo que se han analizado los factores atmosféricos que confluyen en el citado corredor montañoso como posibles elementos influyentes en los desplazamientos naturales de esta especie.

8.2. Área de estudio

El espacio definido en el presente estudio como *corredor montañoso ibérico-cantábrico*, viene delimitado en primer lugar por la propia ubicación de los dos territorios, Pirineos y Picos de Europa (Figura 8.1), que constituyen la base del proyecto de viabilidad de reintroducción del quebrantahuesos en el PNPE. El primero, por acoger a la población de quebrantahuesos más grande en número de ejemplares del continente europeo, con una dinámica poblacional creciente, con posibilidades de conservación de forma natural y condiciones de hábitat para la especie en esta cordillera pirenaica todavía buenas. El segundo forma parte de los territorios históricos de reciente extinción de la especie, con una buena representación de su hábitat potencial (Sánchez-Castilla & Báguena 2003) y que en la actualidad recoge el mayor número de avistamientos de ejemplares de quebrantahuesos en dispersión de toda la Península Ibérica.

La ubicación de ambos territorios, en sendos extremos de un espacio que se sitúa en el sector noreste peninsular (Figura 8.1), dibuja por si mismo un área dominada por los contrastes

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

paisajísticos, que abarca una gran variedad de ambientes y ecosistemas, presididos fundamentalmente por territorios montañosos, pero en los que la ocupación humana está asentada de forma intensa, por lo que su delimitación concreta y caracterización es una tarea difícil y que nos ocuparía gran parte del presente trabajo. De ahí que tan sólo se describan los rasgos del medio más relevantes, que nos ayudarán a centrar el tema de nuestro trabajo y a comprender algunos de los aspectos que serán tratados a lo largo del presente capítulo, como ocurre con los aspectos climáticos y meteorológicos.

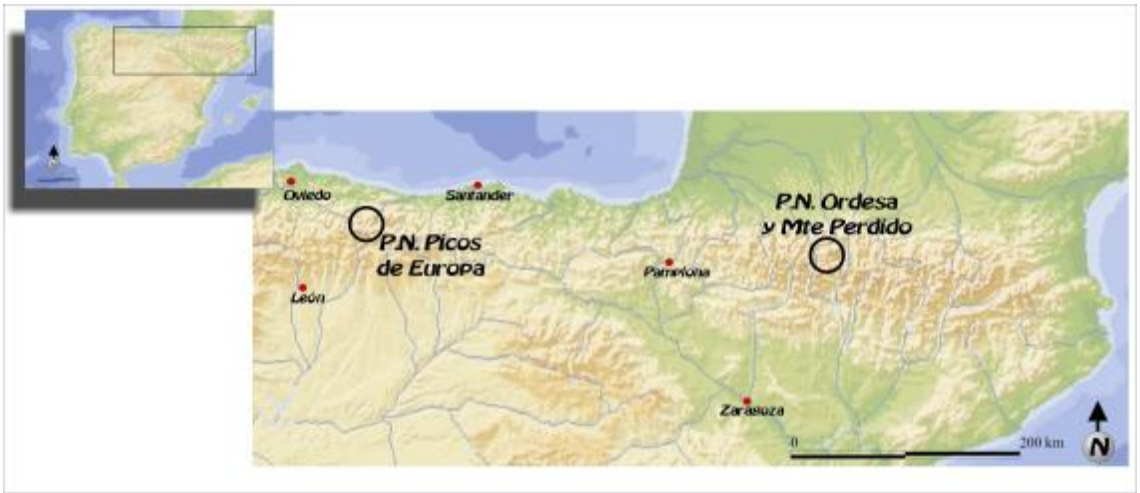


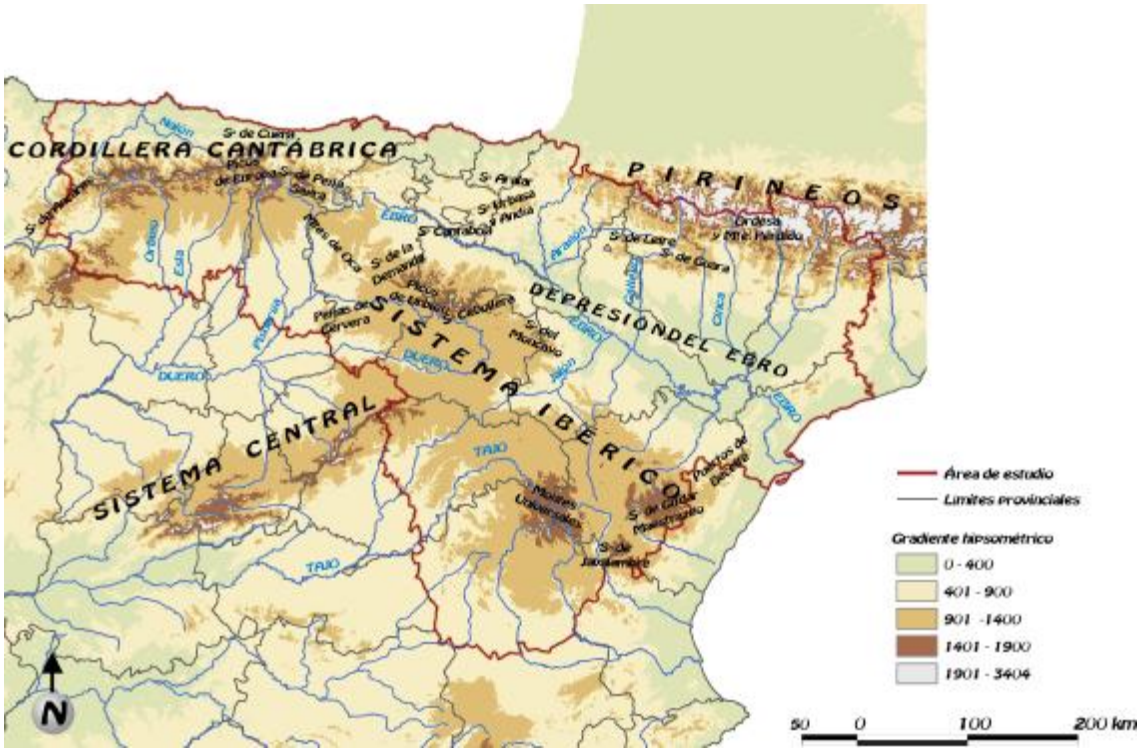
Figura 8.1. Localización del corredor montañoso ibérico-cantábrico.

Desde el punto de vista del relieve, este corredor está formado principalmente por cinco de las grandes unidades morfoestructurales que conforman la Península Ibérica (Mapa 8.1). Por un lado las cadenas alpinas periféricas al Macizo hercínico peninsular como la Cordillera Pirenaica, la Cordillera Ibérica y los Montes Vasco-Cantábricos y por otro el extremo más noreste del Macizo hespérico septentrional, constituido por la Cordillera Cantabrico-Astúrica, a los que se une una de las tres grandes cuencas terciarias del interior de la Península, la Depresión del Ebro (Gutiérrez, 1994).

Todo este conjunto forma parte de un claro ejemplo de la fisonomía montañosa de la Península Ibérica, que se extiende a lo largo de nueve comunidades autónomas (Asturias, Cantabria, Castilla-León, Castilla La Mancha, La Rioja, Navarra, Aragón y Cataluña), limitando al Norte con el mar Cantábrico y la llanura de Aquitania en territorio francés, mientras que al Sur forma parte de la orla norte y noreste de la Meseta castellana (Mapa 8.1).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

A escala peninsular, se conjuga en una sucesión de unidades geográficas no homogéneas en su morfología y constitución, pero que dan lugar a un conjunto de relieves continuo que se extiende por todo el litoral cantábrico y los Pirineos a lo largo de unos 850 Km y que, a su vez, se articula en sus extremos con otros relieves como el Macizo Galaico-Portugués al oeste y la Cadena Costero-Catalana al este. Este corredor, en su zona central, entra en contacto con el Sistema Ibérico, a través del cual se conecta con otros sistemas montañosos del centro y sur peninsular, quedando al oeste de este punto de contacto la cuenca del Duero y al este de la misma, la del Ebro.



Mapa 8.1. Principales rasgos físicos del corredor ibérico-cantábrico.

Esta configuración supone una sucesión de hábitats potenciales para especies de montaña como el quebrantahuesos, de la cual se tiene testimonios de su presencia hasta mediados del siglo XX (Hiraldo et al. 1979; FCQ, 2004) y en los que se localizan la mayor parte de las observaciones contemporáneas de ejemplares de quebrantahuesos, así como datos sobre nidificación histórica en la Península Ibérica (Hiraldo et al. 1979; Longares, 2003).

Desde el punto de vista biogeográfico, tres regiones de las que forman parte del imperio Holártico (atlántica, mediterránea y alpina) muestran de forma clara sus principales rasgos en la

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

zona de estudio (Figura 8.2), si bien gran parte del territorio analizado formaría parte de los espacios de transición entre las dos primeras, donde alternan formaciones vegetales propias de ambas regiones, en especial en los sectores prepirenaicos y algunos enclaves de la Cordillera Ibérica, siendo el carácter atlántico más marcado en la Cordillera cantábrica y los sectores más occidentales de la cadena pirenaica.

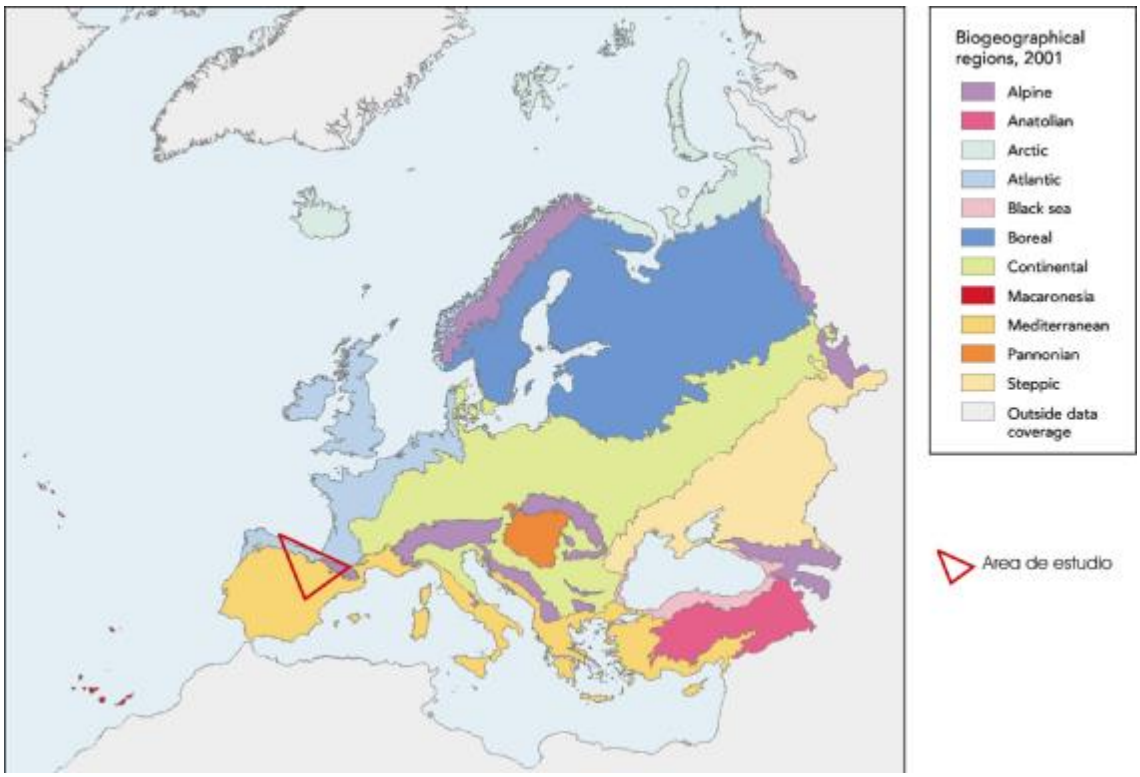


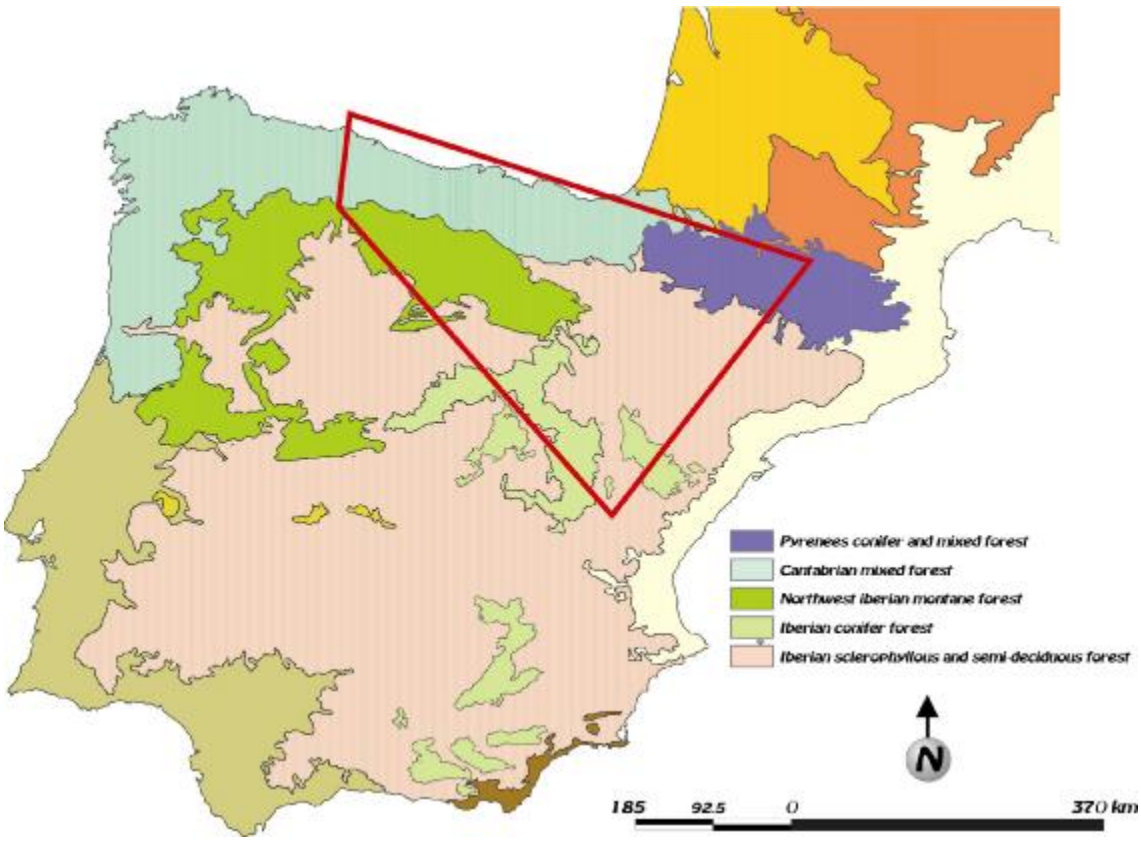
Figura 8.2. Regiones biogeográficas en Europa (Fuente: Roekaerts, 2002).

En los últimos años, y desde la perspectiva de la ecología, se han ido sucediendo trabajos cuyo objetivo ha sido elaborar una regionalización ecológica a escala europea (Painho, 2001; Metzger, 2005; Wascher, 2005), con el fin de poder realizar análisis y comparativas entre distintos países, ámbitos y escenarios físicos del continente. De todos ellos, el "Digital Map of European Ecological Regions" (DMEER) de Painho (2001) es uno de las que cuenta con una mayor aceptación por parte de múltiples organismos e instituciones europeas, gubernamentales y no gubernamentales, relacionadas con el medio ambiente, habiendo sido utilizada en múltiples y variados proyectos ambientales y de conservación del ámbito europeo.

Así, si seguimos la clasificación del DMEER, el corredor montañoso ibérico-cantábrico discurre a lo largo de hasta cinco ecorregiones europeas diferentes (Mapa 8.2), pasando de

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

ambientes presididos por formaciones de bosques mixtos y de coníferas en la ecorregión "*Pyrenees conifer and mixed forest*" a una nueva, la "*Cantabrian mixed forest*" de clima atlántico situada hacia el oeste con gran presencia de bosques mixtos atlánticos, dando paso en la mitad suroeste del corredor a las formaciones montanas ibéricas de la ecorregión "*Northwest iberian montane forest*", mientras que en el sureste se encontraría la Depresión del Ebro con las comunidades escleróphilas y semicaducas ibéricas denominadas "*Iberian sclerophyllous and semi-deciduous forest*" que conectarían con la Cordillera Ibérica en su sectores centro y sur con la "*Iberian conifer forest*" presidida por las formaciones de coníferas mediterráneas.



Mapa 8.2. Regiones ecológicas europeas presentes en el corredor montañoso ibérico-cantábrico, según la clasificación DMEER (Fuente: Painho, 2001, elaboración propia)

Esta caracterización ecológica se engloba en su mayor parte dentro de un carácter montañoso, el cual queda patente en muchos puntos de su territorio, como en los Pirineos, la Cordillera Cantábrica Occidental y Sistema Ibérico Central, donde apreciamos cumbres superiores a los 2000 m, algo menores en los Montes Vascos y la Cordillera Cantábrica Oriental, pero en todos los casos fuertemente incididos por la red de drenaje, que siguiendo pautas de la tectónica alpina, se dirige al Cantábrico, al Atlántico y también al Mediterráneo, abriendo valles

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

con características diferentes unos de otros y que hacen habitables estos medios de montaña (Saz, 2004). Todo ello articula un espacio en el que de oeste a este se suceden una serie de regiones naturales o unidades paisajísticas (Martínez de Pisón, 2002) con entidad y rasgos propios:

- Altas montañas cantábricas. Formadas por las montañas de la zona cantábrica y astur occidental-leonesa, presentan una topografía agreste, generada por la existencia de macizos paleozóicos separados por angostos valles y cuyo máximo exponente son los Picos de Europa, con clima atlántico y predominio de los pastizales y prados alternando con importantes manchas de bosque caducifolio y marcescente.
- Montañas cantábricas medias. Con relieves poco elevados respecto al contexto que nos ocupa y con predominio de los materiales calcáreos, incluye el resto de montañas cantábricas, montes vascos y montañas burgalesas del tramo alto y medio del río Ebro. De clima más atemperado que la anterior, en ellas la transformación del territorio ha sido más importante con fuerte implantación de los usos agro-forestales, por lo que la presencia de masas boscosas caducifolias y marcescentes también es relevante.
- Pirineos. Reúne los caracteres propios de una cordillera masiva, compleja en su estructura y composición litológica, con un amplio sector de cumbres por encima de los 3000 metros y clara transición climática de oeste (atlántica) a este (mediterránea) y en altura (pisos bioclimáticos). De gran desarrollo forestal, con gran presencia de las formaciones de coníferas y con claro retroceso de las formaciones herbáceas ligadas a la actividad pastoril.
- Montañas ibéricas. Agrupa el sector más elevado de la Cordillera Ibérica, con su máxima expresión en el Macizo del Moncayo (2316 m.), lo cual le otorga cierta peculiaridad climática ya que a pesar de encontrarse dentro del ámbito mediterráneo, goza de rasgos pluviométricos próximos al atlántico, propiciados por el contraste orográfico que presenta. Con importante desarrollo de las masas forestales, especialmente pinares, acompañados de sabinares, enebrales y encinares junto a enclaves de hayedo, su cubierta vegetal ha sufrido una fuerte transformación de la mano del hombre, que hoy tras el abandono de gran parte de sus territorios va recuperando en detrimento de los pastizales.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

- § Sierras y parameras ibéricas. Alternan espacios topográficamente llanos pero elevados que dan lugar a las denominadas parameras, junto a relieves residuales que forman las serranías mesozóicas y paleozóicas, con una red fluvial fuertemente encajada en gran parte de sus tramos y todo ello en un ambiente climático mediterráneo continentalizado, en el que predominan pinares, sabinares y carrascales, junto a formaciones rastreras y pulvinulentas.
- § Depresión del Ebro. De topografías suaves, con predominio de los relieves tabulares y morfologías erosivas, muestra un fuerte contraste en sus márgenes con relieves destacados y frecuentes cortados. De clima mediterráneo continental extremado y xérico, que no favorece el desarrollo de masas arbóreas, salvo pinares y sabinares albares, por lo que su cubierta se caracteriza por la presencia de matorrales y herbazales xéricos y nitrófilos por la fuerte implantación de la actividad humana.

Junto a estos rasgos claramente físicos, habría que añadir que en el corredor se pueden encontrar una gran diversidad de usos que van desde los agrícolas tradicionales y extensivos, hasta los de reciente implantación (ocio, segunda residencia, energías alternativas), junto con un importante desarrollo de polos y corredores industriales y urbanos en los principales valles y depresiones. Sin embargo, desde la perspectiva que nos ocupa, cabe destacar el mantenimiento en gran parte del territorio estudiado, aunque con significativas diferencias, de los sistemas semiextensivos o extensivos de montaña, de amplio desarrollo en la mitad norte y centro Peninsular, que han dado lugar a paisajes heterogéneos de alto valor natural y cultural, con importante presencia de la ganadería bovina, ovina y caprina (de Miguel, 2003)

Se trata, por tanto, de un paisaje sobre el que la intervención humana ha sido muy importante, por lo que en la actualidad es un paisaje heredado, generado por un sistema tradicional hoy en decadencia ante los cambios recientes inducidos por las transformaciones de los aprovechamientos del suelo y, en gran medida, el abandono o terciarización de la montaña (Serrano, 2004).

8.2.1. Caracterización climática del corredor

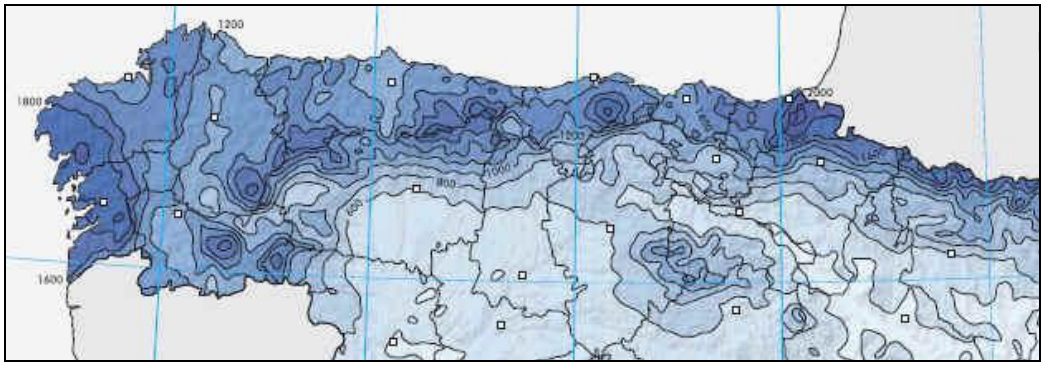
Climáticamente, cualquier clasificación de la Península Ibérica inevitablemente concluirá que el corredor montañoso ibérico-cantábrico es un elemento clave en la división entre los climas

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

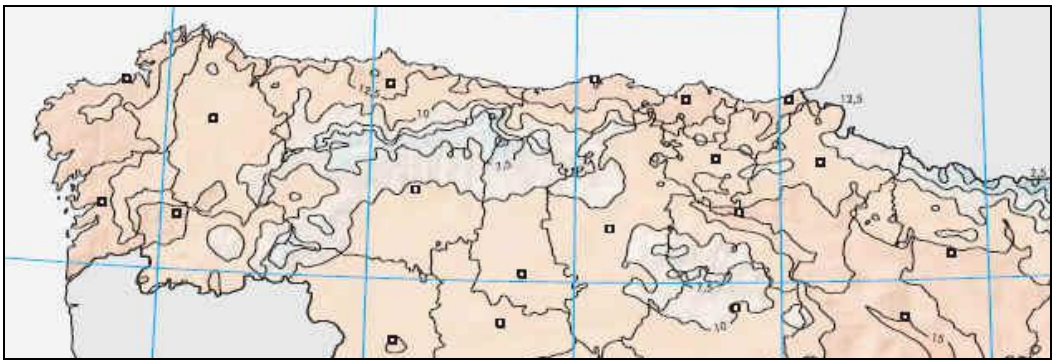
oceánicos europeo-occidentales y los climas mediterráneos subtropicales, cada uno de ellos con sus múltiples matices. La Cordillera Cantábrica, los Montes Vascos, su articulación con el sector noroccidental del Sistema Ibérico y los Pirineos suponen un continuo montañoso groseramente rectilíneo que va a recibir y apantallar la mayor parte de la humedad de las circulaciones del oeste, imperantes en las latitudes medias, condicionando el clima del resto de la península. Por tanto, nos encontramos ante un corredor montañoso que presentará las menores cantidades de insolación –especialmente en su sector cantábrico-, las menores temperaturas medias anuales –sobre todo en el sector pirenaico y en el centro de la Cordillera Cantábrica-, la mayor proporción de días cubiertos y las mayores cantidades de precipitación media recogida anualmente de entre las peninsulares (Figura 8.3). Los vientos fuertes, sin embargo, pese a aparecer con relativa frecuencia sobre el corredor, se manifestarán con mayor frecuencia e intensidad en el litoral atlántico-cantábrico y otras zonas próximas, como el centro del Valle del Ebro.

Además de marcar una clara diferencia entre los climas oceánicos y mediterráneos, la orografía peninsular y los flujos atmosféricos dominantes serán la causa de la aparición de un fuerte gradiente de todos los elementos del clima sobre el propio corredor, especialmente en sentido meridiano, aunque también en sentido zonal. En particular, la complejidad de esta configuración se muestra en un grado máximo en la zona de articulación entre el sector oriental de la Cordillera Cantábrica, los Montes Vascos, el Pirineo Navarro y el Sistema Ibérico noroccidental. La menor altitud de estos sistemas permitirá una cierta penetración hacia el interior de los flujos oceánicos, mientras que la presencia de una depresión externa a la Meseta con una fuerte influencia mediterránea y un alto grado de continentalidad y confinamiento montañoso como es la Cuenca del Ebro hará que en poco espacio, tanto en distancia horizontal como en altitud, se produzcan transiciones de medios con fuerte influencia oceánica a otros netamente semiáridos.

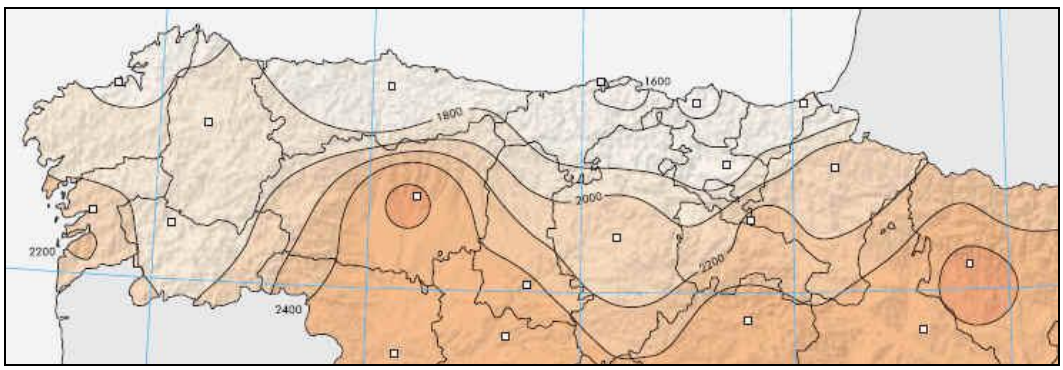
PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com



Distribución de la precipitación media anual



Distribución de la temperatura media anual



Distribución de la insolación anual (Horas de sol)

Figura 8.3. Principales rasgos climatológicos del corredor (Fuente: INM)(IGN, 2005).

Puede decirse, en general, que esta articulación entre el corredor montañoso ibérico-cantábrico, con dirección E-W, y el Sistema Ibérico, con dirección NW-SE, diferencia dos ámbitos al sur del corredor: Por un lado, la Meseta Norte, con una mayor influencia atlántica y un menor gradiente climático hacia el sur y por el otro la Cuenca del Ebro, de influencia marcadamente

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

mediterránea y con un gran gradiente climático en sentido meridiano, que se hace aún más complejo por la presencia en su sector más occidental de las mayores alturas del Sistema Ibérico, que reproducen la influencia oceánica hacia el sur y suponen un cierto reflejo especular del gradiente climático al otro lado del eje de la depresión.

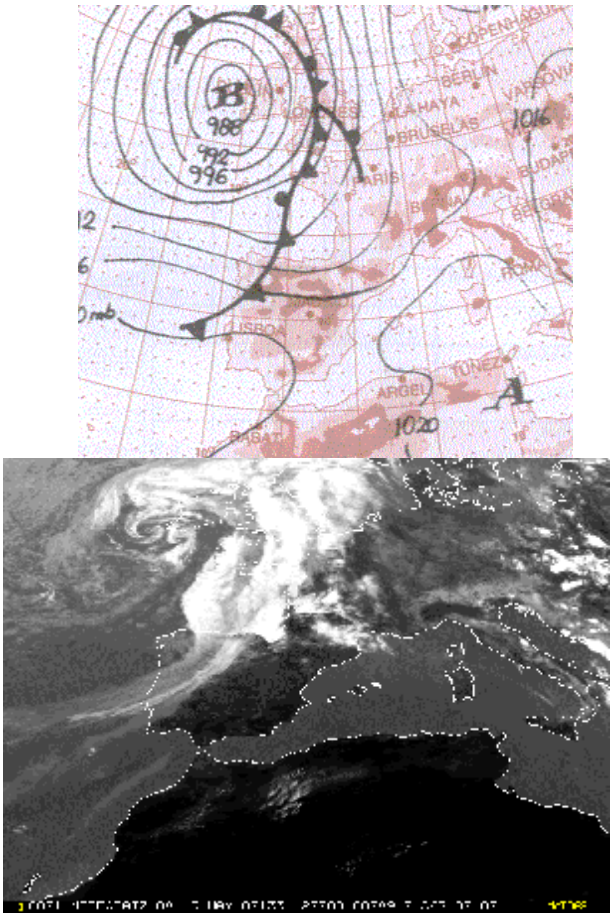


Figura 8.4. Situación de paso de frente sobre el corredor, con nubosidad de retención en caras norte y el Alto Ebro (Fuente: INM).

La Península Ibérica se ve afectada por una gran diversidad de situaciones atmosféricas, derivadas de la variabilidad de la circulación atmosférica que, en general, se pueden clasificar en circulación zonal –más frecuente hacia los equinoccios - y en circulación meridiana –más frecuente hacia los solsticios-. El norte peninsular es, por su posición, mucho más susceptible de ser influido por las situaciones de circulación zonal, que frecuentemente no afectan al sur de la península por el predominio anticiclónico sobre estas regiones, y muy especialmente por la circulación zonal del oeste, que es la responsable de la mayoría de las copiosas precipitaciones de la zona, en forma de sucesión de áreas depresionarias alternadas que bordean el anticiclón

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

de Azores, alternadas con dorsales, lo que origina la rápida variabilidad del tiempo propia de los climas oceánicos (Sánchez Rodríguez, 1993). La disposición zonal del corredor montañoso supone en muchas ocasiones una eficaz retención de la nubosidad y de las precipitaciones, causa de la gran disimilitud entre las laderas norte y sur (Figura 8.4).

Estas situaciones del oeste o noroeste, con pasos frecuentes de sistemas frontales, producen precipitaciones generalizadas en el corredor, acompañadas de nubosidad baja que reduce en gran medida la visibilidad. Las precipitaciones son mucho más copiosas en las caras norte, comprendiendo al litoral y, según lo comentado anteriormente, la menor altura del corredor al este de Cantabria y el País Vasco permite la propagación de las estructuras nubosas y precipitantes hacia el interior, donde quedan retenidas por el Sistema Ibérico riojano y el macizo del Moncayo. Esta circunstancia, junto con la concavidad costera supuesta por el Golfo de Vizcaya, hace que aumenten las precipitaciones medias en este sector oriental del corredor y que perduren durante más tiempo las situaciones derivadas de paso de frente en esta zona, tan importante para el paso de los ejemplares del entorno pirenaico al puramente cantábrico.

Las situaciones de circulación meridiana se manifiestan en el corredor montañoso de diferente forma. Cuando el anticiclón atlántico no se extiende en cuña por el interior del continente europeo supone una situación de flujo del norte sobre el corredor, lo que provoca, por la elevación de la masa de aire cargada de la humedad del Cantábrico, nubosidad de retención en las caras norte de los sistemas montañosos y precipitaciones débiles persistentes. Las caras sur gozan, por lo común, de cielos despejados, aunque con frecuentes vientos fuertes del noroeste en la cuenca del Ebro y del nordeste, menos acusados, en la del Duero. Es posible que la nubosidad no alcance cotas muy altas y que las cumbres más altas, como las del PNPE, permanezcan despejadas con estas situaciones, lo que unido a la menor nubosidad sobre las caras sur hacen que, en general, este tipo de situaciones no presente unas condiciones de visibilidad tan adversas como las anteriores (Figura 8.5).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

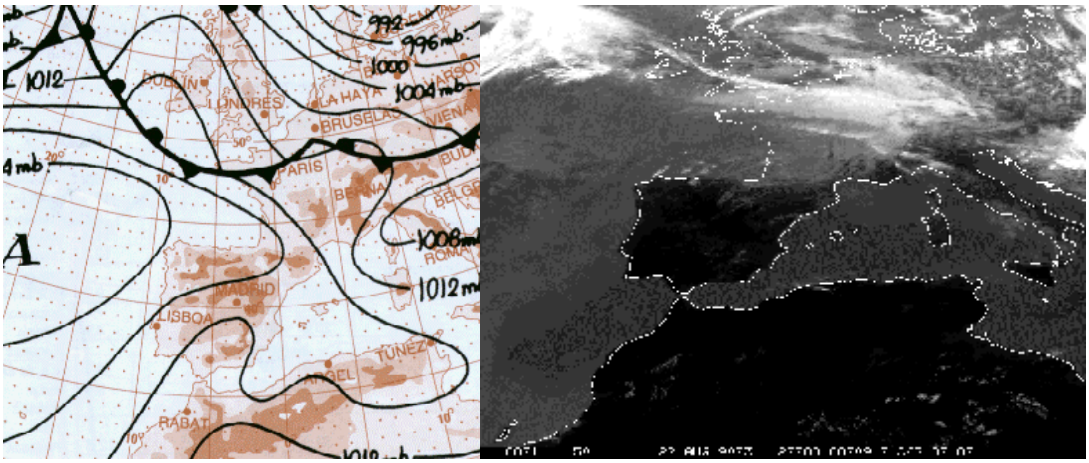


Figura 8.5. Situación anticiclónica que no alcanza al continente europeo. Flujo del norte, con nubosidad de retención sobre las caras norte del corredor y vientos del nordeste en el Duero y del noroeste en el Ebro (Fuente: INM).

