



UNIÓN EUROPEA
FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL
INICIATIVA COMUNITARIA INTERREG IIIA

Consejería de Agricultura y Medio Ambiente

JUNTA DE EXTREMADURA



Conservación de la Naturaleza en Extremadura



Colección
Medio Ambiente



Conservación de la Naturaleza en Extremadura

JUNTA DE EXTREMADURA

CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA EN EXTREMADURA

Comunicaciones en Jornadas y Congresos 2002-2004

Cómo citar un artículo de esta publicación:

Fernández, A. 2005. La Red de Espacios Naturales Protegidos y la Red Natura 2000 en Extremadura. En: J.M. López Caballero (Ed.): Conservación de la Naturaleza en Extremadura. Comunicaciones en Jornadas y Congresos 2002-2004. pp. 11-22. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Mérida.

Esta obra ha sido cofinanciada por la Iniciativa Comunitaria INTERREG IIIA España-Portugal y realizada en el marco del Proyecto Faunatrans para conservación de fauna amenazada en las regiones de Extremadura, Alentejo y Centro.

CONSEJERÍA DE AGRICULTURA Y MEDIO AMBIENTE
Dirección General de Medio Ambiente
Avenida de Portugal s/n.- 06800 MÉRIDA
<http://www.juntaex.es>

Publicaciones de la
Secretaría General
Apartado de Correos 217.- 06071 BADAJOZ

Maquetación:
Felisa Tardío Pola

Fotografía de portada:
Joaquín Dávalos. "Amanecer en La Siberia"

© De los textos: Sus autores
© De las fotografías: Sus autores

Depósito Legal:
BA:300/Mayo 2005

ISBN:
84-8107-055-6

CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA EN EXTREMADURA

Comunicaciones en Jornadas y Congresos 2002-2004

José Manuel López Caballero (Ed.)

PRESENTACIÓN

La recompensa que busca cualquier investigador es que sus conocimientos sirvan para que el resto de la sociedad pueda valerse de sus aportaciones y así conocer un poco mejor el mundo que nos rodea. Seguro que eso perseguía cada uno de los científicos que en los últimos tres años ha pronunciado en Extremadura alguna de las comunicaciones o ponencias que recoge este libro.

Por este motivo, resulta gratificante saber que desde la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente se está colaborando en dar a conocer parte de lo que el mundo de la ciencia está descubriendo sobre la conservación de la naturaleza.

Así investigadores de la Junta de Extremadura, del Centro Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), de universidades como la de Extremadura, la Complutense o la de Salamanca, de varias organizaciones no gubernamentales o del vecino Portugal se valdrán de este libro para transmitir sus conocimientos.

Desde estas páginas, sólo me resta desear que la transmisión de ese saber valga para que la conservación de la naturaleza se convierta en la virtud de los ciudadanos del futuro ya que sólo la educación, la cultura y la convivencia con el entorno nos permitirá respetar el medio natural.

José Luis Quintana Álvarez
Consejero de Agricultura y Medio Ambiente

Con la publicación de los trabajos que figuran en estas páginas se pretende aportar más y mejores datos para el conocimiento, gestión y conservación de la flora y la fauna de Extremadura. Esta obra dista mucho de ser una memoria o un concienzudo inventario de todo lo que se ha hecho por la conservación de la naturaleza de Extremadura en los últimos años. Afortunadamente, serían necesarias muchas más páginas para ello. Se trata de una recopilación de artículos cuyo origen primigenio reside en el primer y segundo Congreso sobre Especies Protegidas de Extremadura celebrados recientemente. No se trata de publicar únicamente las actas de estos congresos pues buena parte de las comunicaciones entonces expuestas se ven ahora complementadas por otras, ajenas a aquellos foros, que enriquecen la obra. Dado que la sociedad ha de conocer los valores de la naturaleza para que acepte plenamente la necesidad de conservarlos se hace indispensable su difusión para asegurar su supervivencia. Con base en esta idea, la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura ha organizado en los últimos años diversas Jornadas y Congresos. Estos eventos han contado con la presentación de ponencias a cargo de expertos de reconocido prestigio –españoles y portugueses– pertenecientes a la Administración central y autonómica, asociaciones o instituciones públicas y privadas. Parte de ese trabajo ve ahora la luz. No puedo ocultar cierta satisfacción al ver reunidos y publicados estos artículos. Ante todo, hay que felicitar a los autores por haber hecho posible la elaboración de un corpus de actualidad e indudable interés que contribuye al mejor conocimiento de la vida silvestre de Extremadura. Sin desdeñar en absoluto el factor divulgación, la publicación ha intentado seguir un estilo formal y lingüístico próximo a las revistas científicas, aunque en un elenco tan numeroso y variado tienen que aparecer algunas excepciones. En la opinión del lector interesado queda discernir si el trabajo final y el esfuerzo realizado ha merecido la pena y si los artículos presentados resultan de interés.

El Editor



ÍNDICE

	<u>Página</u>
La Red de Espacios Naturales Protegidos y la Red Natura 2000 en Extremadura.....	11
Proyecto INTERREG de Cooperación Transfronteriza para conservación de fauna amenazada	23
Proyecto LIFE “Gestión de la ZEPA-LIC La Serena y Sierras Periféricas.....	33
El Proyecto “HABITAT” en Extremadura.....	39
La Red Valenciana de Microrreservas de Flora: Concepto y Desarrollo (1991-2004).....	51
Especies vegetales amenazadas de Extremadura: I. Leñosas	61
Estado de conservación de las especies forestales amenazadas en Extremadura: una síntesis actualizada.....	79
<i>Prunus lusitanica</i> L. en Extremadura	89
Localización de Arce Campestre (<i>Acer campestre</i>) en Sierra de Gata (NW de Cáceres)	95
Estudio sobre <i>Serapias perez-chiscanoi</i> en Extremadura. Censo, diagnóstico y directrices para un Plan de Recuperación	101
Estudio Poblacional de <i>Erodium mouretii</i> Pitard en Extremadura.....	127
<i>Anacamptis pyramidalis</i> , nueva especie para la orquidoflora extremeña.....	137
Nuevas aportaciones a la flora extremeña.....	139
Hongos, el reino olvidado. Protección y conservación de los hongos.....	143
Distribución de los focos de biodiversidad de las especies de flora y fauna del Anexo II de la Directiva Hábitat (92/43/CEE) en Extremadura.....	149
Parque Natural del Tajo Internacional: Un proyecto de futuro. Descripción del medio natural	157
Factores de amenaza y conservación de la ictiofauna de los cursos fluviales de la cuenca media del Guadiana	181
Situación y factores de amenaza sobre las poblaciones de peces migradores en la cuenca extremeña del Guadiana. I. El Sábalo <i>Alosa alosa</i> (Linnaeus, 1758)	189
Situación y factores de amenaza sobre las poblaciones de peces migradores en la cuenca extremeña del Guadiana. II. La Anguila <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758) y la Lamprea marina <i>Petromyzon marinus</i> (Linnaeus, 1758).....	199
Estudio y conservación de micromamíferos amenazados de Extremadura: El Desmán Ibérico y el Topillo de Cabrera.....	207
Los murciélagos forestales de Extremadura.....	219
Inventario de refugios de murciélagos cavernícolas de Extremadura.....	231
Distribución del meloncillo (<i>Herpestes ichneumon</i>) en Extremadura.....	237
Los anfibios y reptiles de Extremadura.....	247
La araña negra de los alcornoques <i>Macrothele calpeiana</i> (Walkenaer, 1805)	253
Odonatos incluidos en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas.....	257

Las mariposas del Corredor Ecológico y de Biodiversidad “Río Alcarrache” (Suroeste de Extremadura)	263
Censo de Aves Acuáticas invernantes en Extremadura 2002/2003	275
La población de Anátidas en Extremadura.....	303
Situación de los Ardeidos coloniales en Extremadura	313
Especies migradoras amenazadas, importancia y utilización de una red adecuada de áreas de parada: El caso de la Espátula común (<i>Platalea leucorodia</i>)	319
Resultados del programa de marcaje de la Cigüeña Negra (<i>Ciconia nigra</i>) en Extremadura (período 1986-2003).....	329
Estudo genético de Cegonha-Preta: Dados preliminares e descrição do projecto	337
Estudio ecológico para la conservación del Elanio Azul en Extremadura	349
Censo de la población reproductora del Elanio común (<i>Elanus caeruleus</i>) en Extremadura (2003)	357
Aplicaciones de la cartografía predictiva en la gestión y conservación de especies amenazadas: Lugares potenciales de reproducción del Buitre negro (<i>Aegypius monachus</i>) en Extremadura	369
Seguimiento de la población reproductora de cernícalos primillas (<i>Falco naumanni</i>) en la ZEPA de “Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes” (1998-2002)	377
Proporción de sexos en polladas de Cernícalo Primilla <i>Falco naumanni</i> : Reproductores más viejos prefieren producir hembras	383
Efeito da ceifa e protecção de ninhos de tartaranhão-caçador <i>Circus pygargus</i> no sul de Portugal	389
Censo nacional de cortiçol-de-barriga-branca <i>Pterocles alchata</i> e cortiçol-de-barriga-negra <i>Pterocles orientalis</i>	395
Abundancia de Sisón (<i>Tetrax tetrax</i>) en zonas esteparias de Extremadura	405
Evaluación preliminar del estatus poblacional del Gorrión Molinero en Extremadura	413
Revisión del estatus de la Tórtola común <i>Streptopelia turtur</i> en Extrimadura, implicaciones en su conservación	427
Tendidos eléctricos: Planificación, normativa y actuaciones de conservación y protección de la avifauna.....	435
Análisis de los envenenamientos en fauna silvestre de Extremadura: Convenio de colaboración entre el Laboratorio de toxicología de la Facultad de Veterinaria de la UEX y la Junta de Extremadura	445
Especies y espacios protegidos: Educación Ambiental	453
Distribución y abundancia del conejo de monte (<i>Oryctolagus cuniculus</i>) en Extremadura.....	459
Caracterización genética del conejo de monte en Extremadura	469
Estudio de la inmunidad natural frente a la mixomatosis y a la RHDV en poblaciones de conejo de monte <i>Oryctolagus cuniculus</i> del sur de Extremadura (España).....	479
Determinación de la actividad del conejo de monte (<i>Oryctolagus cuniculus</i>) en relación a la distancia a la madriguera y el desarrollo del pastizal.....	489



LA RED DE ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS Y LA RED NATURA 2000 EN EXTREMADURA

Atanasio Fernández García

Director de Programas de Conservación
Dirección General de Medio Ambiente
Consejería de Agricultura y Medio Ambiente
Junta de Extremadura

INTRODUCCIÓN

La protección legal del territorio extremeño está siendo el resultado de la convergencia de políticas de ámbito regional y comunitario, dando lugar a la creación de dos redes de espacios protegidos diferentes y complementarias a la vez. Por un lado, en aplicación de la Ley 8/98, de conservación de la naturaleza y de espacios naturales de Extremadura, se ha constituido la Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura (RENPEX). Por otro, en aplicación de la Directiva de Aves y la Directiva de Hábitats, se han declarado en Extremadura una serie de lugares incluidos en Natura 2000, una red europea que pretende conservar la biodiversidad dentro de la Unión Europea.

Es el objetivo principal de este artículo establecer las diferencias entre ambas redes de espacios y describir los procesos de declaración hasta su situación actual.

LA RED DE ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS DE EXTREMADURA (RENPEX)

La entrada en vigor en 1998 de la Ley de conservación de la naturaleza y de los espacios naturales de Extremadura, supuso la verdadera consolidación de la estructura para crear la Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura.

Hasta entonces, las declaraciones de espacios protegidos se realizaban en virtud la Ley 15/75 sobre Espacios Naturales Protegidos y con posterioridad mediante la Ley 4/89 de Conservación de la Naturaleza y de la flora y fauna silvestres, ya que se trataba de la normativa de rango estatal que entonces cubría la ausencia de una legislación regional propia en esta materia. En el caso de la Ley 4/89, las figuras de protección que permitía eran reducidas y se limitaban a las siguientes: Parque Natural, Reserva Natural, Monumento Natural y Paisaje Protegido.

De este modo, el Parque Natural de Monfragüe, el Parque Natural de Cornalvo, la Reserva Natural "Garganta de los Infiernos", el Monumento Natural "Los Barruecos" y el Monumento Natural "Mina La Jayona" fueron declarados inicialmente en virtud de legislación de rango nacional.

Por tanto, fue a partir de 1998 cuando la Red de Espacios Protegidos de Extremadura adquirió su verdadera dimensión, estableciéndose nuevas figuras de protección y desarrollándose complementariamente los instrumentos de ordenación y gestión, así como el régimen jurídico de los espacios declarados.

Figuras de protección en la RENPEX

El artículo 16 de la Ley 8/98 establece diez tipos distintos de espacios protegidos: Parques Naturales, reservas Naturales, Monumentos Naturales, Paisajes Protegidos, Zonas Especiales de Conservación, Corredores Ecológicos y de Biodiversidad, Parques Periurbanos de Conservación y Ocio, Lugares de Interés Científico, Árboles Singulares y Corredores Ecoculturales.

Las cuatro primeras son herencia directa de la Ley 4/89, pero debe destacarse que la legislación extremeña incluye seis figuras nuevas. (Figura 1)



Figura 1. Espacios incluidos en la Red de Espacios Protegidos de Extremadura

a) Parques Naturales

Actualmente hay dos Parques Naturales declarados: Monfragüe y Cornalvo. El Parque Natural de Cornalvo fue declarado en 1993 mediante Decreto. Como consecuencia de una sentencia del Tribunal Supremo, dicha declaración quedó anulada por no tener aprobado este espacio el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales en el plazo establecido por la Ley (1 año desde su declaración). Una vez realizadas las audiencias a los interesados y la información pública, Cornalvo fue declarado de nuevo como Parque Natural mediante la Ley 7/2004, tal y como exige la legislación regional.

Ambos Parques Naturales están incluidos también en la Red Natura 2000 y están clasificados como ZEPA y LIC. Además, Monfragüe es el único espacio de Extremadura con la categoría de "Reserva de la Biosfera".