Cuando el anticiclón atlántico se extiende en cuña por el interior del continente europeo noroccidental, situación susceptible de ocurrir preferentemente en verano, sobre el corredor montañoso se establece una situación de tiempo estable en general, con vientos en calma o del este. Los vientos del este se verán reforzados por la presencia de las habituales depresiones térmicas del centro peninsular, favorecidos durante las situaciones estivales de predominio anticiclónico general por la peculiar configuración orográfica de la península, con un centro elevado rodeado por sistemas montañosos periféricos, en los niveles bajos de la atmósfera. Esta depresión térmica alterará el régimen de los vientos en las proximidades de la superficie y, cuando encuentre alguna capa inestable a mayor altura, será la causante de fenómenos convectivos ocasionalmente severos. Esta alteración del régimen sinóptico de vientos por las depresiones térmicas, de carácter mesoscalar, no se refleja normalmente más allá de los niveles bajos de la troposfera, que continuarán con el régimen marcado por las estructuras sinópticas de los niveles medios y altos. La nubosidad de evolución que normalmente acompaña a esta situación, especialmente sobre los sistemas montañosos, supone una disminución de la visibilidad, aunque localmente y, lo que es más importante, durante solamente una parte del día, que por lo común suele ser la tarde (Figura 8.6).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

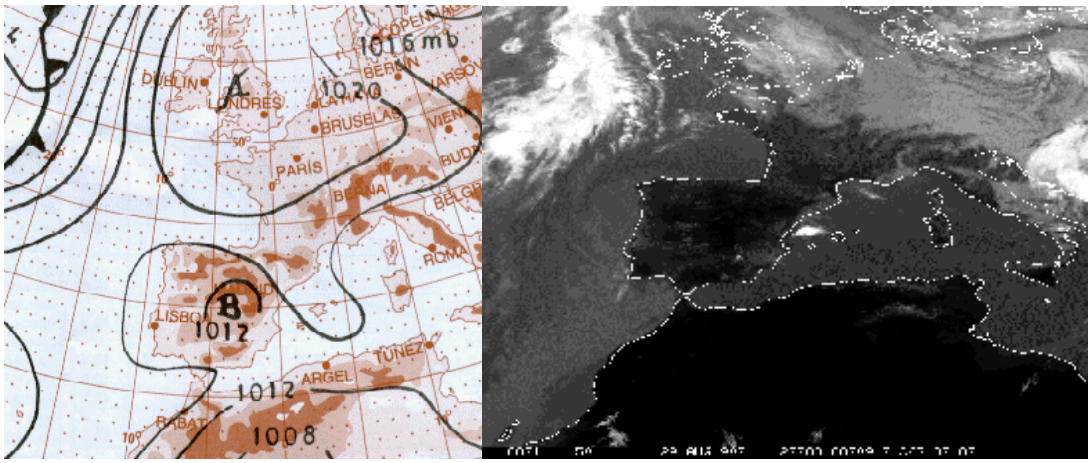


Figura 8.6. Situación anticiclónica que penetra en el continente europeo, combinada con depresión térmica superficial sobre el centro peninsular. Cielos despejados y vientos del este sobre el corredor (Fuente: INM).

Por último, las situaciones de circulación meridiana del sur sobre el corredor se corresponden con altas presiones sobre el Mediterráneo y previas a la penetración de una vaguada atlántica por el oeste. Suelen representar la situación inversa a la anterior en cuanto a nubosidad y precipitación, si bien en mucha menor extensión e importancia, destacándose un marcado efecto föhn sobre el litoral cantábrico. No obstante, estas situaciones suelen ser poco frecuentes y tener menos duración que las anteriores.

A pesar de toda esta aparente complejidad del territorio, hay que resaltar que desde una perspectiva aérea la situación se simplifica algo más, existiendo una clara continuidad visual de elevaciones montañosas en días despejados, factor que puede suponer un elemento relevante en la hipótesis sobre los motivos del desplazamiento de las aves.

8.3. Objetivos y metodología de trabajo

8.3.1. Objetivos

Parece evidente que cualquier trabajo de reintroducción de una especie, con pautas dispersivas importantes como es el caso que nos ocupa, hace necesario delimitar en el espacio los territorios susceptibles de ser utilizados por esta en sus desplazamientos entre el área reproductora pirenaica y el PNPE como lugar receptor de ejemplares en dispersión y viceversa. Es por tanto esta tarea una de las líneas primordiales de nuestro estudio, al mismo tiempo que

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

se trabaja en el conocimiento de los factores que pueden influir de forma positiva o negativa en los movimientos de ejemplares, estableciendo con ello otra línea de investigación, no menos importante, sino complementaria con la anterior.

Ambas líneas de trabajo, constituyen el objetivo primordial de análisis que se expone en el presente capítulo, el cual se desarrolla a través de varias vías y cuyos resultados permitirán caracterizar el hipotético corredor de dispersión de la especie. Estas son:

- Caracterización de los territorios de nidificación históricos conocidos en el corredor montañoso ibérico-cantábrico.
- Delimitación de posibles itinerarios por el que se dispersan los ejemplares de quebrantahuesos entre la cordillera pirenaica y el macizo de los Picos de Europa.
- Búsqueda de la posible relación entre el comportamiento dispersivo de la especie y situaciones meteorológicas (sinópticas) o patrones de tiempo.

8.3.2. Metodología

El estudio de un corredor biológico necesita una serie de información de partida. Por un lado el análisis de los puntos, áreas o unidades “fuente” correspondientes a los espacios con presencia real de la especie o especies a analizar, con el fin de conocer los parámetros básicos que caracterizan los territorios habituales por los que se realizan los desplazamientos. En segundo lugar, los elementos del territorio que forman los nodos o pasillos del corredor y por último las denominadas “resistencias” o características del territorio que se muestran como no favorables para el desplazamiento.

Para ello, el trabajo se ha estructurado en una serie de fases encadenadas y que en algunas ocasiones se solapan en el tiempo, que a continuación se detallan:

8.3.2.1. Recopilación de información

En esta primera fase de trabajo se ha realizado una amplia revisión bibliográfica (anuarios, atlas, catálogos y estudios faunísticos, libros de viajes, bases de datos, revistas científicas) detectando citas y datos sobre la especie fuera del territorio pirenaico, así como observaciones

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

de ejemplares en dispersión, buscando lo que denominaremos concentraciones de observaciones y en mayor medida la delimitación del área de estudio.

Esta recopilación se ha centrado en la búsqueda de referencias a la especie que estuvieran acompañadas de una fecha, lo más exacta posible, así como de una buena ubicación, derivada esta última de la existencia de coordenadas geográficas UTM, o en su defecto, a través de toponimia local, a la que en algunos casos se añadía una descripción detallada del enclave concreto que ha facilitado su georeferenciación precisa. Junto a esta información también se han registrado datos a cerca de su caza, captura, pautas de comportamiento observadas, edad del ejemplar o la constatación de la reproducción por observación de nido, huevo o pollo, o bien por la presencia de pollos del año en la zona.

Todo ello ha permitido delimitar un territorio espacialmente homogéneo a escala peninsular, que se distribuye en el sector noreste de la Península Ibérica (Mapa 8.2) y sobre el que se ha realizado la recopilación de cartografía digital necesaria para el trabajo: altimetría (escala 1:100.000 y 1:25.000 del Instituto Geográfico Nacional -IGN), geología (IGN, IGME), usos del suelo (CORINE LandCover 2000 de la Agencia Europea de Medio ambiente -AEE), divisiones administrativas (Confederación Hidrográfica del Ebro -CHE- y Comunidades Autónomas), datos climáticos (Instituto Nacional de Meteorología -INM), censos municipales (Instituto Nacional de Estadística –INE-, Instituto Aragonés de Estadística –IAEST-, Instituto Vasco de Estadística –EUSTAT-, Servicio de Información Estadística de la Junta de Castilla y León –SIE-), cuya información se ha manejado a escala 1:100.000 para el estudio regional del corredor y 1:25.000 para el análisis detallado de los lugares de nidificación histórica detectados. En este proceso ha sido necesario un importante esfuerzo en tareas de homogenización y compactación de la información, debido a la diversidad de escalas y procedencia de la misma (administraciones públicas europeas y españolas, comunidades autónomas).

Al mismo tiempo, se ha procedido a la recopilación y análisis de las localizaciones de ejemplares de quebrantahuesos a través de tecnología satélite, generadas en sendos programas europeos LIFE e INTERREG, que han permitido secuenciar de una forma más o menos continuada los movimientos de esta especie sobre un territorio y al mismo tiempo delimitarlo en el espacio, de forma que pudiéramos establecer los rasgos geográficos más significativos de dicho territorio y proceder de esta forma a su posterior análisis y caracterización.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

8.3.2.2. Espacialización y análisis de las citas y observaciones

Las dimensiones del área de estudio, así como el volumen de datos necesario para delimitar y caracterizar el citado corredor montañoso, hace necesario la utilización de las últimas tecnologías relacionadas con la gestión y manejo de datos espaciales, que tienen como herramienta principal los denominados Sistemas de Información Geográfica (S.I.G.).

Por ello, en esta etapa del trabajo se concentró el esfuerzo en la localización geográfica a la mayor escala de detalle posible del mayor número de observaciones y citas de quebrantahuesos obtenidos en la fase anterior, así como su posterior inclusión mediante georeferenciación en el SIG ArcGis 9, de amplia difusión dentro de la administración y grupos de investigación, bajo licencia del Departamento de Geografía de la Universidad de Zaragoza.

A continuación se procedió al filtrado y análisis de las citas, tabulado, jerarquización y búsqueda de secuencias temporales, con la finalidad de identificar puntos en el desplazamiento de un mismo ejemplar dentro el territorio analizado, así como diferenciar datos de carácter histórico (posteriores a 1980, década en la que se inicia un seguimiento más detallado de la especie y de su situación), de los contemporáneos (que alcanzan hasta 2006), al mismo tiempo que se identifican localizaciones con datos que confirmen la nidificación/reproducción de la especie en lo que denominaremos “territorios nidificantes históricos”.

8.3.2.3. Caracterización de los “territorios nidificantes históricos”

La obtención de información sobre la presencia histórica de la especie con pautas reproductoras en ámbitos extra-pirenaicos, ha permitido en una nueva fase de trabajo caracterizar territorios nidificantes históricos con parámetros del medio físico y de uso del territorio por parte del hombre, con el fin de contrastar la información obtenida con la de territorios actuales pirenaicos.

Para ello ha sido necesario establecer el área de influencia sobre los lugares de nidificación (4 km de radio), cuya dimensión tiene su origen en el estudio de la población reproductora pirenaica (Longares, 2003, 2004; Sánchez-Castilla *et al.,* 2005; Gil *et al.* 2005b) y en función de este área capturar y analizar a través del SIG los parámetros ecogeográficos que los

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

caracterizan (Longares 2003), pudiendo de esta forma establecer comparaciones con los conocidos en la actualidad.

Este trabajo ha hecho necesario reducir la escala de trabajo de 1:100.000 utilizada para todo el corredor a 1:25.000, pudiendo de esta forma crear modelos digitales de terreno puntuales y cartografías temáticas más detalladas, cuya información se ha obtenido de las diferentes CC.AA., afinando de esta forma en la caracterización de estos espacios y trabajando en una escala similar a la utilizada para la caracterización de estos territorios en el ámbito reproductor actual de los Pirineos.

8.3.2.4. Análisis de la influencia de los factores atmosféricos en la dispersión

La fuente primaria para este tipo de análisis, lo constituyen los datos de la base climatológica del INM, cuya consulta tiene como resultado un estudio climatológico aplicado del corredor, adaptado especialmente a aquellas variables como la visibilidad, los vientos y la precipitación que pueden afectar al vuelo y a los hábitos de la especie.

Con el análisis, filtrado y selección de los datos de avistamientos fuera de los territorios reproductores actuales y partiendo de aquellos datos posteriores a 1980, se han analizando las situaciones meteorológicas de los días de avistamiento, pudiendo de esta forma iniciar una climatología sinóptica de las situaciones atmosféricas favorables al desplazamiento de la especie.

Al mismo tiempo se han utilizado modelos numéricos para la simulación del comportamiento de la atmósfera y, en definitiva, para elaborar las predicciones, a partir de los datos históricos, generando situaciones sinópticas pasadas, en los productos denominados de re-análisis, que han permitido analizar las situaciones sinópticas de los días de los avistamientos con mayor facilidad.

Sobre esta climatología sinóptica aplicada al desplazamiento de las aves, se trabajó en el establecimiento de modelos hipotético-deductivos para prever los desplazamientos de los ejemplares a partir de una población dada según las condiciones de la atmósfera, y por tanto poder establecer pautas para una posible planificación de aspectos relacionados con la reintroducción en PNPE, como pudieran ser fechas para la realización de aportes suplementarios

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

de comida en comederos extrapirenaicos, intensificación del esfuerzo observador en la detección de ejemplares en dispersión, etc.

La existencia, aunque escasa, de avistamientos continuados en la base de datos analizada, ha permitido la identificación de secuencias de uno o varios ejemplares cuyas observaciones han tenido lugar en diferentes ubicaciones a lo largo del corredor, pudiendo buscar correlaciones entre situación meteorológica y respuesta del ejemplar en su desplazamiento. En esta fase del trabajo y para buscar una mayor precisión se han utilizado modelos numéricos de alta resolución.

Con esta metodología se ha analizado el comportamiento de variables tales como los vientos, la visibilidad, la temperatura y la precipitación en los puntos donde se han producido avistamientos de ejemplares y en los posibles puntos intermedios entre un avistamiento y otro, permitiendo (a falta de datos procedentes del seguimiento por radio-telemetría y/o tecnología satélite de los ejemplares), un conocimiento en detalle de las condiciones del desplazamiento de los ejemplares a lo largo del corredor estudiado.

8.3.2.5. Modelo de susceptibilidad al desplazamiento y ruta óptima

En este apartado, el papel de los SIG ha sido decisivo, ya que las dimensiones del área de estudio, el volumen de cálculo necesario para obtener una cartografía de susceptibilidad al desplazamiento, así como las rutas de menor coste para la especie, han hecho necesaria la aplicación de metodologías propias de los estudios de fragmentación de hábitat, conectividad y cálculo de distancias-coste y rutas mínimas, ampliamente difundidas entre estas herramientas de análisis geográfico.

En el caso del quebrantahuesos, su carga alar de 0,56 gr/cm2, cifra baja, menor que la del buitre leonado, su *aspect ratio* alto y una relación longitud del ala y longitud de la cola con una desviación alta, le dotan de excelentes cualidades para realizar vuelos en zonas con relieve abrupto, donde los vientos de ladera son frecuentes, capacitándole para volar a baja altura y de forma lenta y con una gran capacidad de maniobra en vuelo por lo que vuela con gran facilidad en espacios reducidos (Donázar, 1993). Sin embargo, no es extraño observar a ejemplares volando en espacios abiertos, a gran altura o realizando vuelos direccionales que le permiten cubrir importantes distancias en un corto espacio de tiempo (Gil *et al.,* 2005b, Longares, 2003).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Las características expuestas en el párrafo anterior plantean la dificultad que entraña establecer una tipología de barreras y grado de las mismas, que permitan modelar el desplazamiento del quebrantahuesos, más aún si, como es el caso, carecemos de trabajos concretos que expliquen el comportamiento de la especie este aspecto, ni contamos en la actualidad con datos suficientes para ello convirtiendo a esta fase del trabajo en la más delicada del análisis.

Por todo ello y para poder llevar a buen término esta fase del trabajo, la primera de las cuestiones a resolver ha sido poder delimitar un territorio por el que se sucedieran vuelos dispersivos de la especie, tras lo cual se estaría en condiciones de poder caracterizar territorios sobre los que con mayor frecuencia se desplazan los ejemplares de quebrantahuesos, siendo este uno de los aspectos más complejos a analizar, debido fundamentalmente a la elevada capacidad de movimiento que el vuelo otorga a las aves, que hace que la tipología y el grado de presencia (extensión, densidad, etc.) de las barreras que éstas deben superar en sus desplazamientos, sea sensiblemente menor que las que puede tener cualquier otro grupo faunístico, al mismo tiempo que se muestran como difícilmente cuantificables.

- Cálculo de la susceptibilidad al desplazamiento

El desplazamiento a través de un territorio depende en gran medida de los diferentes elementos que forman parte del mismo, que facilitan o dificultan el tránsito. La combinación de variables en un SIG mediante capas raster puede ofrecer la obtención de un indicador sintético de la fricción, coste o impedancia de moverse o atravesar cada píxel (Moreno, 2006), expresando de una forma gráfica la capacidad de transito por un territorio.

En nuestro caso y dada la escasez de conocimientos y datos respecto a la tipología de desplazamiento del quebrantahuesos, se optó por buscar variables que mostraran la dificultad o facilidad de desplazamiento dentro de los territorios con mayor presencia de la especie según factores ecogeográficos (Tabla 8.1): relieve (altitud, pendiente y litología), ocupación de suelo (usos y datos población) y disponibilidad de alimento (densidad ganadera de ovino y caprino), fundamentales a la hora de caracterizar y delimitar el hábitat ocupado por la especie en el ámbito pirenaico (Longares, 2003; Sánchez-Castilla y Báguena, 2003). Para ello, se compararon tres criterios espaciales diferentes de presencia sobre el territorio de la especie (Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón, Áreas Críticas dentro del citado Plan y datos de

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

seguimiento por satélite), todo ello mediante cartografía digital raster con una resolución de celda de 100 x 100 metros. Los dos primeros aportan parámetros sobre áreas delimitadas con criterios administrativos (Plan de Recuperación) y reproductores (Áreas Criticas), que si bien contemplan en su interior territorios por los que se desplaza la especie, su diseño no parte de datos relacionados con el movimiento de los ejemplares. Por su parte, el tercero de los criterios ofrecía la posibilidad de delimitar, mediante el cálculo del mínimo polígono convexo, un espacio que abarcara el territorio realmente usado en sus desplazamientos por tres ejemplares diferentes (*Eva*, *Toy* y *Poli*), durante un periodo prolongado de seguimiento (enero de 1999 y febrero de 2005) y en diversas fases de edad de los individuos (entre 4 y 12 años), contando para ello con un total de 251 localizaciones (FCQ-GA, 2004), constituyendo un criterio más aproximado a la realidad que se perseguía analizar.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 8.1. Variables utilizadas para la elaboración del modelo de susceptibilidad y ruta óptima (continúa en la página siguiente).

VARIABLES GEOGRÁFICAS	CRITERIOS CATEGORIZACIÓN	CATEGORÍAS	RATING METHODS
USOS (CORINE LAND COVER 2001)	Tipo		
Pastos	Antrópico	1	0
Glaciares y nieves perpétuas	Medio natural	1	0
Parameras y brezales	Medio natural	1	0
Praderas naturales	Medio natural	1	0
Roca desnuda	Medio natural	1	0
Secanos	Antrópico	2	1
Arrozales	Antrópico	2	1
Regadíos	Antrópico	2	1
Turberas	Medio natural	1	1
Pantanos interiores	Antrópico	2	2
Areas deforestadas	Medio natural	2	2
Cursos fluviales	Medio natural	2	2
Masas de agua	Medio natural	2	2
Mosaico complejo de cultivos	Antrópico	3	3
Viñedos	Antrópico	3	3
Frutales	Antrópico	3	3
Olivares	Antrópico	3	3
Agricultura extensiva	Antrópico	3	4
Areas agro-forestales	Antrópico	3	4
Areas incendiadas	Medio natural	3	5
Saladares	Medio natural	3	5
Salinas	Medio natural	3	5
Sistemas de playas, dunas y arenas	Medio natural	3	5
Cultivos anuales y permanentes	Antrópico	4	6
Vegetación esclerófila	Medio natural	4	7
Transición bosque matorral	Medio natural	4	7
Complejos deportivos y de tiempo libre	Antrópico	4	8
Niveles forestales extensos	Medio abierto	4	8
Bosques de coníferas	Medio natural	4	8
Bosques mixtos	Medio natural	4	8
Red carreteras y ferrocarril junto campos	Antrópico	5	9
Aeropuertos	Antrópico	5	10
Complejo industio-comercial	Antrópico	5	10
Construcciones	Antrópico	5	10
Minería	Antrópico	5	10
Puertos	Antrópico	5	10
Urbano industrial continuo	Antrópico	5	10
Urbano industrial discontinuo	Antrópico	5	10
Vertederos	Antrópico	5	10
Zonas verdes urbanas	Antrópico	5	10
Lagoons costeros	Medio natural	5	10
Estuarios	Medio natural	5	10
Mares y océanos	Medio natural	5	10
Fuera del proyecto CORINE		5	10

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

VARIABLES GEOGRÁFICAS	CRITERIOS CATEGORIZACIÓN	CATEGORÍAS	RATING METHODS
Océanos	Medio natural	5	10
No inventariado		5	10
Llanuras intermareales	Medio natural	5	10
LITOLOGÍA	CATEGORÍAS		
100%desfavorable	Probabilidad escasa de cuevas y repisas	5	10
75%desfavorable	Probabilidad baja de cuevas y repisas	4	8
50%desfavorable	Probabilidad media de cuevas y repisas	3	6
25%desfavorable	Probabilidad alta de cuevas y repisas	2	1
0%desfavorable	Probabilidad elevada de cuevas y repisas	1	0
HIPSOMETRÍA			
0 - 400	Ausencia de observaciones	5	10
400 - 600	Observaciones puntuales	3	6
600 - 1100	Observaciones frecuentes	1	0
1100 - 1500	Observaciones abundantes	1	0
1500 - 3404	Observaciones frecuentes	1	0
PENDIENTE			
< 10%	Medios predominantemente llanos	5	10
10-15%	Llanos con áreas moderadamente abruptas	4	6
15-30%	Medios moderadamente abruptos	2	0
30-60%	Relieve moderadamente accidentado y abrupto	1	0
> 60%	Presencia de cortados y escarpes relevantes	1	0
DENSIDAD OVINO-CAPRINO			
0	Ausencia de ganadería	5	10
0,09 - 0,47	< valor medio obtenido en el área pirenaica	3	4
0,48 - 0,85	1 SD sobre la media	2	1
0,86 - 1,23	2 SD sobre la media	1	0
1,24 -1,61	3 SD sobre la media	1	0
DENSIDAD POBLACIÓN			
0 - 0,09	< a la media en el área pirenaica	1	0
0,10 - 0,34	1 SD sobre la media	2	4
0,35 - 0,59	2 SD sobre la media	3	6
0,60 - 0,85	3 SD sobre la media	4	8
0,86 -169	Resto de valores	5	10

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

De esta forma, el polígono obtenido ha permitido, dentro de lo que denominaremos un área modelo, establecer la ausencia o presencia y el grado de esta última de los factores ecogeográficos analizados (relieve, usos del suelo y ocupación humana, disponibilidad de alimento), creando clases y categorías para cada uno de las variables que los componen (Tabla 8.1) - altitud (Alt), pendiente (Pend), litología (Lit), usos del suelo (UsQ), densidad de ocupación humana (Dpobl) y densidad ganadería ovino y caprino (Dgan) - objeto de nuestro análisis y necesario para aplicar a cada una de ellas un valor numérico de resistencia o coste de desplazamiento.

La metodología utilizada para asignar pesos a criterios de análisis es variada y a excepción del método de comparación por pares de Saaty, ninguno parece ser universalmente aceptado (Gómez, 2005). En el caso que nos ocupa, la escala de trabajo, el origen diverso de la información de base, la falta de datos y escasez de conocimientos sobre el comportamiento dispersivo de la especie fuera de los pirineos, no nos permiten introducir métodos analíticos objetivos, por lo que se ha recurrido a una metodología denominada de *"Tasación simple (rating methods)"*, que a partir de un valor inicial prefijado (10 para nuestro análisis), asigna una cantidad (en este caso en relación con el coste al desplazamiento) en función de la preponderancia de cada criterio, y así con cada uno hasta lograr una completa y coherente distribución de los valores (Gómez, 2005), que son normalizados a posteriori (Tabla 8.1). Esta preponderancia de las variables analizadas se basa en el conocimiento de campo de la especie y los datos obtenidos tras la realización de varios estudios de hábitat potencial de la misma que nos han llevado a enfrentarnos con problemas metodológicos similares (Sánchez-Castilla & Báguena, 2003; Sánchez-Castilla et al. 2005; Longares, 2003; 2004).

Por lo tanto, el valor de coste al desplazamiento no se aplica de forma uniforme para todas las variables y categorías, otorgando un mayor o menor peso en función del grado de presencia y/o importancia para la especie dentro del área modelo, mientras que el valor final o de susceptibilidad al desplazamiento del quebrantahuesos (Sdespl) por el corredor montañoso ibérico-cantábrico, se obtiene tras el sumatorio de dichos valores de coste ponderados, para cada una de las de las celdas 100 x 100 metros que componen el área de estudio:

$$Sdespl = Alt + Pend + Lit + UsQ + Dgan + Dpobl$$

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

El intervalo de valores resultante de la aplicación de los criterios anteriores muestra un rango en el que la susceptibilidad de ser atravesada una celda por el vuelo de un quebrantahuesos disminuye conforme se incrementa el valor numérico de la misma. Este rango se ha subdivido en cinco subintervalos de modo que agrupen los valores en clases de susceptibilidad al desplazamiento.

Esta susceptibilidad al desplazamiento se calculó en primer lugar sin incorporar las citas de observaciones contemporáneas de quebrantahuesos fuera de Pirineos, de tal forma que terminada la fase anteriormente descrita, se procedió con la misma metodología, pero incorporando la información de dichas citas mediante el cálculo de la densidad de observaciones (Dobs) en un radio de 10 kilómetros (método kernel) para cada celda de 100 x 100.

Sdespl_obs= Alt + Pend + Lit + UsQ + Dgan + Dpobl + Dobs

Por su parte, el cálculo de la susceptibilidad al desplazamiento en un primer momento se realizó sobre la cuadrícula base de 100 x 100 metros, no obstante la perspectiva que un ave en vuelo tiene sobre el territorio hace que esta escala de trabajo pueda quedar minimizada al tener una visión más amplia del territorio durante su desplazamiento. De ahí que con el fin de contemplar la amplitud visual que un ejemplar puede tener desde el aire, se procediera al cálculo de susceptibilidad mediante el cálculo de los valores promedio para cada celda en un radio de 500, 1000, 5000 y 10.000 metros, aplicando la agrupación de valores similar a la de los pasos anteriores.

- Cálculo de ruta óptima

Una vez obtenido el mapa de susceptibilidad al desplazamiento que nos permite asignar un valor de fricción o coste a cada celda del territorio, se está en disposición de calcular los trazados más favorables al desplazamiento de un quebrantahuesos por el corredor entre Pirineos y Picos de Europa. La metodología aplicada en esta ocasión se basa en la elaboración cartografíca de lo que se denominan “mapas de distancia-coste”, en los cuales se tiene en cuenta no solo el valor de fricción al desplazamiento de cada pixel, sino también la dirección y la distancia que acumulativamente se va recorriendo y sin lugar a dudas, asumiendo que el objetivo final del desplazamiento es Picos de Europa, por lo que se ignora el componente de aleatoriedad que tiene todo desplazamiento de un animal en el medio natural, hecho que se ha tratado de

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

minimizar con la ponderación de los elementos incorporados al modelo de cálculo de susceptibilidad al desplazamiento.

De ahí que en primer lugar se haya calculado, para cada píxel, el sentido de desplazamiento o dirección del hipotético movimiento de un ejemplar de quebrantahuesos que volara desde el PNOMP, hacia el PNPE, buscando en este el mínimo coste para llegar al destino marcado o lo que es lo mismo un mapa de coste ponderado por la distancia.

En segundo lugar se ha procedido al establecimiento de la ruta óptima para un quebrantahuesos, aquella en la que el coste sea menor frente a otras alternativas, entre el PNOMP y el PNPE, combinando la información de distancia-coste y dirección. Esta ruta óptima se ha calculado en base a tres de las cartografías de susceptibilidad al desplazamiento obtenidas, con información en píxeles de 100 x 100 metros, así como para el promedio de estas celdas en un radio de 5000 y 10000 metros.

De nuevo el cálculo se realizó en dos fases, en primer lugar sin tener en cuenta las citas contemporáneas y en segundo lugar con los datos de densidad obtenidos. Los resultados en ambos casos, son de nuevo categorizados, siguiendo los criterios establecidos anteriormente, de forma que puedan ser comparables.

8.4. Resultados

8.4.1. Análisis de las observaciones en el corredor montañoso ibérico-cantábrico

De la revisión bibliográfica y el análisis de las observaciones, se ha obtenido un total de 469 citas de la especie (desde 1880 hasta diciembre de 2005) para la Península Ibérica, fuera de los territorios reproductores actuales. 434 de estas citas están presentes en el corredor montañoso ibérico-cantábrico (Mapa 8.3, Figura 8.7), considerando el 86% (375) como contemporáneas (1980 o posteriores, década en la que comienzan los trabajos con la especie), mientras que el 14% (60) son citas o comentarios históricos acerca de la presencia de quebrantahuesos (Alvárez-Balbuena *et al.* 2000, Chapman & Buck, 1982, Gadow, 2002, García-Dory, 1975-1976, Urquijo, 1989, entre otros.). De todas estas citas históricas, 23 de ellas aportan datos que

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

permiten establecer a la especie como nidificante, aunque tan sólo 12 de ellas son de lugares diferentes o cuentan con cierta precisión a la hora de ubicar el enclave donde se localizan los nidos (toponímica por lo general y en algún caso también descriptiva del enclave), siendo estas las que han permitido caracterizar los territorios reproductores históricos, conocidos hasta el momento en el área de estudio.

Por último, del total de 374 citas contemporáneas y para realizar el análisis de la densidad espacial de las observaciones de quebrantahuesos en el corredor montañoso ibérico-cantábrico, así como para el estudio de la dinámica interanual en el periodo analizado entre 1980 y 2005, se han extraído las situadas entre las CC.AA. de Navarra y el País Vasco. Estas observaciones, que se ubican en el sector de las Sierras de Andía, Aralar y Urbasa, constituyen un elevado conjunto de citas (158), cuya proximidad a varios territorios reproductores de la especie no permiten diferenciar entre las referidas a los ejemplares asentados en esos territorios, de los que se encuentran en dispersión, a pesar de que según Hiraldo et al. (1979), estos ejemplares que se ven en las sierras interiores del País Vasco y entre Álava y La Rioja, es probable que sean ejemplares divagantes pirenaicos.

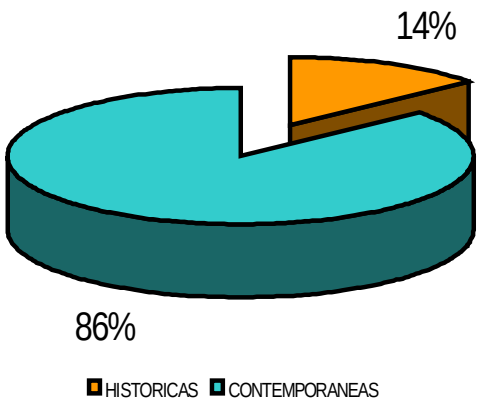


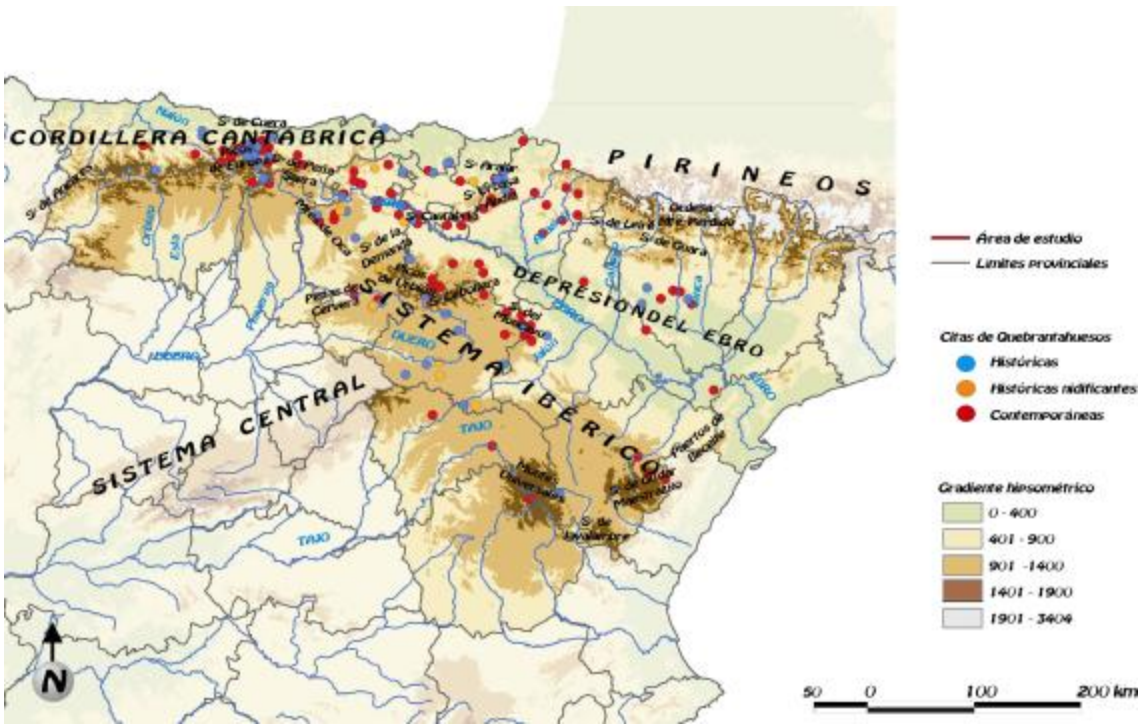
Figura 8.7. Distribución temporal de las citas de quebrantahuesos en el corredor montañoso ibérico-cantábrico.

8.4.1.1 Análisis desde el punto de vista territorial

La comparación entre el total absoluto de puntos en los que se han dado observaciones contemporáneas de la especie (Mapa 8.3) y la densidad calculada para un radio de 30 kilómetros en cada píxel de 100 m (Mapa 8.4) del número de observaciones (teniendo en cuenta lo expuesto en el párrafo anterior y por lo tanto habiendo extraído las citadas anteriormente),

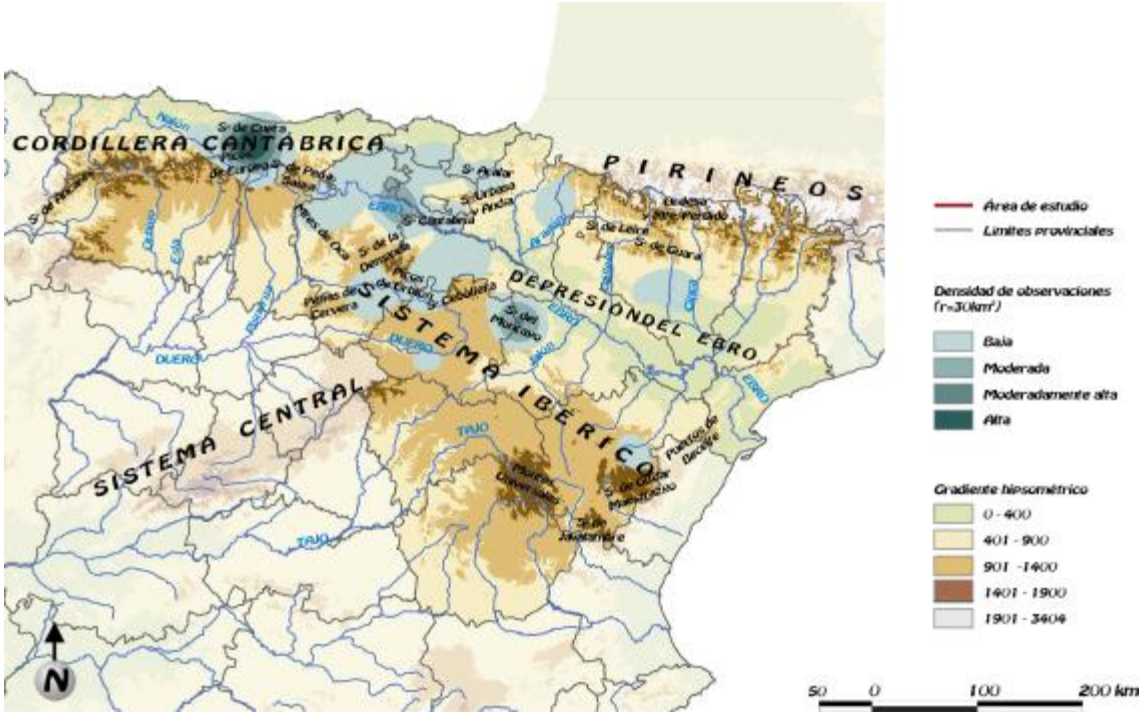
PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

muestra una continuidad de las mismas, aunque con densidades bajas, en el sector central de nuestra zona de estudio, en la zona de contacto entre los sistemas montañosos ibérico y cantábrico, en concreto en un territorio que englobaría desde el espacio montañoso de contacto entre las provincias de Burgos, Soria y La Rioja, pasando al sector sur y oeste de la provincia de Alava, para contactar con el norte de la misma, el sur de territorios guipuzcoanos y vizcaínos y sierras navarras del noroeste, para de nuevo adentrarse en la provincia de Burgos, ocupando la totalidad de su sector norte. Dentro de este espacio, destaca por su mayor densidad y concentración el sector de contacto entre Álava y Burgos en el complejo comprendido entre las Sierras de Peñagobía-Arcena y el formado por la Sierra de Oña-Montes Obarenes en el límite entre Burgos y La Rioja, formando parte de los relieves del Sistema Ibérico, pero en transición hacia la Cordillera Cantábrica.



Mapa 8.3. Localidades con observaciones de quebrantahuesos en el corredor montañoso ibérico-cantábrico.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com



Mapa 8.4. Densidad de observaciones de quebrantahuesos en el corredor montañoso ibérico-cantábrico.

Por otra parte, resulta significativo que las mayores densidades y concentraciones se observen en puntos sin conexión con el resto de territorios y en ambos casos en enclaves distantes entre sí y situados hacia los extremos del territorio analizado (Mapa 8.4). Así destaca el sector montañoso de PNPE y entorno próximo, con los valores más altos de densidad y por tanto la mayor concentración de todo el corredor (>50 observaciones), seguido del Macizo o Sierra del Moncayo, con valores de densidad moderadamente altos y un número de observaciones en torno a 20, que los destacan claramente del resto.

Si realizamos un análisis del reparto de las observaciones según los límites administrativos, destaca claramente por su número (146) el País Vasco, (Figura 8.4), pudiendo estar influenciado este dato, como hemos comentado anteriormente, por la presencia de territorios reproductores en las proximidades de sus límites autonómicos, situación que vuelve a repetirse si observamos la distribución provincial de las citas (Figura 8.9), donde Guipúzcoa alcanza un total de 127 citas. El resto de Comunidades se muestran con valores más próximos, aunque sobresale Castilla-León (84), sobre Navarra (62), Aragón (43), y Asturias (43), mientras que Castilla-La Mancha (3) y el País Valenciano (1) cuentan con datos de carácter más testimonial, aunque contemporáneos la primera de ellas y de carácter histórico en la segunda.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

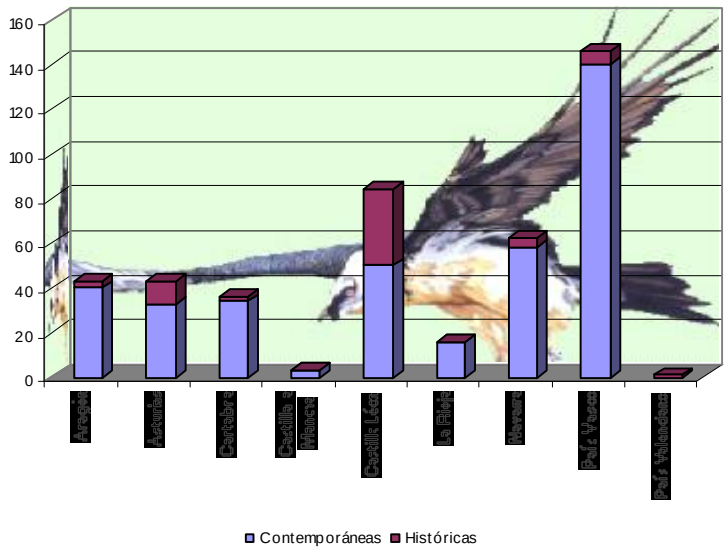


Figura 8.8. Reparto del número de citas de quebrantahuesos en el corredor montañoso ibérico-cantábrico por CC.AA.

El caso de Castilla-León es especialmente relevante, debido al elevado número de las observaciones tanto contemporáneas (50), como históricas (34) (Figura 8.8), con un reparto provincial desigual (Figura 8.9), en el que destaca la provincia de Burgos con un total de 53 citas, de las cuales 30 se consideran contemporáneas y 23 históricas, de las cuales 15 confirmarían el estatus nidificante histórico de la especie. Por su parte Soria y León, con 15 y 13 datos respectivamente, ofrecen menos localidades, destacando Soria ya que se han recogido un total de 9 citas históricas, de las que cuatro permiten localizar de forma concreta a la especie como reproductora histórica. En la provincia de Palencia tan sólo se han detectado tres datos, todos ellos contemporáneos.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

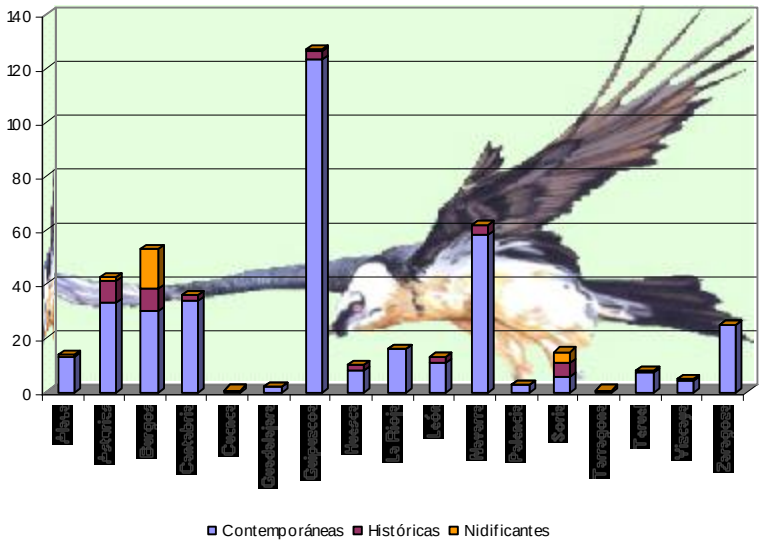


Figura 8.9. Tipología y número de citas de quebrantahuesos por provincias en el corredor montañoso ibérico-cantábrico.

En cuanto a las Comunidades de Aragón, Asturias y Cantabria, éstas muestran valores también reseñables muy próximos (Figura 8.8), sobre todo en lo que a datos contemporáneos se refiere (40, 33 y 34 respectivamente), que adquieren especial importancia en el caso de las dos últimas, debido a la distancia que las separa del núcleo pirenaico en el que se encuentra asentada la especie y en el caso asturiano por ser en la actualidad el límite noroccidental de las citas detectadas. Para Aragón, este valor no tendría tanta importancia, a no ser por que la mayoría de las citas son de carácter contemporáneo (Figura 8.9) y además pertenecientes a localidades de la provincia de Zaragoza (25), en concreto del Macizo del Moncayo, y de Teruel (7) en tierras del Maestrazgo, todas ellas alejadas de los espacios actualmente ocupados por el quebrantahuesos y separadas de estos por el sector más amplio de la Depresión del Ebro, que no reúne condiciones de hábitat favorable para la especie, siendo más testimoniales las ubicadas en la provincia de Huesca dado su proximidad a la Cordillera Pirenaica.

Por otra parte, analizada la distribución temporal de la serie de observaciones de quebrantahuesos a lo largo del corredor montañoso ibérico-cantábrico, tanto para el total como para el volumen de estas, habiendo filtrado y eliminado las ubicadas en las proximidades a los territorios reproductores de las Sierras de Aralar, Andía y Urbasa (Figura 8.10), se observa como en ambos casos la tendencia mostrada es similar. Tras la década de los 80, con un número de

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

datos bajo, el inicio de los 90 coincide con un periodo en el que se incrementan el número de observaciones, que sitúa los datos en valores superiores en la mayoría de los años, a excepción de 1992, 1998 y 2002, con un número de registros similar a la década anterior. La interpretación de este resultado debe tener en cuenta el componente de aleatoriedad y diferente esfuerzo de observación que la localización de las observaciones conlleva.

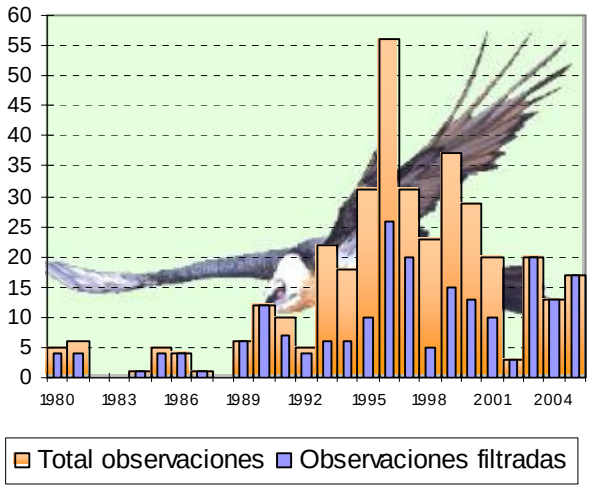
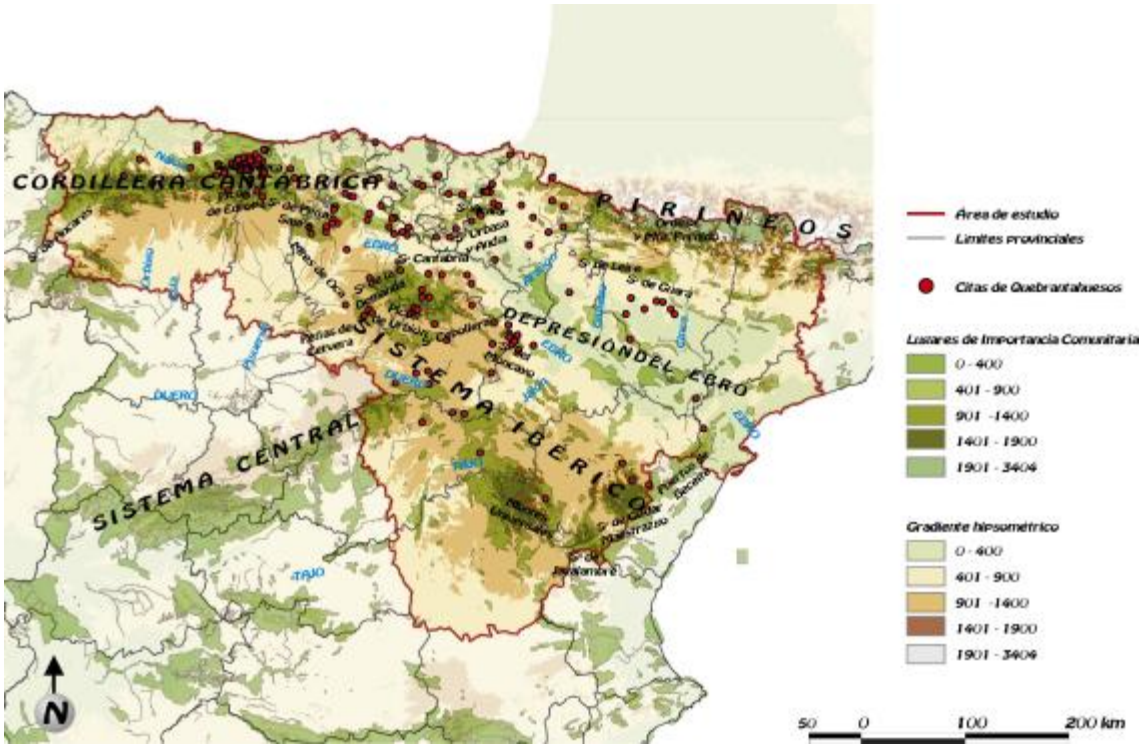


Figura 8.10. Distribución anual del número de citas contemporáneas en el corredor montañoso ibérico-cantábrica.

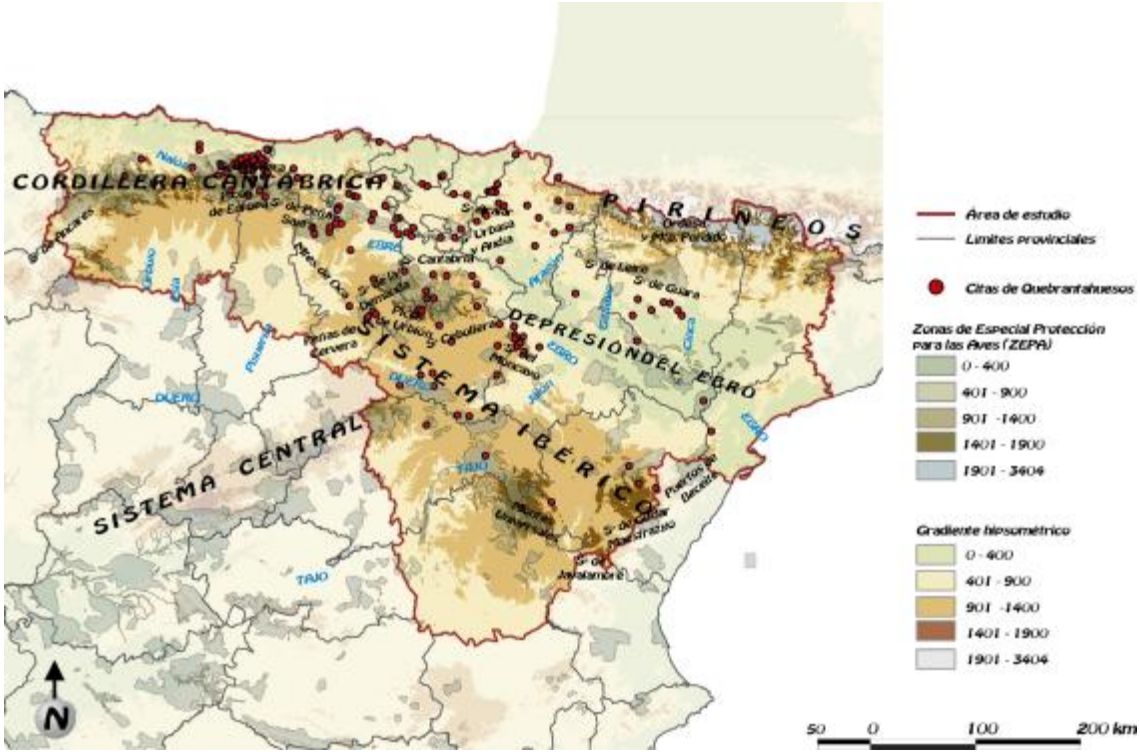
En ambos casos este periodo de incremento generalizado se sitúa entre 1993 y 2005, intervalo en el que se inician y diversifican las acciones de seguimiento y control de la especie en territorios fuera de la Cordillera Pirenaica, mostrando en los datos filtrados una tendencia creciente hasta 1996, año a partir del cual el número de citas disminuye de forma progresiva, excepto en 1998, hasta alcanzar sus mínimos en 2002, para aumentar de nuevo de forma muy significativa y estabilizarse en los últimos tres años, coincidiendo este último ciclo con el desarrollo del proyecto Life Recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa.

Dentro de este periodo destaca especialmente 1996 en el volumen total de observaciones, debido al gran número de citas aportadas por los trabajos de seguimiento de los territorios reproductores del Gobierno de Navarra (FCQ-GA, 2004) y los derivados del trabajo de Aierbe (2002), sobre las poblaciones de necrófagos en Guipúzcoa, aunque una vez filtrados los datos sigue siendo el año con el mayor número de observaciones del periodo estudiado.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com



Mapa 8.5. Citas de quebrantahuesos y LIC en el corredor montañoso ibérico-cantábrico.



Mapa 8.6. Citas de quebrantahuesos y ZEPA en el corredor montañoso ibérico-cantábrico.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

En cuanto a la relación de estas localidades con citas de quebrantahuesos, con territorios catalogados de forma oficial a fecha de enero de 2005 (MIMAN, 2005) dentro de la Red Natura 2000, el 82% de las citas obtenidas se ubican en territorios delimitados dentro de alguna de las figuras de la Red Natura 2000 (Mapa 8.5 y 8.6). De todos ellos, el 98% de los casos son observaciones realizadas sobre LIC, mientras que el 47% se sitúan sobre territorios declarados ZEPA.

Por otra parte, aunque el cómputo general del porcentaje de presencia de citas en LIC o ZEPA se muestra descompensado (Figura 8.11), un análisis más detallado del reparto provincial pone de manifiesto que este aparece equilibrado en la mayoría de los casos (Figura 8.12), no existiendo grandes diferencias entre las citas de territorios LIC o ZEPA, con excepción de las provincias de Navarra y Guipúzcoa, donde el número de observaciones sobre territorios LIC es claramente superior en ambos casos, de ahí la situación observada en la distribución general. Esta situación tiene su origen en la poca extensión que la figura ZEPA presenta en los territorios del País Vasco y Navarra a las que pertenecen las citadas provincias, 7,4% y 5,4% respectivamente sobre total de la superficie autonómica (MIMAN, 2005), mientras que por el contrario, los LIC cuentan con una mayor representación, al mismo tiempo que se trata de las dos provincias con el mayor número de observaciones de todo el corredor, de ahí la diferencia tan marcada.

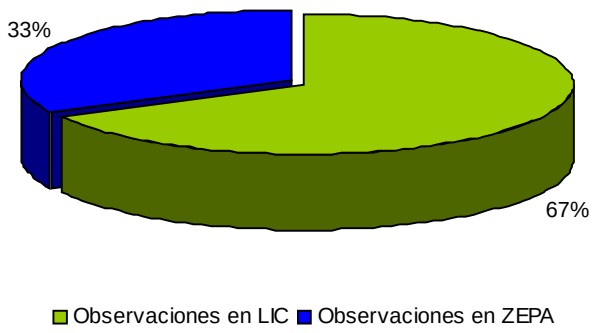


Figura 8.11. Porcentaje de presencia de citas de Quebrantahuesos en territorios LIC y ZEPA.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tras Navarra y Guipúzcoa, sobresalen por el número de citas Asturias, Burgos, Cantabria y Zaragoza, seguidas de León, La Rioja y Álava con valores algo menos destacados, quedando el resto en cifras mucho más bajas y testimoniales como en el caso de Tarragona, Cuenca y Huesca.

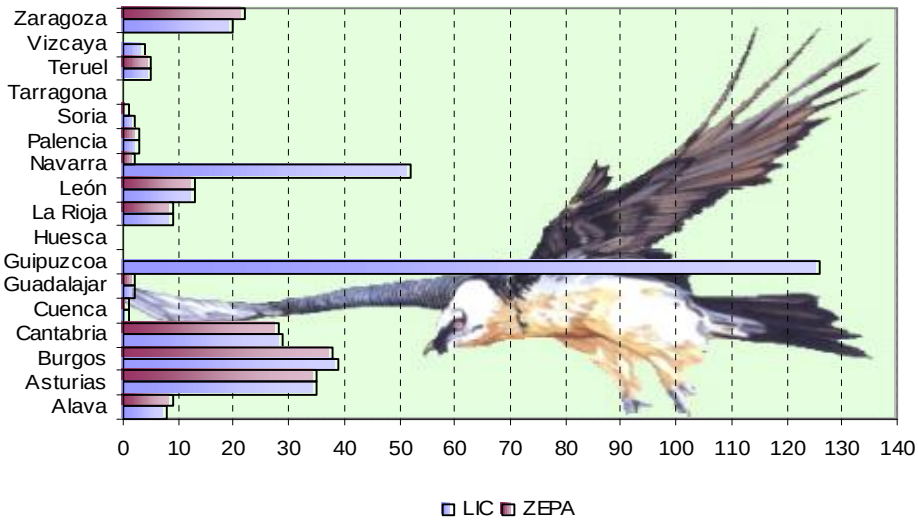


Figura 8.12. Citas de quebrantahuesos en el corredor por provincias y espacios de la Red Natura 2000.

Siguiendo en esta línea, al comparar la distribución de las citas respecto a la Red Natura 2000 (Figura 8.12), con los datos analizados anteriormente de su presencia a nivel provincial (Figura 8.9) y autonómico (Figura 8.8), se observa como en la mayor parte de los casos esta distribución en número de citas es similar, aunque con pequeños matices que son comentados a continuación.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 8.2. Porcentaje respecto al total de avistamientos de quebrantahuesos por provincias en territorios de la Red Natura 2000.

Provincia	Nº total citas	% en LIC	% en ZEPA
Álava	14	57,1	64,3
Asturias	43	81,4	81,4
Burgos	53	73,6	71,7
Cantabria	36	80,6	77,8
Cuenca	1	100,0	100,0
Guadalajara	2	100,0	100,0
Guipúzcoa	128	98,4	0,0
Huesca	10	0,0	0,0
La Rioja	16	56,3	56,3
León	13	100,0	100,0
Navarra	62	83,9	3,2
Palencia	3	100,0	100,0
Soria	14	14,3	7,1
Tarragona	1	0,0	0,0
Teruel	8	62,5	62,5
Vizcaya	5	80,0	0,0
Zaragoza	25	80,0	88,0

Así en cuanto al porcentaje de observaciones de quebrantahuesos en LIC y ZEPA de cada provincia respecto al total de la misma (Tabla 8.2), podemos ver como aquellas con mayor número de citas (Zaragoza, Cantabria, Asturias, Burgos, Navarra, Vizcaya y Guipúzcoa), muestran valores próximos y superiores al 75% de presencia en espacios de la Red Natura 2000, excepto Vizcaya y Guipúzcoa en el caso de la ZEPA por las razones anteriormente descritas. Junto a éstas aparecen algunas con números absolutos inferiores, pero con representación en LIC y ZEPA del 100%, como en el caso de León, o bien por encima del 50% como La Rioja, Álava y Teruel, siendo menos relevante, aunque significativo que Cuenca, Guadalajara y Palencia con valores absolutos muy bajos, muestren porcentajes de presencia del 100%, frente a Tarragona y Huesca, sin representación o Soria con valores absolutos medios y porcentajes bajos, lo cual podría plantear una primera aproximación a un análisis mucho más profundo acerca de la idoneidad de los territorios delimitados por cada CC.AA., para formar parte de la Red Natura 2000 desde la perspectiva de una especie catalogada y con movimientos

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

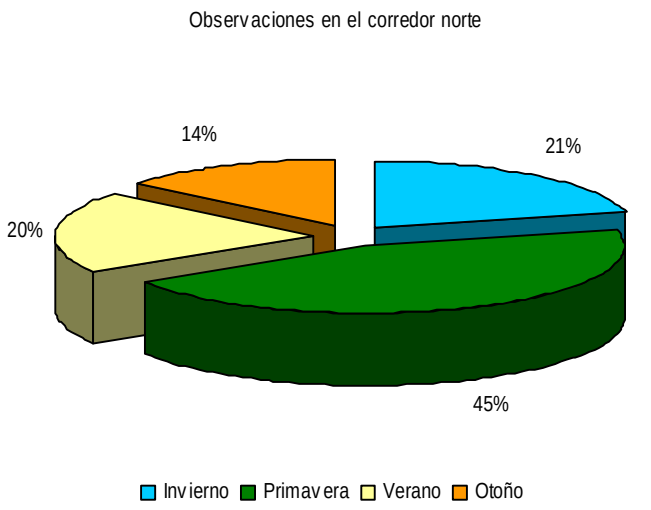
dispersivos importantes como el quebrantahuesos dentro del corredor montañoso ibérico-cantábrico al que pertenecen estas provincias.

8.4.1.2. Análisis desde el punto de climático

En relación con la naturaleza dispersiva de la especie y su capacidad de vuelo, se ha realizado un análisis para tratar de comprobar la existencia de correlaciones entre las observaciones de ejemplares y los datos climáticos sucedidos durante esos momentos. Para ello y debido a la diferente naturaleza y origen de este conjunto de observaciones, se procedió a un proceso de análisis y filtrado más exhaustivo del total de citas obtenido y manejado en capítulos precedentes, eliminando observaciones repetidas (realizadas por observadores diferentes), no completas en la relación de datos (fecha concreta, ubicación poco definida), así como aquellas que pudieran ofrecer alguna duda, contando al final para este apartado del trabajo con un total de 224 citas en el corredor montañoso (sin incluir los Pirineos) y de 43 en Picos de Europa.

En esta línea y comenzando por analizar la frecuencia de las citas diferenciando las presentes en la totalidad del corredor montañoso ibérico-cantábrico de las ubicadas en el PNPE y entorno próximo (que se incluyen igualmente en las anteriores), se obtienen diferencias estacionales relevantes. Para todo el corredor, la mayor parte de las observaciones se dan en primavera (45%) e invierno (21%), mientras que en los Picos de Europa, el máximo se da claramente en verano (42%), seguido de la primavera (30%) (Figura 8.13).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com



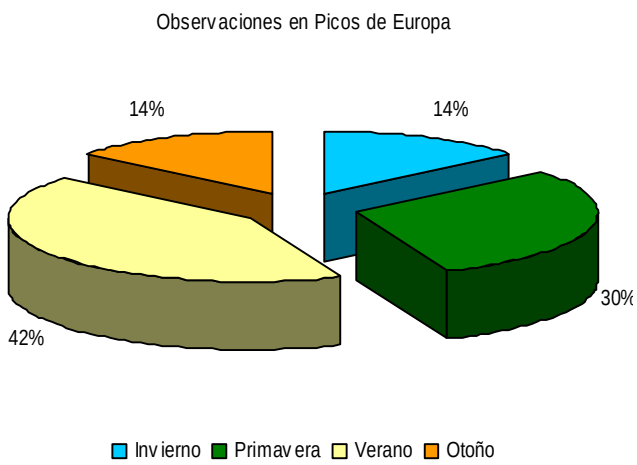
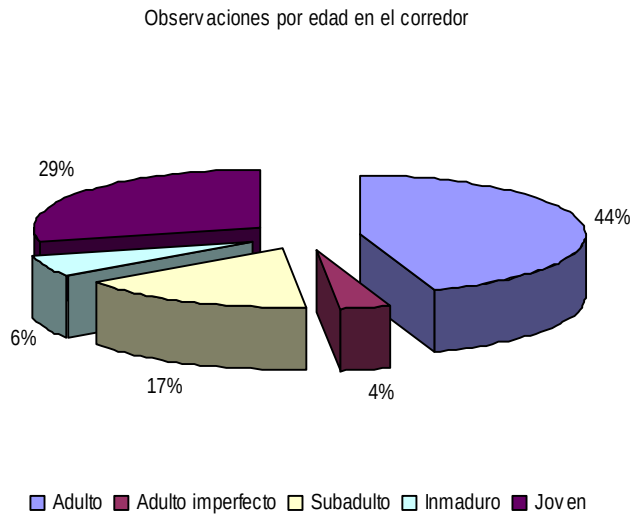


Figura 8.13. Distribución estacional de las observaciones de quebrantahuesos (Datos FCQ, elab. propia).

Si la comparación se efectúa por la edad de los ejemplares observados, también se pueden apreciar diferencias. Los ejemplares inmaduros observados en el total del corredor suponen el 56% mientras que en las proximidades del PNPE se incrementa hasta un 66% (Figura 8.14). Cabe reseñar aquí que probablemente el porcentaje real de adultos sea menor en ambos casos dada la dificultad para un observador medio de distinguir entre un ejemplar adulto imperfecto y un adulto.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com



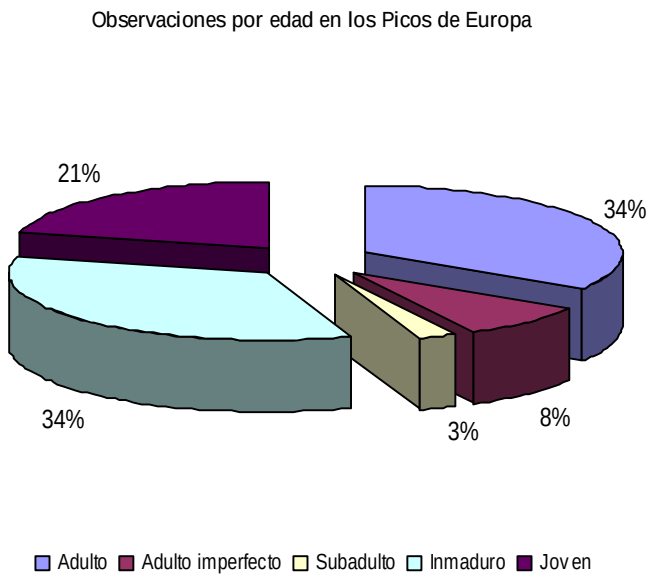


Figura 8.14. Distribución por edad de las observaciones de quebrantahuesos (Datos GDQ, elab. propia).

Un factor explicativo de ambas diferencias podría ser la mayor frecuencia de condiciones adversas en los centros de actividad pirenaicos de la especie durante el invierno y principios de la primavera, que podría obligar a los ejemplares a buscar alimento en los sistemas montañosos próximos, teniendo en cuenta la importancia para la especie de unas condiciones aceptables de visibilidad para la localización de huesos, al mismo tiempo que este periodo coincide con la época de reproducción de la especie, donde los adultos defienden de forma clara sus territorios,

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

pudiendo contribuir a un mayor movimiento dispersivo de ejemplares inmaduros y subadultos, buscando territorios nuevos fuera de los Pirineos.

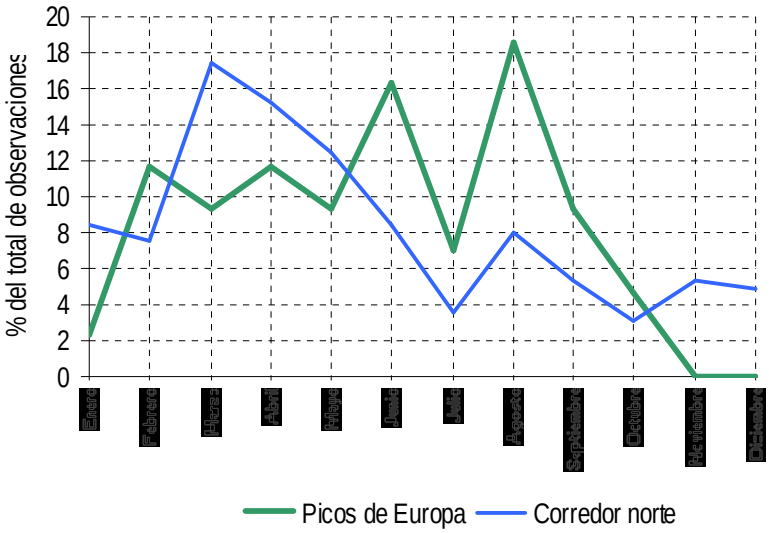


Figura 8.15. Frecuencias mensuales de observaciones de quebrantahuesos (Datos FCQ, elab. propia.)

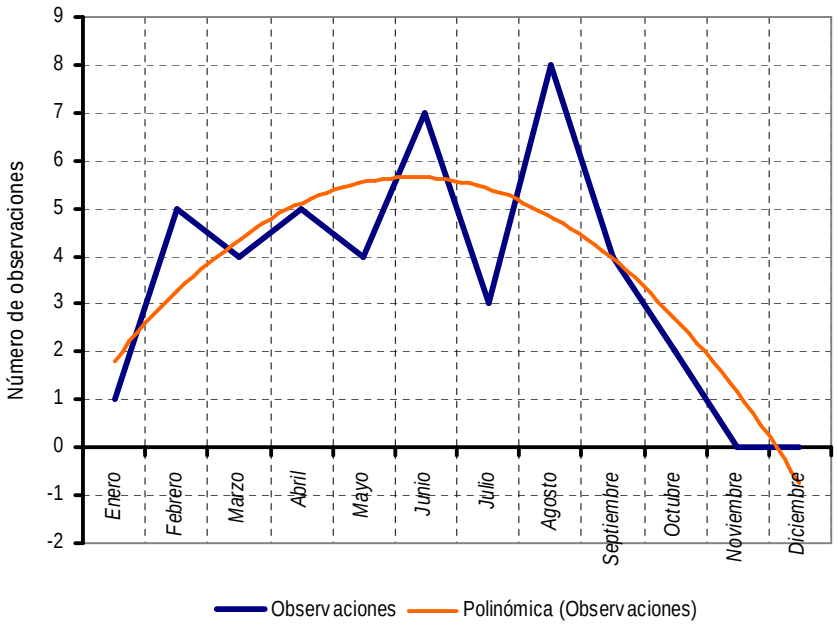


Figura 8.16. Nº de observaciones y tendencia de la frecuencia de las mismas en las proximidades del PNPE (Datos FCQ, elab. propia).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

En cuanto a la frecuencia relativa mensual de las observaciones comparadas, las del corredor completo y las de las proximidades del PNPE (Figura 8.15), se pone de manifiesto el sesgo que estas muestran hacia el verano en los Picos de Europa, respecto a las totales del corredor. La presencia de este sesgo plantea la duda acerca de si la reducción de las observaciones veraniegas en el resto del corredor y el incremento en el lugar más alejado que son los Picos de Europa responde a algún tipo de situación sinóptica favorecedora del desplazamiento hacia el extremo occidental del corredor. Si se ajustan las frecuencias mensuales relativas de observaciones de quebrantahuesos en las proximidades del PNPE con una línea de ajuste se puede identificar con más claridad la tendencia hacia un máximo a finales de la primavera-principio del verano (Figura 8.16).