Se está tramitando la posible declaración del Tajo Internacional como Parque Natural, ya que en Portugal presenta esta misma figura de protección y resulta lógico que tengan el mismo rango a ambos lados de los límites puramente administrativos.

b) Reservas Naturales

El único espacio dentro de esta figura de protección es la Garganta de los Infiernos, declarada en 1994 y que además se encuentra incluida dentro del Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) de "Sierra de Gredos y Valle del Jerte".

c) Monumentos Naturales

Se han declarado cuatro Monumentos Naturales: dos cuevas (Cuevas de Castañar y Cuevas de Fuentes de León), una antigua mina abandonada (Mina de la Jayona) y el espectacular complejo granítico de Los Barruecos.

En general, se trata de lugares de gran relevancia geológica y de reducida superficie, siendo las Cuevas de Fuentes de León el Monumento Natural de mayor superficie por incluir además una zona de periférica con dehesas y matorral mediterráneo (1.020 ha).

d) Paisajes Protegidos

Esta figura aún no cuenta con ningún espacio declarado, si bien está en tramitación la inclusión del paraje de "Valcorchero", en el término municipal de Plasencia, estando previsto que se incorpore a la RENPEX a lo largo del año 2005.

En 1996 se propuso la declaración del Paisaje Protegido "Sierras de Tentudía", pero finalmente no se llevó a cabo.

e) Zonas Especiales de Conservación

Esta figura de protección puede considerarse la más novedosa, ya es la que permite establecer el nexo de unión entre la RENPEX y la Red Natura 2000. Así, mediante las ZEC es posible incorporar a la Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura aquellos lugares que han sido clasificados en virtud de la Directiva de Aves (79/409/CEE) y la Directiva de Hábitat (92/43/CEE). De este modo, los lugares de Red Natura 2000 que además se declaren mediante esta figura pasan a tener el régimen jurídico establecido por la Ley 8/98, pudiendo destacarse la obligatoriedad del Plan Rector de Uso y Gestión, constitución de Juntas Rectoras, nombramiento de Director-Técnico, régimen sancionador, etc....

La Disposición Adicional Quinta de la Ley 8/98 establece que las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) declaradas antes de la entrada en vigor de la Ley tendrían ya la consideración como Zonas de Especial Conservación (ZEC). Por tanto, las primeras seis ZEPA que fueron designadas por la Comunidad Autónoma de Extremadura en 1989 (Sierra de San Pedro, Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes, Sierra Grande de Hornachos, Embalse de Orellana y Sierra de Pela, Monfragüe y Embalse de Cornalvo) pasan a ser ZEC desde el momento de entrada en vigor de la Ley 8/98.

Las ZEC constituyen las figuras de protección que representan mayor superficie de territorio dentro de la RENPEX, con más de 239.000 ha (sin incluir las ZEPA de Monfragüe y Cornalvo).

f) Corredores Ecológicos y de Biodiversidad

El primer espacio incluido en esta categoría fue el Corredor Ecológico y de Biodiversidad del Río Alcarrache (en julio de 2001), si bien una sentencia del Tribunal Superior de Justicia de Extremadura anuló dicha declaración por defectos de forma en el procedimiento. Previsiblemente durante el año 2005 se volverá a incluir este espacio en la RENPEX.

Con posterioridad se declararon tres nuevos corredores, tratándose en todos los casos de tramos de cursos fluviales y su zona de influencia: Pinares del Río Tietar, Río Guadalupejo, Río Bembezar y Río Matachel.

Todos Corredores Ecológicos y de Biodiversidad además están clasificados como lugares de Red Natura 2000 con la categoría de Lugar de Interés Comunitario (LIC).

g) Parques Periurbanos de Conservación y Ocio

Actualmente existen dos Parques Periurbanos de Conservación y Ocio. En el año 2001 fue declarado el PPCO de "Moheda Alta" en una dehesa propiedad del Ayuntamiento de Navalvillar de Pela (Badajoz) y en el año 2002 el PPCO "La Sierra", en el término municipal de Azuaga (Badajoz).

Durante 2005 se incorporarán a esta categoría el PPCO de "Charca de Brozas y ejido" en Bozas (Cáceres) y el PPCO de "La Pisá del Caballo" en Cabeza la Vaca (Badajoz).

h) Lugares de Interés Científico

El único Lugar de Interés Científico declarado por el momento es el "Volcán del Gasco", en El Gasco (Cáceres).

Teniendo en cuenta la definición recogida en la Ley 8/98 de esta figura de protección, resultaría la más adecuada para plantear en un futuro la posibilidad de incluir en la REMPEX la red de microrreservas de flora y de invertebrados amenazados, cuya delimitación se encuentra bastante avanzada.

i) Árboles Singulares

En 2001 se declararon los primeros seis Árboles Singulares, incluyendo algunos de los ejemplares más notables de la región (Encina La Marquesa, Tejos del Cereza, Castaños del Temblar, Castaño del Corbiche, Alcornoque de la Fresneda, Roble del Aca-readero y Enebro de Las Mestas. Esta figura contempla la inclusión como espacio protegido no sólo del propio árbol, sino de un grupo de ellos o de un área que incluya varios ejemplares, como en el caso de "Tejos del Cereza", cuya superficie es de 13 ha.

La red de Árboles Singulares se vio notablemente ampliada en el año 2004 con la incorporación de 18 árboles nuevos, incluyendo en esta ocasión nuevas especies como Abedul, Alamez, Cedro, Ciprés, Loro, Olmo, Plátano y Quejigo.

j) Corredores Ecoculturales

Aún no existen espacios incluidos en esta categoría. Podría valorarse la declaración de determinados tramos de vías pecuarias con alto interés natural, así como vías verdes (vías de ferrocarril en desuso).



LA RED NATURA 2000 EN EXTREMADURA

La aplicación de las dos Directivas europeas relativas a la conservación de la biodiversidad, la Directiva de Aves (79/409/CEE) y la Directiva de Hábitats (92/43/CEE), está suponiendo un gran reto para todos los estados miembros de la Unión Europea y en especial para aquellas regiones que aún conservan un valioso patrimonio natural, donde resulta aún más complejo cumplir todos los requerimientos exigidos por dicha legislación. Las dificultades tanto técnicas como sociopolíticas que están surgiendo su el dilatado proceso de aplicación han ocasionado una demora en el cumplimiento de los plazos establecidos, toda vez que siguen quedando algunas incógnitas por resolver que impiden vislumbrar la verdadera magnitud e importancia que en el futuro llegara a tener la Red Natura 2000.

Desde su publicación en 1978, la Directiva de Aves ha permanecido más de 20 años prácticamente enquistada por la ausencia de criterios objetivos para la designación de las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA), hecho que no deja de ser sorprendente hasta para los profanos en la materia. No obstante, es una realidad constatada que los países miembros avanzan ahora con mayor rapidez debido en gran medida a la presión ejercida por parte de la Comisión Europea a través de sus herramientas legales para exigir el cumplimiento de las Directivas. Las cartas de emplazamiento, los dictámenes motivados, las demandas por incumplimiento, las posibles sanciones del Tribunal de Luxemburgo, así como la posibilidad bloquear la llegada de fondos europeos a aquellos países que no cumplan con las Directivas, han supuesto el impulso definitivo, logrando poner límite a los plazos y ser más prácticos con los criterios de cumplimiento.

Sin embargo, la Directiva de Hábitats nace con planteamientos más innovadores, subsanando en parte los errores de su antecesora al incluir una serie de criterios técnicos para la designación de los Lugares de Interés Comunitario (LIC) e incluso un calendario para su establecimiento, circunstancias que han hecho posible que el cumplimiento de la Directiva de Hábitats se haya adelantado al de la Directiva de Aves pese a haber entrado en vigor 14 años después.

Las acciones llevadas a cabo por la Comisión Europea para asegurar el cumplimiento de ambas Directivas no dejan lugar a dudas que la consolidación de la Red Natura 2000 será un hecho en un futuro inmediato y ello propiciará que las políticas de gestión del medio natural tengan como obligada referencia la conservación prioritaria de los lugares incluidos en dicha Red, así como las especies y hábitats protegidos por esta normativa.

Evolución de la Red Natura 2000 en Extremadura

La Red Natura 2000 tuvo sus comienzos en Extremadura en 1989, cuando fueron declarados como Zonas de Especial Protección para las Aves los dos Parques Naturales existentes, Monfragüe y Cornalvo, que eran los únicos integrantes de la entonces exigua red regional de espacios protegidos. A ellos se unieron otras 4 zonas de gran valor ornitológico: "Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes", "Embalse de Orellana y Sierra de Pela", "Sierra Grande de Hornachos" y "Sierra de San Pedro". Conjuntamente representaban el 6,5% de la superficie regional, incluyendo algo más de 270.000 ha.

La red de ZEPA de Extremadura permaneció durante más de 10 años sin cambios y dicha situación no se modificó hasta la publicación del Decreto 232/2000,

mediante el cual se clasificaron nuevos lugares y permitió duplicar la superficie protegida. En esta segunda fase se incluyeron dentro de la red de ZEPA los siguientes espacios: "Cedillo-Tajo Internacional", "Canchos de Ramiro", "Sierras de Villuercas e Ibores", "Dehesas de Jerez", "La Serena", "Sierra de la Moraleja", "Sierra de Siruela" y "García de Sola y Sierra de los Golondrinos". Las nuevas ZEPA declaradas tenían como nexo común que además de su importancia para las aves, también estaban ya incluidas en la propuesta de Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) realizada en virtud de los criterios de la Directiva de Hábitats.

En 2003, un dictamen motivado de la Comisión Europea advertía a Extremadura que no se había incluido suficiente superficie del territorio como ZEPA e instaba a ampliar la red, hecho que supuso un nuevo impulso a la clasificación de lugares. Así, en junio de 2003 se clasificaron 17 nuevas ZEPA, siguiendo básicamente tres criterios: ampliar algunas de las ZEPA existentes hasta incluir poblaciones de interés que habían quedado fuera (Monfragüe, Cedillo-Tajo Internacional, Sierra de la Moraleja y La Serena), clasificar como ZEPA determinados LIC que además tenían suficientes valores ornitológicos (Sierra de Gata, Las Hurdes, Lagunas de la Albuera, Llanos de Brozas y Río Almonte) y clasificar nuevas ZEPA en lugares de reconocido valor para las aves (incluyendo 12 nuevas ZEPA, mayoritariamente embalses y las áreas circundantes).

De este modo, la red de ZEPA de Extremadura pasó a estar integrada en el año 2003 por 31 lugares, ocupando una superficie de 871.317 ha que representaban el 21% de la región.

Conscientes de que la superficie actual aún es insuficiente teniendo en cuenta los requerimientos de la Comisión Europea, se ha trabajado activamente en una nueva y definitiva designación de ZEPA. Para ello, ha sido necesario realizar nuevos estudios y censos específicos de la avifauna extremeña y actualizar toda la información disponible, así como mejorar las aplicaciones informáticas para poder gestionar adecuadamente toda esta ingente información.

Complementariamente se ha establecido un Convenio de Colaboración con la Universidad de Extremadura con el objetivo de elaborar una propuesta de ZEPA que cumpliera exhaustivamente los criterios científicos de la Directiva de Aves. Los recientes resultados obtenidos en este estudio han permitido configurar una propuesta de lugares coherente basada en un complejo y eficaz procedimiento metodológico, asegurando además la necesaria objetividad en la delimitación de los lugares a proteger atendiendo exclusivamente a criterios puramente ornitológicos.

Como resultado de este trabajo, en diciembre de 2004 se han realizado nuevas clasificaciones de ZEPA, incorporando numerosas zonas nuevas de gran valor para las aves, destacando especialmente la inclusión de gran número zonas húmedas (embalses, lagunas y charcas), zonas estepáricas y agrícolas (tanto pastizales como cultivos de secano y de regadío) y zonas urbanas con colonias de Cernícalo primilla.

Como resultado de esta nueva clasificación, existirían actualmente 69 ZEPA, que representarían el 26,1% de la región (1.089.336 ha). En esta fase, designan 38 nuevas ZEPA, a la vez que se amplían los límites de 10 de las ya existentes. (Figura 2)

Con esta propuesta se pretende culminar el proceso designación de lugares incluidos en la Red Natura 2000 en Extremadura y avanzar más en aspectos relacionados con la gestión y la financiación.

En cuanto a la Directiva de Hábitats, la primera propuesta de la Comunidad Autónoma de Extremadura se realizó en 1999, incluyendo un total de 59 Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) que suponían el 15,8% de la región. Tras la valoración



realizada por la Comisión, la propuesta quedó condicionada a un aumento de la superficie hasta asegurar la adecuada representación de determinados hábitats y taxones. Atendiendo a tales requerimientos, se elaboró una nueva propuesta de LIC y el número de espacios se incrementó hasta 82, alcanzando la cobertura regional el 19,89% (828.943 ha). Esta propuesta aún está pendiente de ser aprobada por la Comisión, pero a tenor de las conclusiones de las reuniones técnicas de coordinación mantenidas con la Dirección General para la Biodiversidad (Ministerio de Medio Ambiente), la propuesta extremeña presenta un alto grado de cumplimiento tanto para los hábitats como para taxones de la Directiva y será aceptada con toda probabilidad. (Figura 3)



Figura 2. Lugares clasificados como Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) en Extremadura



Figura 3. Lugares clasificados como Lugares de Interés Comunitario (LIC) en Extremadura

Extremadura y el cumplimiento las Directivas

El caso de la Comunidad Autónoma de Extremadura es un extraordinario ejemplo para valorar las dificultades asociadas al cumplimiento de las Directivas de conservación de la naturaleza, tanto por las complicaciones técnicas asociadas a la selección de los diferentes lugares que deben integrar la Red como por las necesidades organizativas que se requieren para su adecuada gestión.

La tremenda importancia de las superficies ocupadas por los hábitats naturales y la amplia distribución de las diferentes especies objeto de protección, son los principales factores que condicionan que la contribución de Extremadura a la Red Natura

2000 deba ser una de las más altas de la Península Ibérica y también si se compara con el resto de países europeos. Pese a no estar representados los hábitats costeros y muy escasamente los de alta montaña, Extremadura cuenta con 35 hábitats incluidos en el Anexo I de la Directiva de Hábitats (7 de los cuales están considerados como prioritarios), 47 especies del Anexo II de la Directiva de Hábitats (13 plantas, 7 invertebrados, 9 peces, 1 anfibio, 4 reptiles y 13 mamíferos) y más de 60 aves incluidas en el Anexo I de la Directiva de Aves. Todo ello evidencia la elevada biodiversidad que acoge esta privilegiada región y justifica la gran extensión de su territorio que deberá estar incluida en la Red Natura 2000 una vez que el proceso se complete finalmente.