8.4.2. Datos de nidificación histórica

El trabajo bibliográfico previo ha permitido localizar un total de 24 citas con información sobre el quebrantahuesos como nidificante dentro del área de estudio (Mapa 8.7), todas anteriores a 1980, por lo tanto históricas. De éstas, 18 hacen referencia a localidades diferentes (Tabla 8.3), mientras que el resto repiten enclave variando la fecha de referencia o el autor de la cita; de todas ellas sólo 12 aportan datos con la precisión necesaria para ubicarlas en enclaves concretos, por lo que la caracterización y análisis aunque no es homogéneo, son suficientes para establecer algunas pautas de comparación con las unidades reproductoras actuales pirenaico-aragonesas, sobre las cuales ya se han desarrollado estudios sobre este aspecto.

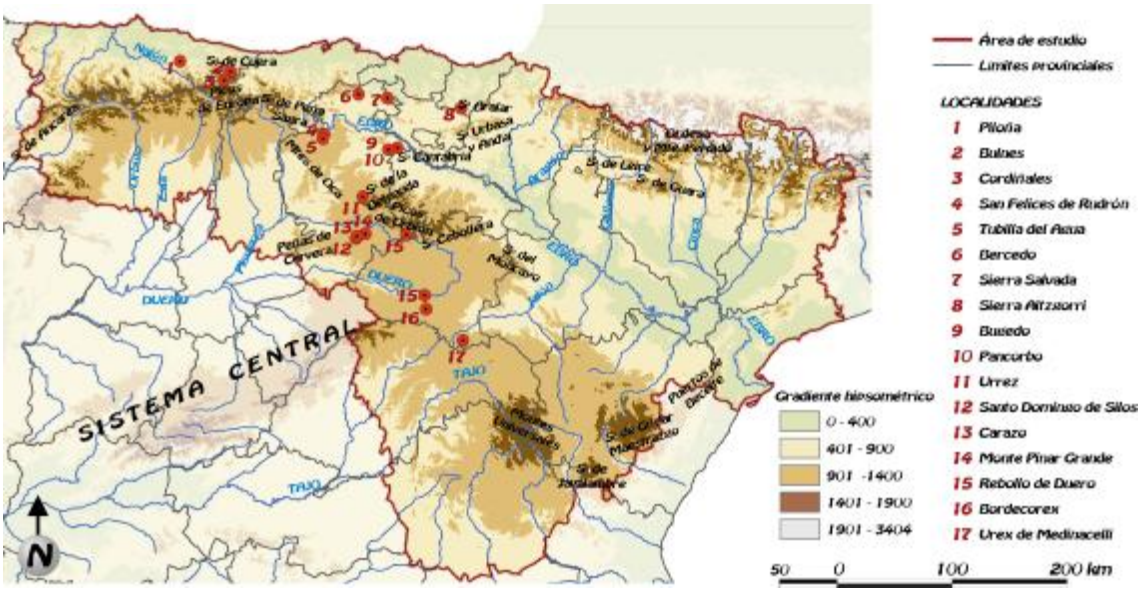
PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 8.3. Localidades con citas sobre la nidificación de quebrantahuesos en el área de estudio.

Codigo	Localidad de la cita	Provincia	Año	Nº de citas
1	Piloña	Asturias	1930	1
2	Bulnes	Asturias	1930	1
3	Cordiñanes	León	1957	1
4	San Felices de Rudrón	Burgos	1950	1
5	Tubilla del Agua	Burgos	1956	1
6	Bercedo	Burgos	1950	1
7	Sierra Salvada	Álava	1912	1
8	Sierra Aitzgorri	Guipúzcoa	1918	1
9	Bujedo	Burgos	1961	1
10	Pancorbo	Burgos	1954, 1965	3
11	Urrez	Burgos	1956, 1970	2
12	Hortizuela	Burgos	1928	1
13	Santo Domingo de Silos	Burgos	1926, 1928, 1956	4
14	Carazo	Burgos	1950	1
15	Monte Pinar Grande	Soria	1948	1
16	Rebollo de Duero	Soria	1940	1
17	Bordecorex	Soria	1955	1
18	Urex de Medinacelli	Soria	1955	1

El total de datos manejados muestra un predominio de este tipo de citas en la provincia de Burgos, que recoge un total de 15 de 9 localidades diferentes, seguida de Soria con 4 de 4, Asturias con 2 de 2 y Guipúzcoa, Álava y León con 1 de 1 respectivamente, mientras que la localidad con mayor número de registros se corresponde con la zona de Santo Domingo de Silos con 4 datos, seguida de Pancorbo con 3, Urrez con 2 y el resto con tan sólo 1. (Tabla 8.4).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com



Mapa 8.7. Localidades con datos sobre la nidificación histórica de quebrantahuesos.

Los datos se corresponden al periodo comprendido entre 1912 y 1970, recogiéndose el mayor número de estos en la década de los 50, donde se citan hasta 10 localidades diferentes (7 de ellas en Burgos, 2 en Soria y 1 en León), alguna como la de Santo Domingo de Silos ya conocida a principios de siglo XX. Según estos datos, la especie dejo de detectarse como nidificante en gran parte del corredor montañoso ibérico-cantábrico en la primera mitad del siglo XX, de ahí que Hiraldo *et al*. (1979) la consideren rarísima desde principios de siglo a 1940. Desde el primer tercio de este no se encuentran datos para el País Vasco, mientras que para el territorio del PNPE y entorno próximo las noticias documentadas se fechan en 1930 en territorio asturiano, habiéndose localizado dentro de las acciones de la FCQ del proyecto *Recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa* un nido conocido desde 1957 en territorio leonés. Por el contrario las noticias en la provincia de Burgos se suceden a lo largo de todo el siglo XX para el sector norte y centro-este de esta, situándose en ella los últimos datos de nidificación de la especie en el corredor estudiado, alcanzando la década de los 60 y comienzos de los 70.

Respecto a la caracterización desde el punto de vista ecogeográfico de los 18 enclaves en los que se ha constatado la nidificación, comparando de forma general con los datos obtenidos para las UR del Pirineo aragonés (en un radio de 4 km del punto de nidificación en el Pirineo aragonés y del punto central del enclave histórico), se constatan similitudes y diferencias

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

significativas (Tabla 8.4), fruto en la mayoría de las ocasiones de la realidad orográfica pirenaica, ya que las diferencias entre este sistema montañoso y el conjunto del corredor estudiado son evidentes y por tanto influirán claramente en algunos de los parámetros que aquí se contrastan.

Así podemos comprobar como el rango altitudinal en el que se localizan los enclaves detectados para el corredor, aunque se muestra amplio (750 m), no lo es tanto como el pirenaico (1500 m), debido a la diferencia en la fuerza del relieve entre éste y los sistemas montañosos que componen el área de estudio, que como hemos visto en el apartado 8.2., forman parte de unidades de relieve diferentes y diversas. Esto mismo da lugar a que los puntos de nidificación histórica hallados se ubiquen en el 50% de las ocasiones sobre relieves o sierras bien individualizadas, frente a un porcentaje más bajo en el ámbito pirenaico (26%), donde la configuración de la cordillera deja menos lugar a este tipo de morfologías, sin embargo el porcentaje de enclaves considerados cañones fluviales y desfiladeros es similar (28% y 30% respectivamente), frente a un desequilibrio marcado entre la presencia en morfología integradas en el conjunto montañoso del Pirineo (44%) y del corredor (22%).

En esta línea, la fuerza del relieve representada por la pendiente media es un claro reflejo de lo anteriormente expuesto, ya que en el ámbito pirenaico dominan los enclaves con pendientes superiores a los 30º (55%), mientras que en el corredor este dominio se observa en las pendientes por debajo de los 15º (50%), al mismo tiempo que las dimensiones de las paredes y cortados de los nidos pirenaicos y de los enclaves históricos también ofrecen datos en esta dirección, siendo claramente más abundantes los de mayores dimensiones en Pirineos (64%) que en el corredor (15%), abundando en este los de dimensiones medias (54%) y con valores importantes las pequeñas paredes (31%).

Por el contrario, en ambos casos los porcentajes de ocupación según la naturaleza litológica de los cortados son muy similares, con una gran mayoría sobre litologías muy favorables para el desarrollo de morfologías tipo cueva y/o repisa, como son las calizas y dolomías (64% y 61%), seguidas de los conglomerados, calcáreos en su mayoría (23% y 28%) y en menor porcentaje las formaciones de areniscas.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 8.4. Comparativa de los principales rasgos ecogeográficos en los enclaves de nidificación.

UR DEL PIRINEO CENTRAL, n=56 (Longares, 2003) *versus*
PUNTOS HISTÓRICOS CORREDOR MONTAÑOSO IBÉRICO-CANTÁBRICO, n=12 (elab. propia)

Intervalo altitudinal (metros)	Mínimo	Máximo	Rango	
Pirineo central	700	2200	1500	
Corredor montañoso ibérico-cantábrico	550	1300	750	
Tipo de relieve	Cortados y desfiladeros	Sierras y relieves individualizados	Morfologías integradas en conjuntos montañosos	
Pirineo central	30%	26%	44%	
Corredor montañoso ibérico-cantábrico	28%	50%	22%	
Pendiente media (grados) (r=4 km)	>30º	15-30º	<15º	
Pirineo central	55%	32%	5%	
Corredor montañoso ibérico-cantábrico	11%	44%	50%	
Tamaño de los cortados (metros)	>100 m	100-20 m	<20 m	
Pirineo central	64%	16%	19%	
Corredor montañoso ibérico-cantábrico	15%	54%	31%	
Litología (r=4 km)	Calizas-dolomías	Conglomerados	Areniscas 5%	Otras
Pirineo central	64%	23%	10%	3%
Corredor montañoso ibérico-cantábrico	61%	28%	11%	0%
Dinámica ganadera (r=4 km)	Estable	Negativa	Positiva	
Pirineo central	59%	30%	11%	
Corredor montañoso ibérico-cantábrico	Sin datos			
Distancia a núcleos poblados (metros)	<1000	1000-5000	>5000	Mínima
Pirineo central	2%	26%	72%	500
Corredor montañoso ibérico-cantábrico	42%	58%	0%	500
Dinámica población (1900-2005) (r=4 km)	Incremento	Descenso		
Pirineo central	42%	58%		
Corredor montañoso ibérico-cantábrico	11%	89%		

Datos a nivel municipal (INE y secciones de estadística autonómicas) y cartográfica 1:25000 IGN y 1:10000 CC.AA.

En cuanto a los datos que hablan sobre la ocupación humana de los territorios con presencia de quebrantahuesos y que interaccionan con la especie, la dinámica ganadera de ovino y caprino a nivel regional muestra pautas similares en ambos contextos territoriales, con descenso generalizado hasta los 90 en los que se incrementa de nuevo para estabilizarse, si bien no ha sido posible a lo largo de este trabajo la obtención de datos a nivel municipal de todos los puntos de nidificación histórica, de ahí que la comparación no sea posible. Por su parte la dinámica en cuanto al número de habitantes en los municipios insertos en el radio de 4 km de los puntos de nidificación, se muestra similar en la tendencia en los dos casos, pero con diferencias

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

considerables entre el corredor, con un abandono mucho más pronunciado del ámbito ocupado históricamente por la especie, siendo especialmente significativo el dato de distancia entre los puntos de nidificación y los núcleos de población, donde en la actualidad la especie se ubica en enclaves alejados en su mayor parte de estos, mientras que en los enclaves históricos la distancia es sensiblemente menor, ubicándose a menos de 1 km un elevado porcentaje de ellos (42%), no habiendo encontrado ningún lugar que diste más de 5 km, cuando estos se muestran de forma mayoritaria en el ámbito pirenaico (72%).

8.4.3. Cartografía de susceptibilidad y ruta óptima

La aplicación de los valores ponderados de cada una de las variables ecogeográficas descritas para el cálculo mediante SIG, tiene como resultado la génesis de modelos de susceptibilidad al desplazamiento de quebrantahuesos por el corredor montañoso ibérico-cantábrico, y cuyo producto final es una cartografía hipotética sobre la distribución espacial a lo largo del área de estudio de la mayor o menor posibilidad de ser atravesado un territorio durante los movimientos dispersivos de un ejemplar de quebrantahuesos.

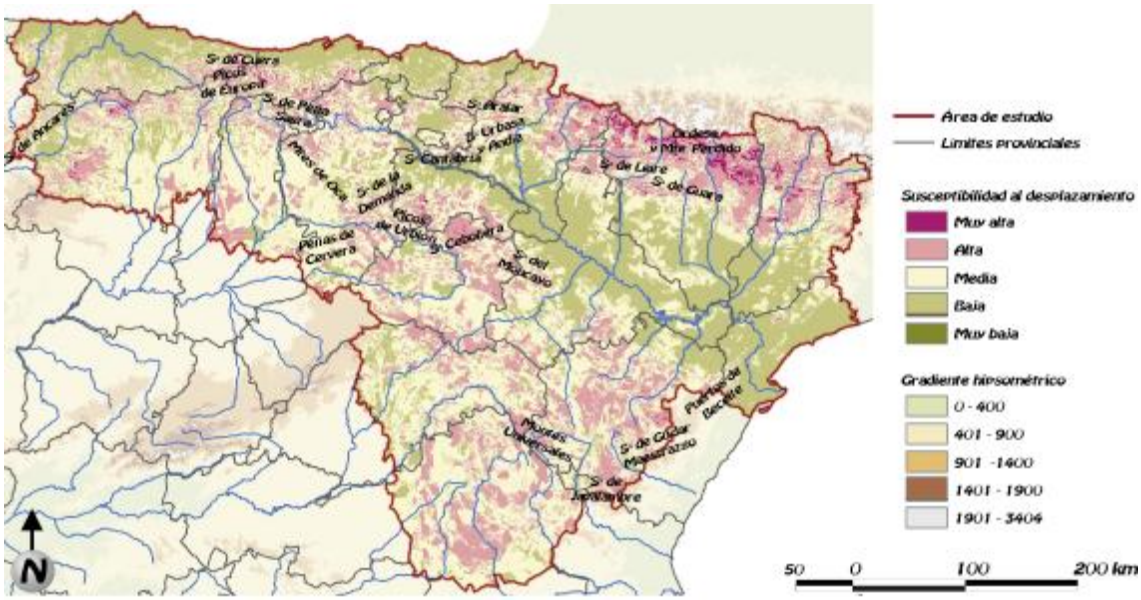
El resultado de todo ello, se plasma en varias cartografías (Mapa 8.8, 8.9 y 8.10), derivadas de la aplicación directa de la fórmula sobre celdas 100x100 metros y el posterior cálculo de los valores promedio para radios de 5000 (Mapa 8.9) y 10000 metros (Mapa 8.10), habiéndose descartado los derivados de este mismo cálculo en radios de 500, 1000 y 2000 metros por no ofrecer diferencias significativas con el original de 100 metros.

En general los datos obtenidos con las celdas de 100x100 metros (Mapa 8.8), ofrecen un espacio altamente fragmentado, aunque se puede observar cierta continuidad en especial en el intervalo de valor “Alta”, mostrando la mayor concentración de la categoría de “Muy Alta” dentro del ámbito pirenaico, en particular los territorios del Sobrarbe, la Ribagorza, PNOMP y los tramos altos de los valles del Gállego, Canfranc, Hecho y Ansó a los que se unen en Lérida las Sierras del Pallars. Fuera del ámbito de los Pirineos, los valores no presentan concentraciones importantes salvo en el entorno de PNPE y en las Sierras riojanas en contacto con Soria y Burgos.

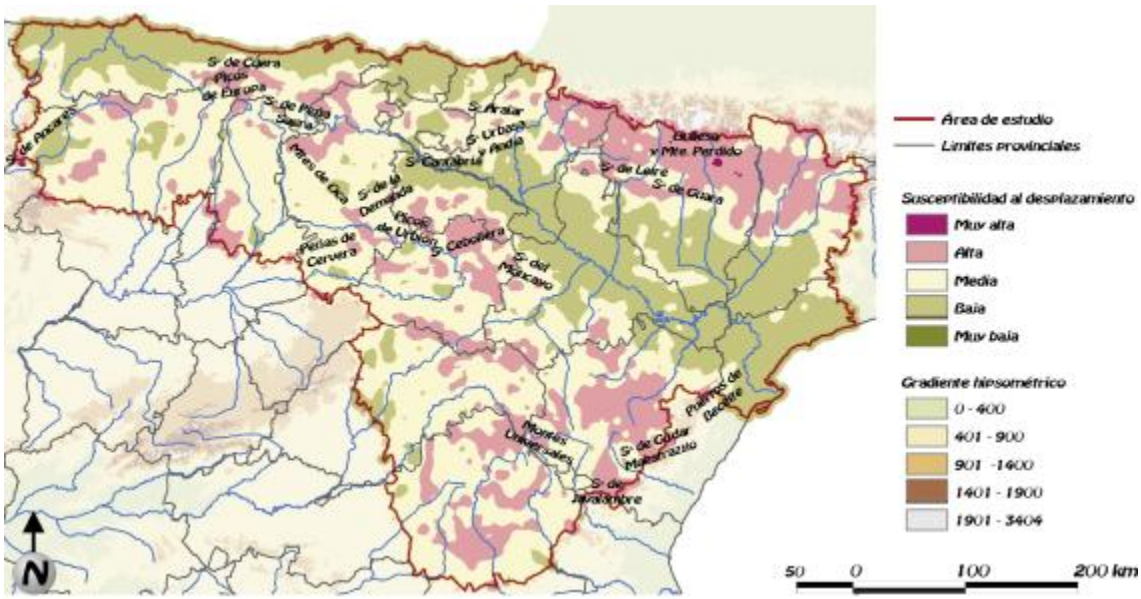
Si observamos la cartografía resultante del cálculo de los valores promedio (Mapa 8.9 y 8.10) queda de manifiesto la fragmentación de estos territorios en cuanto a las categorías más

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

importantes (Muy Alta y Alta) de susceptibilidad al desplazamiento, incrementándose los espacios ocupados por los valores medios y diseñando un corredor entre Pirineos y Picos de Europa que discurre entre el Norte de Navarra, Álava y Burgos y el centro de Cantabria.



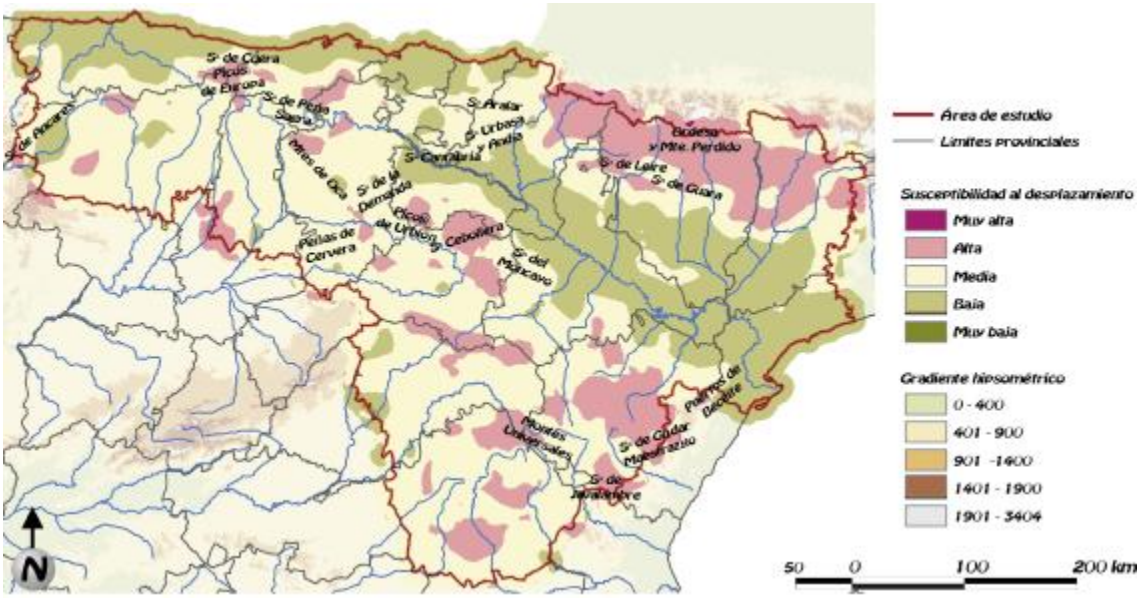
Mapa 8.8. Susceptibilidad al desplazamiento con valores en celdas de 100x100 metros.



Mapa 8.9. Susceptibilidad al desplazamiento con valores promedio en radio de 5 km para cada celda.

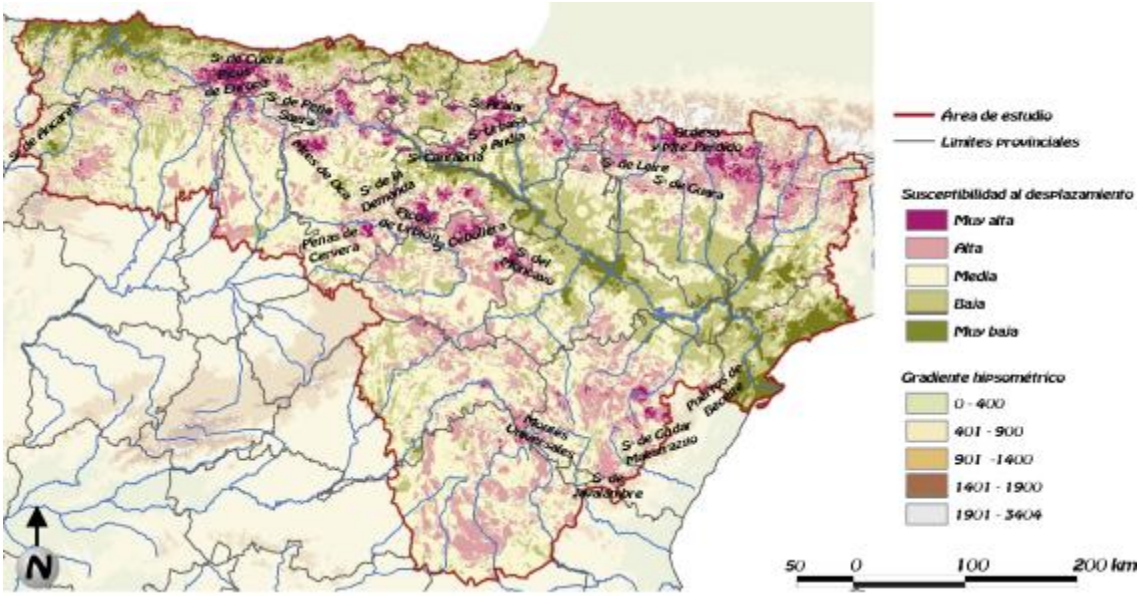
PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Cuando se introduce como nueva variable en el modelo la presencia de observaciones de la especie, los extremos de las cinco categorías establecidas para la definición de la susceptiblidad se acentúan (Mapa 8.11), incrementándose el valor de los píxeles en los territorios citados en los dos párrafos anteriores, pero apareciendo otros nuevos, diseñando en esta ocasión un territorio menos fragmentado y perfilando varios trazados diferentes de un posible corredor. Así junto con los territorios ya enumerados, adquieren mayor importancia los relieves de los Montes Vascos, el contacto entre Álava y La Rioja, el tramo alto en la provincia de Burgos del río Ebro y su afluente el Rudrón, así como los territorios montañosos de contacto entre La Rioja, Soria y Zaragoza.



Mapa 8.10. Susceptibilidad al desplazamiento con valores promedio en radio de 10 km para cada celda.

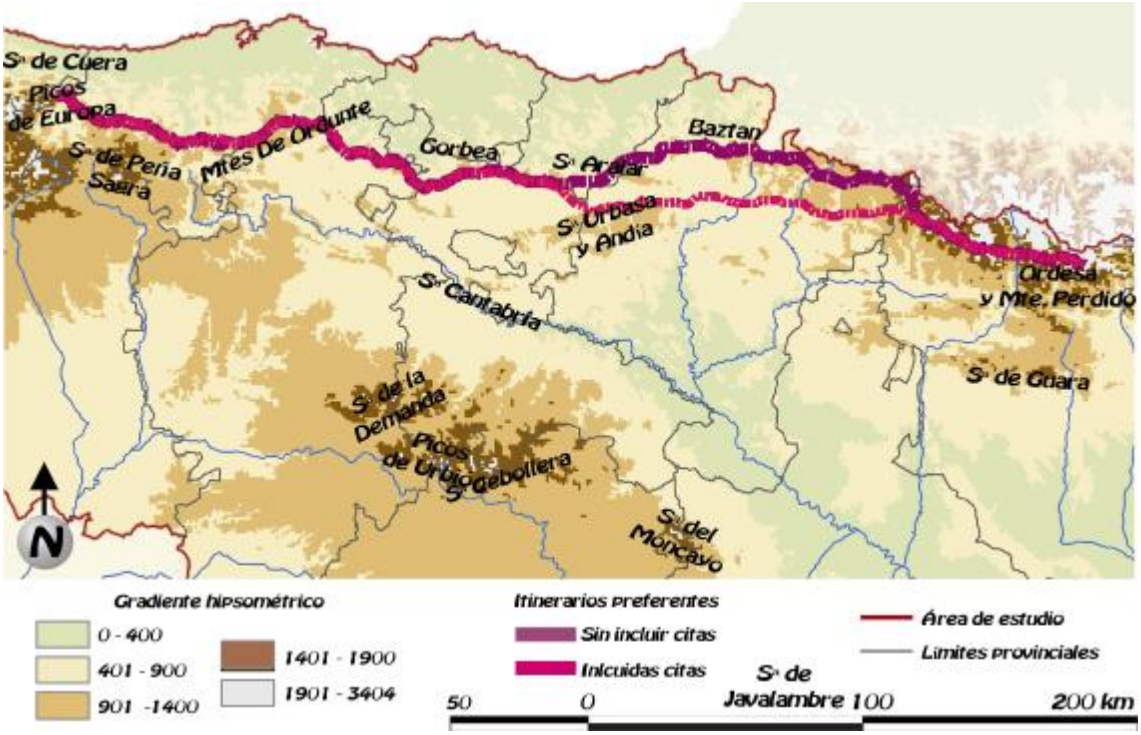
PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com



Mapa 8.11. Susceptibilidad al desplazamiento con valores en celdas de 100x100 metros incluyendo observaciones de quebrantahuesos en el corredor.

Por último, la aplicación del método de coste-distancia sobre los modelos de susceptibilidad al desplazamiento, dan lugar a varios itinerarios preferentes en el supuesto del movimiento dispersivo de un ejemplar entre el PNOMP y el PNPE (Mapa 8.12); cuyo trazado no presenta diferencias significativas entre los valores para las celdas de 100x100 metros y los de los valores promedio para radios de 5 y 10 kilómetros, desplazándose estos dos últimos en su diseño ligeramente al Norte en la zona del valle del Roncal de Navarra y un poco más al Sur hacia los relieves meridionales del Valle de Mena en Burgos. En este sentido, tan sólo se presentan en este trabajo los resultados obtenidos en el cálculo de los trayectos seguidos en base a la susceptibilidad al desplazamiento con valores en celdas 100x100, en sus dos vertientes: sin incorporar las observaciones de quebrantahuesos en el corredor y por otro lado incluyéndolas en el cálculo.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com



Mapa 8.12. Itinerarios preferentes en el desplazamiento en PNOMP y PNPE.

Estos desplazamientos muestran un trayecto similar en dos terceras partes de su trazado, variando tan solo al atravesar el territorio navarro, donde el mayor número de citas de los territorios del sector centro-norte de esta comunidad otorgan mayor valor a los píxeles de este sector por lo que el itinerario en el que se incluyen las observaciones de la especie, se modifica hacia el Sur discurriendo desde el Roncal hasta las Sierras de Andía y Urbasa de forma más o menos horizontal hasta volver a coincidir de nuevo en tierras alavesas en su contacto con Guipúzcoa.

En cuanto al teórico recorrido que realizaría un ejemplar que iniciara su desplazamiento en el PNOMP, sin tener en cuenta las observaciones de la especie en el corredor, este discurriría a lo largo de las Sierras de Tendeñera y Telera, pasando por la Sierra de la Estiva, Sierra Bernera y Castillo de Acher en territorio aragonés, para introducirse en la Comunidad Foral de Navarra por el Norte del Valle de Zuriza, pasando por el Alto Roncal, Sierras de Abodi y Puerto de Belagüa hasta Roncesvalles, para descender en latitud por el Norte de Erro, Monte Erreguerena, Abalde, Alto de Azpiroz y alcanzar las Sierras de Aralar, Urkilla y Sierra de Elgüéa, entrando entonces en

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

el País Vasco, donde continuaría siguiendo el límite administrativo entre Guipúzcoa y Álava, para posteriormente desplazarse al Sur del Monte Gorbea y la Sierra Salvada, para entrar en la provincia de Burgos a través de la Sierra de Carbonilla, Montes de la Peña, Montes de Ordunte, alcanzando el límite entre Santander y Burgos, para atravesar Cantabria por la cabecera del Valle del Pas, Sierra del Escudo, Norte de Reinosa, Sierra de Bárcena Mayor y llegar al PNPE cruzando la Sierra de Peña Sagra.

A lo largo de todo este itinerario el ejemplar habría atravesado un total de 12 Zonas de Especial Importancia para las aves (Tab. 8.5) y 25 Lugares de Importancia Comunitaria, pasando sobre dos territorios de nidificación histórica como son la Sierra de Aitzgorri y Sierra Salvada y próximo al de Bercedo.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 8.5. Territorios ZEPA y LIC atravesados en el itinerario preferente sin citas.

ZEPA	LIC
Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido	Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido
Viñemala	Bujaruelo-Garganta de los Navarros
Collarada-Ibón de Ip	Tendeñera
Los Valles	Telera-Acumuer
Larra-Aztaparreta	Collarada-Canal de Ip
Selva de Iratí-Roncesvalles	Los Valles
Monte Santiago	Larra-Aztaparreta
Sierra Salvada	Larrondo-Lakartxela
Sierra de Peña Sagra	Roncesvalles-Sierra de Iratí
Desfiladero de la Hermida	Monte Alduide
Liébana	Belate
Picos de Europa	Sierra de Aralar
	Aralar
	Aizkorri-Aratz
	Gorbeia
	Arkamo-Gibijo-Arrastaria
	Monte Santiago
	Bosques del Valle de MENA
	Ordunte
	Montaña Oriental
	Montes de Valvera
	Sierra del Escudo
	Valles Altos del Nansa y Saja y Alto Campoo
	Liébana
	Picos de Europa

8.4.4. Factores atmosféricos favorecedores del comportamiento dispersivo

A fin de poder establecer algún tipo de correlación entre la frecuencia de las observaciones de quebrantahuesos en las proximidades del PNPE y las situaciones sinópticas, es necesario encontrar algún tipo de indicadores. Uno de ellos podría ser la dirección media de los vientos en los observatorios disponibles, si bien la configuración del relieve, particularmente en el seno del corredor montañoso, con sus fuertes desniveles, la proximidad al mar y a su régimen de brisas, o

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

incluso la diferente insolación y temperatura entre las caras norte y sur van a producir tales alteraciones en los vientos locales que difícilmente reflejarán las condiciones sinópticas generales que condicionan el flujo de vientos de la atmósfera libre (Álvarez Lamata, 2005).

Como referencia, no obstante, podemos considerar la serie de observaciones de viento del Observatorio Meteorológico de Soria (INM, 2002a), que se localiza en una posición próxima, al sur y al centro del corredor, a una altitud de 1082 m. y relativamente alejado de grandes condicionantes orográficos, por lo que se puede esperar que refleje más claramente el viento derivado de las situaciones sinópticas generales (Figura 8.17), aunque siempre teniendo presente que estos datos se verán afectados por el terreno al estar por debajo de la capa límite, donde no es correcto hacer la aproximación geostrófica que sí relaciona directamente los vientos y las isobaras.

En él, se aprecia un aumento de la frecuencia de vientos del Este en los meses centrales del año, desde finales de la primavera hasta el final del verano. Se entiende por viento del Este todos aquellos cuyas direcciones estén comprendidas entre 45º (NE) y 135º (SE). Partiendo de la hipótesis de que los ejemplares se dejan llevar por vientos flojos mientras realizan vuelos en busca de alimento se estudiarán también las frecuencias de vientos flojos del Este en dicho observatorio, entendiendo por tales los que tengan una fuerza inferior a 14 Km/h.

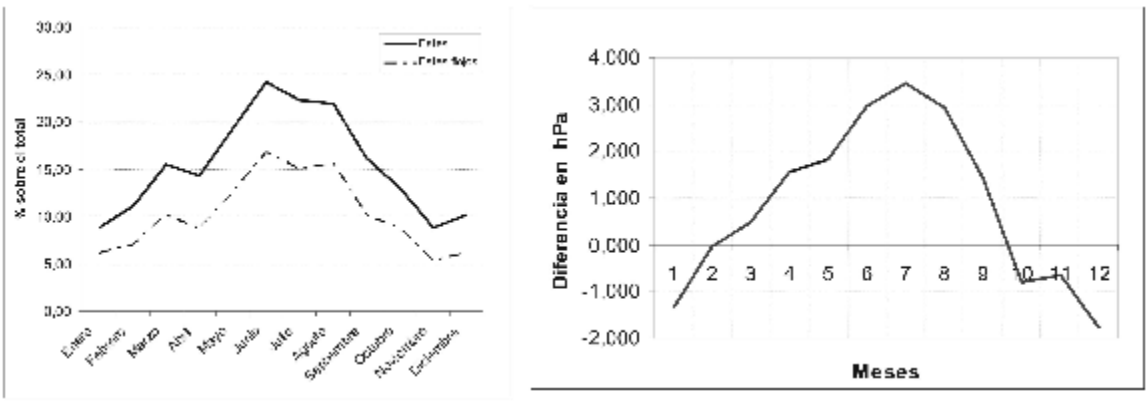


Figura 8.17. Porcentaje de frecuencias de vientos del Este en el Observatorio de Soria y diferencial de presiones mensuales medias entre La Coruña y Zaragoza (Datos INM, elaboración propia).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

El otro indicador sintético buscado responde a las configuraciones generales de la atmósfera. Se trata del diferencial de la presión mensual media reducida al nivel del mar entre dos observatorios situados al Oeste y al Este del corredor, como pueden ser La Coruña y Zaragoza (Figura 8.17). Ambos son observatorios sinópticos principales del INM y disponen de series completas para todo el periodo de estudio (INM, 2002b).

Por el desplazamiento latitudinal estacional de la circulación zonal, es de esperar que hacia el invierno la presión media sea menor hacia el Oeste, más afectado por la sucesión en el paso de depresiones, mientras que hacia el Este, más estable, aumentará la presión, reflejándose ocasionalmente también el anticiclón europeo-siberiano, que puede extenderse en cuña hasta el Mediterráneo. Conforme el año avanza hacia el verano, la entrada de depresiones hacia el Mediterráneo, en los meses equinocciales, y el calentamiento del centro peninsular y el Mediterráneo harán descender la presión media al Este del corredor. Simultáneamente, el posicionamiento más septentrional del anticiclón de Azores hará que aumente la presión media en el extremo occidental del corredor. Por lo tanto, de un diferencial negativo de presiones podemos inferir, en general, una situación zonal de vientos del Oeste o Suroeste sobre el corredor y de un diferencial positivo una variedad de situaciones, que pueden ir desde una situación del Norte, con altas presiones sobre el Cantábrico, a otra de bajas presiones térmicas en el interior peninsular, pasando por otras: collado barométrico, depresiones circulación a baja latitud que afectan al centro y sur de la península, etc. Por supuesto, en todo momento se debe tener en cuenta que este índice es fruto de un trabajo de síntesis y que necesariamente enmascarará muchos otros factores locales.

Los resultados de esta parte del proyecto procedentes de la comparación entre las frecuencias mensuales de citas de observaciones en el corredor montañoso ibérico-cantábrico, con los índices, quedarían en cierto modo incompletos si no se realizara una verificación de las posibles situaciones concretas de desplazamientos que se hayan podido identificar.

Como se ha comentado en apartados anteriores, hasta la fecha ningún ejemplar radiomarcado ha efectuado un desplazamiento completo por el corredor, en cuyo caso sería perfectamente posible comprobar a posteriori todos los campos de la atmósfera relevantes (presiones, vientos, visibilidad, etc.) para el desplazamiento. A falta de estos datos concluyentes, una revisión meticulosa de la base de datos de la FCQ ha permitido, mediante la búsqueda de

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

citas correlativas de ejemplares que podrían ser el mismo en diferentes posiciones del corredor, establecer cuatro secuencias de desplazamiento. El número de secuencias podría ser mayor, pero se han descartado aquellas secuencias de ejemplares registrados en las proximidades de una localización concreta sin efectuar un verdadero desplazamiento por el corredor. De esas cuatro secuencias hay dos que merecen una mayor atención, ya que recorren prácticamente todo el corredor. Se trata de un ejemplar joven que realizó un desplazamiento desde Navarra hasta Cantabria entre los días 18 y 22 de Agosto de 1996 y de otro ejemplar joven que durante el mes de Junio de 1999 se desplazó desde Vizcaya hasta Asturias (Figura 8.18).

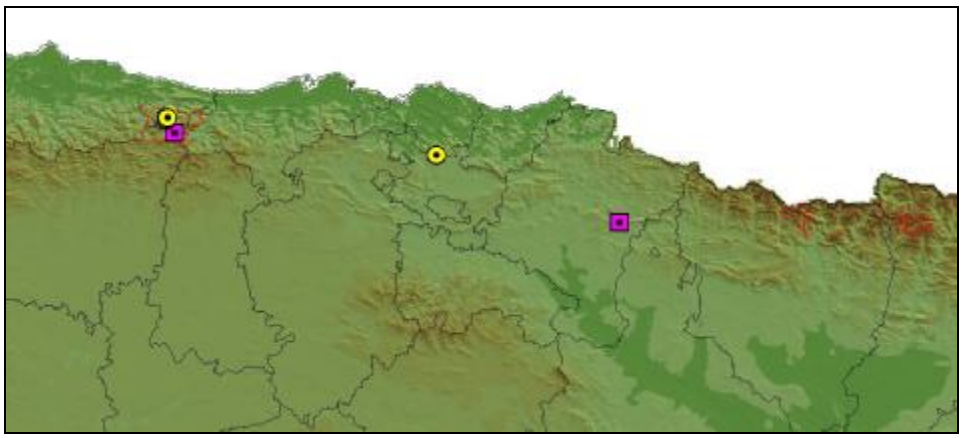


Figura 8.18. Secuencias de desplazamiento de ejemplares identificados (Fuente FCQ, 2004, elab. propia).

Se debe tener en cuenta que los momentos de observación en las posiciones extremas de estas secuencias no marcan la duración real del desplazamiento. Sólo indican que fueron vistos en esos momentos en esas localizaciones, pudiendo ser la duración real del desplazamiento mucho menor que el lapso entre citas.

Para realizar la comparación entre los valores de las frecuencias mensuales de citas en el periodo 1980-2005 (Figura 8.15 y 8.16) y los valores mensuales de los indicadores propuestos (Fig. 17), se recurre a la correlación bivariada de Pearson entre los valores mensuales (Tabla 8.6).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 8.6. Resultados de la correlación bivariada de Pearson, por meses (elab. propia).

Factores a correlacionar	Correlación	Significación (bilateral)
Observaciones PNPE - Frecuencia de vientos del este en Soria	0,743	0,006
Observaciones PNPE - Frecuencia de vientos del este flojos en Soria	0,746	0,005
Observaciones PNPE – Diferencial de presión mensual media La Coruña-Zaragoza	0,769	0,003

En todos los casos aparecen correlaciones positivas con relaciones fuertes. La correlación es especialmente significativa en el caso del índice sintético del diferencial de presiones. Los vientos del Este también tienen fuertes correlaciones, pero hay que pensar que éstos son una consecuencia de las situaciones sinópticas, lo que refuerza el papel de la correlación con las presiones. No aparecen diferencias significativas entre las correlaciones de los vientos flojos del Este y la totalidad de éstos, independientemente de su intensidad.

El estudio de las condiciones de las dos secuencias de desplazamiento identificadas arroja los siguientes resultados:

- Secuencia del 18 al 22 de agosto de 1996. Se produce en una situación sinópticamente poco definida, con bajas presiones al Sur del corredor y que podría definirse como de pantano barométrico. Los vientos en el corredor fueron flojos variables, con predominio de la componente Norte al norte del corredor y de la componente Este al sur del mismo durante los primeros días del episodio, que a partir del 21 comienza a presentar la entrada de un sistema frontal por el Oeste, que hizo aumentar la nubosidad y que el episodio terminase con un régimen general de vientos del Oeste a partir del 22 (Figura 8.19). Con esta situación, lo más probable es que el desplazamiento se produjera durante los días 19 o 20.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

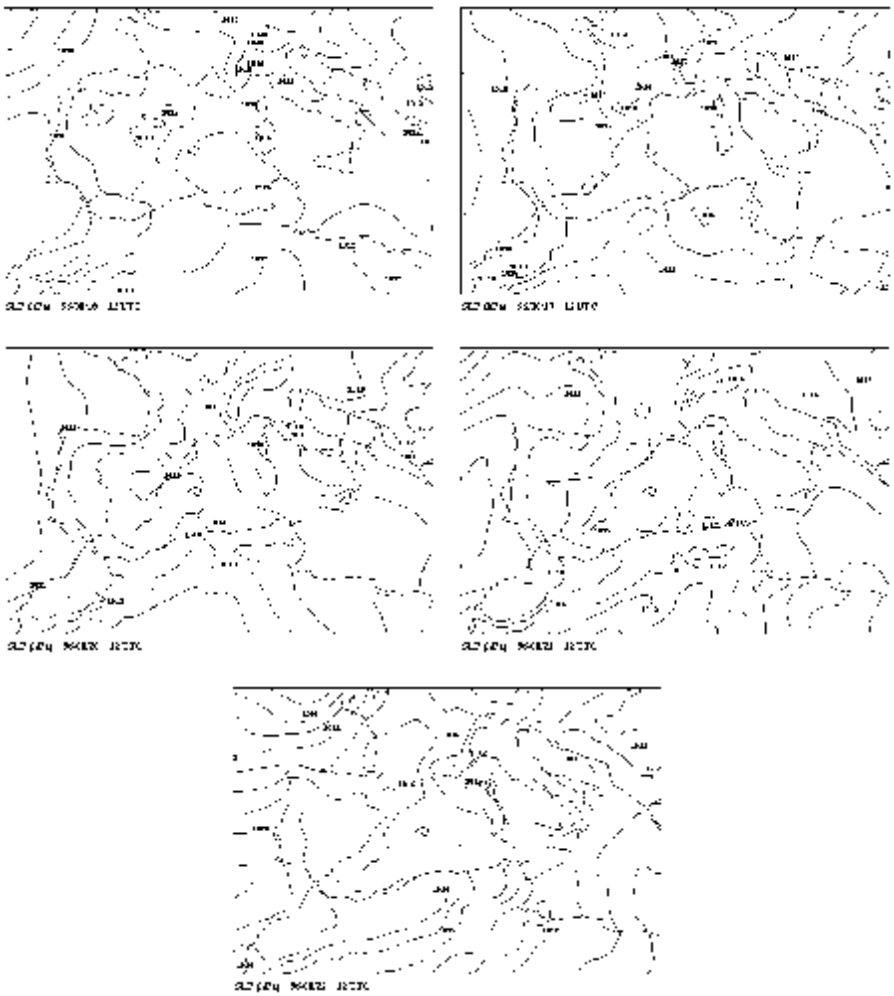


Figura 8.19. Situación en superficie a mediodía en la secuencia de los días 18 al 22 de agosto de 1996 (Fuente: INM).

- Secuencia del 5 al 30 de junio de 1999. Es muy larga y por tanto bastante variable, aunque puede resumirse como sigue. Al principio de la misma hay bajas presiones al sur de las Islas Británicas, que inducen un flujo del Oeste sobre todo el corredor. Esta situación va cambiando hacia el día 7 a medida que el centro de la depresión se desplaza hacia el Este y una cuña anticiclónica va desplazando a las bajas presiones sobre el Cantábrico, de forma que el flujo va cambiando del Oeste al Norte y posteriormente al Nordeste, con lo que la nubosidad baja es abundante sobre la cara norte del corredor. A partir del día 9 se forma durante las horas centrales del día una depresión térmica en el centro de la península, lo que origina, junto con la penetración de la cuña

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

anticiclónica sobre la Europa Atlántica, un flujo de vientos del Este sobre el corredor. Esta situación se mantiene unos pocos días para ir cambiando, por el diferente posicionamiento de las altas presiones, a otra situación de vientos del Norte y del Nordeste sobre el corredor, aunque alrededor del día 20 vuelven a repetirse las circunstancias de posición de las altas presiones y de depresión, en este caso sobre el Golfo de Cádiz, que inducen un marcado flujo del Este sobre el corredor. Posteriormente, el desplazamiento hacia el Norte de la mencionada depresión, junto con la aparición de un frente por el Oeste hacia los días finales del periodo, cambian la situación, haciendo que termine de nuevo en un flujo de Oestes sobre el corredor. No obstante se dan durante dos ocasiones en este periodo, entre los días 9 y 12 y entre los días 19 al 22 de junio, las situaciones que hemos identificado en nuestro modelo como las más favorecedoras al desplazamiento hacia el Oeste, con vientos del Este y buena visibilidad sobre el corredor (Figura 8.20 y 8.21).

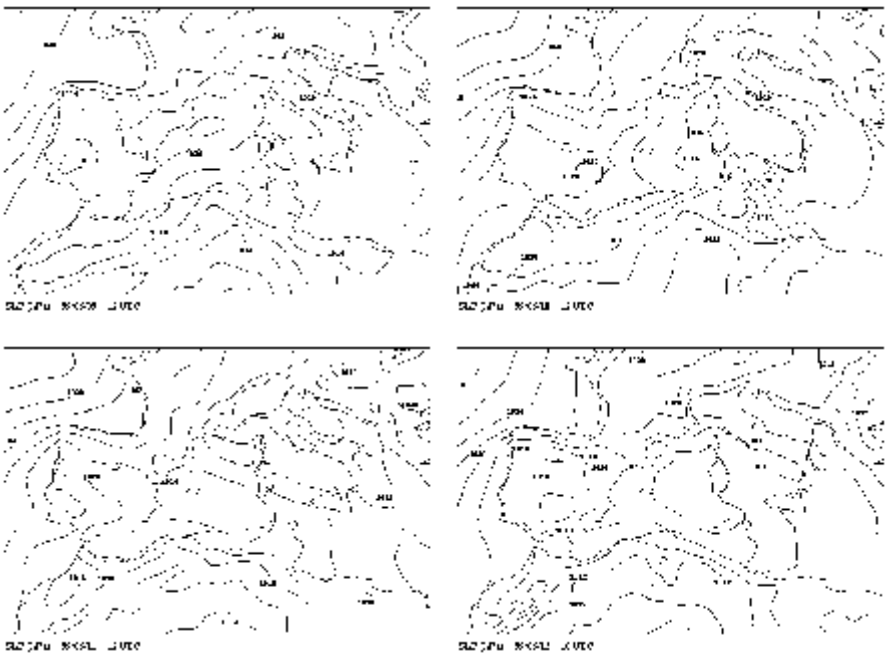


Figura 8.20. Situación en superficie a mediodía en la secuencia de los días 9 al 12 de junio de 1999 (Fuente: INM).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

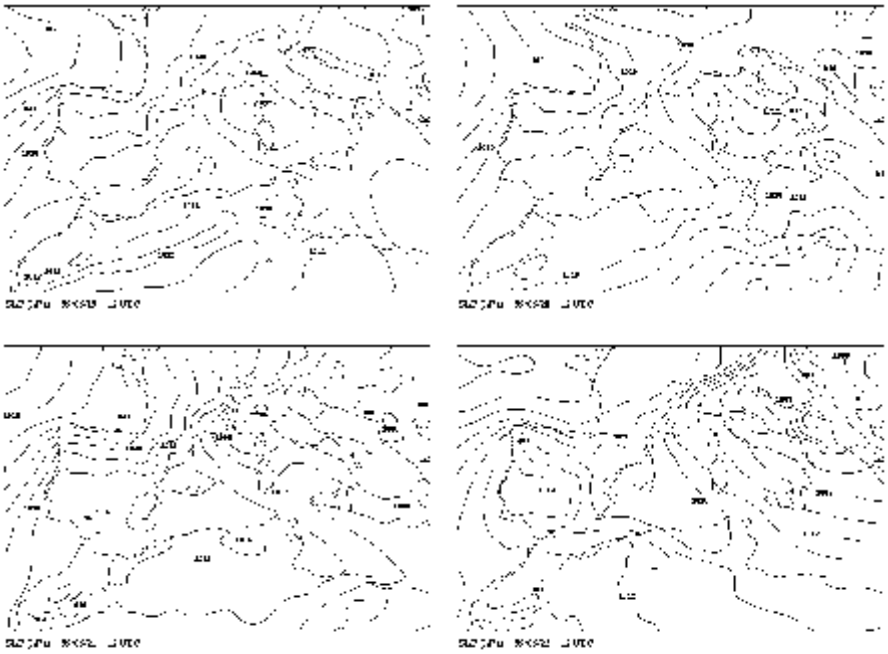


Figura 8.21. Situación en superficie a mediodía en la secuencia de los días 19 al 22 de junio de 1999 (Fuente: INM).

La comprobación de las situaciones dadas en las secuencias identificadas permite pensar que el modelo conceptual de desplazamiento es razonablemente correcto.

Por todo ello, cabe pensar que la climatología sinóptica puede tener un papel importante en el desplazamiento por el corredor, que podría resumirse así: entre el núcleo reproductivo de la especie y el PNPE existe un corredor montañoso que ofrece múltiples posibilidades de hábitat y de zona de actividad para la especie, que permite una continuidad visual en días despejados desde el aire entre unas y otras posibles áreas, conduciendo hasta el PNPE.

Sin embargo, ese corredor presenta con mucha frecuencia unas condiciones de visibilidad (frecuente nubosidad y precipitaciones) y de vientos, normalmente de componente Oeste, que en principio parece no facilitar los desplazamientos de los ejemplares desde el núcleo pirenaico hasta los Picos de Europa. Hay que destacar que la nubosidad y las precipitaciones presentan máximos en las caras norte del corredor y, lo que reviste aún mayor importancia, en el Alto Ebro (Montes Vascos, Cordillera Cantábrica oriental y Sistema Ibérico noroccidental), lo que puede suponer un bloqueo a la dispersión de los ejemplares más al Oeste. Sin embargo, hacia el verano se produce una situación, que está relacionada con la presencia de cuñas anticiclónicas

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

sobre el Cantábrico-Europa Occidental y de depresiones térmicas en niveles bajos sobre el centro-sur de la Península Ibérica, concurrentes o no, que permite que haya circunstancias que faciliten el desplazamiento hacia el Oeste. Estas circunstancias se traducen en una mejor visibilidad, en convección y por lo tanto, ascendencias, especialmente sobre las caras sur del corredor, y en un flujo de vientos del Este.

Todos estos factores pueden hacer que el vuelo dispersivo de un ejemplar le conduzca desde sus centros de actividad al Este del corredor hasta alcanzar el PNPE. Por lo tanto, quedaría suficientemente demostrado con los datos disponibles actualmente que, a pesar del hecho conocido del predominio de flujos y vientos del Oeste en el norte peninsular en general y en el corredor en particular, existe una frecuencia de desplazamientos de ejemplares hacia el Oeste coincidente con una situación sinóptica típicamente estival en las capas bajas de la atmósfera que la favorece, con lo que el corredor se comportaría como una vía de doble sentido que permite conectar los territorios situados en ambos extremos.

8.5. Discusión

Durante este capítulo hemos podido analizar la relación entre la presencia de ejemplares de quebrantahuesos en territorios fuera del ámbito de ocupación habitual de la especie y los diferentes componentes del medio que pueden favorecer o no los movimientos dispersivos habituales en el comportamiento de la especie, a lo largo de lo que denominamos corredor montañoso ibérico-cantábrico, fundamentándose dicho análisis en los datos derivados de consulta bibliográfica para las citas históricas y algunas contemporáneas y las observaciones de campo recogidas en la base de datos de la FCQ (FCQ-GA, 2004).

Se trata por tanto de un conjunto de datos obtenidos sin una metodología homogénea, aunque sí sometidos a un filtro en cuanto a su validez, con un importante carácter aleatorio en su detección que, con toda seguridad, influye en la secuencia temporal que muestran, siendo los únicos datos disponibles para estudiar la dispersión de la especie fuera de los territorios reproductores actuales, que alcanzan zonas de ocupación histórica como el PNPE o el Norte de la provincia de Burgos entre otros. Sin embargo, tanto el número de observaciones disponibles, como su distribución espacial a lo largo del corredor montañoso ibérico-cantábrico, parecen

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

suficientes como para realizar una primera aproximación al problema, en espera de poder contar en algún momento con datos de ejemplares en dispersión por el área de estudio y que estén provistos de emisores satélite que ofrezcan un volumen y secuenciación de datos suficiente como para corroborar lo que de forma teórica se ha ido planteando en algunos apartados del presente capítulo.

Por el momento, concluimos que la metodología diseñada para la obtención de la cartografía de susceptibilidad al desplazamiento es ya de por si un logro en el presente trabajo, así como el resultado obtenido, ya que este puede constituir una herramienta orientadora para la gestión de trabajos encaminados a la recuperación o a fomentar la dispersión de la especie en ámbitos extrapirenaicos, pues delimitan territorios con mayores posibilidades para ser atravesados durante sus desplazamientos por el quebrantahuesos en función de las características del hábitat ocupado por la misma en la actualidad, de ahí que en ellos se dibujen, teniendo en cuenta las categorías de mayor susceptibilidad, varios pasillos a lo largo de los cuales pudieran realizarse movimientos de aves en dispersión, constriñendo de esta forma el ámbito de las posibles actuaciones a zonas más concretas dentro de un espacio de las dimensiones en las que se engloban la totalidad de los datos analizados.

Desde otra perspectiva, el análisis de los espacios que han albergado territorios reproductores anteriores a la década de los 80, está claramente condicionado por la disponibilidad de datos, los cuales surgen por razones tan dispares como la existencia textos que describen viajes de naturalistas o cazadores por determinados territorios o de conventos con tradición escrita en la descripción de costumbres y hábitos o de estudiosos de la vida natural contemporáneos, alguno de ellos ya fallecido, ligados a territorios con presencia histórica de la especie, constituyendo todos ellos documentos de gran valor hacia la especie, que en su conjunto han permitido una aproximación histórica a la situación de la misma, pero que requieren de un trabajo más profundo de aspectos más detallados, que podrían ayudarnos a un mejor conocimiento del quebrantahuesos.

Por su parte, el análisis de los fenómenos atmosféricos en relación a los movimientos dispersivos de la especie, presenta una serie de condicionantes que no debemos olvidar. Todo el modelo que hemos construido para justificar el desplazamiento de las aves por el corredor, en particular para explicar los desplazamientos hacia los Picos de Europa, a priori más difíciles, y

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

para entender los mecanismos de conexión entre las dos hipotéticas poblaciones, necesita de mucha más información para ser completamente corroborado.

Por una parte, es imprescindible disponer de datos de marcación de ejemplares con una periodicidad suficiente (como mínimo diaria), para poder estudiar el papel de las situaciones atmosféricas en la dispersión y desplazamiento de las aves en sus movimientos por el corredor. Por otra parte, es muy importante el poder realizar estudios, siquiera a menor escala espacial, sobre los ejemplares marcados, correlacionando sus patrones de vuelo con las situaciones. En esta escala los vientos locales van a jugar un papel muy importante, por lo que debido a la escasa predecibilidad de los mismos, sería muy conveniente contar con datos de estaciones meteorológicas automáticas en las proximidades de las zonas de actividad habituales, actualmente no disponibles.

Sin embargo, no debemos olvidar que por lo general los estudios que relacionan clima y dispersión de animales, se basan en la captura, marcaje y seguimiento tras la suelta de los mismos, aportando datos a tiempo real del movimiento y la situación atmosférica, aspecto este que se aborda desde el sentido contrario en nuestro trabajo, debido a la naturaleza y forma de obtención de los datos disponibles en la actualidad, teniendo que elaborar modelos conceptuales para la reconstrucción de las situaciones atmosféricas.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

8.6. Referencias

Aierbe, T., Olano, M. y Vazquez, J. (2001). Atlas de las aves nidificantes de Guipúzcoa. *Munibe*. Vol 52. Monográfico.

Aierbe, T., Olano, M. y Vazquez, J. (2002). Situación actual de las poblaciones de los necrófagos Buitre Leonado (*Gyps fulvus*), Alimoche Común (*Neophron percnopterus*) y Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Guipuzkoa. *Munibe*. Vol. 53. p. 211-228.

Aldaz, J. (1918). *Catálogo de las Aves observadas en Guipúzcoa y Vizcaya*. Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural.

Álvarez Lamata, E., (2005). *Características de vientos locales en Aragón, La Rioja y Navarra obtenidas a partir de datos de la red de Estaciones Meteorológicas Automáticas*. Instituto Nacional de Meteorología, Madrid. Publicación D-62. 206 p.

Álvarez-Balbuena, F.; Vigil, A.; Álvarez, C.M.; Carballal, M.E.; García, E.; García. J.A. (2000). *Aves raras y escasas en Asturias*. Coordinadora Ornitolóxica d'Asturies. Avilés.

Antor, R., Gil, J.A.; Lorente, L.; Díez, O.; Báguena, G. (2000). Observaciones de quebrantahuesos fuera de Pirineos. *Quercus*, 168: 10-14.

Baudry, J. (2003). Agricultura, paisaje y conectividad. P. 71-82. En: García Mora, M.R. (Coord.). *Conectividad Ambiental. Las Áreas Protegidas en la Cuenca Mediterránea*. Junta de Andalucía. Pp. 200.

Boshier, D.H.; Hughes, C.E., Hawthorne, W.D. 1999. *Mesoamerican Biological Corridor Project – Mexico. Biological Criteria for Corridor Selection and Design.* Government of Mexico. University of Oxford, UK

Burel, F., Baudry, J. (2002). *Ecología del paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 353 p.

Chapman, A. y Buck, W.J. (1982). *La España agreste. La caza*. Biblioteca cinegética. Ed. Giner. Madrid.

Dajoz, R. (2002). *Tratado de Ecología*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. Pp. 600.

De Juana, E. (1980). *Ornitología del Alto Valle del Ebro y Sistema Ibérico Norte*

De Miguel, J.M. y Gómez Sal, A. (2003). Diversidad y funcionalidad de los paisajes agrarios tradicionales. P. 273-284. En : Pineda, F.D., de Miguel, J.M., J.Casado, M.A. y Montalvo (Coord.) *La Diversidad Biológica de España*. Prentice Hall. Madrid.

Donazar, J.A. (1993). *Los buitres ibéricos: biología y conservación.* J.M. Reyero Editor. Madrid.

Eastwood, E., (1967). *Radar Ornithology*. Methuen, London. 278 p.

FCQ – GA. 2004. *Gestión de datos del Quebrantahuesos en Aragón*. Base de datos inédita.

Fernández, J.M. (coord.) (2003). *Estudio faunístico del Parque Natural del Gorbeia. Fauna de vertebrados excepto quirópteros. Instituto Alavés de la Naturaleza.* Diputación Foral de Álava.

Ferrer, M. (1993). Wind-influenced juvenile dispersal of Spanish Imperial Eagles. *Ornis Scandinavica* 24:4, pp. 330-333.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Forman, R.T.T. (1995). *Land mosaic. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. Cambridge.

Frampton G.K., Cilgi T., Fry, G.L.A. and Wratten, S.D. (1995). Effects of grassy banks on the dispersal of some carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) on farmland. *Biological Conservation*, 71: 347-355.

Fry, G.L.A. (1994). The role of field margins in the landscape. Pg 31-40. En: Field margins: integrating agriculture and conservation. *BCPC Monograph*, 58.

Gadow, H.F. 2002. *Por la montaña de Cantabria*. Ed. Fundación CDESC. Gobierno de Cantabria. Santander.

García Asencio, J.M (1997). *Historia de la fauna de Soria*. ASDEN.

García-Dory, M. A. 1975-1976. Nuevos datos sobre la presencia de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus aereus*) en Asturias. *Asturnatura*, 3: 108.

Gauthreaux, S.A. Jr., Belser, C.G., (2005). *Radar Ornithology and the Conservation of Migratory Birds*. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191, pp. 871-875.

Gil, J.A., Díez, O., Báguena, G., Lorente, L., Antor, R., Pérez, C., Losada, J.A., Longares, L.A., Alcántara, M., (2005a). *Patrones de dispersión juvenil del Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos (1995-2003)*. Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Aragón (informe inédito). Zaragoza.

Gil, J.A.; Longares, L.A.; Chéliz, G.; Lorente, L.; Báguena, G.; Díez, O. (2005b). Radio-seguimiento de un quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) reproductor en el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara (Aragón-España). *Lucas Mallada*, nº 12. P. 75-88.

Gómez, M. y Barredo, J.I. (2005). *Sistemas de Información Geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio*. (2ª edición). RA-MA. Madrid

Gutierrez Elorza, M. (Coord.) (1994). *Geomorfología de España*. Ed. Rueda. Madrid.

Hiraldo, F.; Delibes, M. y Calderón, J. (1979). *El Quebrantahuesos Gypaetus barbatus(L.). Sistemática, Taxonomía, Biología, Distribución y Protección.* Monografía nº 22. Ministerio de Agricultura. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Madrid.

I.G.N., (2005). *Atlas Nacional de España: Climatología. Sección II, Grupo 9.* Instituto Geográfico Nacional, Madrid.

I.N.M., (2002a). *Rosas de viento (1971-2000)*. Instituto Nacional de Meteorología, Madrid.

I.N.M., (2002b). *Valores normales y estadísticos de los observatorios meteorológicos principales (1971-2000)*. Instituto Nacional de Meteorología, Madrid.

Leshem, Y., Yom-Tov, Y. (1998) Routes of migrating soaring birds. *Ibis* 140:1, pp. 41-52

Lincoln, F.C., Peterson F.R., Zimmerman, J.L., (1998) *Migration of Birds*. U.S. Department of Interior, U.S. Fish and Wildlife Service, Circular 16. Washington D.C.

Longares Aladrén, L.A. (2003). *Zoogeografía ecológica del quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en Aragón: Análisis y valoración de los factores ecogeográficos en relación con la reproducción*. Tesis doctoral. Dpto de Geografía. Universidad de Zaragoza. (Inédita).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Longares L.A. (2006). Sistemas de Información geográfica (S.I.G.) aplicados en la conservación de especies amenazadas: el Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*). P. 213-220. En: Cadiñanos, J.A.; Ibabe, A.; Lozano, P.; Meaza, G.; Onaindia, M. (eds). (2006). *III Congreso Español de Biogeografía. Espainiako III. Biogeografía Biltzarra*. Universidad del País Vasco.

Martínez de Pisón, E. y Molina, P. (2002). Diversidad del paisaje natural. P. 33-44. En : Pineda, F.D., de Miguel, J.M., J.Casado, M.A. y Montalvo (coord.) *La Diversidad Biológica de España*. Prentice Hall. Madrid.

Mauremooto, J.R., Wratten, S.D., Worner, S.P., and Fry, G.L.A. (1995). Permeability of hedgerows to predatory carabid beetles. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 52: 141-148.

Merriam, G. and Lanuoue, A. (1990). Corridor use by small mammals: field measurements for three experimental types of *Peromyscus leucopus*. *Landscape Ecology*, 4: 123-131.

Metzger, M.J., Bunce, R.G.H., Jongman, R.G.H., Mücher, C.A. and Watkins, J.W. (2005). A climatic stratification of the environment of Europe. In: M.J. Metzger, (2005). *European vulnerability to global change – a spatially explicit and quantitative assessment*. PhD Thesis. Wageningen University, Wageningen. Pp. 101–128.

MIMAN (2005). *Memoria de la publicación Red Natura 2000 en CD Rom*. Madrid.

Moreno Jiménez, A. (coord.) 2006. *Sistemas y análisis de la información geográfica*. RA-MA. Madrid.

Orlanski, I. (1975) A Rational Subdivision of Scales for Atmospheric Processes *Bulletin of The American Meteorological Society* 56 (5): 527-530.

Ortuño, F. y de la Peña, J. (1978). *Reservas y cotos nacionales de caza.* Vol. 3. Región Central. Ed. Incafo. Madrid.

Paillat, G. et Butet, A. (1997). Utilisation por les petits mamifères du réseau de digues bordant les cultures dans un paysage poldérisé d´agriculture intensive. *Ecologia Mediterranea*, 23 : 13-26.

Painho, M. and Augusto, G. (2001). *A Digital Map of European Ecological Regions. Anwendung und Auswertung der Karte der natürlichen Vegetation Europas*. Budesamt für Naturschutz, Internationale Naturschutzakademie, Insel Vilm, 7–11 May 2001.

Roekaerts, M. (2002). *The Biogeographical Regions Map of Europe. Basic principles of its creation and overview of its development.* European Environment Agency (EEA).

Román, J.; Román, F.; Ansola, L.M.; Palma, C.; Ventosa, R. (1996). *Atlas de las aves nidificantes de la provincia de Burgos*. Ed. Circulo. Burgos.

Sánchez Rodríguez, J., (1993). *Situaciones atmosféricas en España*. Instituto Nacional de Meteorología, Madrid. 285 pp.

Sánchez-Castilla, E. y Báguena, G. (2003). *Estudio del hábitat potencial del quebrantahuesos en los Picos de Europa (proyecto LIFE02 /NAT/E/8624)*. Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos. Dirección General de Medio Ambiente, Comisión Europea. Informe inédito.

Sánchez-Castilla, E., Longares, L.A. y Gil, J.A. (2005). *El hábitat potencial del Quebrantahuesos Gypaetus barbatus en el Sistema Ibérico oriental*. Fundación para la Conservación del

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Quebrantahuesos & Dirección General de Medio Ambiente, Gobierno de Aragón. Informe inédito.

Saz Herráiz, C. (2004). Los paisajes naturales españoles. Caracteres propios y necesidades de conservación: su valor como recurso natural y cultural. P. 47-86. En: Martínez de Pisón, E.; Muriel, J.L.; Sanz, C.; Serrano, E.; Rubio, J.M.; Mata, R.; Mas, R. y Vozmediano, J. *La Conservación del Paisaje*. Fundación Biodiversidad. Sevilla.

Serrano Cañadas, E. (2004). Paisajes de montaña de la Península Ibérica: Caracteres y necesidades de conservación. P. 91-134. En: Martínez de Pisón, E.; Muriel, J.L.; Sanz, C.; Serrano, E.; Rubio, J.M.; Mata, R.; Mas, R. y Vozmediano, J. *La Conservación del Paisaje*. Fundación Biodiversidad. Sevilla.

Shamoun-Baranes, j., Leshem, y., Yom-Tov, y., Liechti, O., (2003). *Differential Use of Thermal Convection by Soaring Birds over Central Israel*. The Condor 105, pp 208-218.

Urquijo, A. 1989. *Altos Vuelos*. Eds. Aldaba.

Valverde, J.A. (1956). *Notas ornitológicas sobre Santo Domingo de Silos (Burgos)*. Munibe 3: 31. Publicaciones Arantzadi. San Sebastián.

Walls, S.S., (2004). *How Sociality, Weather and Other Factors Affect the Leaving, Transition and Settling Phases of Dispersal in the Buzzard (Buteo buteo)*. Tesis doctoral, University of Reading.

Wascher, D.M. (ed). 2005. *European Landscape Character Areas – Typologies, Cartography and Indicators for the Assessment of Sustainable Landscapes.* Final Project Report as deliverable from the EU's Accompanying Measure project European Landscape Character Assessment Initiative (ELCAI), funded under the 5th Framework Programme on Energy, Environment and Sustainable Development (4.2.2), x + 150 pp.

Zhang, Z and Usher, M.B. (1991). Dispersal of wood mice and bank voles in an agricultural landscape. *Acta Theriologica*, 36: 239-245.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

CAPÍTULO 9
Protocolo de reintroducción y post-liberación

Gerardo Báguena, Emma Sánchez-Castilla

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

9.1. Introducción

Según las recomendaciones de la IUCN (1987, 1998), los programas de reintroducción deben incorporar estudios de viabilidad y fases de preparación, liberación y posterior monitorización o seguimiento de ejemplares (Kleiman *et al.* 1994). En el pasado, fueron numerosos los proyectos de reintroducción que se caracterizaron por una escasa planificación (Houston 2006), falta de revisión teórica de los antecedentes, ausencia de personal cualificado a cargo de su ejecución, ausencia de trabajo cooperativo así como una escasa difusión de los resultados (Seddon 1998). Según Houston (2006), el éxito de estos proyectos depende enormemente de su planificación.

El programa de reintroducción propuesto para el PNPE se desarrolla en coherencia con los protocolos establecidos por la IUCN (1987, 1998), recomendando la ejecución de fases de pre-liberación, liberación y monitorización post-liberación, al igual que otros programas exitosos realizados con especies similares (Sarrazin *et al.* 2000; Feliciano *et al.* 2001; O'Toole *et al.* 2002). Las fases propuestas en el presente protocolo de reintroducción y post-liberación (Tabla 9.1) están basadas en principios básicos sobre reintroducciones establecidos por Baker (2002).