Si bien es cierto que Extremadura cumple sobradamente todos los criterios técnicos de la Directiva de Hábitats y que no existen discrepancias relevantes con Centro Temático de la Conservación de la Naturaleza (organismo encargado por la Comisión Europea para valorar el grado de cumplimiento de la Directiva), no ocurre igual con la Directiva de Aves. En este caso, la referencia de la Comisión para valorar el cumplimiento de la Directiva de Aves es el Inventario de Áreas Importantes para las Aves (IBA), realizado por SEO/BirdLife en 1994, cuya validez como referente ha sido cuestionada en numerosas ocasiones. Según este estudio elaborado por SEO/BirdLife, el 77,3% de Extremadura puede considerarse como Área Importante para las Aves y, por tanto, sería susceptible de ser declarado como ZEPA. De hecho, el último Dictamen Motivado de la Comisión Europea contra el Reino de España basa la argumentación sobre el incumplimiento de la Directiva en la escasa representación de las IBA en las propuestas de ZEPA, instando a las Comunidades Autónomas a ajustar los límites de las ZEPA a los de las IBA señaladas en su territorio. Este requerimiento, en el caso de Extremadura, supondría un gran esfuerzo en cuanto a la designación de nuevas ZEPA, pero también se convertiría un pulso innecesario entre las necesidades de conservación y el sentido común. (Figura 4)



Figura 4. Lugares clasificados como Áreas Importantes para las Aves (IBA) por SEO/BirdLife y ZEPA clasificadas en Extremadura.

La red de ZEPA que actualmente existe en Extremadura y que ya han sido presentadas a la Comisión Europea (69 lugares, 26,1%) se considera que cumple ampliamente con las exigencias de la Directiva de Aves y que incluye todos los lugares de mayor valor ornitológico de la región.

La gestión de Natura 2000: un reto.

Lógicamente, los objetivos de la Red Natura 2000 no consisten en lograr



una simple delimitación de lugares sobre el mapa regional, sino que es necesario aplicar medidas de conservación para preservar esa biodiversidad de un modo efectivo. Dada la amplia cobertura territorial de la Red Natura 2000 en Extremadura, las posibilidades de articular medidas genéricas de conservación se basan en dos pilares fundamentales: la ordenación mediante Planes de Gestión y la Evaluación de Impacto Ambiental.

La propia Directiva de Hábitats establece la necesidad de elaborar Planes Gestión específicos (artículo 6), pero este requerimiento queda incompleto al no definir ni su alcance legal ni el procedimiento para su aprobación. La normativa de ámbito nacional que debería haber transpuesto en su momento estas Directivas comunitarias (Ley 4/89 de Conservación de la Naturaleza y de la fauna y flora silvestres, el Real Decreto 1995/97 por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de la fauna y flora silvestres o en la Ley 43/2003 de Montes), tampoco aportan nada nuevo sobre los instrumentos de gestión de los espacios de la Red Natura 2000. Además, la Directiva también indica que existiría la posibilidad de vincular la gestión o la adopción de las medidas de conservación mediante "otros planes de desarrollo o instrumentos de planificación", pero estos aspectos tampoco ha sido adecuadamente desarrollados en la normativa nacional.

Anticipándose a este importante vacío legal, la Junta de Extremadura cuando promulgó la Ley 8/98 de Conservación de la Naturaleza y de Espacios Naturales de Extremadura incluyó en su articulado la posibilidad de declarar los lugares designados por la Directiva de Aves y por la Directiva de Hábitats como espacios naturales protegidos, pasando entonces a tener toda la cobertura legal que establece la legislación regional (declaración de utilidad pública, derecho de tanteo y retracto, etc.). Como ya se indicó al hablar de las Zonas de Especial Conservación (ZEC) dentro de las figuras de protección establecidas por la Ley 8/98, esta doble designación permite incorporar los lugares de la Red Natura 2000 a la Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura, siendo entonces de obligado cumplimiento la elaboración y aprobación de los Planes Rectores de Uso y Gestión, considerados como la herramienta básica de gestión. Una vez salvado este importante escollo legal, pueden establecerse con toda garantía medidas específicas de conservación en un espacio de la Red Natura 2000 e incluir, en caso de ser necesarias, restricciones, limitaciones o procedimientos no incluidos en otras normativas ya existentes, así como desarrollar los programas de conservación o de restauración que fuesen necesarios e incluso disponer de un régimen sancionador propio y de un órgano de participación social a través de las Juntas Rectoras.

En la práctica y por el momento, este es el único modo eficaz para aplicar medidas de conservación con carácter vertical en los espacios protegidos, esto es, medidas específicas definidas teniendo en cuenta necesidades y problemas concretos y que se expresan en el territorio mediante una precisa zonificación.

Actualmente, los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales o los Planes de Uso y Gestión de todos los lugares de la Red Natura 2000 que están además están incluidos en la Red de Espacios Protegidos de Extremadura están elaborados y pendientes de aprobación.

No obstante, es evidente que carece de toda lógica otorgar a todos los lugares de la Red Natura 2000 el mismo régimen jurídico y peculiaridades que poseen espacios protegidos declarados en virtud de la Ley 8/98. Dada la amplia cobertura territorial de la Red Natura 2000 resulta a todas luces necesario disponer de una adecuada normativa de rango nacional que recoja sus necesidades de gestión y de protección, desvinculándola de los otras redes de espacios protegidos y estableciendo los criterios comunes

que permitiesen a las Comunidades Autónomas disponer de una referencia marco para generar sus propias herramientas normativas o de planificación. Otra posibilidad sería que las propias Comunidades Autónomas asumiesen la elaboración de esta normativa o la modificación de sus propias normas (por ejemplo, en el caso de Extremadura supondría la modificación de la Ley 8/98 para dar cabida a la Red Natura 2000 y a su régimen jurídico específico).

El otro pilar básico para la gestión de la Red Natura 2000 es la Evaluación de Impacto Ambiental de todas las actividades que pueden afectar a dichos lugares y que viene siendo el procedimiento más extendido para evitar o minimizar las alteraciones del medio natural en cualquier territorio. La Consejería de Agricultura y Medio Ambiente ha apostado decididamente por desarrollar un procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental que presta especial atención a los lugares de la Red Natura 2000 y a los hábitats y especies protegidos por las Directivas. Así, todas las actividades que se realizan en Extremadura y que deben ser sometidas a Evaluación de Impacto Ambiental, requieren un informe previo en el que se valora la afección a los LIC y ZEPA, así como posible la incidencia a todos los hábitats y especies incluidas en la Directivas de Aves y en la Directiva de Hábitats, estén o no dentro de dichos espacios protegidos.

Dependiendo de los posibles impactos que pudiese ocasionar la actividad, se propone la adopción de medidas correctoras o preventivas tendentes a reducir las posibles afecciones. De este modo, cada Informe o Declaración de Impacto Ambiental emitido en Extremadura debe tener en cuenta un informe previo en el que se indican y valoran los impactos sobre los lugares de la Red Natura 2000 y sobre los hábitats y especies.

Este exigente y novedoso procedimiento es una garantía para salvaguardar el patrimonio natural de Extremadura, si bien ha supuesto una enorme dedicación de recursos humanos especializados en este tipo de valoraciones, así como de los medios técnicos necesarios. Para ello ha sido necesario desarrollar un potente Sistema de Información Geográfico donde se han incorporado todos los datos existentes en la Dirección General de Medio Ambiente relacionados con la conservación de la naturaleza, que actualmente dispone de más de 5 millones de datos.

Por tanto, la gestión de la Red Natura 2000 también depende de un adecuado manejo de la información ambiental existente y para ello se requiere incrementar los esfuerzos en mantener las bases de datos actualizadas y realizar estudios específicos para mejorar las lagunas detectadas, buscando siempre georeferenciar todos los datos obtenidos para poder obtener posteriormente un uso adecuado. La eficacia se basa en integrar periódicamente en el SIG toda la información ambiental generada (estudios específicos, atlas, censos, inventarios, cartografía temática, información remitida por los Agentes de Medio Ambiente, etc.) permitiendo al personal técnico disponer de un valioso instrumento para la toma de decisiones, cuyo valor se incrementa día a día.

Merece la pena enfatizar que la gestión de Red Natura 2000 es absolutamente imposible sin un ostensible incremento en los recursos humanos y materiales en las administraciones regionales, puesto que para cumplir los objetivos que establecen las Directivas es necesario un gran esfuerzo técnico. De hecho, los Servicios de la Dirección General de Medio Ambiente encargados de los aspectos relacionados con la Red Natura 2000, han necesitado incrementar notablemente el personal técnico en los últimos 5 años. Este incremento en personal ha representado un importante esfuerzo económico y ha obligado a reestructurar y planificar adecuadamente el funcionamiento interno de la propia administración ambiental. Por tanto, la Comisión Europea debe ser consciente que la futura financiación de la Red Natura 2000 pasa también por dotar a las Comuni-



dades Autónomas de los recursos necesarios para llevar a cabo una gestión eficaz y que pueda ser perdurable en el tiempo.

Nuevas posibilidades de financiación

La financiación de la Red Natura 2000 es en la actualidad uno de los temas más candentes de todo el proceso de aplicación de las Directivas y lo será más a medida que se consoliden las propuestas de lugares en las Comunidades Autónomas. Es un error pensar que el simple hecho de poseer un terreno incluido dentro de la Red debe dar derecho a percibir una subvención por parte de la Administración: sería inviable económicamente y no sería socialmente justo. La filosofía de la financiación de Red Natura 2000 se basa más en priorizar el gasto público y fomentar la inversión privada en aquellos lugares del territorio que, por su estado de conservación, contribuyen en mayor medida al mantenimiento de la biodiversidad, considerada ésta como un patrimonio de todos y, por tanto, un bien común. De este modo, las posibles limitaciones o restricciones que pueden derivarse de las necesidades de conservación de los valores naturales, pueden encontrar una compensación económica, así como los modelos de gestión compatibles con la conservación del medio ambiente.

Con este objetivo, la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente ha desarrollado una innovadora línea de subvenciones a través los Decretos 66/2001 y 83/2004 "por el que se establecen ayudas para la gestión sostenible de los montes en el marco de desarrollo rural" y, por primera vez, aquellas fincas incluidas dentro de la Red Natura 2000 pueden llegar tener hasta un 15% más de subvención que otros solicitantes, siendo además preferentes en cuanto al orden de adjudicación. El 70% de los presupuestos disponibles para subvencionar se destinan a la Red Natura 2000 y el 30% restante a otras zonas de Extremadura. De este modo, se priorizan los fondos disponibles teniendo en cuenta criterios basados en la contribución al mantenimiento de la biodiversidad, fomentando además las inversiones, el empleo y la gestión de las explotaciones dentro del ámbito rural menos favorecido tradicionalmente. Estas ayudas consisten básicamente en actividades forestales, como desbroces, podas, apostados, infraestructura de prevención de incendios forestales (realización de cortafuegos, charcas), ayudas a la regeneración natural (densificación de terrenos arbolados), cambios de especie forestal (eliminación de eucaliptos y reforestación con quercíneas, etc).

Complementariamente, desde hace cuatro años está vigente otra interesante línea de subvenciones recogida en el Decreto 11/1999, "por el que se establecen ayudas para el desarrollo sostenible en espacios naturales protegidos y hábitats de especies protegidas", orientadas a lograr objetivos muy concretos. Esta normativa establece un régimen de prioridades que favorece en mayor medida a aquellas fincas con más responsabilidad en la conservación de las especies más amenazadas (Águila imperial ibérica, Cigüeña negra, Buitre negro, Lince ibérico, etc), bien por estar dentro de espacios protegidos o bien por criterios cuantitativos en relación a la presencia de especies protegidas (número de parejas o de ejemplares de una determinada especie). Las actuaciones subvencionadas, no necesariamente vinculadas directamente con las especies protegidas, consisten principalmente en la construcción de charcas, arreglo de caminos, cortafuegos, reparación de cerramientos, modificación de tendidos eléctricos peligrosos, plantación de setos, entre otras.

Financiación de Red Natura 2000

La Red Natura 2000 necesitará una importante sustentación económica que permita realizar todos los cambios necesarios y mantener una adecuada y activa gestión. Es evidente que no podrá contar con una financiación específica en su totalidad, sino que ese esfuerzo económico tendrá que repartirse entre todas las administraciones y no recaer sólo en aquellas con competencias en materia de conservación de la naturaleza. Así, la responsabilidad a la hora de preservar la biodiversidad debe ser una política horizontal que inspire a todas las Administraciones y no ser considerada como una limitación a sus actuaciones.

La solución a la financiación está claramente vinculada a redistribuir mejor las posibilidades económicas actuales y dirigir algunos de los fondos existentes a objetivos más concretos vinculados a la conservación. Esta opción, lejos de ser una utopía, está empezando a ser una realidad en el caso de Extremadura, ya que actualmente la mayor parte de las inversiones y actuaciones en la Red Natura 2000 realizadas por la Dirección General de Medio Ambiente, se financian a partir de los fondos FEOGA, FEDER o INTERREG. En el pasado, estos fondos eran escasamente utilizados para acciones relacionadas con la conservación de la naturaleza y los recursos económicos procedían mayoritariamente de los fondos LIFE, los únicos que se dedican exclusivamente a financiar acciones en la Red Natura 2000.

Este planteamiento deberá extenderse en el futuro a otros ámbitos, tal y como se pretende mediante la reforma de la Política Agraria Comunitaria (PAC), siendo el objetivo que los fondos disponibles puedan tener una mayor funcionalidad, integrando medidas que contribuyan a la conservación de la naturaleza. Los criterios de eco-condicionalidad que se deberán cumplir tras la reforma de la PAC están claramente vinculados a la realizar determinadas prácticas agrícolas que cumplan con los requisitos de la Directivas de Aves y Hábitat, toda vez que la nueva PAC deberá fomentar el mantenimiento de sistemas agrarios que actualmente son muy valiosos desde el punto de vista ambiental.

Aún quedaría una inmensa labor de sensibilización de la sociedad, que aún permanece ajena a los objetivos de la Red Natura 2000 y desconoce su verdadera importancia, siendo una de las grandes asignaturas pendientes. Actualmente la sociedad asocia equivocadamente la Red Natura 2000 a limitaciones y restricciones, al igual que ocurrió en el pasado reciente al aplicar otras políticas de conservación de naturaleza o de ordenación de los recursos naturales que han pretendido ser eficaces. La sociedad aun no ha asumido que los problemas ambientales pasan inevitablemente por nosotros mismos y por asumir cada uno la cuota de responsabilidad necesaria.

La Red Natura 2000 nunca logrará sus objetivos si no cuenta con el apoyo y el consenso de las personas que viven dentro de su territorio, que son los verdaderos protagonistas y los responsables tanto de su conservación como de su deterioro.



PROYECTO INTERREG DE COOPERACIÓN TRANSFRONTERIZA PARA CONSERVACIÓN DE FAUNA AMENAZADA

José Manuel López Caballero

Jefe de Sección de Vida Silvestre

josemanuel.lopez@aym.juntaex.es

(DIRECCIÓN GENERAL DE MEDIO AMBIENTE. JUNTA DE EXTREMADURA)

RESUMEN

INTERREG IIIA es una Iniciativa Comunitaria financiada por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) que tiene por objeto apoyar acciones de cooperación transfronteriza con el fin de fomentar un desarrollo armonioso, equilibrado y sostenible del conjunto del espacio comunitario. El programa España–Portugal persigue la promoción económica y social de los núcleos transfronterizos mediante estrategias comunes para un desarrollo sostenible. En este marco surge el proyecto Faunatrans. Promovido por la Dirección General de Medio Ambiente de la Junta de Extremadura, el Instituto da Conservação da Natureza (ICN) y EDP Distribuição Energia, S.A., el proyecto persigue la gestión concertada del patrimonio natural a ambos lados de la frontera a través de diversas actividades encaminadas a la valorización, promoción y conservación de los recursos naturales de Alentejo, Centro y Extremadura.

RESUMO

O Interreg IIIA é uma iniciativa comunitária financiada pelo Fundo Europeu para o Desenvolvimento Regional (FEDER), que tem como objectivo apoiar acções de cooperação transfronteiriça, fomentando um desenvolvimento harmonioso, equilibrado e sustentável no espaço comunitário. O programa Portugal-Espanha visa a promoção económica e social dos núcleos transfronteiriços mediante a aplicação de estratégias comuns para o desenvolvimento sustentável. Neste contexto surge o projecto Faunatrans. Promovido pela Direcção General de Medio Ambiente da Junta de Extremadura, Instituto da Conservação da Natureza (ICN) e EDP Distribuição Energia S.A., o projecto tem como finalidade a promoção de uma gestão concertada do património natural em ambos os lados da fronteira, visando a valorização, promoção e conservação dos recursos naturais do Alentejo, Centro e Extremadura.

INTERREG III es una Iniciativa Comunitaria cofinanciada por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional que tiene como objetivo principal apoyar acciones de cooperación transfronteriza para fomentar un desarrollo armonioso, equilibrado y sostenible del conjunto del espacio comunitario para el período 2000–2006¹. El programa España–Portugal persigue la promoción socioeconómica de las zonas fronterizas empleando estrategias compatibles con un desarrollo sostenible. Esta iniciativa se estructura en tres vertientes de cooperación (Tabla 1). De ellas, la que nos ocupa es la vertiente A, que trata específicamente la Cooperación entre regiones fronterizas vecinas.

Los principales objetivos de la iniciativa INTERREG IIIA son: (1) Implementar estrategias transfronterizas y programas de desarrollo conjunto y (2) fomentar la relación entre diferentes niveles de la Administración y agentes socioeconómicos relevantes.



Área de aplicación del proyecto Faunatrans. Comprende la totalidad de Extremadura y las zonas fronterizas de las regiones portuguesas de Alentejo y Centro. El mapa, en el que figuran sombreados los espacios de Red Natura 2000, está ilustrado con algunas de las especies que han sido objeto de atención a lo largo del proyecto.
[© Antonio Grajera].



INTERREG III

A	B	C
Cooperación transfronteriza	Cooperación transnacional	Cooperación interregional
<i>Regiones fronterizas vecinas</i>	<i>Grandes grupos de regiones europeas</i>	<i>Regiones de la UE y países vecinos</i>
<i>Fomentar la cooperación económica y social a través de estrategias conjuntas y programas de desarrollo</i>	<i>Desarrollar una mayor integración territorial en la UE, con los países candidatos y otros países vecinos</i>	<i>Aumentar la cohesión y el desarrollo regional mediante la constitución de redes, especialmente en el caso de regiones menos desarrolladas</i>

Tabla 1. La iniciativa comunitaria Interreg III se estructura en tres vertientes –A, B y C– representadas en tres columnas. En cada una de ellas figuran sus participantes potenciales y sus objetivos principales.

En el marco INTERREG IIIA surge un proyecto –conocido con el acrónimo de *Faunatrans*– dedicado específicamente a la conservación de diversas poblaciones de especies de fauna cuyo hábitat se halla representado en Extremadura y en las regiones portuguesas de Alentejo y Centro.

Faunatrans es un proyecto de cooperación transfronteriza coordinado por la Dirección General de Medio Ambiente de la Junta de Extremadura que cuenta con la participación efectiva de dos socios portugueses el *Instituto da Conservação da Natureza* (ICN) y *EDP Distribuição–Energia, S.A.* ICN es un instituto ligado al Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território de Portugal que tiene las competencias de la conservación de la naturaleza en el país vecino. EDP, por su parte, es la empresa encargada de la distribución de energía eléctrica en aquel país. La participación del primero en el proyecto resulta evidente, mientras que la del segundo ha supuesto un hito para la conservación de la naturaleza en Portugal al haber realizado esta empresa una evaluación de la peligrosidad de las líneas eléctricas y proceder después a la señalización y modificación de apoyos y tendidos en diversas áreas sensibles minimizando de este modo una de las principales causas de mortalidad de grandes especies de aves protegidas.

El montante total del proyecto supera los tres millones y medio de euros. La Unión Europea, a través del Fondo Europeo de Desarrollo Regional, financia el 75%, ya que toda la zona de aplicación es Objetivo 1. Por su parte, tres cuartas partes del proyecto son gestionadas por la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura, mientras que la parte restante es responsabilidad de los *parceiros* portugueses (Tabla 2).

Este proyecto es uno de los frutos que está deparando la creciente colaboración que de un tiempo a esta parte viene existiendo entre las sociedades extremeña y portuguesa a todos los niveles y también entre las respectivas Administraciones públicas. Los organismos competentes en conservación de la naturaleza saben bien que ésta no conoce fronteras políticas y requiere de una gestión conjunta para lograr una mejor consecución de los objetivos previstos.

	Aportación UE FEDER (75%)	Contrapartida pública		Fondos privados	Coste total	%
		Estatal	Regional			
DGMA	2.026.126,43 €		675.375,48 €		2.701.501,91 €	76,26%
ICN	353.890,63 €		117.963,54 €		471.854,17 €	13,32%
EDP	276.793,75 €			92.264,58 €	369.058,33 €	10,42%
Total	2.656.810,81 €	117.963,54 €	675.375,48 €	92.264,58 €	3.542.414,41 €	

Tabla 2. Resumen financiero global del Proyecto Faunatrans. En la tabla se refleja la contribución económica de cada socio y la cantidad cofinanciada por cada uno de ellos a través de los fondos FEDER (iniciativa INTERREG), que suponen el 75% del total del proyecto.

Además, el Proyecto *Faunatrans* también es consecuencia del importante patrimonio natural que alberga la unidad geográfica compuesta por la Comunidad de Extremadura, en España, y Alto Alentejo, Alentejo Central, Baixo Alentejo y Beira Interior Sul, en Portugal (ver imagen al inicio). Esta extensa área del centro oeste de la Península es un territorio eminentemente llano, no exento de zonas montañosas con alturas que superan los 2000 m.s.n.m., y estructurado en dos grandes cuencas hidrográficas, la del Tajo al norte y la del Guadiana al sur. El clima se define como mediterráneo con inviernos moderadamente fríos y veranos largos, secos y calurosos. Las precipitaciones se concentran en otoño y primavera. La densidad de población, aunque repartida de forma muy heterogénea, está muy por debajo de la media europea. El sector agropecuario goza de gran importancia y supone buena parte de los recursos económicos de sus habitantes.

El territorio, aunque dividido desde tiempos ancestrales por una frontera política –*la Raya*– comparte una serie de características comunes tanto de carácter socioeconómico como ambiental. Las regiones fronterizas españolas y portuguesas, que conforman la mayor frontera interior de la Unión Europea, participan de una larga serie de referencias comunes, si bien han padecido a lo largo de la historia una larga serie de desencuentros por motivos históricos, culturales, políticos y geográficos. En los últimos años, sin embargo, gracias en parte a la adhesión de ambos países a la Unión Europea, se han producido cambios significativos que conducen a una nueva configuración del espacio fronterizo, aumentando su permeabilidad de forma considerable. Un claro exponente de la nueva situación peninsular es la realización de éste y otros proyectos de cooperación.

La zona de aplicación del proyecto alberga una enorme variedad de recursos culturales y naturales de gran valor actual y potencial. Éstos resultan elementos fundamentales e irrenunciables para su desarrollo sostenible conjunto. El tradicional abandono a que se ha visto sometida esta zona geográfica ha supuesto, entre otras cosas, un pasado ajeno a la industrialización masiva que destruyó buena parte de los hábitats naturales de Europa occidental en fechas pretéritas. Todo ello, unido a la tradicional preocupación de sus agricultores y ganaderos por conservar los recursos naturales de unas tierras poco fértiles, ha dado lugar a la preservación de un territorio que alberga hoy en día espacios naturales en un estado de conservación envidiable: dehesas y montados, tramos fluviales, pseudoestepas, bosques mediterráneos, valles y sierras que se han convertido en los últimos reductos de numerosas especies de animales y plantas difíciles de



encontrar en buena parte de Europa occidental. Las zonas principales de actuación son los espacios propuestos para formar parte de la Red Natura 2000. En Extremadura, la Red de Espacios Naturales Protegidos y las ZEPA y LIC²; en Portugal, los Parques Naturales de *Tejo Internacional*, *Vale do Guadiana* y *Serra de São Mamede*; y las Zonas de Protección Especial (ZPE) de Moura/Mourão/Barrancos, Campo Maior y Castro Verde.

Estas áreas, con diversas categorías de protección, mantienen importantes contingentes de flora y fauna silvestres que, con mayor o menor grado de amenaza, gozan de enorme importancia tanto en el panorama ibérico como a nivel mundial. Los movimientos de estas especies no conocen fronteras políticas lo que justifica la conveniencia de implementar de forma conjunta herramientas para su conservación. Se cuentan en la zona importantes poblaciones de Águila Imperial ibérica (*Aquila adalberti*), Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*), Buitre negro (*Aegyptius monachus*), Cernícalo primilla (*Falco naumanni*), Grulla común (*Grus grus*), Avutarda (*Otis tarda*), Sisón (*Tetrax tetrax*), Ortega (*Pterocles orientalis*) o Ganga (*Pterocles alchata*). Con los estudios y trabajos realizados, o en fase de ejecución, se pretende sentar las bases de una Estrategia de gestión conjunta para la recuperación y conservación de éstas y otras especies faunísticas. El proyecto, además, asume particular importancia por considerar tres especies que se consideran prácticamente extintas como reproductoras en Portugal: Águila Imperial ibérica (*A. adalberti*), Buitre negro (*A. monachus*) y Ganga (*P. alchata*).

A pesar de la notable relevancia de la zona fronteriza en el contexto ambiental europeo nunca se había efectuado la gestión de este espacio de manera conjunta. De entrada, los instrumentos de gestión no contemplan toda la información disponible al otro lado de la frontera. Con las acciones contempladas en este Proyecto se trata, en primer lugar, de hacer desaparecer estos inconvenientes básicos para lograr una adecuada caracterización de los hábitats en el área de aplicación del proyecto. Para ello se pretende homogeneizar la información ambiental disponible a cada lado de la frontera así como el modo de procesarla, desde el formato de las bases de datos a las referencias de ortoimágenes o cartografía digital. Del mismo modo, se realizan diversos trabajos con la fauna y sus hábitats: censos e inventarios de aves prioritarias (*T. tetrax*, *H. fasciatus*, *P. orientalis*); estudios de selección de hábitat (*P. orientalis*, *E. caeruleus*, *O. Tarda*, *T. Tetrax*, *C. nigra*); estudios de seguimiento y dispersión mediante radioseguimiento (*C. nigra*, *O. tarda*, *T. tetrax*, *E. caeruleus*); alimentación suplementaria (*A. adalberti*); mejora de hábitat (aves esteparias, *C.nigra*, *F.naumanni*); evaluación de la peligrosidad de las líneas eléctricas para las aves; elaboración de planes de gestión; actividades de divulgación, etc.

Tras la primera fase de inventario y caracterización del medio, se aborda una segunda fase consistente en su gestión sostenible. Para ello se ejecutan diversas actividades, algunas de ellas de desarrollo conjunto. Además de las ya mencionadas, la señalización y corrección de tendidos eléctricos que suponen un peligro para grandes aves a ambos lados de la frontera es un ejemplo de ello³. También lo son las acciones de vigilancia en lugares especialmente sensibles, como la zona española del Tajo Internacional o las actividades de educación ambiental de carácter bilingüe. En el marco del proyecto se han celebrado diversas Jornadas técnicas que han contado con la presencia de especialistas de españoles y portugueses, como la Reunión Internacional sobre Elanio azul celebradas en Zafra o las Jornadas sobre Fauna Amenazada Transfronteriza, celebradas en Cáceres (Foto 1) en las que se presentaron algunos de los trabajos que dan forma a esta obra.