Inicialmente, los esfuerzos dirigidos a la reintroducción de una especie deben estar convenientemente contrastados y planificados a largo plazo, con el objetivo de evitar un fracaso predecible. Posteriores intentos para reiniciar la reintroducción se enfrentarían a escenarios adversos, con posicionamientos inflexibles acerca de posteriores liberaciones.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Tabla 9.1 Fases de trabajo propuestas en el protocolo de reintroducción y post-liberación del quebrantahuesos en el PNPE.

PROTOCOLO DE REINTRODUCCIÓN Y POST-LIBERACIÓN DEL QUEBRANTAHUESOS EN EL PARQUE NACIONAL DE LOS PICOS DE EUROPA
FASE DE PLANIFICACIÓN, PREPARACIÓN Y LIBERACIÓN
§ Justificación de la reintroducción, objetivos y beneficios esperados.
§ Identificación de los factores de éxito / fracaso.
§ Valoración de la aceptación y apoyo social a la puesta en marcha de una reintroducción.
§ Identificación de los lugares de liberación de aves.
§ Origen y método de obtención de ejemplares. Valoración de su idoneidad.
§ Método de liberación.
§ Diseño del programa de seguimiento.
§ Existencia de financiación, cobertura socio-política y requerimientos legales.
§ Recursos humanos y materiales. Establecimiento de un equipo multidisciplinar.
§ Programa de divulgación y sensibilización ambiental.
FASE POST-LIBERACIÓN
§ Plan de seguimiento post-liberación.
§ Programa de divulgación y sensibilización ambiental.
§ Valoración, difusión y publicación de resultados.

9.2. Fase de planificación, preparación y liberación

9.2.1. Justificación de la reintroducción, objetivos y beneficios esperados

Dado que una reintroducción supone la realización de un proceso complejo y costoso (Scott & Carpenter 1987; Burnham *et al.* 2006), la finalidad y los objetivos que se pretenden conseguir deben ser rigurosamente revisados. En las fases iniciales del proyecto, deberá realizarse una profunda reflexión sobre los beneficios que suponen las medidas de conservación y protección para la actual población silvestre frente a las posibles repercusiones negativas o riesgos potenciales. En cualquier caso, la decisión inicial sobre la idoneidad de llevar a cabo una reintroducción debe ser una elección con fundamento científico, lejos de cualquier decisión pragmática o basada en intereses socio-políticos (Sarrazin & Barbault 1996).

El objetivo general de la reintroducción de quebrantahuesos en el PNPE debe ser establecer, al menos, una población reproductora viable y autosuficiente, geográficamente conectada con la población pirenaica a través de un flujo permanente de ejemplares, con el objeto de reducir el riesgo de extinción actual. Otros beneficios de ámbito científico y social obtenidos a través de esta reintroducción son:

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

- reestablecimiento de una especie clave en el ecosistema de montaña peninsular;
- recuperación en un parque nacional de una especie recientemente extinguida;
- restauración y mantenimiento de la diversidad biológica en tres comunidades autónomas españolas;
- generación de conocimiento sobre biología, ecología y técnicas de recuperación de una especie amenazada;
- promoción de los valores naturales y de la conservación a través de la cooperación entre organismos públicos y privados;
- dinamización y amplia participación social con la puesta en marcha de iniciativas que fomenten la cultura y el conocimiento en el ámbito rural;
- potenciación de prácticas tradicionales de ganadería extensiva fundamentales para el mantenimiento de los ecosistemas de montaña (certámenes ganaderos, asesoría personal, cría de perros pastores, puesta en valor de la cultura ganadera,...);
- generación de beneficios económicos a corto, medio y largo plazo en el sector turístico;
- promoción de nuevas iniciativas de turismo científico;
- creación de empleo.

9.2.2. Identificación de los factores de éxito / fracaso

La medida última del éxito de un programa de reintroducción es el establecimiento de una población silvestre auto-sostenible (Scott & Carpenter 1987), entendiéndose como tal aquella cuya tasa de crecimiento a largo plazo no es negativa y cuya probabilidad de persistencia es elevada a pesar de la estocasticidad ambiental o demográfica existente (Schaub *et al.* 2004).

Experiencias previas de reintroducción de especies permiten identificar aspectos decisivos del éxito o fracaso (O'Toole *et al.* 2002), fundamentales en la planificación de los proyectos (más información en punto 2.1). Resulta necesario iniciar una recopilación rigurosa de información sobre los procedimientos empleados y su inclusión en bases de datos específicas (Griffith *et al.* 1989). A pesar de existir conocimiento suficiente sobre reintroducciones previas de la misma especie o similares, no se dispone de un modelo de trabajo único que permita ser aplicado en el presente proyecto, ni siquiera en especies taxonómicamente cercanas (Rodríguez *et al.* 2003).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Las experiencias más próximas se encuentran en el programa de reintroducción del quebrantahuesos en los Alpes, cuyos resultados pueden considerarse exitosos (ver detalles en el punto 1.4).

9.2.3. Valoración de la aceptación y apoyo social a la puesta en marcha de una reintroducción

Un proyecto de reintroducción aplicado en un área rural activa, con una sociedad fundamentada en la explotación de recursos tradicionales (ganadería y agricultura), nunca será exitoso si previamente no se ha incluido este sector en la planificación esencial del proyecto de reintroducción. Este concepto conlleva trasladar el protagonismo y beneficio de la imagen del proyecto a la población local, en detrimento del equipo de investigadores o equipo promotor. Se deberá contar, por tanto, con la plena participación de ayuntamientos, colectivo de veterinarios y sector ganadero y agricultor, entre otros, que serán, en todo momento, considerados como parte esencial del funcionamiento, condicionando el éxito del proyecto.

Un proyecto de reintroducción debe aportar a la población local expectativas futuras, basadas en la promoción de sus valores tradicionales, evitando las restricciones innecesarias que suelen generar un rechazo generalizado hacia iniciativas relacionadas con la conservación de la naturaleza.

En coherencia con estas consideraciones, no se ha identificado ningún sector social influyente contrario a la puesta en marcha de la reintroducción del quebrantahuesos en el PNPE. La actual tendencia positivista del proyecto, basada en el apoyo social y plena participación institucional, predispone a iniciar con garantías la liberación de ejemplares dentro de parque nacional. Cabe esperar, como es habitual en los proyectos de reintroducción, que se produzcan manifestaciones contrarias de conveniencia, ajenas a criterios técnicos contrastados.

9.2.4. Selección de los lugares de liberación

El PNPE fue elegido como punto prioritario para la liberación de ejemplares. Esta elección se ve justificada principalmente por la constatada presencia histórica y reciente de la especie, su elevada idoneidad del hábitat, favorecida por la desaparición de los factores que provocaron su

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

extinción. Estos factores, junto con la existencia de la figura de parque nacional, configuran un escenario óptimo de trabajo.

El área concreta de liberación deberá ser seleccionada a través de prospecciones de campo dentro de las zonas establecidas por el modelo de selección de hábitat como de "alta calidad" (ver detalles en capítulo 6). El lugar elegido como punto de liberación será establecido en concordancia con los requerimientos de hábitat de la especie (Sánchez-Castilla *et al*. in prep.), el conocimiento de expertos y las directrices marcadas por la IUCN (1998).

Según algunos autores (Sherrod *et al.* 1982; Barclay 1987), entre las consideraciones más importantes con respecto a la selección del lugar de liberación destacan la disponibilidad de potenciales áreas de nidificación, la ausencia de perturbaciones antrópicas, la disponibilidad de alimento y la seguridad frente a predadores. Asimismo, se considera fundamental que el área de liberación deba estar próxima a zonas donde se garantice la interacción con otros ejemplares en libertad, así como la presencia y afluencia de corrientes de aire ascendente y vientos de ladera, imprescindibles en el período de aprendizaje de vuelo y la localización y uso de fuentes de alimento.

Tomando como referencia estos criterios, y los anotados por Nye (1994) y Feliciano *et al.* (2002) para la selección de zonas de liberación, se propone que las áreas de suelta de quebrantahuesos en el PNPE respondan a los siguientes requerimientos:

i) Situación dentro del rango de distribución histórico de la especie;
ii) Localización dentro de hábitat idóneo de nidificación que asegure la viabilidad y supervivencia de las aves liberadas (ver punto 6.3.5);
iii) Situación en un área protegida, de acceso limitado al lugar inmediato de liberación y en ausencia de perturbaciones de carácter antrópico (ver punto 7.6);
iv) Liberación en zonas en las que haya sido constatada la desaparición de los factores que provocaron la extinción (ver punto 7.3).
v) Existencia de condiciones favorables de vuelo y presencia de otras aves planeadoras que asegure el contacto inter e intraespecífico (ver punto 7.5);
vi) Proximidad y acceso a corredores de vuelo de orografía adecuada;
vii) Proximidad a puntos de alimentación suplementaria específicos para quebrantahuesos;

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

viii) Existencia de abundante cabaña ganadera en régimen extensivo abierto y población de ungulados silvestres (ver punto 7.4);

ix) Fácil acceso a pie y mecanizado para investigadores y cuidadores.

9.2.5. Origen y método de obtención de ejemplares

Según la IUCN (1987, 1998), los ejemplares que se pretende reintroducir deben pertenecer al taxón (subespecie o raza) disponible más cercano a la población original, preferiblemente idéntico a la población extinta. Según Rodríguez *et al*. (2003), si el área de reintroducción recibe la llegada natural de individuos de otras poblaciones, aún cuando su presencia sea temporal, los animales seleccionados para la reintroducción deben ser lo más parecidos genéticamente a la población original, evitando así fenómenos de depresión por exogamia. En el caso de la población ibérica de quebrantahuesos, el núcleo poblacional más cercano genética y geográficamente a la población extinta en los Picos de Europa es el distribuido en la Cordillera Pirenaica (ver Hiraldo *et al.* 1979; Godoy *et al.* 2004), siendo éste el origen propuesto para las aves reintroducidas.

Los individuos reintroducidos pueden proceder de cría en cautividad o ser extraídos de poblaciones naturales (Sarrazin & Barbault 1996; Houston 2006), siendo deseable que procedan de poblaciones silvestres (Rodríguez *et al*. 2003) al tener mayor probabilidad de éxito de adaptación que aquellos nacidos en cautividad (Griffith *et al.* 1989; Brightsmith *et al.* 2005). Según un trabajo recopilatorio de Griffith *et al.* (1990), son más habituales las reintroducciones que implican la liberación de aves procedentes de cría en cautividad frente a animales procedentes de libertad, probablemente fundamentadas en el riesgo que supone la extracción de ejemplares para la dinámica y crecimiento de dichas poblaciones. Sin embargo, existen ciertas controversias acerca de los efectos negativos que la cría en cautividad puede provocar sobre las habilidades necesarias para la supervivencia de los animales en libertad (ver Britt *et al.* 2003; Kelley *et al.* 2005).

Para la reintroducción de quebrantahuesos en el PNPE, se propone descartar la cría en cautividad convencional como método exclusivo para la obtención de aves, debido a su elevado coste económico (Kleiman 1989; Beck *et al.* 1994; Snyder *et al.* 1996), el extenso periodo de preparación (Frey & Bijlevled 1994) y su escaso éxito constatado en la recuperación de una población autosuficiente (Griffith *et al.* 1990; Beck *et al.* 1994; Snyder *et al.* 1996; Bustamante

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

1998). Tras una exhaustiva revisión de las ventajas y desventajas de las técnicas existentes, y conocida la ecología y estatus de la especie en España, se propone una metodología que induce a la reproducción a las parejas que fracasan en la incubación o aquellas que ni siquiera inician la puesta. Su posterior crianza mediante técnicas de manejo en aislamiento humano permitirá disponer de aves de primer año nacidas en cautividad. Tras la incubación asistida de los embriones recuperados, las aves nacidas serán criadas siguiendo técnicas empleadas con éxito en rapaces como el cóndor andino y cóndor de California (Bruning 1983; Toone & Risser 1988; Powell *et al.* 1997; Meretsky *et al.* 2000), en completo aislamiento y sin contacto humano (Toone & Wallace 1994) para evitar improntas no deseadas (Brightsmith *et al.* 2005). Un cuidado apropiado y un correcto proceso de aprendizaje de los animales criados en cautividad son considerados requisitos esenciales para una reintroducción exitosa (Griffith *et al.* 1989).

Para la implantación de estos métodos en el programa de reintroducción del quebrantahuesos en el PNPE se cuenta con resultados exitosos obtenidos en la Cordillera Pirenaica, tras la retirada, incubación, cría y liberación exitosa de cuatro ejemplares en el PNOMP (Sánchez-Castilla *et al.* en prep.). Experiencias similares han sido desarrolladas en programas de restauración de otras especies de aves rapaces amenazadas como el pigargo o milano real en el Reino Unido (Evans *et al.* 1994), el cóndor de California (Toone & Wallace 1994) o el cóndor andino (Wallace & Temple 1987).

La posibilidad de retirar con vida embriones localizados en nidos *deficientes* o de alto riesgo de fracaso abre una vía de manejo inocua para la población pirenaica, ajena a propuestas más intervencionistas dirigidas al manejo directo de nidos accesibles. Esta primera opción, generalmente de mayor dificultad técnica, ofrece la posibilidad de optimizar la productividad de la población reproductora pirenaica mediante la implementación de *programas de alimentación suplementaria dirigida* en territorios de bajo éxito reproductor (ver discusión y conclusiones del Capítulo 5).

El análisis de viabilidad poblacional realizado (Capítulo 5) ha examinado diferentes escenarios de manejo, identificando las pautas de intervención más adecuadas para lograr una gestión eficiente de la productividad sin afectar las tasas de crecimiento actuales. En este sentido, el modelo propuesto para la reintroducción en el PNPE abre nuevas vías de manejo en

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

la gestión de poblaciones amenazadas, que no necesariamente conlleven la intervención del segmento poblacional más accesible.

Se propone, por tanto, un modelo conservador que aprovechará la fracción más inestable de la población pirenaica para iniciar la restauración de la población extinta en los Picos de Europa.

9.2.6. Método de liberación

Varios métodos de liberación de aves han sido descritos en reintroducciones de rapaces (Cade & Temple 1995), resultando en su mayoría exitosos en el restablecimiento de poblaciones silvestres auto-sostenibles. El método de suelta propuesto para la reintroducción del quebrantahuesos en el PNPE se basa en la técnica *hacking* (Sherrod *et al.* 1982; Barclay 1987; Evans *et al.* 1994; Nye 1994), consistente en la liberación controlada de ejemplares volantones, desde los primeros vuelos hasta su independencia (Barclay 1987). Este método se fundamenta en la elevada capacidad de adaptación y aprendizaje de los jóvenes, la fijación al lugar de suelta (≈ lugar de nacimiento) al estimular la permanencia de las aves en la zona de liberación al menos durante el primer año de vida, así como la tendencia filopátrica que presentan muchas rapaces (Frey & LLopis 1998; Lorente *et al.* en prep.). Se trata de un método utilizado en especies con período de dependencia parental (Barclay 1987), llegando a ser la técnica más usada en programas de restauración de poblaciones de aves rapaces y otras especies (Barclay 1987; Rymon 1989; Cade & Jones 1993; Evans *et al.* 1994; Jones *et al.* 1994; Cade 2000; Terrase *et al.* 2004), ampliamente empleada en la reintroducción del quebrantahuesos en Alpes (Frey & Bijleveld 1993, 1994). La zona de suelta dentro del Parque Nacional será coherente con el modelo de idoneidad de hábitat disponible para el PNPE, para ello se podrán utilizar cuevas naturales o bien plataformas auxilires adaptadas a la orografía de la roca.

Como se propone para el quebrantahuesos en los Picos de Europa, esta técnica puede ser adaptada a las necesidades de una situación particular así como a los requerimientos ecológicos de la especie que se libera (Barclay 1987),. El empleo de este método no parece influir en el comportamiento de las aves, descartándose su influencia en la reducción de la supervivencia o en su capacidad como futuros reproductores (Evans *et al.* 1994). Los quebrantahuesos liberados mediante este método en el PNOMP, aportan tasas de supervivencia similares a la media pirenaica (FCQ, información inédita), confirmando la idoneidad del método.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Las reintroducciones estructuradas en diferentes fases y mantenidas a lo largo del tiempo parecieron ser más exitosas que las liberaciones que se producen de manera aislada (Stanley Price 1989). De ese modo, la suelta de ejemplares en un número razonable de animales potencialmente fundadores, y la necesaria suplementación en años posteriores, aumentan la probabilidad de establecer una población autosuficiente. En el caso que nos ocupa, las liberaciones deberán ser múltiples (ver Griffith *et al.* 1989), con un mínimo de dos aves simultáneas para asegurar el contacto conespecífico entre los ejemplares (ver Coton & Estéve 1990; Rudolph *et al.* 1992; Evans *et al.* 1994; Frey & Bijleveld 1994; Toone & Wallace 1994; Frey & LLopis 1998), de manera que las interacciones minimicen las probabilidades de sufrir grandes dispersiones. En el quebrantahuesos (Zink 2004), y al igual que otras especies (Toone & Wallace 1994), este criterio adquiere gran interés debido al comportamiento social que presenta especialmente durante las fases juveniles. La fijación de los ejemplares liberados se verá favorecida por la incorporación de aves procedentes del frente de colonización pirenaico que regularmente aporta aves al PNPE, constituyendo en el ámbito demográfico una misma unidad de conservación.

Se considera que la presencia de un número suficiente de ejemplares jóvenes reintroducidos, procedentes de la población reproductora de Pirineos, constituye un estímulo importante para aquellos ejemplares adultos potencialmente reproductores que llegan anualmente a los Picos de Europa desde la Cordillera Pirenaica, en similitud a lo ocurrido con otras especies (Ferrer & Oliveros 2005).

Según una revisión realizada por Griffith *et al.* (1989), una reintroducción estándar consistió en la liberación de, al menos, seis individuos durante un período de tres años, encontrando que en el 46% de los casos se liberaron 30 ejemplares o menos, y la mayor parte (72%) liberaron 75 animales o menos. Una revisión posterior (Cade 2000) que evalúa proyectos de reintroducción, eleva hasta nueve el número medio de años de duración en 41 de los proyectos analizados, con una media de 281 aves liberadas (rango= 4 – 2.112; moda= 41).

Los ejemplares que conformarán el grupo de suelta serán liberados con 120 días de vida, una vez hayan acabado su proceso de capacitación. Todos los ejemplares liberados deberán ser equipados con mecanismos de teledetección, que incorporen preferentemente tecnología satélite

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

GPS, indicados para especies de amplio rango de dispersión y capaces de asumir grandes desplazamientos.

Las jaulas de liberación o jaulas *hacking* estarán situadas en áreas previamente seleccionadas por su idoneidad (ver capítulo 6), siendo confidencial su ubicación con el objeto de minimizar las posibles molestias derivadas de la presencia humana no controlada. Para ello, se precisará la colaboración del personal del PNPE para la custodia y vigilancia de estas zonas. Durante las primeras fases del programa de reintroducción, las liberaciones se realizarán en un único punto de suelta, situado en el interior del PNPE, previéndose, en períodos más avanzados del proyecto, la ubicación de puntos de liberación adicionales situados en el corredor montañoso ibérico-cantábrico. Las distancia de referencia entre puntos de suelta en el proyecto de reintroducción en Alpes no supera los 300 km (Frey & Bijleveld 1993; Zink 2004). A escala ibérica, la distancia que separa la UR exitosa más occidental y el PNPE es de 255 km, reduciéndose este rango a 195 km si se toman como referencia los territorios reproductores (sin éxito constatado) ubicados en las Sierras de Aralar y Urbasa.

El procedimiento de suelta incorpora algunas modificaciones respecto al protocolo empleado en las liberaciones de quebrantahuesos realizadas desde 1995 en el PNOMP por el Gobierno de Aragón, el Parque Nacional y la FCQ. En el PNPE, la ausencia de aves silvestres en el exterior de la jaula *hacking* será compensada con el mantenimiento de uno o varios ejemplares adultos incapacitados para la vida en libertad, que actuarán como referente para las aves liberadas cada año. La influencia de un ave adulta sobre los quebrantahuesos jóvenes de primer año es muy notable durante los primeros meses de vida, no sólo por la referencia visual estable aportada por el ave en la zona de suelta, sino por la propia interpretación exitosa que ofrece la presencia de aves adultas en un territorio en estadios de aves juveniles.

Un factor determinante que condiciona el éxito de esta técnica es la ausencia de parentales biológicos que influyen en la supervivencia del primer año de vida, especialmente en el periodo pre-invernal, cuando la abundancia de comida y el acceso a la misma se reducen considerablemente. Para ello, y cuando las fuentes de alimentación natural lleguen a ser limitadas o constituyan un peligro por el estado en que se encuentran, los programas de alimentación artificial podrían ser de gran utilidad, de forma similar a lo ocurrido en otras especies (Jones *et al.* 1994; Cade & Temple 1995). Sin embargo, el posible efecto de esta

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

herramienta de manejo sobre las poblaciones debe ser minuciosamente valorado, ya que podría alterar el comportamiento y patrones comportamentales de la especie. Durante la fase de aclimatación y tras la liberación de los ejemplares, se proporcionará alimento específico en el área de suelta, de manera que se asegure la vinculación de las aves a una zona segura y se minimice el riesgo de muerte por consumo de restos con productos tóxicos (Toone & Wallace 1994).

La orientación general del proyecto de reintroducción presentada al OAPN se dirige hacia la consolidación de una población estable mediante una reducción del manejo directo, a partir de la optimización y potenciación de las condiciones naturales que precisa la especie y que, de forma natural, están presentes en la Cordillera cantábrica. Se desestima inicialmente la puesta en marcha de métodos más intervensionistas en el paisaje rural cantábrico, como la gestión de grandes comederos, proponiendo una reducida red de puntos de alimentación suplementaria auxiliares, abastacidos exclusivamente con restos óseos. Se constata la vocación social de la iniciativa con la plena participación de la municipalidad local y ganadera del parque como así sucede actualmente.

9.2.7. Diseño del programa de seguimiento

La monitorización de los animales liberados deberá estar perfectamente establecida de manera previa a la suelta de ejemplares. Durante el proceso de cautividad y posterior suelta se deberá monitorizar la evolución de las aves mediante la observación directa, para detectar comportamientos no deseados tales como movimientos repetitivos en la jaula, automutilación del plumaje, laceraciones contra la propia jaula o agresiones hacia su propia especie una vez liberados. El período de monitorización post-liberación, considerado una parte vital de cualquier proyecto de reintroducción (IUCN 1987; Stanley Pirice 1989; Chivers 1991; Evans *et al.* 1994; Engelhardt *et al.* 2000; Green *et al.* 2005) para valorar la idoneidad método (Sarrazin & Barbault 1996), normalmente recibe escasa atención (Scott & Carpenter 1987; Griffith *et al.* 1989; Beck et al. 1994; Sarrazin & Barbault 1996). Deberá, por tanto, concebirse como una fase de investigación a largo plazo que permita determinar las tasas de adaptación y dispersión, la necesidad de realizar futuras liberaciones así como la identificación de causas de éxito / fracaso del programa (IUCN 1987; Sarrazin & Barbault 1996). Tal proceso implica disponer de una sólida

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

supervisión científica y un equipo de investigación que supervise y oriente el diseño del estudio (Cade *et al.* 2004), la recogida de datos, su procesamiento y posterior publicación.

Estas consideraciones son reconocidas por el equipo de la FCQ como idóneas y serán propuestas como referencia para la puesta en marcha de futuras iniciativas relacionadas con la liberación de aves en el PNPE.

9.2.8. Existencia de financiación, cobertura socio-política y requerimientos legales.

Históricamente, las reintroducciones se han basados fundamentalmente en parámetros biológicos (Gedir *et al.* 2004). Sin embargo, en la actualidad, la influencia de aspectos sociales y políticos en la conservación y gestión de especies amenazadas está ampliamente aceptada (Stinchcombe 2000). Factores de carácter social, económico y/o político deben ser considerados elementos de interés en el planteamiento de una reintroducción, dado que han provocado el fracaso de varios proyectos (Wilson & Stanley Price 1994). En concreto, las consideraciones sociológicas son esenciales en los esfuerzos que se realizan en acciones de conservación tales como los programas de reintroducción de especies amenazadas (Reading & Kellert 1993), siendo la razón de frecuentes intentos fallidos. Una reintroducción sólo será exitosa si existe un apoyo social y si los objetivos que se persiguen han sido establecidos bajo un consenso público (Rees 2001).

La cooperación constituye un elemento esencial para la puesta en marcha de los programas de restauración de poblaciones extintas. Así lo demuestran muchos de los programas que han resultados exitosos y que generalmente han requerido la implicación de la población local y la participación del sector privado (Burnham *et al*. 2006), además del apoyo de la administración pública (Marshall & Edwards-Jones 1998), en algunos casos bajo un marco de cooperación internacional a largo plazo (Zink 2004).

Según Tewes (1998), una región en la que las autoridades y organizaciones conservacionistas reconocidas apoyan o participan en el proyecto debería tener prioridad sobre otra en la que esta situación no se produce. La peculiar localización del PNPE, extendido por las CCAA de Asturias, Cantabria y Castilla y León, obliga a plantear un programa de naturaleza supraautonómica, fortalecida mediante la firma de acuerdos y protocolos comunes (p.e.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

seminario sobre *la recuperación del quebrantahuesos en las montañas cantábrico-pirenaicas* 2005) que faciliten la homogenización de los procedimientos. En este sentido, desde 2002 se trabaja con todos los entes autonómicos implicados, contando, en la actualidad, con un amplio apoyo en el ámbito autonómico y municipal. Fruto de este trabajo de planificación social y administrativa, se dispone de convenios de colaboración vigentes con el Gobierno del Principado de Asturias y el Gobierno de Cantabria así como un acuerdo en curso entre la Junta de Castilla y León y la FCQ.

La consolidada vocación participativa de las CCAA implicadas, y su responsabilidad directa en la recuperación de la especie, facilitan el correcto funcionamiento del proyecto. Asimismo, el destacado interés mostrado por la dirección del PNPE por la recuperación de una especie extinta en su territorio administrativo contribuye a lograr el éxito deseado. La aportación de fondos públicos a la reintroducción del quebrantahuesos en el PNPE, junto con la contribución de patrocinadores privados vinculados a la FCQ, supone una mejora considerable respecto a los programas sustentados por financiación única. Según Burnham *et al*. (2006), estos proyectos cuentan con más probabilidades de ser exitosos que aquellos apoyados únicamente en fondos públicos.

9.2.9. Recursos humanos y materiales

Una reintroducción requiere de un enfoque multidisciplinar, implicando a un equipo de profesionales que incluyan expertos en la especie, universidades y centros de investigación, autoridades locales, regionales y nacionales, organizaciones no gubernamentales, empresarios y población local (IUCN 1998). El equipo técnico que dirija el proyecto deberá ser responsable de la coordinación entre los entes implicados, obtenidos consenso, participación e implicación de todos ellos. El establecimiento de un grupo de seguimiento apoyado por un consejo asesor científico, la realización de encuentros periódicos así como la edición de una revista o boletín anual constituyen importantes herramientas de coordinación que facilitarán el correcto funcionamiento de las actuaciones. La gestión de una población reintroducida implica, por tanto, una monitorización a largo plazo, con interacciones directas entre los entes implicados en el proceso (Sarrazin & Barbault 1996).

Proyectos similares, como la reintroducción del quebrantahuesos en los Alpes, aportan valiosa información sobre la participación popular obtenida a través de la implicación de

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

ornitólogos, montañeros y naturalistas que aportan valiosa información sobre los avistamientos de aves dispersadas por la cordillera alpina.

La existencia de equipos de trabajo que aporten equidad entre objetivos científicos y desarrollo de programas de promoción social, será propuesta para el PNPE por su elevada idoneidad a largo plazo. Otras iniciativas relacionadas con la reintroducción de especies, ejecutadas exclusivamente con criterios científicos, que no contemplan aspectos sociales como elementos determinantes del éxito, suelen sufrir el rechazo generalizado de la población local afectada.

9.2.10. Programa de divulgación y sensibilización ambiental

La sensibilización pública debe formar parte de cualquier programa de recuperación (Toone & Wallace 1994), en especial, cuando se trata de la reintroducción de una especie extinguida por persecución directa (IUCN 1987). Las actitudes de la población local hacia la especie que se pretende reintroducir tendrán probablemente una influencia significativa en los resultados del proyecto (O'Toole *et al.* 2002). Los programas de educación y sensibilización ambiental a escala local suponen una estrategia eficiente a largo plazo (Da Silva & Vickery 2002), debiendo enfatizar en el beneficio que conlleva la reintroducción de la especie para la población (IUCN 1987).

Por esta razón, y siendo considerado un aspecto fundamental en el desarrollo de este tipo de programas, cabe señalar la intensa campaña de información pública, sensibilización y educación ambiental desarrollada durante las fases iniciales del proyecto de reintroducción del quebrantahuesos (Báguena *et al.* 2004), similar a las desarrolladas en otros proyectos de reintroducción exitosos (Coton & Estéve 1990; Frey & Bijleveld 1994; Sarrazin *et al.* 2000; O'Toole *et al.* 2002; Terrase *et al.* 2004). El esfuerzo invertido en la implantación del proyecto de recuperación del quebrantahuesos en el PNPE, especialmente en las áreas rurales de las tres CCAA implicadas, ha resultado decisivo para testar la voluntad y disposición de los núcleos afectados con relación a una posible reintroducción. La correcta divulgación, adecuada planificación y transparencia en las acciones que se desarrollan en un proyecto de reintroducción serán determinantes en la consecución de los objetivos previamente planteados.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

9.3. Fase post-liberación

9.3.1. Plan de seguimiento post-liberación.

La monitorización de los ejemplares liberados supone una de las fases más importantes de un programa de reintroducción. Su adecuado seguimiento post-liberación permite detectar tasas de mortalidad y causas de muerte así como evaluar del grado de éxito obtenido, de cara a la reorientación de determinadas actuaciones del proyecto (Schaub *et al.* 2004). Ya que el establecimiento de una población autosostenible se corresponde con un proceso dinámico, las estimas de probabilidades de extinción, combinadas con el tamaño poblacional, tasa de crecimiento y sus varianzas, deberían ser el principal criterio para valorar su éxito (Sarrazin & Barbault 1996).

El plan de seguimiento post-liberación deberá contemplar la incorporación de herramientas de teledetección dada la gran relevancia de la monitorización de la especie para el conocimiento de las zonas seleccionadas como asentamientos temporales / definitivos así como los movimientos dispersivos que previsiblemente realizarán fuera del PNPE. La amplitud geográfica de las áreas en las que se producen estos movimientos, la moderada velocidad e impredecibilidad de los desplazamientos, unido a las dificultades que entraña la prospección en zonas de orografía accidentada, desaconsejan el empleo de técnicas convencionales de radio-seguimiento.

La tecnología satélite (TS) se ha consolidado como un método de investigación altamente efectivo en el estudio de los movimientos dispersivos y migratorios en aves rapaces (Meyburg *et al.* 2003, 2004b), desde su aplicación experimental en el estudio del ciervo (*Cervus elaphus*) en 1970 (ver Grubb *et al.* 1994; Javed *et al.* 2003). Su primera utilización se limitó a los grandes mamíferos terrestres y marinos debido al tamaño de los transmisores, hasta que a mediados de los años 80 los avances tecnológicos permitieron su aplicación en aves de gran tamaño (Grubb *et al.* 1994; Javed *et al.* 2003). El seguimiento satelital permite obtener información precisa y en un breve período de tiempo de las rutas dispersivas, la velocidad de los movimientos, los lugares de invernada, la fenología de la dispersión o el comportamiento de las aves durantes estos procesos, entre otros (Meyburg *et al.* 1995).

El análisis de la evolución de la población reintroducida, a través de parámetros esenciales como las tasas de supervivencia, tamaño de áreas vitales y áreas de campeo, dispersión o uso

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

del territorio, implica, por tanto, el marcaje y seguimiento de los ejemplares liberados mediante tecnología adaptada a cada objetivo. En el PNPE, el empleo de TS supondrá una herramienta eficiente aplicada a la conservación de la especie el ámbito territorial y temporal previsto. La utilización de dicha tecnología con aplicación en SIG asegura una monitorización efectiva en la fase de post-liberación del proyecto.

9.3.2. Programa de divulgación, sensibilización participación social

Las actuaciones relativas a la información y sensibilización social de la población deberán mantenerse a lo largo del proyecto de reintroducción, de forma coordinada con el programa de educación ambiental desarrollado en la fase de pre-liberación. Asimismo, resulta de gran interés la colaboración ciudadana en el programa de monitorización de los ejemplares liberados, especialmente la que se desprende de la creación de redes de seguimiento compuestas por observadores especializados, encargados de la recogida de información visual y envío al personal coordinador del proyecto.

9.3.3. Valoración, difusión y publicación de resultados

El éxito del proyecto de reintroducción sólo podrá ser valorado a largo plazo (O'Toole *et al.* 2002), una vez se produzcan las primeras reproducciones en libertad. El extenso período pre-reproductor, unido a la baja capacidad colonizadora de especie, sitúa en 10 años el período medio para la obtención de una población estable reproductora en el PNPE (ver Capítulo 5). Sin embargo, indicadores de éxito más inmediatos podrán ser extraídos a partir de la información aportada por el seguimiento permanente de los ejemplares liberados.

La información generada durante todo el programa de reintroducción relativa a los logros y fallos obtenidos debería estar accesible a través de publicaciones, seminarios, comunicaciones y páginas Web (IUCN 1987).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

9.4. Referencias

Báguena, G., P. Otero, L. Rodríguez-Rey, M. Rollán, E. Sánchez-Castilla, L. Tirado. 2004. Resurgir de la extinción. *Ambienta* 38: 43-48.

Barclay, J.H. 1987. Augmenting wild populations. In: Giron, B.A., B.A. Millsap, K.W. Cline, D.M. Bird (eds.). *Raptor Management Techniques Manual*: 239-247. Natl. Wildl. Fed., Washinton, D.C.

Baker, L.R. (ed). 2002. Guidelines for Nonhuman Primate Re-introductions. *Newsletters of the Reintroduction* 21. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group.

Beck, BB, LG Rapaport, MR Stanley, AC Wilson. 1994. Reintroduction of captive-born animals. In: Olney, P S; Mace, G; Feistner, A T C, (eds). *Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals*: 265-286. Chapman & Hall, London.

Brightsmith, D., J. Hilburn, A. del Campo, J. Boyd, M. Frisius, R. Frisius, D. Janik, F. Guillen. 2005. The use of hand-raised psittacines for reintroduction: a case study of scarlet macaws (*Ara macao*) in Peru and Costa Rica. *Biological Conservation* 121: 465–472.

Britt, A., C. Welch, A. Katz. 2003. Can small, isolated primate populations be effectively reinforced through the release of individuals from a captive population? *Biological Conservation* 115: 319–327.