El objetivo último de este conjunto de medidas es elaborar una estrategia global para la conservación de los recursos naturales del territorio fronterizo. El medio idóneo para ello es la implementación de planes de conservación conjuntos para determi-

JORNADAS SOBRE CONSERVACIÓN
DE FAUNA TRANSFRONTERIZA



Excmo. 2 y 3 de noviembre de 2004

JORNADAS SOBRE CONSERVAÇÃO
DE FAUNA TRANSFRONTEIRIÇA



Foto 1. Las Jornadas para la divulgación del proyecto Interreg celebradas en Cáceres en noviembre de 2004 contaron con amplia representación de especialistas españoles y portugueses.

hábitats, entre los que destacan el arreglo y sustitución de alambradas en las ZEPA de “Llanos de Cáceres” y “Tajo Internacional y Riberos”; plan de salvamento de fauna protegida en Extremadura⁵; construcción de charcas en hábitats potenciales de cigüeña negra; siembras de leguminosas para aves esteparias en Alentejo; arreglo de tejados de edificios históricos para facilitar la nidificación de especies protegidas (como los realizados en Albuquerque o Brozas); alimentación suplementaria de Águila Imperial en Extremadura; campaña de salvamento de *Circus pygargus* en Portugal o campañas para fomentar una gestión sostenible entre los agricultores de Alentejo y Centro.

Por su trascendencia, hay que mencionar de manera específica una serie de actividades englobadas en *Faunatrans*. En primer lugar, por su importancia y elevado montante económico, citar la corrección y señalización de tendidos eléctricos peligrosos para las aves. En esta actividad se han invertido más de 800.000€ en dos años a ambos lados de la frontera con el fin de minimizar el problema de la mortalidad de grandes aves por electrocución y colisión³.

Con el estudio del Elanio azul (*E. caeruleus*)⁶ se trata de implementar medidas para la conservación de esta especie y de otras aves de presa asociadas a medios agrícolas tradicionales en el contexto de las políticas agrarias y medioambientales. Extremadura y Alentejo albergan más de 500 parejas de *Elanus caeruleus*, lo que las convierte en las zonas más importantes para la especie en Europa⁷. En el estudio –cuyos resultados están siendo aún elaborados– se han capturado y marcado con anillas y radioemisores diversos individuos que han sido sexados por métodos moleculares. A partir de

nadas especies que reparten sus territorios a uno y otro lado de la frontera. Una herramienta básica para este trabajo es la cartografía digital. Se cuenta con disponer de sistemas de información geográfica compatibles para los dos países con el fin de poder evaluar la extensión y calidad de los hábitats, la cobertura forestal, la tipología del terreno o la caracterización de zonas. Para llevar a buen término todo lo descrito se contrata personal técnico y administrativo, y se realizan convenios con universidades e instituciones españolas y portuguesas, como el Consejo Superior de Investigaciones Científicas, la Universidad de Évora o la Universidad de Extremadura, con cuyo Laboratorio de Toxicología se ha concertado el análisis de animales envenenados y la identificación de los tóxicos que de manera ilegal y fraudulenta siguen empleándose en el campo⁴.

Otras medidas para mejorar el estado de conservación de la zona en cuestión, además de la realización de numerosas actuaciones puntuales⁵, son: la adquisición de diverso material óptico y de trabajo destinado a los Agentes de la DGMA; Implementación de diversas medidas para la mejora de



los datos que depara esta muestra se determinan los factores que influyen en la nidificación y reproducción de la especie, la distribución y extensión de sus territorios de caza; sus movimientos de dispersión; o el uso del espacio por una población de elanios en un ecosistema agrario tradicional en relación con las características del hábitat y con los ciclos estacionales de los cultivos. Para el estudio de la alimentación se estima la abundancia y disponibilidad de especies presa en diferentes medios agrícolas; se ha observado y caracterizado el comportamiento de caza; se determinan los factores que influyen en la distribución, extensión y densidad de los territorios de caza de los elanios. Buena parte de los resultados obtenidos hasta entonces fueron sometidos a debate en la Reunión Internacional sobre Elanio azul celebrada en Zafra en abril de 2004. Este encuentro, que contó con una treintena de especialistas de cuatro países, supuso un punto de inflexión para el conocimiento de la especie en Europa.

Los esfuerzos destinados a la conservación de Cigüeña negra, por su parte, se dividen en tres grandes bloques temáticos: (1) Obras para mejora de hábitat en la ZEPA Tajo Internacional y Riberos, que consisten fundamentalmente en la construcción de charcas adecuadas para la alimentación de la especie; (2) Caracterización genética de la población ibérica de cigüeña negra⁸ y (3) Estudio de la problemática de la población de esta especie catalogada En peligro de Extinción en Extremadura y en Portugal. En este último apartado hay que mencionar, a su vez, diversas actividades: marcaje de individuos con emisores GPS; censo de la población portuguesa y extremeña; prospección y caracterización de áreas potenciales para la especie; localización de zonas de reproducción, alimentación, dispersión y concentración; monitorización de nidos; análisis del uso del espacio por una población de cigüeñas negras en relación con las características del hábitat y estudio de la alimentación⁹. Para este último punto se ha investigado la disponibilidad trófica de diversas zonas y cuáles son los factores que influyen en la distribución, extensión y densidad de los territorios de alimentación¹⁰. Con todo ello se persigue concretar las posibles causas de fracaso reproductor y establecer criterios que sirvan de base para la gestión y conservación de la cigüeña negra en la zona de aplicación del proyecto. En un futuro inmediato todo ello se concretará en la elaboración del Plan de Recuperación de Cigüeña negra en Extremadura.

Si bien son las aves el principal objeto de atención en el proyecto, en el marco de *Faunatrans* se han ejecutado diversas acciones que tienen a los mamíferos como protagonistas. De este modo, se ha podido (1) conocer más sobre los quirópteros de Extremadura¹¹ e implementar medidas de conservación más adecuadas para este grupo faunístico de gran interés en conservación; (2) minimizar el impacto de las poblaciones de visón americano (*Mustela vison*) mediante la puesta en marcha de estudios preliminares para el control de este carnívoro invasor en el norte de Extremadura, y (3) avanzar en los estudios iniciados recientemente para la conservación de Desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en Extremadura, e iniciar los trabajos con otras especies de micromamíferos como Topillo de Cabrera (*Microtus cabreræ*)¹².

EDUCACIÓN AMBIENTAL

Ligado de manera indeleble a todas las medidas de conservación descritas, se hace necesario el desarrollo de un amplio programa que englobe diversas acciones de formación y divulgación enmarcadas en un gran bloque de educación ambiental de evidente carácter multidisciplinar, pluricultural y transfronterizo.

La Educación Ambiental, que es la mejor herramienta para conseguir un proceso de modificación de conducta, trata de potenciar la concienciación sobre los problemas ambientales –tanto a pequeña escala como a nivel global– y sensibilizar a la población, especialmente rural y escolar, con el fin de lograr nuevos comportamientos cotidianos con respeto a la Naturaleza y sus recursos.

Con el fin de promocionar los logros y objetivos del proyecto y aumentar de manera exponencial el número de personas que reciban formación e información sobre distintos aspectos ligados a la conservación de la naturaleza a ambos lados de la frontera, se ha elaborado diverso material divulgativo en forma de mapas (ver imagen inicial), carteles, folletos informativos, cuadernos didácticos sobre espacios naturales protegidos o una página web sobre el Cernícalo primilla en Trujillo (www.primilla.org). Del mismo modo, una serie de libros recientemente editados por la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente han visto la luz gracias al patrocinio de INTERREG¹³. Este volumen es una muestra de ello.

Entre las actividades susceptibles de figurar con la etiqueta de la educación ambiental, hay que citar el equipamiento de centros de interpretación ligados a diversos espacios naturales protegidos de Extremadura; la celebración de concursos destinados al público infantil; jornadas técnicas y divulgativas; el diseño y elaboración de la Agenda Escolar 2004; edición y realización de un montaje audiovisual para los Centros de Interpretación, etc. Con todo ello, se contribuye a fomentar el conocimiento de los ecosistemas más representativos de cada zona mediante el desarrollo de una Red de Centros de Educación y de Interpretación de la Naturaleza que permita el desarrollo de programas didácticos continuos. No obstante lo anterior, la actividad más significativa de las realizadas en el campo de la educación ambiental se concretó a finales de 2003, cuando se adquirió un aula móvil equipada con la última tecnología en el campo de la didáctica, el conocido *Ecobús* (Foto 2).



Foto 2. Ecobús. Aula móvil de educación ambiental adquirida en el marco del proyecto Interreg. Su interior está dominado por las nuevas tecnologías destinadas a la educación ambiental.

Esta actividad adquiere mayor relevancia al contemplar su extensión y continuidad en el tiempo, pues viene a ser la prolongación de un proyecto de educación ambiental realizado en el marco de Interreg II¹⁴.

El nuevo *Ecobús* es un aula sobre ruedas diseñada para desempeñar una importante labor educativa de carácter bilingüe. Por sus características, resulta totalmente operativo con independencia de la frontera política. Equipado con medios informáticos de



alta tecnología, con la imagen como soporte principal, el Ecobús convierte las labores educativas y de aprendizaje en una actividad lúdica y atractiva. Su carácter móvil supone llegar a aquellos lugares con menos oportunidades y que, por causas de diversa índole, han quedado tradicionalmente al margen de este tipo de iniciativas. Además de un contenido específico que persigue la divulgación y el conocimiento de nuestros espacios naturales y de la flora y fauna que albergan, el *Ecobús* cuenta con amplia información sobre temas tan diversos como el paisaje, la contaminación atmosférica, el efecto invernadero, el ciclo del agua, las energías renovables, el uso del suelo, la gestión de residuos o la prevención y lucha contra incendios forestales.

Con el fin de poder llegar a un mayor número de centros en Extremadura y Portugal, las visitas a los centros escolares se coordinan con los Centros de Profesores y Recursos en Extremadura y con el Gabinete de Iniciativas Transfronterizas, dependiente de Presidencia de la Junta de Extremadura, que ha facilitado la llegada a los colegios y pueblos de Alentejo y Centro de Portugal.

El aula móvil de educación ambiental realiza visitas principalmente a centros escolares pero también, sobre todo en período estival, a instituciones o eventos comerciales y culturales. Sólo en 2004, el Ecobús ha estado presente en 47 centros escolares donde ha sido visitado por 5.320 alumnos; 8 ferias, entre ellas FEVAL, FECIEX (Feria de la Caza y Pesca de Extremadura) o la Feria de la Naturaleza de Azuaga, donde se han contabilizado más de 1.300 visitantes; y 34 visitas a ayuntamientos, centros comerciales o eventos relacionados con el medio ambiente, como el XXV Aniversario del Parque Natural de Monfragüe. Más de 20.000 personas han disfrutado de los contenidos didácticos del aula móvil en Extremadura y en las regiones portuguesas en 2004. Mientras que en a lo largo de todo el período de ejecución del proyecto un total de 63.400 visitantes han experimentado sus contenidos metodológicos¹⁵.

Con la realización de este proyecto y la consiguiente ejecución de todas las actuaciones previstas se pretende poner en valor el área fronteriza. Alentejo, Centro y Extremadura son áreas esencialmente rurales y poco explotadas en lo que se refiere al desarrollo ligado al turismo de la naturaleza. Actualmente, la necesidad de conservar los numerosos y valiosos espacios naturales de la zona para el mantenimiento de sus valores ambientales así como la creciente demanda ecoturística en España y Portugal, centrada principalmente en el conocimiento de los espacios naturales y de las especies silvestres y valores culturales en ellos existentes, hace necesario establecer una estrategia común de conservación mediante un proyecto de colaboración entre los territorios a ambos lados de la frontera. Todo ello se articula en una doble vertiente: estudios científicos y técnicos encaminados a la conservación del medio, y campañas de educación ambiental que sean la piedra angular de cualquier acción futura en el campo del medio ambiente. Buena parte de las iniciativas que aseguren la rentabilidad económica, científica y cultural de nuestro medio natural se basa en la puesta en marcha de proyectos como éste.

AGRADECIMIENTOS

La ejecución de un proyecto de esta envergadura cuenta necesariamente con la colaboración, sabida o ignorada, de numerosas personas. Sería prolijo nombrarlos a todos, no obstante, tengo que agradecer la labor desempeñada por Sofía Castel-Branco, Ana Cristina Cardoso, Soraya Cuesta, Joaquín Dávalos, Margarida Fernández, Atanasio Fernández, Eva Fernández, Cláudia Franco, Rosa García-Perea, Julio Gisbert, Luis López, Elías Martín,

Jesús Merino, Pedro Muñoz, Juan José Negro, Juan Carlos Núñez, María Jesús Palacios, Víctor Pizarro, Domingo Rivera, Héctor Tamayo, Noel Vega y los agentes de la Dirección General de Medio Ambiente. Además, no quiero dejar pasar la oportunidad de reseñar mi consideración y reconocimiento a Alfredo Anega y Alberto Gil, del Servicio de Conservación de la Naturaleza y Espacios Protegidos. Pilar Santos ha coordinado todas las actuaciones de Educación Ambiental. Anabela Trindade gestionó en buena medida la participación del Instituto da Conservação da Natureza de Portugal. Luís Quintela y Soraia Duarte, soportaron la parte correspondiente a EDP. Isabel Fernández, de la Consejería de Hacienda y Presupuestos, hizo digerible la gestión financiera del proyecto. Por último –*last but not least*– debo agradecer los múltiples esfuerzos realizados por João Paulo Silva, biólogo del Parque Natural da Serra de São Mamede y uno de los verdaderos artífices del proyecto. El trabajo de todos ha sido más que fundamental para que el Proyecto Faunatrans/SPE 16 del Programa Interreg IIIA España–Portugal haya sido una realidad hasta el punto de convertir su complicada gestión en una tarea gratificante humana y profesionalmente.

NOTAS

- ¹ La iniciativa INTERREG fue aprobada por la comisión Europea el 28 de abril 2000 (C 143 de 23 de mayo 2000). Se aplican a los programas INTERREG III lo establecido en el Reglamento de Fondos Estructurales, EC nº 1260/1999 del Consejo, de 21 de julio.
- ² La Red de Espacios Naturales Protegidos y Red Natura 2000 en Extremadura. A. Fernández. 2005. En: J.M. López Caballero (Ed.): *Conservación de la Naturaleza en Extremadura. Comunicaciones en Jornadas y Congresos 2002-2004*. pp. 11-22. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Mérida
- ³ Tendidos eléctricos: planificación, normativa y actuaciones de conservación y protección de la avifauna. M.J. Palacios. 2005. Op. cit. pp.435-443.
- ⁴ Análisis de los envenenamientos en fauna silvestre de Extremadura: Convenio de colaboración entre el Laboratorio de Toxicología de la Facultad de Veterinaria de la UEX y la Junta de Extremadura. F. Soler, A. Oropesa y M. Pérez. 2005. pp.445-451.
- ⁵ *Desarrollo de los trabajos del programa de cooperación transfronteriza Extremadura–Alentejo –Centro para la conservación de Espacios Naturales y Fauna amenazada*. Memoria 2003. Dirección General de Medio Ambiente. Junta de Extremadura (Informe inédito).
- ⁶ Estudio ecológico para la conservación del Elanio azul en Extremadura. J.J. Negro *et al.* 2005. Op. cit. pp.349-355.
- ⁷ Censo de la población reproductora de Elanio azul (*Elanus caeruleus*) en Extremadura (2003). J.J. Ferrero, M. Cortés, J.L. González y D. Rivera. 2005. Op. cit. pp.357-367.
- ⁸ Estudio genético de Cegonha–preta: dados preliminares e descrição do projecto. M. Fernández, C. Borges, C. Pacheco, J.M. López Caballero, F. Simões y C. Franco. 2005. Op. cit. pp. 337-348.
- ⁹ Estudio de la problemática poblacional de la Cigüeña negra en Extremadura (Vol. 2). C. Pacheco y P. Monteiro, 2005. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura (Informe inédito).
- ¹⁰ Estudio de la problemática poblacional de la Cigüeña negra en Extremadura (Vol. 1). V.M. Pizarro y J.C. Núñez. 2005. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura (Informe Inédito).
- ¹¹ Los Murciélagos forestales de Extremadura. A. Cordero y G. Schreur. 2005. Op. cit. pp. 219-230.
- ¹² Estudio y Conservación de Micromamíferos amenazados de Extremadura: El Desmán ibérico y el Topillo de Cabrera. J. Gisbert y R. García–Perea. 2005. Op. cit. pp.207-217.
- ¹³ Además de diverso material divulgativo diseñado específicamente para diversos espacios naturales y especies protegidas, recientemente se han editado los dos primeros volúmenes sobre las especies catalogadas de Extremadura: “*Especies Protegidas de Extremadura: Flora*” y “*Especies Protegidas de Extremadura: Fauna I*”. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Mérida, 2005.
- ¹⁴ *Extremadura y Portugal. 5 años de cooperación transfronteriza (1993–1997)*. Gabinete de Iniciativas Transfronterizas. Junta de Extremadura. Mérida, 1998.
Extremadura y Portugal. Actividades de Cooperación 1998–2002. Gabinete de Iniciativas Transfronterizas. Junta de Extremadura. Mérida, 2003.
- ¹⁵ Para más información relativa al Ecobús puede consultarse la página web de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente: <http://www.juntaex.es/consejerias/aym/dgm/Ecobus/index.htm>



PROYECTO LIFE “GESTIÓN DE LA ZEPALIC LA SERENA Y SIERRAS PERIFÉRICAS”

*M^a Jesús García-Baquero Merino, Luis Lozano Martínez &
Atanasio Fernández García*

Dirección General de Medio Ambiente, Junta de Extremadura.
Avd. de Portugal s/n 06800, Mérida. atanasio.fernandez@aym.juntaex.es

FONDOS LIFE

El objetivo de los fondos LIFE es contribuir al desarrollo, la aplicación y actualización de la política y la legislación comunitaria en materia de medio ambiente, en particular en lo que se refiere a la integración del medio ambiente en las demás políticas, y al desarrollo sostenible en la Comunidad.

Este instrumento financiero se creó con el Reglamento (CEE) nº 1973/92 del Consejo, de 21 de mayo de 1992. Se enmarcan en este ámbito LIFE, las acciones para la conservación de la naturaleza, que son necesarias para el mantenimiento o la recuperación de los hábitats naturales y las especies silvestres de fauna y flora, en un estado de conservación favorable.

Los proyectos LIFE constan de tres ámbitos temáticos: LIFE-Naturaleza, LIFE-Medio ambiente y LIFE-Terceros países .

LIFE NATURALEZA

Se enmarcan dentro de este ámbito las acciones de conservación de la naturaleza que son necesarias para el mantenimiento o recuperación de los hábitats naturales y las especies de flora y fauna silvestres. LIFE Naturaleza debe contribuir a la aplicación de la Directivas Aves y de la Directiva Hábitats y en especial al establecimiento de la red europea de áreas protegidas Natura 2000.

LIFE MEDIO AMBIENTE

El objetivo específico de LIFE-Medio ambiente es contribuir a desarrollar técnicas y métodos innovadores, así como al desarrollo de la política medioambiental comunitaria.

LIFE TERCEROS PAÍSES

Su objetivo es la asistencia técnica y financiación de acciones específicas medioambientales fuera de la Unión Europea, para la creación de las capacidades y estructuras administrativas en el ámbito del medio ambiente así como para el desarrollo de los programas de acción y las políticas medioambientales.

PROYECTO LIFE DE LA SERENA

ZONA DE ACTUACIÓN

La comarca de La Serena es un territorio situado al Este de la provincia de Badajoz, caracterizada por la presencia de terrenos en penillanura, con relieves suaves y ondulados. Esta zona es considerada el área de la Península Ibérica y del Oeste de Europa donde las formaciones naturales de pastizales, hábitat prioritario a nivel comunitario, alcanzan mayor extensión y continuidad. Estos pastizales de la ZEPA-LIC “La Serena y Sierras Periféricas”, constituyen el 50% de los pastizales naturales mejor conservados en Extremadura, en los que su peculiar uso ganadero y agrícola ha permitido el asentamiento de especies de marcado carácter estepárico, como son Avutarda, Sisón, Aguilucho cenizo, Cernícalo primilla, Ganga y Ortega. Las sierras circundantes (Sierra de Tiros, Sierra de Moraleja y Sierra de Siruela) presentan cantiles rocosos y umbrías de densa cobertura pobladas de vegetación mediterránea con encinares, alcornocales, enebros y acebuches. Estas sierras, mantienen además importantes poblaciones de Águila perdicera, Águila real, Buitre leonado, Alimoche y Cigüeña negra. Por otro lado existen importantes poblaciones de Quirópteros: *Rhinolophus*, *Myotis* y *Miniopterus*, y de peces: *Tropidophoxinellus*, *Rutilus*, *Barbus* y *Chondrostoma*. Cabe destacar las referencias en los últimos años sobre la presencia de *Aquila adalberti* y *Linx pardina*, que aunque sin poblaciones estables conocidas, hacen suponer su posible presencia en la zona.

Estas características hacen que se trate de uno de los más importantes espacios naturales, no sólo dentro de la Comunidad Autónoma de Extremadura, sino también a nivel nacional y europeo, constituyendo un ecosistema con un gran valor de conservación. Por ello, en 1998 se propusieron como LIC en virtud la Directiva de Hábitats (92/43/CEE), y en el año 2000 fueron declaradas ZEPA en virtud de la Directiva de Aves (79/409/CEE), lo que constituyó uno de los principales argumentos para la concesión del presente LIFE.

MOTIVOS PARA LA PRESENTACIÓN DEL PROYECTO

Como hemos visto los valores naturales de la comarca de la Serena son indiscutibles, pero en las últimas décadas se han visto amenazados por una serie de amenazas que los han puesto en serio peligro de desaparecer. Entre estas amenazas, cabe destacar aquéllas que afectan al hábitat y las que afectan directamente a las especies. Dentro de las primeras se incluyen:

- Ausencia de ordenación de los recursos.
- Sobrecarga ganadera y sobrepastoreo de los pastizales.
- Disminución de la superficie y calidad de los terrenos dedicados a cultivos agrícolas de secano.



- Labores agrícolas inadecuadas.
- Reforestación de los pastizales naturales, hábitat prioritario, con especies de porte arbóreo.
- Erosión de suelos.

Entre las principales amenazas contra las especies encontramos:

- Tratamiento con plaguicidas contra la langosta mediterránea (*Doclostaurus maroccanus*).
- Colisión de aves contra vallados ganaderos.
- Colisión y electrocución de aves en los tendidos eléctricos.
- Disminución de las especies presa.
- Ausencia de lugares de nidificación.

Por lo tanto, los valores naturales de la Serena y la presencia de estas amenazas, que ponen en riesgo dichos valores, son la causa de la presentación del presente proyecto a la candidatura LIFE-Naturaleza. El proyecto fue presentado en varias ocasiones, la primera de ellas en 1995, pero no fue hasta el año 2001, con la declaración de La Serena como ZEPA, que se aprobó. Esto se debió fundamentalmente a que los proyectos LIFE deben dirigir sus esfuerzos hacia las Zonas de Protección Especial para las Aves (ZEPA) o los Lugares de Interés Comunitario (LIC), así como las especies mencionadas en la Directiva de Aves y la Directiva Hábitats.

Finalmente, en julio de 2001 fue aprobado el Proyecto LIFE-Naturaleza “Gestión de la ZEPA-LIC ‘La Serena y Sierras Periféricas’” presentado por la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura.

OBJETIVOS

Los principales objetivos del proyecto son:

- Conservación de las poblaciones de aves en la ZEPA-LIC ‘La Serena y Sierras Periféricas’.
- Conservación de los hábitats de la ZEPA-LIC ‘La Serena y Sierras Periféricas’, especialmente los pastizales.
- Elaborar y aprobar el Plan de Uso y Gestión para ZEPA-LIC ‘La Serena y Sierras Periféricas’.
- Diseñar y valorar nuevas medidas agroambientales adaptadas específicamente a éste espacio, y aumentar la eficacia de las ya existentes.
- Evitar y corregir las principales causas de mortalidad de las especies objetivo.
- Sensibilizar a la población sobre la necesidad de conservar el hábitat y las especies estepáricas.
- Coordinar las acciones propuestas con otras Direcciones Generales de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, cuyas actuaciones repercuten directamente en la conservación del área del proyecto.
- Extrapolar los resultados obtenidos a otras ZEPA o espacios protegidos en Extremadura, así como a otros proyectos de conservación.

Para la consecución de estos objetivos se ha planteado la necesidad de preparar un Plan de Gestión en el que participen, no sólo la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura, sino también las Direcciones Generales de esta Consejería (Dirección General de Estructuras Agrarias, Dirección General de Política Agraria Comunitaria y Dirección General de Producción, Investigación y Formación Agraria), las Mancomunidades de la Serena y de la Siberia, Ayuntamientos, los propietarios y titulares de las explotaciones agrícolas y ganaderas de la zona, y ONGs como SEO BirdLife y Grus. Esto se debe a que uno de los objetivos primordiales del Proyecto es lograr la participación de todos los entes sociales y políticos presentes en la zona, permitiendo de esta manera el consenso en las medidas de gestión adoptadas para este espacio.

ACTUACIONES

Para conseguir los objetivos propuestos, y paliar en la medida de lo posible la incidencia de las amenazas anteriormente descritas, se ha previsto la realización de una serie de acciones incluidas en el Proyecto LIFE, entre las que destacan:

MEDIDAS DE GESTIÓN DEL BIOTOPO

- Control y seguimiento de las poblaciones de aves, fundamentalmente mediante censo y marcaje.
- Evaluación de la incidencia del aumento de la carga ganadera en la comarca de La Serena.
- Adecuación de las actuaciones de reforestación de La Serena, y su aprovechamiento como medida de mejora del hábitat.
- Elaboración de una propuesta de modificación de las medidas agroambientales que actualmente se están aplicando en La Serena, y elaboración de otras de nueva aplicación.
- Plan de Gestión para conservar los pastizales y las poblaciones de aves a ellos vinculadas.
- Proyectos de demostración de medidas de gestión y conservación.

MEJORAS ESTRUCTURALES

- Señalización y modificación de tendidos eléctricos para evitar la colisión y electrocución de las aves.
- Modificación y señalización de cerramientos ganaderos.
- Instalación de cajas nidos para aves.
- Arreglo de cubiertas.
- Construcción de charcas en zonas con escasa disponibilidad de agua.
- Construcción y mantenimiento de un comedero para aves necrófagas.
- Instalación de plataformas para buitre negro.
- Mejoras de hábitat para especies cinegéticas en las zonas cazadero de las especies objetivo.



CAMPAÑA DE DIVULGACIÓN

- Realización de una exposición itinerante sobre la ZEPA-LIC ‘La Serena y Sierra de Tiros’, ‘La Sierra de Moraleja’ y ‘La Sierra de Siruela’.
- Edición de material divulgativo: folletos, posters, pegatinas, etc.
- Diseño de un CD y una página Web en Internet sobre el Proyecto LIFE.
- Señalización de los lugares de actuación del Proyecto LIFE en el área de trabajo.

PRINCIPALES RESULTADOS

MEDIDAS DE GESTIÓN DEL BIOTOPO

- Realización de 13 censos específicos de avutarda (*Otis tarda*), en los que también se han censado otras especies objetivo del proyecto, principalmente estepáricas, como sisón, alcaravan, ganga, ortega Aguilucho cenizo, Cernícalo primilla.
- Realización de 23 transectos para el censo de passeriformes, ganga, ortega, alcaraván y sisón.
- Anillamiento de 134 pollos de Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*), 55 de Cernícalo primilla (*Falco naumanni*), 8 de Carraca (*Coracias garrulus*), 6 de Cernícalo vulgar (*Falco tinnuculus*), 3 de Mochuelo (*Athene noctua*) y 3 de Chova piquirroja (*Pyrhacorax pyrrhacorax*).
- Inicio de los trabajos de campo y recopilación bibliográfica, para la evaluación de la incidencia del aumento de la carga ganadera en la comarca de La Serena.
- Seguimiento de los expedientes de reforestación en La Serena, para evitar reforestaciones con especies de porte arbóreo en zonas de hábitat prioritario.
- Inicio de los trabajos necesarios para la valoración de nuevos modelos de reforestación, incluyendo la realización de pequeñas islas de matorral como mejora de hábitat y test de idoneidad de especies.
- Se han llegado a acuerdos de gestión con más de 30 fincas colaboradoras, en concreto los acuerdos hacen referencia a las siguientes medidas de conservación:
 - Retraso de la cosecha de 637 ha de cereal, 87 ha de márgenes de cultivo sin cosechar, 131 ha de siembra de leguminosas o mixta de leguminosa-cereal, y 20 ha de recuperación de parcelas de cultivo.
 - En ninguna finca colaboradora se han realizado las labores agrícolas, como el repaso del barbecho, en los periodos más sensibles par la fauna.
 - Se ha evitado el pastoreo en primavera en 575,5 ha.
 - Se han limitado los aprovechamientos cinegéticos en 3.678 ha
 - Dos fincas: La Cabra y Linares, elegidas como proyecto de demostración, en las que se han aplicado de forma simultánea todas las medidas de conservación anteriormente descritas.