Bruning, D. 1983. Breeding condors in captivity for release into the wild. *Zoo Biology* 2: 245-252.

Burnham, W.; T.J.Cade; A. Lieberman; J.P. Jenny; W.R. Heinrich. 2006. Hands-on restoration. In Goble, D.D.; J.M. Scott,; F.W. Davis eds. *The Endangered Species Act at Thirty: Renewing the Conservation Promise Volume 1*: 237-246. Island Press, Washington, D.C.

Bustamante, J. 1998. Use of simulation models to plan species reintroductions: the case of the bearded vulture in southern Spain. *Animal Conservation* 1: 229-238.

Cade, T.J. 2000. Progress in translocation of Diurnal Raptors. In: Chancellor, R.D. & B.-U. Meyburg, eds. *Raptors at risk*: 343-372. WWGBP/ Hancock House.

Cade, T. J., S. A. Temple. 1995. Management of threatened bird species: Evaluation of the hands-on approach. *Ibis* 137 (Suppl. 1): S161-S172.

Cade, T. J., S.A.H Osborn, W.G. Hunt, C.P. Woods 2004. Commentary on released California condor *Gymnogyps californianus* in Arizona. In: R. D. Chancellor & B-U. Meyburg, eds. *Raptors Worldwide*: 11-25.Budapest, WWGBP/MME.

Chivers DJ. 1991. Guidelines for re-introductions: procedures and problems. *Symposia of the Zoological Society of London* 62: 89-99.

Da Silva, J.M., P.D. Vickery. 2002. Birds. In M.R. Perrow & A.J. Davy, eds. *Handbook of Ecological Restoration*: 376-387. Cambridge University Press. Cambridge.

Engelhardt, K.A.M., J. A. Kadleca, V. L. Royb, J. A. Powell. 2000. Evaluation of translocation criteria: case study with trumpeter swans (*Cygnus buccinator*). *Biological Conservation* 94: 173-181.

Evans, I. M., J.A. Love, C.A. Galbraith, M.W. Pienkowski. 1994. Population and range restoration of threatened raptors in the United Kingdom. B.-U. Meyburg R. D. Chancellor (Eds.). *Raptor Conservation Today*: 447-457. WWGBP / The Pica Press.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Feliciano, J.O., D. Rodríguez, B. Gómez. 2001. *Cómo salvar una especie en vías de extinción. Resultados y experiencias del Programa Cóndor andino Colombia*. Guía de manejo. Fundación Recursos Naturales- Renacer. Colombia.

Ferrer, M., A. Madero 2005. Refuerzo para el águila imperial en Doñana con la liberación de aves traídas de Sierra Morena. *Quercus*, 234: 67

Ferrer, M., F. Oliveros. 2005. El águila pescadora nidifica en el Parque Natural de los Alcornocales. *Quercus*, 234: 66-67.

Frey, H., M. Bijleveld. 1993. The reintroduction of the Bearded vulture *Gypaetus barbatus aureus* into the Alps. In H. Frey & J. Kurzweil (eds.) *Bearded vulture Annual Report 1993*: 3-8. Foundation for the Conservation of Bearded Vulture (FCBV). Austria. 43 pp.

Frey, H., M. Bijleveld. 1994. The reintroduction of the Bearded vulture *Gypaetus barbatus aureus* into the Alps. In Meyburg, B-U. & R.D. Chancellor, eds. *Raptors Conservation Today*: 459-464. WWGBP/The Pica Press.

Frey, H., A. Llopis. 1998. Situación actual del proyecto de reintroducción del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Alpes. En: R. D. Chancellor, B-U. Meyburg & J.J. Ferrero, eds. *Holartic birds of Prey*. ADENEX-WWGBP.

Gedir, J. V. T. Everest, A. Moehrenschlager. 2004. Evaluating the Potential for Species Reintroductions in Canada. In: T.D. Hooper (Ed.). *Proceedings of the Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference*. 1 March 2–6, 2004, Victoria, B.C. Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference Organizing Committee,Victoria, B.C.

Godoy, J. A., J.J. Negro, F. Hidalgo, J.A. Donázar. 2004. Phylogeography, genetic structure and diversity in the endangered bearded vulture (*Gypaetus barbatus*, L.) as revealed by mitochondrial DNA. *Molecular Ecology* 13: 371-390.

Green, A. J., C. Fuentes, J. Figuerola, C. Viedma, N. Ramón. 2005. Survival of Marbled Teal (*Marmaronetta angustirostris*) released back into the wild. *Biological Conservation* 121: 595-601.

Griffith, B., J.M. Scott, J.W. Carpenter, C. Reed. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, 245: 477-480.

Griffith, B., J.M. Scott, J.W. Carpenter, C. Reed. 1990. Translocation as Captive-reared Terrestrial Vertebrates, 1973-1986. *Endangered Species UPDATE*, 8(1): 10-14.

Grubb, TG, WW Bowerman, PH Howey. 1994. Tracking local and seasonal movements of wintering Bald eagle *Haliaeetus leucocephalus* form Arizona and Michigan with satellite telemetry. In: Meyburg, B-U. & R.D. Chancellor, eds. *Raptor Conservation Today*: 347-358. WWGBP/The Pica Press.

Houston, D.C. 2006. Reintroduction programmes for vulture species. In: Houston, D.C. & S.E. Piper (eds). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Natural History Museum of Crete & WWF Greece. 176 pages.

IUCN. 1987. *Position Statement on Translocation of Living Organisms: introductions, reintroductions and re-stocking*. Gland, Switzerland.

IUCN. 1998. *Guidelines for re-introductions*. Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 10 pp.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Javed, S., H Higuchi, M Nagendran, J Y Takekawa. 2003. Satellite telemetry and wildlife studies in India: Advantages, options and challenges. *Current Scien*ce, 85 (10): 1439-1443.

Jones, C. G., W. Heck, R.E. Lewis, Y. Mungroo, G. Slade, T. Cade. 1994. The restoration of the Mauritius Kestrel *Falco punctatus* population. *Ibis* 137: S173 -S180.

Kelley, J.L., A. E. Magurran, C. Macías-Garcia. 2005. The influence of rearing experience on the behaviour of an endangered Mexican fish, *Skiffia multipunctata*. *Biological Conservation* 122: 223–230.

Kleiman, DG. 1989. Reintroduction of captive mammals for conservation. *Bioscience* 39: 152-162.

Marshall, K., G. Edwards-Jones. 1998. Reintroducing capercaillie (Tetrao urogallus) into southern Scotland: identification of minimum viable populations at potential release sites. Biodiversity and Conservation 7: 275-296.

Meyburg, B-U, C Meyburg, T Belka, O. Sreibr, J Vrana. 2004. Migration, wintering and breeding of a lesser spotted eagle (Aquila pomarina) from Slovakia tracked by satellite. J Ornothol, 145: 1-7.

Meyburg, B-U, JM Mendalson, DH Ellis, DJ Smith, C Meyburg, AC Kemp. 1995. Year-around movements of a Wahlbeg's Eagle *Aquila wahlbergi* tracked by satellite. Ostrich, 66: 135-140.

Meyburg, B-U, P Pailat, C Meyburg. 2003. Migration routes of Steppe eagles between Asia and África: a study by means of satellite telemetry. Condor, 105: 219-227.

O'Toole, L., A.H. Fielding, P.F. Haworth. 2002. Re-introduction of the golden eagle in to the Republic of Ireland. Biological Conservation 103: 303-312.

Reading, R., Kellert, S. 1993. Attitudes toward a proposed reintroduction of black-footed ferrets (*Mustela nigripes*). *Conservation Biology* 7(3): 569-580.

Rees, P.A. 2001. Is there a legal obligation to re-introduce animal species into their former habitats? *Oryx* 35 (3)….

Rudolph, D.C., R.N. Conner, D.K. Carrie, R.R. Schaefer. 1992. Experimental Reintroduction of Red-Cockaded Woodpeckers. *The Auk*, 109 (4): 914-916.

Rymon, L. M. 1989. The restoration of osprey (*Pandion haliaetus*) of breeding status in Pennsylvania by hacking. In: Meyburg, B-U. & R.D. Chancellor. *Raptors in the Modern World*: 359-362. Berlin, London & París, WWGBP.

Sarrazin, F., C.P. Arthur, C. Bagnolini, J. Bonnet, J.P. Choisy, P. Maigre, R. Morvan, J.L. Pinna, M. Terrasse, C. Tessier. 2000. Re-introduction of Griffon vulture in France In: Soorae, P. S. & Seddon, P. J. (eds). *Special Bird Issue. Re-introduction News*, 20: 52-54. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Abu Dhabi, UAE.

Sarrazin, F. & R. Barbault. 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *TREE*, 11(11): 474-478.

Scott, J. M., J.W. Carpenter. 1987. Release of captive-reared or translocated endangered birds: what do we need to know? *Auk* 104: 544-545.

Schaub, M., R. Pradel, J.-D. Lebreton. 2004. Is the reintroduced White stork (*Ciconia ciconia*) population in Switzerland self-sustainable? *Biological Conservation* 119: 105-114.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Seddon, P. 1998. Improving the rigour of re-introduction project assessment, planning and execution: report on the round table discussion on bird re-introduction. *Re-introduction News* 16:3-5.

Sherrod, S.K, W.R. Heinrich, W.A. Burnham, J.H. Barclay, T.J. Cade. 1982. *Hacking: a Method for Release Peregrine Falcons and Other Birds of Prey.* The Peregrine Fund, Inc., Cornell Univ. Lab. Ornithol. Ithaca. N.Y. 62 pp.

Stanley Price, M.R. 1989. *Animal Re-introductions: the Arabian Oryx in Oman*. Cambridge University Press. 291 pp.

Stinchcombe, J.R. 2000. U.S. Endangered Species Management: the Influence of Politics. *Endangered Species Update*, 17(3): 118-121

Tewes, E. 1998. The black vulture conservation programme: a species conservation strategy in Europe. En: Tewes et al. (eds.). *The Black vulture in south-eastern Europe*. BVCF / FZG. Palma de Mallorca.

Toone, W. D., Wallace, M.P. 1994. The extinction in the wild and reintroduction of the California condor *(Gymnogyps californianus*). *In:* Olney, P. J. S. Mace, G. M. & Feistner, A. T. C., eds. *Creative Conservation; Interactive Management of Wild and Captive Animals*: 411-419. Chapman and Hall. New York.

Wilson AC, Stanley Price MR. 1994. Reintroduction as a reason for captive breeding. In: Olney PJS, Mace GM, Feistner ATC. *Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals*: 243-263. Chapman & Hall, London.

Zink, R. 2004. Alpine monitoring of Bearded vulture: preliminary data on dispersal, pair settlement and survival. In: R. D. Chancellor, B-U. Meyburg, Eds. *Raptors Worldwide*: 185-193., WWGBP/MME, Budapest.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

CAPÍTULO 10

Conclusiones finales y propuestas de gestión e investigación relativas a la reintroducción del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Los resultados del presente análisis de viabilidad de la reintroducción permiten confirmar que el quebrantahuesos se extinguió del Parque Nacional de la Montaña de Covadonga (actual Parque Nacional de los Picos de Europa) por causas artificiales, tras su creación en 1918. Su desaparición coincidió con una crisis poblacional atribuida a un proceso generalizado de extinción en el Paleártico occidental, que fragmentó y aisló las poblaciones que ocupaban las principales cordilleras Ibéricas hasta mediados del siglo XX. Ante esta circunstancia, y en coherencia con el grado de amenazada que soporta la especie en la UE, en el año 2002 se inician una serie de medidas activas, a través de la puesta en marcha del proyecto Life *Recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa,* que pretenden restaurar la población desaparecida en el Parque Nacional alrededor de 1930-1960. Algunas de estas medidas, consistentes en la reconstrucción de nidos, creación de puntos de alimentación suplementaria, instalación de señuelos (réplicas de quebrantahuesos), identificación de tendidos eléctricos peligrosos, promoción ganadera y sensibilización ambiental, entrevistas y recopilación de información, junto con trabajo de campo especializado, han permitido, por un lado, documentar la estancia de las aves generando valiosa información científica inédita, así como prolongar la permanencia de algunos ejemplares en el Parque Nacional hasta un máximo de 90 días.

A través del presente trabajo se ha podido confirmar la existencia de un flujo dispersivo regular de aves desde los Pirineos a los Picos de Europa, circunstancia que motivó originalmente la puesta en marcha de la actual estrategia para la recuperación del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa.

La actual situación demográfica de las poblaciones europeas no ha experimentado mejoras significadas en los últimos años, a excepción de la población ibérica que mantiene una tasa de crecimiento medio anual estimada en un 5,6%. Teniendo en cuenta la vulnerabilidad de estas poblaciones ante procesos de estocasticidad ambiental y demográfica, se constata la necesidad de intervenir en el restablecimiento de este antiguo núcleo poblacional a través de la puesta en marcha de un programa de conservación que incluya una reintroducción. La liberación de quebrantahuesos en el Parque Nacional permitirá acelerar el asentamiento permanente de aves en territorios con hábitats idóneos y disminuir el riesgo de extinción que soporta la población ibérica, viéndose favorecido por el actual proceso de dispersión natural. Conocida la baja capacidad colonizadora de la especie en ausencia de población, y teniendo en cuenta el

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

inestable y lento proceso de recolonización experimentado en los Montes Vascos-navarros, se considera que la recolonización natural en los Picos de Europa constituye un proceso con escasas probabilidades de éxito. Los cálculos obtenidos analizando la evolución del proceso de asentamiento del frente de colonización, con relación a la población pirenaica (centroide de los territorios conocidos en el Pirineo oriental en los años 60), estiman que para conseguir un asentamiento estable en el Parque Nacional de los Picos de Europa debería transcurrir un tiempo superior a 128 años.

El primer paso para recuperar la población de quebrantahuesos extinta en el Parque Nacional a través de una reintroducción ha sido testar la viabilidad de reincorporar aves al medio natural, asegurando el establecimiento exitoso de los ejemplares liberados. Una de las principales fuentes de información sobre la efectividad de los procedimientos empleados en reintroducciones ha sido extraída de proyectos previos (Wallace & Temple 1987; Frey & Walter 1989; Rymon 1989; Sherrod *et al.* 1989; Coton & Estève 1990; Cade & Jones 1993; Lieberman *et al.* 1993; Evans *et al.* 1994, Frey & Bijleveld 1994; McGrady *et al.* 1994; Sarrazin *et al.* 1994; Terrasse *et al.* 1994; Tewes 1994; Toone & Wallace 1994; Cade & Temple 1995; Sarrazin *et al.* 1994, 1996; Sarrazin & Barbault 1996; Bustamante 1998; Frey & Llopis. 1998; Tewes et al. 1998; Kiff 2000; Meretsky *et al.* 2000; Denis & Dixon 2001; Madero & Ferrer 2002; Cade *et al.* 2004; Terrasse *et al.* 2004; Tewes *et al*. 2004a, 2004b; Zink 2004; Cheyne 2006), resultando de gran importancia en las fases de preparación del futuro proyecto.

Tras una revisión exhaustiva de las publicaciones científicas relativas a los principales proyectos de reintroducción a escala mundial, han sido identificados los principales factores que condicionarían el éxito o fracaso de la reintroducción del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa. De manera general, el éxito parece estar asociado a la procedencia de los animales liberados (Wolf *et al.* 1998), calidad del hábitat (Griffith *et al.* 1989; Armstrong & MacLean 1995; Wolf *et al.* 1996; Hodder & Bullock 1997; IUCN 1998), existencia y proximidad de una población donante suficiente (Griffith *et al.* 1989; Wolf *et al.* 1996), eliminación de los factores causantes de la desaparición (Cade *et al.* 2004), ausencia de mortalidad potencial por depredación (Griffin *et al.* 2000), existencia de estudios previos de viabilidad (Steury & Murray 2004), elección acertada del lugar de liberación, estrategia reproductora de la especie y buen estado de los ejemplares liberados (Beissinger 2000) así como a la realización eficiente de las fases pre-liberación, aclimatación y monitorización de las aves liberadas (Beck *et al.* 1994). El

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

éxito de la reintroducción puede verse asimismo afectado por condiciones no biológicas, tales como el apoyo social de la población local o condiciones de carácter socio-político (Kleiman *et al*. 1994; Reading *et al.* 1997; Engelhardt *et al.* 2000). Teniendo en cuenta estas consideraciones teóricas, y tras una valoración general del grado de cumplimiento de los requisitos de viabilidad, se concluye que la reintroducción del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa resulta adecuada (ver tabla 2.2, pág. 29).

Los criterios sobre reintroducciones internacionalmente aceptados, emitidos por la IUCN/SSC RSG (*The World Conservation Union, Species Survival Commission, Re-introduction Specialist Group*), BirdLife Internacional (anteriormente conocida como ICBP- *The International Council for Birds Preservation*-), JNCC (*Joint Nature Conservation* Committee*)* y RSPB (*Royal Society for Protection* of Birds), han sido revisados y contrastados con el proyecto de reintroducción del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa, constatando su cumplimiento a través de:

§ *Evidencia histórica de la especie*

La presencia histórica del quebrantahuesos en el entorno montañoso del Parque Nacional de los Picos de Europa ha sido documentada por numerosas fuentes bibliográficas (Pastor 1859; Gadow 1897; Graíño 1913; AAVV 1970; García-Dory 1974, 1995; Clark 1976; AAVV 1981; Nores 1986-87; Hernández 1993; Junco 1993; Feijoo y Montenegro 1773 en Torrente 1999), citando enclaves donde la especie nidificaba o utilizados como rompederos (Chapman & Buck 1893; Witherby 1922; Urquijo 1989; Álvarez-Balbuena *et al.* 2000, entre otros). El quebrantahuesos fue común en la zona hasta principios de los años 1930-1940. A pesar de existir incertidumbre sobre la datación exacta de la extinción, diversos autores (García-Dory 1975; Varillas 1983; Nores & Vázquez 1987) sitúan las últimas nidificaciones entre los años 1930 y 1960. Recientes investigaciones llevadas a cabo por la FCQ (Báguena *et al.* 2003) confirman el hallazgo de un antiguo nido de quebrantahuesos ocupado probablemente hasta este último periodo. Tras esta etapa de ausencia como especie nidificante, es posible constatar la presencia regular continuada de quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

§ *Extinción antrópica y desaparición de factores de mortalidad*

La desaparición del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa, al igual que en el resto de núcleos de la población ibérica, parece guardar relación directa con la mortalidad no natural, fundamentalmente asociada a la persecución directa y el empleo de veneno. La aparición de armas de fuego contribuyó significativamente al aumento de la persecución de especies de fauna silvestre (Donázar 1993), lo cual se tradujo en batidas de caza y expolios de nidos, siendo un proceso documentado en el quebrantahuesos en los Picos de Europa (Chapman & Buck 1893; Witherby 1922; Urquijo 1989; Valverde 2003). Asimismo, se tiene conocimiento de ejemplares abatidos y posteriormente naturalizados, expuestos en colecciones privadas próximas al área de estudio (R. Hartasánchez, com. pers). A partir de la información compilada y revisada en el presente estudio se constata que, durante la primera mitad del pasado siglo XX, fueron frecuentes los casos de persecución directa y empleo de métodos no selectivos como el veneno, ocasionando una sucesión de muertes que finalmente provocaron la extinción local de la población, de forma similar a lo ocurrido en el resto de poblaciones europeas (Hiraldo *et al.* 1979; Mingozzi & Esteve 1997; Grubac 1999; Xirouchakis 2001).

El quebrantahuesos fue la primera especie silvestre española en recibir cobertura jurídica estatal (BOE nº 203, 25 de agosto de 1958), con el establecimiento de una veda de cinco años sobre su caza justificada por su rareza y escasez. Actualmente goza de un régimen de protección estatal que le otorga cobertura jurídica específica, prohibiendo su persecución, daño, muerte o degradación directa de su hábitat. No se tiene constancia de casos de muerte por arma de fuego o expolio de nidos de especies amenazas en el Parque Nacional de los Picos de Europa.

El veneno es considerado el principal factor de mortalidad no natural de la fauna silvestre española. La escasez de casos de muertes por veneno en el Parque Nacional de los Picos de Europa respecto a otras zonas peninsulares (ver Cano 2003) ha sido constatada a través de la revisión de los registros de mortalidad procedentes de fuentes adicionalmente consultadas (Gobiernos Autonómicos, Guardia Civil y ONG locales).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Estas circunstancias hacen suponer que el veneno y la persecución directa no constituyen actualmente factores limitadores en la recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa. Aún así, no es posible descartar definitivamente la empleo esporádico de veneno dentro del territorio del Parque Nacional.

En coherencia con la legislación nacional (Ley 4/1989), se están elaborando Planes de recuperación específicos para las CCAA implicadas, en los que se contempla la regulación específica de los citados supuestos, dando así cumplimiento a los requerimientos político-administrativos sugeridos por la UICN, previos a la puesta en marcha de una reintroducción.

§ *Idoneidad de hábitat*

La realización de un análisis de viabilidad de hábitat ha permitido determinar la calidad del territorio potencial para el quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa, dando así cumplimiento a los criterios emitidos por UICN (1998) sobre reintroducciones. Con el fin de identificar los factores que determinan la selección de hábitat, y partir de la modelización de lugares de nidificación pirenaicos a través de regresiones logísticas, se encontró que la probabilidad de ocupación de las unidades de hábitat (celdas de 0.5 x 0.5 km) está determinada positivamente por la pendiente del terreno, y negativamente por la densidad de núcleos habitados y vías de comunicación. La aplicación del modelo logístico resultante en el Parque Nacional identificó como idóneas aquellas celdas con valores de $P \geq 0{,}60$, representando el 69,05% del territorio analizado. Los núcleos que presentaron mayores índices de calidad de hábitat integran fundamentalmente los tres macizos de Picos de Europa y áreas montañosas que limitan con el Parque Nacional hacia el Noreste, Este y Sur. De manera más específica, los valores de probabilidad más elevados se encuentran representados en el entorno montañoso de los desfiladeros originados por los ríos Sella (Desfiladero de los Bellos), Cares (Garganta del Cares), Duje (Canal del Duje) y Deva (Desfiladero de la Hermida) así como en la Sierra de Amieva, Murallón de Amuesa, Peña de Maín, Sierra Cocón, y la zona Sur de los macizos Oriental y Occidental. Este análisis permite concluir que el hábitat potencial para el quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa satisface los requerimientos ecológicos de la especie, con una capacidad de carga estimada en seis parejas reproductoras, lo que supondría una población de 25 ejemplares (según demografía poblacional pirenaica; FCQ, datos inéditos).

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Las valoraciones sobre disponibilidad de alimento concluyen que este recurso no constituye actualmente un factor limitador para el establecimiento del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa, con recursos alimenticios de origen natural suficientes para el mantenimiento anual de una población de quebrantahuesos comprendida entre 6 y 10 parejas. Se confirma el destacado valor de la ganadería extensiva de oveja y cabra en la conservación de la especie, contribuyendo a naturalizar el proceso de recuperación. Su mantenimiento a largo plazo se considera esencial para lograr el éxito del proyecto.

§ *Relación genética con la población donante*

Las orientaciones de la UICN (1998) sobre reintroducciones aconsejan que las poblaciones *fuente* sean las genéticamente más próximas a la población extinta. Los estudios disponibles sobre genética de poblaciones de quebrantahuesos en Europa (Negro & Torres 1999; Gautschi 2001; Godoy *et al.* 2004) caracterizan un linaje genético ibérico, proponiendo su consideración como una unidad prioritaria de conservación (Godoy *et al.* 2004). En este sentido, queda garantizada la idoneidad de la propuesta de reintroducción del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa, basada en el manejo exclusivo de la población pirenaica, en el marco de una estrategia que prioriza la conservación de la población ibérica. La proximidad geográfica del Parque Nacional de los Picos de Europa a la población donante está generando un flujo dispersivo regular de aves pirenaicas que reducirá el riesgo de depresión por endogamia.

§ *Efecto sobre la población donante*

La población pirenaica ha sido sometida a un análisis de viabilidad para conocer el grado de tolerancia a diferentes modelos de extracción de ejemplares, descartando *a priori* aquellos escenarios más intervensionistas. La modelización demuestra que la población pirenaica puede soportar una extracción de dos jóvenes por año, sin perder su tendencia al crecimiento. A pesar de que el protocolo de extracción propuesto está muy alejado de lo que sería la tasa de extracción máxima, inevitablemente la tasa de crecimiento poblacional se vería afectada en ausencia de medidas correctoras. En este sentido, se propone utilizar el gran potencial de mejora que tiene la productividad de la población pirenaica y la posibilidad

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

de aumentarla de forma eficiente mediante alimentación suplementaria selectiva. Esta actuación permitiría tasas de extracción de un mínimo de dos individuos por año, sin ninguna afección sobre la tasa actual de crecimiento. El modelo propuesto supone la optimización de la productividad natural sin influir en el segmento reproductor viable, reduciendo el coste económico y temporal mediante la exclusión de complejos centros de cría en cautividad.

Analizada la duración de la suplementación necesaria para el establecimiento de una población viable, y según el escenario más pesimista (en ausencia de dispersión), se calcula que se necesitará suplementar durante un período estimado en 18 - 35 años. Considerando el escenario real de los Picos de Europa, basado en un modelo metapoblacional, con una tasa de suplementación de dos jóvenes por año, se necesitarán entre 9 y 17 años para alcanzar una población reproductora en el Parque Nacional de los Picos de Europa y el corredor cantábrico-pirenaico, respectivamente. La dispersión de individuos que se producirá entre las poblaciones de Pirineos y del corredor ibérico-cantábrico garantiza el éxito de la población reintroducida incluso con las tasas de dispersión más modestas (0,002, correspondiente a la dispersión de un individuo prereproductor de 500 por año), con tasas de suplementación bajas (dos aves por año) y con un periodo de suplementación igual o menor a 10 años. Estos resultados requieren el control de los factores de mortalidad no natural (especialmente por venenos) a niveles similares a los existentes en los Pirineos.

Una vez revisados los registros históricos y contemporáneos de quebrantahuesos en el corredor ibérico-cantábrico, destaca el importante porcentaje de observaciones que se producen dentro de territorios incluidos en la Red Ecológica Europea *Natura 2000*, resaltando, por orden de importancia, las provincias de Burgos, Asturias y Cantabria. Asimismo, el número de citas con referencias históricas de nidificación, si bien no es numeroso, permite confirmar la presencia de la especie a lo largo del corredor hasta mediados del siglo XX, en especial en el norte de la provincia de Burgos y Soria.

El modelo predictivo de susceptibilidad al desplazamiento del quebrantahuesos por el corredor ibérico-cantábrico, pese a parecer fragmentado, muestra continuidad entre espacios con valores elevados de susceptibilidad, especialmente al incorporar las observaciones contemporáneas, permitiendo así identificar un “pasillo de vuelo” entre los Pirineos y los Picos de Europa. Este hecho evidencia la facilidad con la que algunos ejemplares realizan

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

desplazamientos regulares entre ambas cordilleras, conectando enclaves con alto potencial para la especie.

El método de suelta propuesto para la reintroducción del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa se basa en la técnica *hacking* (Sherrod *et al.* 1982; Barclay 1987; Evans *et al.* 1994; Nye 1994), consistente en la liberación controlada de ejemplares volantones, desde los primeros vuelos hasta su independencia (Barclay 1987). Este método se fundamenta en la elevada capacidad de adaptación y aprendizaje de los jóvenes, la fijación al lugar de suelta (≈ lugar de nacimiento) al estimular la permanencia de las aves en la zona de liberación al menos durante el primer año de vida, así como en la tendencia filopátrica que presentan muchas rapaces, entre ellas, el quebrantahuesos (Frey & LLopis 1998; Lorente *et al.* en prep.). Se trata de un método utilizado en especies con período de dependencia parental (Barclay 1987), llegando a ser la técnica más utilizada en programas de restauración de poblaciones de aves rapaces y otras especies (Barclay 1987; Rymon 1989; Cade & Jones 1993; Evans *et al.* 1994; Jones *et al.* 1994; Cade 2000; Terrasse *et al.* 2004), ampliamente empleada en la reintroducción del quebrantahuesos en Alpes (Frey & Bijleveld 1993, 1994). Esta técnica será adaptada a los requerimientos ecológicos de la especie así como a la situación particular de los Picos de Europa. La restauración de nidos en torno a los puntos de suelta facilitará la fijación estable de los ejemplares a zonas de alta calidad de hábitat. El empleo de este método no parece influir en el comportamiento de las aves, descartándose su influencia en la reducción de la supervivencia o en su capacidad como futuros reproductores (Evans *et al.* 1994). Los quebrantahuesos liberados mediante este método en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido aportan tasas de supervivencia similares a los ejemplares pirenaicos nacidos en estado silvestre, confirmando la idoneidad del método (Sánchez-Castilla et al. en prep.).

La dilatada duración del período preadulto y baja tasa reproductora del quebrantahuesos condicionarán la programación del proyecto de reintroducción, que deberá basarse en una estrategia a largo plazo, no inferior a un período estimado en 10 - 15 años. En este sentido, la revisión de la experiencia del proyecto de reintroducción alpino aporta coherencia entre la ecología de la especie y la concepción de su planificación en el tiempo. El éxito último del programa de reintroducción del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa se producirá con el establecimiento de parejas estables que lleguen a iniciar la reproducción. A corto plazo, la calidad de la aceptación y participación social en el proyecto, junto con la similitud

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

entre las tasas de supervivencia estimadas en Pirineos y las registradas en los Picos de Europa, actuarán como test de referencia, orientado la continuidad del proyecto.

La reintroducción del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa dará cumplimiento a la Estrategia para la Conservación del Quebrantahuesos en España (Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza 2000). La consecución de sus objetivos contribuirá al fortalecimiento de los acuerdos internacionales sobre pérdida de biodiversidad así como a su integración en la Red *Natura 2000* existente en el norte de España. Para ello, deberán ponerse en marcha iniciativas científicas, sociales y de desarrollo rural que garanticen la plena participación social de las instituciones, colectividades y ayuntamientos presentes en el Parque Nacional.

Estudios precedentes (Heredia 1999), en los que "no se desaconseja iniciar un programa de reintroducción, previo estudio de viabilidad", son coherentes con las conclusiones obtenidas en el presente estudio, así como con lo establecido por el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de los Picos de Europa (Ley 16/1995, de 30 de mayo). Los datos y conclusiones resultantes del presente estudio son suficientes para organizar los fundamentos de gestión del proyecto de reintroducción del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa. Cumplidos los requisitos de análisis de viabilidad previos a la reintroducción, recomendados por la UICN y diversas instituciones internacionales de prestigio, la funcionabilidad y éxito del proyecto quedan subordinadas a la participación colegiada de las instituciones públicas y privadas implicadas, así como a la garantía de plena participación social, patente en el territorio desde el inicio del proyecto de recuperación en el año 2002.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

CONCLUSIONS (translated into English)

The internationally accepted criteria for reintroduction projects, established by IUCN/SCC RSG (The World Conservation Union, Species Survivial Commision, Re-introduction Specialist Group), Birdlife International formerly known as ICBP (International Council for Bird Preservation), JNCC (Joint Nature Conservation Committee) and RSPB (Royal Society for the Protection of Birds), have been reviewed and considered. The fulfilling of these criteria has been confirmed through the following subjects:

§ *Historical evidence on the presence of the species.*

The historical presence of Bearded Vulture as breeder in the mountainous range around the National Park of Picos de Europa is documented in abundant bibliographic references regarding both nesting sites and ossuaries (bone-dropping sites). According to this information, the species was common in the study area until 1930-1940. Despite uncertainty on the precise date of extinction, different authors pointed out that the lasts breeding attempts were carried out between 1930 and 1960. Recent research by FCQ allowed the location of one nest occupied until the 60s. After its disappearance as breeder, its regular presence as visitor in the National Park of Picos de Europa has been verified.

§ *Atrophic extinction and disappearance of the mortality factors.*

The disappearance of the Bearded Vulture from the National Park of Picos de Europa, likewise in other Iberian population nuclei, seems to be directly related to non natural mortality by means of direct persecution and the use of poison baits. The existence of naturalized exemplars shoot in the study area is well documented. Data reviewed in this study point out that, during the first half of the last century, cases of direct persecution and poisoning were frequent. It originated a succession of deaths that finally leaded on the local extinction of the species. This process of extinction was common in other European populations. The Beaded Vulture was the first legally protected species of wild fauna in Spain (BOE nº203, 25th of august 1958). Nowadays, the species is fully protected at national level. There is no further evidence of any event of shooting or nest plundering on endangered species in the National Park of Picos de Europa. Poisoning is considered as the main factor of non natural mortality for wild fauna in Spain. The low level of fatal poisoning events in the National Park of Picos de Europa in comparison to other Iberian

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

regions has been verified by reviewing additional data sources (Autonomic Governments, local NGOs, etc.).These circumstances suggest that poisoning and direct persecutions are not limiting factors in the recovery of Bearded Vultures in Picos de Europa. Nevertheless, it is not possible to discard the sporadic use of poison baits within the limits of the National Park.

According to the national legislation (Ley 4/1989), specific recovery plans for each of the involved regional governments are being prepared. These plans specify the guidelines and procedures to deal with this subject.

§ *Habitat feasibility*

The development of the habitat feasibility study has permitted to determine the quality of the potential habitat in the National Park of Picos de Europa fulfilling the guidelines established by the IUCN regarding reintroductions. This study was based on nest sites modelling in the Pyrenean population through logistic regression. The study concluded that the occupation probability of the habitat units (grids of 0,5x0,5 km) was positively related to slope and negatively related to the density of villages and unpaved paths. The subsequent application of the resulting logistic model in the National Park of Picos de Europa identified as feasible those grids with values of P≥0,60, conforming the 69,05% of the studied area. The nuclei that showed the highest index of habitat feasibility were conformed by the three mountainous massives of the national park together with the mountainous areas limiting with the park to the Northeast, East and South. More specifically, the highest probability values are located in the mountainous ranges of the following gorges: Sella (Desfiladero de los Bellos), Cares (Garganta del Cares), Duje (Canal del Duje) y Deva (Desfiladero de la Hermida) as well as Sierra de Amieva, Murallón de Amuesa, Peña de Main, Sierra Cocón, and the southern side of the oriental and occidental massives. This study concluded that the potential habitat for the Bearded Vulture in the National Park of Picos de Europa fulfils the ecological requirements of the species. The carrying capacity is estimated in 6 breeding pairs, which would suppose a total population of 25 individuals (according the Pyrenean demographic parameters, FCQ, unpublished data). The research on food availability concluded that this resource is not a limiting factor regarding the establishment of the Bearded Vulture in the National Park of Picos de Europa. The available sources of natural food are enough to maintain a population conformed by 6 -10 pairs. The study emphasized the important role of free-grazing

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

livestock (ovine and caprine) on the species conservation. The long-term conservation of this activity is essential in order to achieve the goals of this project.