MEJORAS ESTRUCTURALES

- Arreglo de dos cubiertas para la cría del Cernícalo primilla
- Instalación de 355 cajas nido de las que han sido instaladas 50 bajo las cubiertas, y el resto en líneas eléctricas
- Instalación de 5 plataformas para Buitre negro
- Realización de 6 charcas
- Señalización de 9.000 metros de vallado
- Cambio de alambre de espino por alambre liso en 89.950 metros de cerramientos ganaderos.
- Se han realizado 25 unidades de mejora de hábitat para las especies cinegéticas.
- Creación de 40 km de islas de matorral, reforestación de un tramo del Arroyo Guadalefra, y mejora de 20 ha de pastos mediante fertilización e introducción de especies.
- Inventariado de todas las líneas eléctricas de la Serena, y valoración de su peligrosidad. Se han iniciado los trámites para formalizar un convenio de modificación con la empresa eléctrica Iberdrola.

CAMPAÑA DE DIVULGACIÓN

- Realización de los paneles de la exposición itinerante y resto de material acompañante.
- Charlas y reuniones con todos los sectores implicados, y con la población escolar
- Edición de 6.000 trípticos, 3.000 pósters, 6.800 pegatinas, 1.000 cómic, 300 camisetas, así como la edición del primer boletín anual sobre el proyecto.
- Realización del CD y la página Web sobre el Proyecto LIFE.
- Señalización de los lugares de actuación del Proyecto LIFE, mediante la colocación de un cartel en todas las finas colaboradoras, y en todas las obras financiadas con fondos LIFE.



EL PROYECTO “HABITAT” EN EXTREMADURA

*Miguel Ladero Alvarez¹, Daniel Sánchez-Mata², Angel Amor Morales¹,
M^a. Teresa Santos Bobillo¹, M^a Evangelina Sánchez Rodríguez¹,
Trinidad Ruiz Téllez³ & José Luis Pérez Chiscano⁴*

¹ Departamento de Botánica, Facultad de Farmacia, Universidad de Salamanca.

² Departamento de Biología Vegetal II, Facultad de Farmacia, Universidad Complutense, Madrid.

³ Departamento de Botánica, Facultad de Biología, Universidad de Extremadura, Badajoz.

⁴ C/ San Francisco, 40. 06700 Villanueva de la Serena (Badajoz).

INTRODUCCIÓN

En el mes de julio del año 1992, se publicó en el Diario Oficial de las Comunidades Europeas la Directiva 92/43/CEE relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, cuyo objetivo era contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de dichos hábitats en el territorio europeo de los Estados miembros. En 1993 se firmó un Convenio de cooperación entre el ICONA y la Unión Europea para la puesta en marcha de la “fase de inventariación de los hábitats de vegetación españoles”, que se relacionaban en el anexo I de la mencionada Directiva.

Este monumental trabajo se articuló como un ambicioso proyecto de investigación desarrollado a nivel nacional por un numeroso grupo de investigadores pertenecientes a diversas universidades españolas. Se trataba de cartografiar en Hojas del Mapa Topográfico Nacional a escala 1:50.000 todas las comunidades vegetales presentes en territorio español que figuraban en el Anexo I.

El trabajo cartográfico en la Comunidad Autónoma de Extremadura corrió a cargo del equipo dirigido por el Prof. Dr. Miguel Ladero (Universidad de Salamanca), en el que también participaron investigadores de la Universidad de Extremadura y de la Universidad Complutense de Madrid.

Durante los años 1993 a 1995 se recorrió minuciosamente el territorio extremeño para poder realizar la cartografía vegetal de las 97 hojas a escala 1:50.000 que lo componen. Adjunta a su representación cartográfica, cada hoja incorporaba una completísima base de datos informatizada en la que se reflejaba la composición florística, las características ecológicas, grado de conservación y distribución geográfica de cada uno de los hábitats reconocidos.

En 1999 se aprobó el proyecto denominado “*Atlas de los Hábitats Naturales y Seminaturales de España*”, que complementaba al realizado años antes y que se ha considerado como su segunda fase. Sus ambiciosos objetivos pueden resumirse en dos: realización de una cartografía a escala 1:50.000 de los hábitats naturales y seminaturales de España (fase ya concluida) y elaboración de un mapa de series de vegetación (vegetación potencial) de España que constituirá una valiosa actualización del realizado y publicado en 1987 por el Prof. Dr. Salvador Rivas-Martínez.

Fuentes conceptuales y nomenclatura: Los conceptos y nomenclatura asumidos en la presente contribución siguen las propuestas compendiadas y publicadas por Rivas-Martínez, Sánchez-Mata & Costa (1999) y Rivas-Martínez & al. (2001, 2002) en lo referido a Bioclimatología, Biogeografía, Fitosociología y Sintaxonomía. Las abreviaturas de los autores de los táxones mencionados en el texto siguen las propuestas estandarizadas de Brummitt & Powell (1996).

COMUNIDADES VEGETALES MÁS DESTACABLES EN EXTREMADURA

Como resultado de los trabajos que se llevaron a cabo en los dos proyectos mencionados, se han reconocido en el territorio administrativo que comprende la Comunidad Autónoma de Extremadura un total de 120 asociaciones o comunidades vegetales. De ellas comentaremos, por su importancia obvia, especial fragilidad y problemática conservacionista, las principales formaciones forestales del territorio y las comunidades vegetales más destacables que forman parte del proceso sucesional en cada una de ellas: I. Encinares, II. Alcornocales, III. Melojares y IV. Complejos boscosos de vegetación riparia. Finalmente, como apéndice, enunciaremos los hábitats más destacables reconocidos en el territorio de la Comunidad Autónoma de Extremadura donde se recogieron y cartografiaron diferentes fitocenosis en el proyecto “Hábitat”.



Foto 1. Encinar adhesado (*Pyro bourgaeanae-Quercetum rotundifoliae*).
Higuera de Vargas (Badajoz)



Encinares

Los encinares, bien como formaciones forestales prístinas o como formaciones boscosas adhesadas, y sus diferentes etapas seriales ocupan cerca del setenta por ciento de la superficie extremeña. Las variaciones bioclimáticas, geológicas, edafológicas, dinámicas e histórica condicionan la existencia de una elevada diversidad en los encinares extremeños.

Los bosques más comunes y extendidos corresponden a los encinares meso-mediterráneos silicícolas cuya etapa madura (*Pyro bourgaeanae-Quercetum rotundifoliae*) es frecuente en penillanuras desarrollada sobre suelos poco profundos, formados a partir de pizarras cámbricas y precámbricas.

Desde el punto de vista biogeográfico ocupan, dentro del sector Toledano-Tagano la casi totalidad del subsector Cacereño; en el subsector Oretano el distrito Jareño y en el subsector Talaverano-Placentino los distritos Alberchense y Talaverano; en el sector Mariánico-Monchiquense gran parte del distrito Serena-Pedroches, donde quedan incluidas comarcas naturales tan características como los valles de La Serena, Alcuía, Los Pedroches, Alto Guadiato y el límite sur de los Campos de Calatrava y Santiago.

Los encinares originan dehesas arboladas en las que el estrato arbóreo queda reducido a la encina [*Quercus rotundifolia* Lam.], a veces acompañada por alcornoques [*Quercus suber* L.], espinos albares [*Crataegus monogyna* Jacq.] o retamas [*Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss.] y donde el estrato herbáceo corresponde, mayoritariamente, a un majadal dominado por la gramínea vivaz *Poa bulbosa* y definido por la asociación *Trifolio subterranei-Poetum bulbosae*, el cual comparte areal, cuando disminuye la profundidad del suelo (litosuelos), con la asociación *Poa bulbosae-Onobrychidetum eriophorae*.



Foto 2. Retamar con escoba blanca sobre suelos procedentes de granitos (*Cytiso multiflori-Retametum sphaerocarphae*). Valencia de Alcántara (Cáceres).

Como etapas seriales del encinar, frecuentes cuando el bosque se degrada,

podemos destacar los retamares con escoba negra (*Cytiso scoparii-Retametum sphaerocarphae*), muy extendidos sobre suelos de naturaleza pizarrosa. En el norte de la región y sobre suelos graníticos, los retamares incorporan en su espectro florístico escoba blanca [*Cytisus multiflorus* (L´Hér.) Sweet] y se incluyen en la asociación *Cytiso multiflori-Retametum sphaerocarphae*.

Sobre suelos más degradados e incluso decapitados en sus horizontes superiores, el matorral serial del encinar está representado por los jarales de *Genisto hirsutae-Cistetum ladaniferi*, que cubren grandes extensiones en toda Extremadura.



Foto 3. Jaral con ahulagas (*Genisto hirsutae-Cistetum ladaniferi*) correspondiente a una etapa serial muy degradada del encinar. Oliva de la Frontera (Badajoz)



Foto 4. Acebuchales en solanas abrigadas donde constituyen una comunidad permanente de carácter topográfico (*Asparago albi-Rhamnetum oleoidis*). Salto del Gitano, Parque Natural de Monfragüe (Cáceres)

Una comunidad a destacar en el área potencial del encinar son los acebuchales



[*Asparago albi-Rhamnetum oleoidis*] que se consideran comunidades permanentes desarrolladas en solanas y que aparecen a lo largo de los ríos servidores del Tajo, en los denominados “riberos”. Prosperan sobre litosuelos donde la encina ha desaparecido siendo reemplazada por el olivo. Como etapa serial del acebuchal destacan los pastizales vivaces de gran talla denominados cerrillares [*Dauco-Hyparrhenietum hirtae*] asentados sobre los litosoles y regosoles.

Alcornocales

Los alcornocales corresponden a otra formación forestal climática muy característica de la comunidad extremeña [*Poterio agrimonioidis-Quercetum suberis*]. Se desarrollan en las laderas de la mayor parte de las Sierras de Extremadura y, en algunos puntos, constituyen una de las formaciones forestales más representativas y mejor conservadas del Mediterráneo occidental ocupando las laderas de las sierras silúricas en exposiciones de solana entre los 600 y los 900 m. Por deforestación de estos bosques prosperan altifruticetas que corresponden a los típicos madroñales [*Phillyreo angustifoliae-Arbutetum unedonis*]. En los claros de estos matorrales y como etapas seriales destacan los jaral-brezales [*Erico scopariae-Cistetum ladaniferi*] en solanas y los jaguarzales [*Polygalo microphyllae-Cistetum populifolii*] en umbrías. A mayor degradación aparecen los nanobrezales [*Halimio ocymoidis-Ericetum ocymoidis*]. Los pastizales terofíticos corresponden principalmente a la asociación *Periballio minutae-Airopsietum tenellae*.



Foto 5. Alcornocal (*Poterio agrimonioidis-Quercetum suberis*). Salvaleón (Badajoz)

Con frecuencia el alcornocal se presenta adhesionado con el estrato arbóreo reducido a algunos árboles dispersos [*Quercus suber* L.] a veces acompañado por encinas [*Quercus rotundifolia* Lam.]. El estrato herbáceo corresponde a un majadal definido por la asociación *Trifolio subterranei-Poetum bulbosae*. La diferencia fundamental frente a los encinares adhesionados es de carácter edáfico siendo los suelos profundos y de tex-

tura arenosa o limosa dependiendo del material originario. Este tipo de alcornoques adhesionados son muy comunes en los paisajes naturales de la Sierra de San Pedro, Sierra Fría de Valencia de Alcántara y comarcas de Barcarrota y Olivenza.



Foto 6. Madroñal con charnecas correspondiente a la primera etapa serial de los alcornoques que prosperan en solanas termófilas (*Phillyreo angustifoliae*-*Arbutetum unedonis pistacietosum lentisci*). Solana de la Sierra del Calvario, en Cabeza del Buey (Badajoz)

Melojares

Los bosques de roble melojo [*Quercus pyrenaica* Willd.] quedan restringidos, en Extremadura, a las sierras del norte de la comunidad (Gata, Hurdes, Jerte y La Vera), así como al macizo montañoso de Villuercas; otras masas forestales destacables se presentan en Valencia de Alcántara, Montánchez y en Tentudia, junto a Monesterio. Desde el punto de vista fitosociológico en nuestra comunidad autónoma podemos reconocer varios tipos de melojares que se corresponden con las cuatro unidades (asociaciones) cartografiadas en el proyecto “Hábitat”:

1. *Arbutum unedonis-Quercetum pyrenaicae*: melojares mesomediterráneos subhúmedos de óptimo luso-extremadurenses que ocupan laderas entre 500 y 800 m. Sus etapas seriales son muy similares a las de los alcornoques descritos antes. Son los melojares mejor representados en nuestra comunidad autónoma.

2. *Sorbus torminalis-Quercetum pyrenaicae*: robledales supramediterráneos silicícolas húmedo-subhúmedos de areal toledano-mariánico. Este tipo de bosque cubre el tramo superior de las sierras oretanas y mariánicas silúricas por encima de los 900 m y se trata de formaciones forestales casi puras de *Quercus pyrenaica* siendo frecuentes pies aislados de mostajos [*Sorbus torminalis* (L.) Crantz] y arces [*Acer monspessulanum* L.]; como etapa serial son comunes los escobonales de grandes genisteas [*Cytisus scopari-Genistetum floridae*] donde prosperan con frecuencia *Cytisus striatus* subsp. *eriocarpus* (Boiss. & Reut.) Rivas Mart. e incluso *Genista cinerascens* Lange. Las comunidades seriales que mejor definen estos melojares son jaguarzal-brezales [*Halimio cymoidis-Eri-*



cetum aragonensis ericetosum umbellatae), pastizales vivaces psicroxerófilos (*Arenario querioidis-Festucetum gredensis*) y pastizales terofíticos de gramíneas, con su característico color burdeos en los comienzos del estío (*Trisetum ovati-Agrostetum truncatulae*).