§ *Genetic relation with the donor population*

The IUCN guidelines advise that the donor population must be the genetically closest to the extinct population. The available information concerning the genetic characterization of the European Barded Vulture describes an Iberian genetic lineage. The conservation of this lineage is considered as a priority conservation unit. Therefore, the suitability of the proposal for the reintroduction of the Barded Vulture in the National Park of Picos de Europa is guarantied as it involves exclusively the management of the Pyrenean population. The geographic proximity between the National Park of Picos de Europa and the donor population in the Pyrenees allows the existence of a regular dispersive flux that will decrease the risk of inbreeding depression.

§ *Effect on the donor population*

A viability study on the Pyrenean population has been developed in order to know the degree of tolerance towards different schemes of exemplars extraction. Those most intrusive scenarios have been a priori discarded. The model shows that the Pyrenean population can afford the extraction of two fledglings each year without losing its growing trend. Even if the proposed protocol of extractions is far way from the maximum extraction rate, the growing rate of the population would be negatively affected if corrective measures are not undertaken. In this sense, it is proposed to take advantage of the important potential of improvement that the annual productivity of the Pyrenean population has and the possibility to increase it through selective supplementary feedings. This action would allow the extraction of two or more exemplars per year without any affection on the annual increase rate. The proposed model constitutes the optimization of the natural productivity without influence on the viable breeding sector. In this way, the economic and temporal costs are reduced and the need of complex captive breeding centres is avoided. Under the most pessimistic scenario, in absence of dispersion, the supplementation of exemplar would be necessary for a period of 18-35 years. Considering the real scenario in Picos de Europa, based on a meta-population model, with a supplementation rate of two fledglings per year, a period of 9 to 17 years would be needed in order to establish a viable population. The dispersion of individuals between the Pyrenean population and the iberian-cantabrian corridor guarantees the success of the reintroduced population even under the most reduced rates of

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

dispersion (0,002, belonging to the dispersion of a breeder individual out of 500 per year), with low rates of supplementation (two birds per year) and a period of supplementation equal or lower than 10 years. These results require the control of the non natural mortality factors (specially poisoning) to a similar level to the one in Pyrenees. The review of the historic and contemporary records of Bearded Vultures in the Iberian-Cantabrian Corridor shows the important percentage of observation that occurred within territories included in the European Ecological Network Natura 2000, where the provinces of Burgos, Asturias and Cantabria are holding the biggest amount of records. In the same way, the number of historical references regarding breeding activities, even if not abundant, allows to verify the presence, especially in the north of Burgos and Soria provinces. The predictive model of movement susceptibility of the Bearded Vulture along the iberian-cantabrian corridor, even if it seems to be fragmented, shows continuity among spaces with high and very high values of susceptibility, especially when contemporary records are considered. In this way, it is possible to establish a flight corridor between the Pyrenees and Picos de Europa. This fact highlights the facility for some individuals to develop regular movements between both mountainous ranges linking places with high potential for the species. The proposed methodology for the reintroduction of the Bearded Vulture in the National Park of Picos de Europa is based on the technique of hacking. It consists in the controlled release of fledglings, from their first flight until their independence. This method relays in the high capacity of adaptation and learning of the young individuals, the attachment to the release site (≈ hatching site) as it stimulates the permanence of the birds in the release site at least during the first year of life, as well as the philopatric tendency that many raptor species have (among which the Bearded Vulture is included). This method is used on species with a period of parental dependence, and it is the most frequently implemented technique in programs aiming the recovery of raptors and other avian species. It has been extensively used in the project of reintroduction of Bearded Vultures into the Alps. This technique will be adapted to both the specific biological needs of the species and the particularities of Picos de Europa. The restoration of nests nearby the release sites will facilitate the permanent attachment of the birds to the high quality habitats. The use of this method seems to have no influence on the behaviour of the birds, and negative influence on survival or breeding capacity is discarded. The survival rate of the Bearded Vultures that have been released using this technique in the Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido was similar to the survival rate of the wild-hatched individuals. The prolonged duration of the pre-adult stage and the low breeding rate of the species will determine programming of the reintroduction

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

project, which must be long-term based, not lower than a period of 10-15 years. In this way, the experience gained along the project of reintroduction of the Bearded Vultures in the Alps provides coherence to the planning of this project. The reintroduction project in Picos de Europa will be considered fully successful when pairs will be permanently established in the area and breeding attempts will be carried out. In the short term, the social acceptance and collaboration with the project, and the similarity between the survival rates in Pyrenees and Picos de Europa, will be considered as tests of reference. The reintroduction of the Bearded Vulture in the National Park of Picos de Europa will fulfil the Spanish strategy for the conservation of the Bearded Vulture. The achievement of its objectives will contribute to the reinforcement of the international agreements concerning the loss of biodiversity as well as its integration in the Natura 2000 network existing in the north of Spain. Therefore, scientific, social and rural development initiatives must be implemented. These actions must secure the full social participation of the institutions and councils present in the National Park. Current studies (Heredia 1999), on which "the establishment of a reintroduction project based on a feasibility study is not discarded" are coherent with the results of the present study. These results are coherent with the management plan for the National Park of Picos de Europa (Ley 16/1995, of 30th of may). The data and conclusions of the present study are enough in order to arrange the management basis for the reintroduction project of the Bearded Vulture in the National Park of Picos de Europa. Once the requirements of the feasibility study, which have been recommended by the IUCN and other prestigious international institutions, have been fulfilled, the functionality and success of this project relay on the participation of public and private institutions as well as on the social implication.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

10.1. Referencias

AA.VV. 1970. *Gran Enciclopedia Asturiana*. Ed. Silverio Cañada. Gijón.

AA.VV. 1981. *Enciclopedia temática de Asturias*. Ed. Silverio Cañada. Gijón.

Álvarez-Balbuena, F., A. Vigil, C.M. Álvarez, M.E. Carballal, E. García, J.A. García. 2000. *Aves raras y escasas en Asturias*. Coordinadora Ornitolóxica d'Asturies. Avilés.

Armstrong, D.P., I.G. MacLean. 1995. New Zealand Translocations: theory and practice. *Pacific Conservation Bio*logy 2: 39-54.

Báguena, G., E. Sánchez-Castilla, M. Rollán, L. Tirado, A. Rodríguez. 2003. Los Picos de Europa se preparan para el regreso del Quebrantahuesos. *Quercus* 214: 8-9.

Barclay, J.H. 1987. Augmenting wild populations. In: Giron, B.A., B.A. Millsap, K.W. Cline, D.M. Bird (eds.). *Raptor Management Techniques Manual*: 239-247. Natl. Wildl. Fed., Washinton, D.C.

Beck, BB, LG Rapaport, MR Stanley, AC Wilson. 1994. Reintroduction of captive-born animals. In: Olney, P S; Mace, G; Feistner, A T C, (eds). *Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals*: 265-286. Chapman & Hall, London.

Beissinger, S. R. 2000. Ecological mechanisms of extinction. *PNAS* 97(22): 11688-11689.

Bustamante, J. 1998. Use of simulation models to plan species. reintroductions: the case of the bearded vulture in southern. Spain. *Anim. Conserv*. 1: 229-238.

Cade, T.J. 2000. Progress in translocation of Diurnal Raptors. In: Chancellor, R.D. & B.-U. Meyburg, eds. *Raptors at risk*: 343-372. WWGBP/ Hancock House.

Cade, T.J., C.G. Jones. 1993. Progress in restoration of the Mauritious Kestrel. *Conservation Biology* 7: 169-175.

Cade, T.J., S.A. Temple. 1995. Management of threatened bird species: Evaluation of the hands-on approach. *Ibis* 137 (Suppl. 1): S161-S172.

Cade, T. J., S.A.H Osborn, W.G. Hunt, C.P. Woods 2004. Commentary on released California condor *Gymnogyps californianus* in Arizona. In: R. D. Chancellor & B-U. Meyburg, eds. *Raptors Worldwide*: 11-25.Budapest, WWGBP/MME.

Cano, C. 2003. *Estudio sobre el uso de cebos envenenados en España (período 1990-2003). Su incidencia sobre especies amenazas y propuestas de solución.* WWF/Adena. Informe inédito.

Chapman, A., W.J. Buck. 1893. *Wild Spain*. Gurney & Jackson. London.

Cheyne, S.M. 2006. Wildlife reintroduction: considerations of habitat quality at the release site. *BMC Ecology* 6: 5 [http://www.biomedcentral.com/1472-6785/6/5.

Clark, G.A. 1976. *El Asturiense cantábrico*. Biblioteca Prehistórica Hispánica, vol. III. Instituto Español de Prehistoria & Instituto de Estudios Asturianos. Madrid.

Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza. 2000. *Estrategia para la Conservación del Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Coton, C., R. Estève. 1990. La réintroduction du Gypaète barbu dans les Alpes. *Rev. Ecol*. 5: 227-241.

Denis, R., Dixon, H. 2001. The experimental reintroduction of Ospreys *Pandion haliaetus* from Scotland to England. *Vogelwelt,* 122: 147-154.

Donázar, J.A. 1993. *Los buitres ibéricos: biología y conservación*. J.M. Reyero (Ed.). Madrid.

Engelhardt, K.A.M., J. A. Kadleca, V. L. Royb, J. A. Powell. 2000. Evaluation of translocation criteria: case study with trumpeter swans (*Cygnus buccinator*). *Biological Conservation* 94: 173-181.

Evans, I. M., J.A. Love, C.A. Galbraith, M.W. Pienkowski. 1994. Population and range restoration of threatened raptors in the United Kingdom. B.-U. Meyburg R. D. Chancellor (Eds.). *Raptor Conservation Today*: 447-457. WWGBP / The Pica Press.

Frey, H., M. Bijleveld. 1993. The reintroduction of the Bearded vulture *Gypaetus barbatus aureus* into the Alps. In H. Frey & J. Kurzweil (eds.) *Bearded vulture Annual Report 1993*: 3-8. Foundation for the Conservation of Bearded Vulture (FCBV). Austria. 43 pp.

Frey, H., M. Bijleveld. 1994. The reintroduction of the Bearded vulture *Gypaetus barbatus aureus* into the Alps. In Meyburg, B-U. & R.D. Chancellor, eds. *Raptors Conservation Today*: 459-464. WWGBP/The Pica Press.

Frey, H., A. Llopis. 1998. Situación actual del proyecto de reintroducción del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Alpes. En: R. D. Chancellor, B-U. Meyburg & J.J. Ferrero, eds. *Holartic birds of Prey*: 395-403. ADENEX-WWGBP.

Gadow, H.F. 1897. *Por el norte de España.* Ed. TREA S.L.

García-Dory, M.A. 1974. Aves y mamíferos extinguidos: Aves. *Asturnatura* II: 105-107.

García-Dory, M.A. 1975. Nuevos datos sobre la presencia de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Asturias. *Asturnatura* III: 108.

Gautschi, B. 2001. *Conservation genetics of the Bearded vulture (*Gypaetus barbatus*)*. PhD Thesis, University of Zurich.

Godoy, J. A., J.J. Negro, F. Hidalgo, J.A. Donázar. 2004. Phylogeography, genetic structure and diversity in the endangered bearded vulture (*Gypaetus barbatus*, L.) as revealed by mitochondrial DNA. *Molecular Ecology* 13: 371-390.

Graíño, C. Fauna ornitológica de la provincia de Asturias. *La Farmacia Española* 36: 166.

Griffin, A.S., Blumstein, D.T., Evans, C.S. 2000. Training captive-bred or translocated animals to avoid predators. *Conservation Biology* 14: 1317–1326

Griffith, B., J.M. Scott, J.W. Carpenter, C. Reed. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, 245: 477-480.

Grubac, B. 1999. The status of the Bearded Vulture in the Balkans. *Proceeding of Bearded Vulture Workshop*, 21-24 November 1998, Irakleio, Crete, Pp. 53-54.

Heredia, R. 1999. *Estrategia para la recolonización y el asentamiento del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa*. Informe inédito. PNPE. Organismo Autónomo Parques Nacionales.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Hernández, F. 1993. Catálogo provincial de los yacimientos con aves del cuaternario de la Península Ibérica. *Archaeofauna* 2: 231-275.

Hiraldo, F.; Delibes, M. y Calderón, J. (1979). *El Quebrantahuesos Gypaetus barbatus(L.). Sistemática, Taxonomía, Biología, Distribución y Protección.* Monografía nº 22. Ministerio de Agricultura. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Madrid.

IUCN. 1998. *Guidelines for re-introductions*. Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 10 pp.

Jones, C. G., W. Heck, R.E. Lewis, Y. Mungroo, G. Slade, T. Cade. 1994. The restoration of the Mauritius Kestrel *Falco punctatus* population. *Ibis* 137: S173 -S180.

Junco, E. 1993. *Aves rapaces de Asturias*. Ed. TREA, S.L.

Kiff, L. 2000. The California condor Recovery Programme. In: R.D. Chancellor & B.-U. Meyburg, Eds. *Raptors at Risk*: 307-319 WWGBP/Hancock House.

Kleiman, D. G., Stanley Price, M. R. Beck, B. B. 1994. Criteria for reintroductions. In: Olney, P. J. S., Mace, G. M. and Feistner, A. T. C. (eds.) *Creative Conservation: Interactive management of wild and captive animals*: 287 - 303. Chapman and Hall. London.

Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres.

Ley 16/1995, de 30 de mayo, de declaración de Parque Nacional de los Picos de Europa.

Lieberman, A., V. Rodríguez, J.M. Paez, J. Wiley. 1993. The reintroduction of Andean condor into Colombia, South America: 1989-1991. *Oryx* 27(2): 83-90.

Madero, A.; Ferrer, M.. 2002. *Proyecto de reintroducción del águila imperial ibérica en Cádiz*. Junta de Andalucía & Estación Biológica de Doñana (CSIC). Informe inédito.

McGrady, M.J., D.C. Orr-Ewing, T.J. Stowe. 1994. The reintroduction of the red kite *Milvus milvus* to Scotland. In: Chancellor, R.D., Meyburg, B.-U. (Eds.). *Raptor Conservation* Today: 471–478. WWGBP/the Pica Press.

Meretsky, V.J., N. F. R. Snyder, S.R. Beissinger, D. A. Clendenen, J. W. Wiley. 2000. Demography of the California condor: Implications for the establishment. *Conservation Biology* 14 (4): 957-967.

Mingozzi, T., R. Estève. 1997. Analysis of a historical extirpation of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* (L.) in the western Alps (France-Italy): former distribution and causes of extirpation. *Biological Conservation*, 79: 155-171.

Negro, J. J., M. J. Torres. 1999. Genetic variability and differentiation of two Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* populations and implications for reintroductions projects. *Biological Conservation* 87: 249-254.

Nores, C. 1986-87. La fauna ornitológica de la provincia de Asturias, del Dr. Graíño (1873-1943). *Bol. Cien. Nat. I.D.E.A.,* 37-38: 159-176.

Nores, C., V. Vázquez. 1987. *La conservación de los vertebrados terrestres asturianos*. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid.

Reading, R.P., T.W. Clark, B. Griffith. 1997. The influence of valuational and organizational considerations of the success of rare species translocation." *Biological Conservation*, 79, 217-225.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

Rudolph, D.C., R.N. Conner, D.K. Carrie, R.R. Schaefer. 1992. Experimental Reintroduction of Red-Cockaded Woodpeckers. *The Auk*, 109 (4): 914-916.

Rymon, L. M. 1989. The restoration of osprey (*Pandion haliaetus*) of breeding status in Pennsylvania by hacking. In: Meyburg, B-U. & R.D. Chancellor. *Raptors in the Modern World*: 359-362. Berlin, London & París, WWGBP.

Sarrazin, F.C., C. Bagnolini, E. Danchin, J. Cloubert. 1994. High survival estimates of Griffon Vultures *Gyps fulvus* in a reintroduced population. *Auk* 111: 853-862.

Sarrazin, F.C., C. Bagnolini, J.L. Pinna, E. Danchin. 1996. Breeding biology during the establishment of a reintroduced Griffon Vultures *Gyps fulvus* population. *Ibis* 138: 315-325.

Sarrazin, F., R. Barbault. 1996. Re-introductions: challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 11(11): 474-478.

Sherrod, S.K, W.R. Heinrich, W.A. Burnham, J.H. Barclay, T.J. Cade. 1982. *Hacking: a Method for Release Peregrine Falcons and Other Birds of Prey.* The Peregrine Fund, Inc., Cornell Univ. Lab. Ornithol. Ithaca. N.Y. 62 pp.

Sherrod, S. K., M.A. Jenkins, G. McKee, D.H. Wolfe, S. Tatom. 1989. Restoration nesting bald eagle *Haliaeetus leucocephalus* populations to south-eastern United States. B.-U. Meyburg, R.D. Chancellor, eds. *Raptors in the Modern World*: 353-358. Berlin, London, Paris, WWGBP.

Stanley Price, M.R. 1989. *Animal Re-introductions: the Arabian Oryx in Oman*. Cambridge University Press. 291 pp.

Steury, T. D., D. L. Murray. 2004. Modelling the reintroduction of lynx to the southern portion of its range. *Biological Conservation* 117: 127-141.

Rymon, L.M. 1989. The restoration of osprey (*Pandion haliaetus*) of breeding status in Pennsylvania by hacking. In: Meyburg, B-U. & R.D. Chancellor. *Raptors in the Modern World*: 359-362. Berlin, London & Paris, WWGBP.

Terrasse, M., C. Bagnolini, J. Bonnet, J.-L. Pinna, F. Sarrazin. 1994. Reintroduction of the Griffon vulture *Gyps fulvus* in the Massif Central, France. In: B.-U. Meyburg & R. D. Chancellor, eds. *Raptor Conservation Today*: 479-491. WWGBP/The Pica Press, Berlin.

Terrasse, M., F. Sarrazin, J-P. Choisy, C. Clémente, S. Henriquet, P. Lécuyer, J.L. Pinna, C. Tessier. 2004. In: D. Chancellor & B-U. Meyburg, eds. A success story: the reintroduction of Eurasian Griffon (*Gyps fulvus*) and Black (*Aegypus monachus*) vulture to France. *Raptors Worldwide*: 127-145. WWGBP/MME, Budapest.

Tewes, E., J.J. Sánchez, P. Ramírez. 2004a. Status and conservation of the European vulture A. monachus in Europe. R. D. Chancellor & B-U. Meyburg. *Raptors Worldwide*: 177-184. WWGBP/MME, Budapest.

Tewes, E., M. Terrasse, C. Bagnolini, J.J. Sánchez 1998. Captive breeding of the Eurasian Black Vulture (*Aegypius monachus*) and the reintroduction project in France. In: R. D. Chancellor, B-U. Meyburg & J.J. Ferrero, eds. *Holartic Birds of Prey*: 417-435. ADENEX-WWGBP, Merida & Berlin.

Tewes, E., M. Terrasse, J.J. Sánchez Artés, W. Fremuth, H. Frey. 2004b. Action Plan for the Recovery and Conservation of Vultures on the Balkan Peninsula: activities and projects

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

during 2002 and 2003. In: R. D. Chancellor & B-U. Meyburg, eds. *Raptors Worldwide*: 147-175. WWGBP/MME, Budapest.

Toone, W. D., Wallace, M.P. 1994. The extinction in the wild and reintroduction of the California condor *(Gymnogyps californianus*). *In:* Olney, P. J. S. Mace, G. M. & Feistner, A. T. C., eds. *Creative Conservation; Interactive Management of Wild and Captive Animals*: 411-419. Chapman and Hall. New York.

Torrente, J.P. 1999. *Osos y otras fieras en el pasado de Asturias (1700-1860).* Fundación Oso de Asturias.

Urquijo, A. 1989. *Altos Vuelos*. Eds. Aldaba.

Valverde, J.A. 2003. *En el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)*. Colección Memorias de un biólogo heterodoxo, Tomo 2. Editorial Quercus. 214 pp.

Wallace, M.P., S.A. Temple. 1987. Releasing captive-reared Andean Condors to the wild. *J. Wildl. Manage*. 51: 541-550.

Witherby, H.F. 1922. Collecting trip in the Cantabrian Mountains. *Ibis* 1992: 323-345.

Wolf, C. M., T. Garland, Jr, B.Griffith. 1998. Predictors of avian and mammalian translocation success: reanalysis with phylogenetically independent contrasts. *Biological Conservation,* 86: 243-255.

Wolf, C.M., B. Griffith, C. Reed, S.A. Temple. 1996. Avian and mammalian translocation: update and reanalysis of 1987 survey data. *Conservation Biology*, 10(4): 1142-4454.

Xirouchakis, S. 2001. Past and present distribution and status of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in Crete. *Proceeding of the 4th Bearded Vulture Workshop, 14-19 July 2000*, Iraklio, Crete, Greece.

Zink, R. 2004. Alpine monitoring of Bearded vulture: preliminary data on dispersal, pair settlement and survival. In: R. D. Chancellor, B-U. Meyburg, Eds. *Raptors Worldwide*: 185-193., WWGBP/MME, Budapest.

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

ANEXO I

RESPUESTA DE LA IUCN / SSC RSG RELATIVA LA LIBERACIÓN DE AVES EN LOS PICOS DE EUROPA

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group
C/o Environmental Research & Wildlife Development Agency
P.O. Box 45553
Abu Dhabi,
United Arab Emirates (UAE)
Tel: +971-2693-4650 / Fax: +971-2-681-0008
E-mail: Chairman, Frederic Launay: FLaunay@erwda.gov.ae
Executive Officer, Pritpal S. Soorae: PSoorae@erwda.gov.ae

RSG

Mr. Gerardo Baquena Sanchez,
FCQ, Project Manager LIFE 02 NAT/E/8624
Bearded Vulture Recovery in Picos de Europa
33579 Merodio-Penamellera Baja, Asturias,
SPAIN

28 April 2005

Dear Gerardo Baquena Sanchez,

Ref: Correct use of terminology for bearded vulture project in Spain

Thank you for your interesting letter dated 10th March 2005 regarding the use of correct terminology. This question is even more interesting because it is a species with a wide dispersal range!

As per the information you have provided:

- The species initially disappeared as a breeding population in 1956.
- Also some sub-adults visit this site in their dispersive period and only stay for about 100 days/year.
- The nearest viable population is 180 km away.

From this brief information it does seem to be a *re-introduction* because as you mention the breeding population has disappeared and the occasional visitors are individuals from another population. If there were still some individuals remaining from the initial population then we would have been confident to call this a re-inforcement as we would be adding individuals to a remnant population.

As the individuals are not from the remnant population then you are basically *re-introducing* the population back into its native range and breeding at this site would be an important prerequisite. Also what seems to be an interesting issue you mention that the visiting sub-adults do not seem to stay longer and colonize this habitat. Could this be an indication that the habitat may be sub-optimal?

We would like receiving any other additional information as your brief comments are not enough but from what it seems it would be a re-introduction.

Best wishes.

Yours Sincerely,

Pritpal S. Soorae
Program Officer

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

ANEXO II

RELACIÓN DE PROYECTOS DE REINTRODUCCIÓN CON SUFICIENTE INFORMACIÓN PARA SU VALORACIÓN

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

ANEJO II

ESPECIE	LUGAR	PAÍS	ÁREA (km^2)	Nº AÑOS	AVES LIB.	Nº LIB./AÑO	EDAD	CAUTIV./ LIBERT.	AÑOS DE REPRODUCCIÓN	Nº PAREJAS (AÑO)	E / F	% ÉXITO	MÉTODO LIBER.	REFERENCIA
Águila Calva (*Haliaeetus leucocephalus*)[5]	Isla de Santa Catalina (California)	EE.UU.	10^3	19	57	1-8	J/ P	C/L	12*	3 (1997)	F	0	H/F	Cade 2000
	Indiana	EE.UU.	10^4	5	73	> 14	J	W	7	19 (1998)	E	59	H	Cade 2000
	Estado de Nueva York	EE.UU.	> 10^4	13	213	2-33	J/ P	C/L	19	40 (1998)	E	66	H/F	Cade 2000
	SO-Centro EE.UU.	EE.UU.	10^6	8	275	12-61	J	L	8	> 50 (1998)	?	¿?	H	Cade 2000
	Costa de California	EE.UU.	10^4	9	66	> 8	J	C/L	6	7 (1998)	E	71	H	Cade 2000
	Massachussetts	EE.UU.	> 10^3	7	41	¿?	J	¿?	10*	9 (1998)	E	¿?	H	Cade 2000
	Tennessee	EE.UU.	10^4	19	> 269	> 14	J	C/L	16	37 (1998)	E	> 50	H	Cade 2000
Águila imperial (*Aquila adalberti*)		España	10^2	7	12	1-2	J	C/L	2	3 (1997)	¿?	¿?	H	Cade (2000)
Águila pescadora (*Pandion halietus*)		Inglaterra	25	2	37	18-19	J	L	0	0	¿?	0	H	Cade (2000)
	Escocia	Reino Unido	< 10^2	1	4	4	J	L	0	0	¿?	0	H	Cade (2000)
	Minnesota	EE.UU.	> 10^2	12	144	12	J	L	10	> 15 (1997)		¿?	H	Martell, 1985 en Barclay (1987); Cade 2000
	Pennsylvania	EE.UU.	10^4	12	236	> 20	J	L	12	35 (1997)	E	80	H	Rymon (1989); Cade 2000
	Tennessee	EE.UU.	10^4	10	165	> 16	J	L	15	> 97 (1998)	E	> 90	H	Cade 2000
Águila real (*Aquila chrysaetos*)		Suecia	> 10^2	13	25	2	J	C	¿1?	?	¿?	¿?	H / F	Cade 2000
Aguilucho cenizo (*Circus pigargus*)	Cataluña	España	> 25	10	198	< 20	J / P	C / L	¿?	2-5 (1990s)	¿?	¿?	H /F	Cade 2000

[5]Información adicional en: Murphy, et al. (1984) en Sherrod et al. 1990 ; Engel &Isaacs (1982), Hammer et al (1983), Nye (1983), Wiemeyer (1981) en Barclay (1987)

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

ESPECIE	LUGAR	PAÍS	ÁREA (km^2)	Nº AÑOS	AVES LIB.	Nº LIB./AÑO	EDAD	CAUTIV./ LIBERT.	AÑOS DE REPRODUCCIÓN	Nº PAREJAS (AÑO)	E / F	% ÉXITO	MÉTODO LIBER.	REFERENCIA
Alcotán (*Falco subbuteo*)	Inglaterra	Reino Unido	< 10^2	8	10	> 1	J	C	0	0	¿?	0	H / F	Cade (2000)
Azor (*Accipiter gentilis*)	Gran Bretaña	Reino Unido	10^5	15-20	250	> 20	J/A	L	> 30	400	¿?	¿?	Ld / H	Cade (2000)
Buitre leonado (*Gyps fulvus*)		Francia	> 10^2	6	61	1-17	J/I/A	C/L	16	71 (1997)	E	60	Ac/H	Terrasse (1996); Cade (2000)
Buitre leonado (*Gyps fulvus*)		Israel	10^3	5	41	7-8	I / A	C / L	¿4?	> ¿2? (1997)	¿?	¿?	¿Ac?	Cade (2000)
Buitre negro (*Aegypius monachus*)	Macizo central	Francia	> 10^2	7	26	> 3	J / I / A / P	C / L	2	4 (1998)	¿?	25	H / Ac	Terrasse (1996); Cade (2000)
Buitre negro (*Aegypius monachus*)	Mallorca	España	10^3	9	33	9-10	J / I / A / P	C / L	6	10 (1997)	E	50	H / Ac	Terrasse & Bagnolini (1998); Cade (2000)
Busardo ratonero (*Buteo buteo*)	Inglaterra	Reino Unido	570	5	44	5-17	J	C / L	2	3 (1997)	E	100	H	Cade (2000)
Cernícalo primilla (*Falco naumanii*)	Noreste Cataluña	España	10^2	9	378	40-66	J/ P	C / L	8	12 (1998)	E	38	H/F	Pomarol, 1991 en Heredia, 1992; Cade (2000)
Cernícalo primilla (*Falco naumanii*)	Oeste Cataluña	España	> 50	8	329	8-73	J/ P	C / L	5	16 (1997)	E	72	H/F	Cade (2000)
Cernícalo de las Islas Mauricio(*Falco punctatus*)	Bambous Mountains	Islas Mauricio	> 10^2	10	350	1-63	J/ P	C/L	12	> 100 (1997)	E	65	H/F	Cade (2000); Jones et al. (1994)
Cernícalo de las Seychelles (*Falco araea*)	¿?	¿?	40	1	13	13	I/A	L	19	> 10 (1980s)	¿?	¿?	-	Cade (2000)
Cóndor Andino (*Vultur gryphus*)	Colombia	América Sur	10^4	9	42	5	J	C	3	3	¿?	¿?	H	Cade (2000)
	Argentina	América Sur	¿?	1	7	7	J	C	0	0	¿?	¿?	H	Cade (2000)
	Perú	América Sur	> 10^3	1	12	12	J / I / A / P	C	0	0	¿?	¿?	H / Ld	Cade (2000)
Cóndor de California (*Gymnogyps californianus*)	Suroeste California	EE.UU.	10^4	> 6	39	2-8	J	C	0	0	¿?	¿?	H	Cade (2000)
	Centro de California	EE.UU.	> 10^2	1	10	5+5	J	C	0	0	¿?	¿?	H	Cade (2000)
	Arizona	EE.UU.	> 10^4	< 2	19	6-13	J	C	0	0	¿?	¿?	H	Cade (2000); Meretsky et al. (2000); Cade et al. (2004)
Halcón aplomado (...)	Suoeste Texas	EE.UU.	10^4	5	214	10-101	J	C	4	4 (1998)	E	75	H	

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com

ESPECIE	LUGAR	PAÍS	ÁREA (km^2)	Nº AÑOS	AVES LIB.	Nº LIB./AÑO	EDAD	CAUTIV./ LIBERT.	AÑOS DE REPRODUCCIÓN	Nº PAREJAS (AÑO)	E / F	% ÉXITO	MÉTODO LIBER.	REFERENCIA
Halcón borní *(Falco biarmicus)*		Israel	10^3	6	46	> 7	J	C	0	0	¿?	0	H	Terrasse (1996); Cade (2000)
Halcón peregrino (*Falco preregrinus*)	SO Canadá	Canadá	> 10^6	20	1550	5-120	J / P	C	17	105 (1998)	E	> 50	H/F	Cade (2000)
	Este EE.UU.	EE.UU.	> 10^6	20	>1300	16-100	J / P	C/L	19	132 (1997)	E	>60	H/F	Cade (2000)
	Oeste EE.UU.	EE.UU.	> 10^6	15	> 850	5-116	J	C	12	95 (1998)	E	60	H	Cade (2000)
	Rocky Mts.	EE.UU.	> 10^6	20	2112	2->100	J/ P	C/L	17	438 (1997)	E	80	H/F	Cade (2000)
	California	EE.UU.	> 10^5	15	754	2-81	J/ P	C/L	17	140 (1997)	E	50	H/F	Cade (2000)
		Alemania	> 10^5	20	803	7-62	J/ P	C	15	> 70 (1998)	E	> 50?	H/F	Cade (2000)
		Suecia - Noruega	> 10^4	16	> 419	2-40	J/ P	C/L	15	48 (1997)		74	H/F	Cade (2000)
Milano real *(Milvus milvus*)	Norte Escocia	Reino Unido	> 10^3	5	93	18	J	L	6	23 (1997)	E	> 75	H	Cade (2000)
	Centro Escocia	Reino Unido	> 10^2	2	37	18-19	J	L	¿1?	¿2?	¿E?	0	H	Cade (2000)
	Sur Inglaterra	Reino Unido	> 10^3	6	93	> 16	J	L	7	> 51 (1997)	E	90	H	Cade (2000); Evans et al. (2004)
	Midlands', Inglaterra	Reino Unido	> 10^2	3	49	16	J	L	2	4 (1997)	E	90	H	Cade (2000)
Pigargo (*Haliaeetus albicilia*)	Escocia	Reino Unido	10^4	11	82	> 7	J/I	L	14	14 (1997)	¿?	42	H	Cade (2000)
		Israel	10^3	5	13	3	J	C	¿?	¿?	¿?	0	H	Terrasse (1996); Cade (2000)
Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*)	Alpes	Francia-Italia	10^4	12	72	6	J	C			E	50	H	Terrasse (1996); Frey & Llopis (1998); Cade (2000)

Barclay, J.H. 1987. Augmenting wild populations. In: Giron, B.A., B.A. Millsap, K.W. Cline, D.M. Bird (eds.). *Raptor Management Techniques Manual*: 239-247. Natl. Wildl. Fed., Washinton, D.C.

Cade, T. J. 2000. Progress in translocation of diurnal raptors. R. D. Meyburg & B.-U. Chancellor *Raptors at Risk*: 343-372. WWGBP / Hancock House.

Cade, T. J., S.A.H Osborn, W.G. Hunt, C.P. Woods 2004. Commentary on released California condor *Gymnogyps californianus* in Arizona. In: R. D. Chancellor & B-U. Meyburg, eds. *Raptors Worldwide*: 11-25.Budapest, WWGBP/MME.

Evans, I. M., J.A. Love, C.A. Galbraith, M.W. Pienkowski. 1994. Population and range restoration of threatened raptors in the United Kingdom. B.-U. Meyburg R. D. Chancellor (Eds.). *Raptor Conservation Today*: 447-457. WWGBP / The Pica Press.

Frey, H., A. Llopis. 1998. Situación actual del proyecto de reintroducción del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Alpes. En: R. D. Chancellor, B-U. Meyburg & J.J. Ferrero, eds. *Holartic birds of Prey*: 395-403. ADENEX-WWGBP.

Heredia, B. 1992. Reintroducción de especies y reforzamiento de poblaciones en la conservación de aves en España. *Ardeola*, 39 (2): 41-47.

Jones, C. G., W. Heck, R.E. Lewis, Y. Mungroo, G. Slade, T. Cade. 1994. The restoration of the Mauritius Kestrel *Falco punctatus* population. *Ibis* 137: S173 -S180.

Meretsky, V.J., N. F. R. Snyder, S.R. Beissinger, D. A. Clendenen, J. W. Wiley. 2000. Demography of the California condor: Implications for the establishment. *Conservation Biology* 14 (4): 957-967.

Rymon, L.M. 1989. The restoration of osprey (*Pandion haliaetus*) of breeding status in Pennsylvania by hacking. In: Meyburg, B-U. & R.D. Chancellor. *Raptors in the Modern World*: 359-362. Berlin, London & Paris, WWGBP.

Terrasse, M. 1996. Reintroduction de rapaces dans l'are méditerranéenne de répartition. In: Muntaner, J. & Mayol, J. (Ed.). *Biology and Conservation of Mediterranean Raptors*, 1994. SEO, Palma de Mayorca.

Terrasse, M., C. Bagnolini. 1998. The return of the black vulture to France (reintroduction of the black vulture in Southern massif-central France). In: Tewes et al. (ed.). *The Black vulture in South Eastern Europe*. Palma de Mayorca

PDF created with pdfFactory Pro trial version www.pdffactory.com