Foto 7. Matorral dominado por *Genista polyanthos* (*Genistetum polyanthi*), que coloniza zonas abruptas, con suelos esqueléticos muy erosionados. En este caso sobre litosuelos pizarrosos junto al Arroyo de Cuncos, en la frontera portuguesa, término de Villanueva del Fresno (Badajoz)



Foto 8. Melojares supramediterráneos húmedos (*Holco molli-Quercetum pyrenaicae*) en la Sierra de Gata (Cáceres)

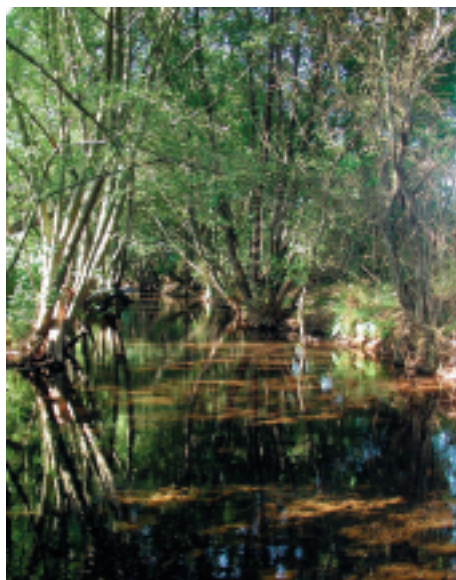
3. *Holco mollis-Quercetum pyrenaicae*: melojares de exigencias ombrófilas extendidos por la Sierra de Gata y que reemplazan a partir de unos 800-900 m a los

melojares de *Arbuto unedonis-Quercetum pyrenaicae*. Sus etapas seriales vienen representadas por escobonales (*Cytiso grandiflori-Cytisetum striati*) y jaral-brezales (*Genistello tridentatae-Ericetum aragonensis*) muy extendidos sobre suelos decapitados sometidos a fuegos frecuentes.

4. Por último, la asociación *Festuco merinoi-Quercetum pyrenaicae* reúne los melojares carpetanos que se extiende por las altas laderas tormantinas y del valle del Jerte a partir de los 800-900 m de altitud. Estos bosques de melojos sustituyen en altitud a los melojares mesomediterráneos de *Arbuto unedonis-Quercetum pyrenaicae*. La etapa serial de esos robledos carpetanos es un escobonal (*Genisto floridae-Cytisetum scopariae*) que en zonas más expuestas y con menos suelo, se torna en un piornal con genistas (*Genisto cinerascens-Cytisetum oromediterranei*).

Complejos boscosos de vegetación riparia

Las formaciones riparias están representadas en Extremadura por diversos tipos de bosques y formaciones arbustivas, de carácter permanente, que forman mosaicos de vegetación de un elevado valor ecológico. Las formaciones de carácter forestal son: alisedas, loreras y fresnedas mientras que las arbustivas son saucedas, tamujares y adelfares.



Las alisedas extremeñas (*Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae*) forman bosques de galería a lo largo de cursos de agua sin estiaje mientras que las fresnedas se disponen en los lechos aluviales de ríos y arroyos por debajo de los 800 m (*Ficario ranunculoidis-Fraxinetum angustifoliae*); destacables por su rareza y valor ecológico son las loreras o bosquetes de *Prunus lusitanica* L. que se presentan exclusivamente en algunos ríos o gargantas del macizo montañoso de Villuercas en ambientes cercanos a las alisedas (*Viburno tini-Prunetum lusitanicae*).

Foto 9. Interior umbroso de una aliseda en el río Olivenza (*Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae*). Olivenza (Badajoz)

Las formaciones arbustivas de carácter ripario o edafohigrófilo son muy características del paisaje vegetal de Extremadura. Las saucedas de sauce salvifolio (*Salix salvifolia* Brot.) ocupan las primeras posiciones en los cauces de los ríos estando sometidas a las fuertes oscilaciones estacionales del nivel del cauce y a los efectos de las avenidas de agua (*Salicetum salvifolio-lambertianae*). Los tamujares, o formaciones de *Flueggea tinctoria* (L.) G.L. Webster, aparecen en muchos arroyos y ríos de escaso caudal sobre todo al norte de la región (*Pyro bourgaeanae-Securinegetum tinctoriae*) mientras que en la provincia de Badajoz son frecuentes los vistosos adelfares (*Rubo ulmifolii-Nerietum oleandri*) a lo largo de arroyos que suelen sufrir un acusado estiaje.



*Foto 10. Saucedas de sauce salvifolio (*Salicetum salvifolio-lambertianae*) muy abundantes a lo largo del río Tíetar. La Bazagona (Cáceres)*



*Foto 11. Comunidades de atarfes o tarayales (*Tamaricetum africanae*) colonizando suelos arenosos de orillas e isletas a lo largo del río Guadiana. Isla de Cinza, Cheles (Badajoz)*



Foto 12. Comunidad de cenizo (*Adenocarpetus argyrophylli*), de excepcional valor ecológico por su carácter endémico en nuestra región, desarrollada en roquedos cuarcíticos. Parque Natural de Monfragüe (Cáceres)

APÉNDICE: HÁBITATS DESTACABLES RECONOCIDOS Y CARTOGRAFIADOS EN EXTREMADURA

- I. Comunidades acropleustofíticas.
- II. Comunidades acuáticas (hidrofíticas).
- III. Comunidades turfófilas (turberas).
- IV. Comunidades anfibias vivaces.
- V. Pastizales terofíticos anfibios.
- VI. Juncales
 - Juncales de junco churrero.
 - Juncales subhalófilos.
- VII. Comunidades halófilas
 - Comunidades vivaces.
 - Pastizales terofíticos halonitrófilos.
- VIII. Comunidades humícolas y saxícolas
 - Comunidades de oquedades terrosas y comunidades epifíticas.
 - Comunidades fisurícolas.
 - Comunidades rupícolas.
 - Comunidades orófilas de gleras.
- IX. Pastizales terofíticos pioneros.
- X. Pastizales vivaces climácicos.
- XI. Pastizales vivaces
 - Pastizales de siega.
 - Majadales.
 - Cervunales.



- XII. Comunidades de matorrales seriales
 - Coscojares termófilos y acebuchales.
 - Coscojares mesomediterráneos.
- XIII. Matorrales orófilos climácicos
 - Piornales orófilos con cambriones rastreros.
 - Enebrales culminícolas rupestres.
- XIV. Brezales y brezal-jarales
 - Brezales higrófilos.
 - Jaguarzales.
 - Brezales supra-oromediterráneos salmantinos y tormantinos.
 - Tremedales.
 - Nanobrezales.
 - Brezales culminícolas oromediterráneos.
- XV. Piornales seriales, codesares, cambronales y retamares
 - Piornales seriales.
 - Cambronales y codesares.
 - Retamares.
- XVI. Comunidades forestales (clímax climácicas)
 - Quejigares.
 - Alcornocales.
 - Encinares.
 - Melojares.
- XVII. Comunidades forestales edafo-higrófilas (clímax edáficas)
 - Alisedas.
 - Saucedas.
 - Choperas.
 - Fresnedas.
 - Olmedas.
 - Saucedas arbustivas .
 - Tamujares.
- XVIII. Comunidades escionitrófilas forestales.
- XIX. Adelfares.
- XX. Comunidades desarrolladas sobre sustratos ricos en bases
 - Comunidades de rocas calcáreas rezumantes y comunidades saxícolas.
 - Pastizales terofíticos efímeros.
 - Majadales.
 - Tomillares basófilos.
 - Retamares.
 - Choperas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Dirección General de Medio Ambiente de la Junta de Extremadura la invitación a participar en el II y III Congreso de Especies Amenazadas de Extremadura (2003, 2005) así como la oportunidad de publicar la presente reseña.

BIBLIOGRAFÍA

- BRUMMITT, R.K. & C.E. POWELL -1996- *Authors of plant names*. Publ. Royal Botanic Gardens. Kew (reprint from first edition, 1992). 732 p. Whitstable.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., D. SÁNCHEZ-MATA & M. COSTA -1999- North American Boreal and Western Temperate Forest Vegetation (Syntaxonomical synopsis of the potential natural plant communities of North America, II). *Itinera Geobot.* 12: 5-316.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., F. FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, J. LOIDI, M. LOUSÁ & A. PENAS -2001- Syntaxonomical Checklist of Vascular Plant Communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera Geobot.* 14: 5-341.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., T.E. DÍAZ, F. FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, J. IZCO, J. LOIDI, M. LOUSÁ & A. PENAS -2002- Vascular Plant Communities of Spain and Portugal (Addenda to the Syntaxonomical Checklist of 2001). *Itinera Geobot.* 15(1 y 2): 5-922.



LA RED VALENCIANA DE MICRORRESERVAS DE FLORA: CONCEPTO Y DESARROLLO (1991-2004).

Emilio Laguna Lumbreras

Generalitat Valenciana. Conselleria de Territorio y Vivienda.

Servicio de Conservación de la Biodiversidad.

c/Francesc Cubells, 7. 46011 Valencia

**PROYECTO COFINANCIADO POR EL PROGRAMA LIFE DE LA COMI-
SIÓN EUROPEA (SUBVENCIONES LIFE93 NAT/E/000766 Y LIFE99
NAT/E/006417), Y ADSCRITO AL PROGRAMA IPAS DE PLANTA
EUROPA.**

RESUMEN

Se explica la génesis y desarrollo de la red valenciana de microrreservas de flora. En 1994, el Gobierno Valenciano aprobó el Decreto 218/1994, que crea y regula la figura legal 'Microrreserva Vegetal'. El diseño y programación de la red comenzó en 1991. Actualmente, la red se compone de 230 micrositios (hasta 20 ha cada uno) estrictamente protegidos. Durante los últimos años, el modelo valenciano ha sido exitosamente exportado a otras regiones y países, estando ya establecido como figura legal en Letonia.

ABSTRACT:

The Valencian Network of Plant Micro-Reserves: concepts and development (1991-2004)

The genesis and development of the Valencian Plant Micro-Reserves Network is explained. The network design and programation started by 1991. In 1994, the Valencian Government passed the Decree 218/1994, to create and regulate the legal figure 'Plant Micro-Reserve'. Currently, the network is compound by 230 strictly protected micro-sites (up to 20 ha). During the last years, the Valencian model have been successfulluy exported to other regions and countries, being already established as a legal figure in Latvia.

INTRODUCCIÓN: FUNDAMENTOS Y GÉNESIS DE LA RED DE MICRORESERVAS DE FLORA.

A finales de la década de 1980 y principios de la de 1990, el Servicio de Conservación de la Biodiversidad de la Generalitat Valenciana -entonces denominado Servicio de Protección de los Recursos Naturales, y más tarde Servicio de Protección de Especies- financió el desarrollo de estudios básicos para conocer el status y distribución de las principales especies raras, endémicas o amenazadas de flora silvestre de la Comunidad Valenciana. Reuniendo dicha información, y la relativa a la historia y resultados de la experiencia en la protección de la naturaleza en aquellos momentos, se alcanzaban numerosas conclusiones (v. Laguna, 1994, 1995 y 2001a), entre las que destacaban:

- 1) Que la mayoría de especies raras, endémicas o amenazadas vivían en microhábitats sobre suelos no zonales -esto es, relativamente independientes del clima local, p.ej., rocas, pedrizas, yesares, saladares- o etapas seriales iniciales de reconstrucción de la vegetación zonal -matorrales, herbazales-.
- 2) Que la distribución de los terrenos naturales bajo propiedad o gestión pública de la Generalitat Valenciana -aproximadamente el 40% del territorio natural (Alcanda % al, 1995)- era suficientemente amplia y diversa como para contener poblaciones de la gran mayoría de especies singulares -al menos de casi todas las especies endémicas-.
- 3) Que los propietarios de terrenos comprometidos en la conservación de la naturaleza no encontraban en la legislación existente figuras adecuadas que, facilitándoles apoyo y el protagonismo de la gestión de sus tierras en favor de la flora y fauna silvestres, no les sobrecargaran excesivamente desde el punto de vista legal e impositivo (Laguna, 2001c).

A partir de lo anterior, se planteó la necesidad de establecer una red de parcelas protegidas de terrenos naturales (v. Laguna, 1991), a fin de garantizar simultáneamente dos finalidades:

- 1) el seguimiento a largo plazo de los cambios en las poblaciones de las especies raras, endémicas o amenazadas de la Comunidad Valenciana, y
- 2) la conservación de poblaciones relevantes de dichas especies (Laguna, 1995 y 1996; Laguna et al., 1998; Domínguez & Sáinz, 2000).

Como resultado de lo anterior se propuso generar una red de pequeños terrenos protegidos de estudio y seguimiento de la flora singular, orientada fundamentalmente al monitoreo futuro de poblaciones y al desarrollo de experiencias de conservación activa, y abierta a la incorporación voluntaria pero irreversible de terrenos de propiedad privada (Akeroyd, 1998; Laguna, 2001c; Deltoro & al., en prensa); esta red no se iba a referir sólo a espacios sobresalientes conteniendo plantas en extinción, sino también a lugares poco singulares pero ricos en endemismos 'corrientes' o abundantes, primando por tanto simultáneamente conceptos como los de representatividad y complementariedad -ver revisiones de estos conceptos en Kati & al., 2004; Cabeza & Moilanen, 2001; Maddock & Du Plessis, 1999; Margules & Pressey, 2000-; dichos conceptos se extienden también en lo posible a la diversidad de hábitats y al papel de los microhábitats como refugio de fauna singular. La propuesta de esta nueva red se planteó en firme en 1992, presentándose en noviembre de dicho año a la convocatoria de proyectos LIFE-Naturaleza, y recibió en 1993 el apoyo de la Comisión Europea mediante



la obtención de la subvención LIFE93 NAT/E/000766 'Creación de la red de microrreservas de flora de la Comunidad Valenciana'. En 1994, el SCB propuso el afianzamiento de la figura técnica de microrreserva de flora mediante su conversión en una figura legal de protección de hábitats, lo que llevó a la tramitación y aprobación del Decreto 218/1994 de 17 de octubre, del Gobierno Valenciano (DOGV núm. 2.379, de 3 de noviembre de 1994).

CONTENIDO LEGAL

Conforme al Decreto 218/1994 citado, la figura legal de microrreserva de flora permite la protección estricta de terrenos de hasta 20 hectáreas de extensión, que contengan especies raras, endémicas o amenazadas de flora valenciana y suficiente grado de naturalidad -preferentemente valores 7 o superior del índice de Machado (2004)-, situados en el territorio administrativo de la Comunidad Valenciana; hay además criterios técnicos y científicos adicionales, como la preservación de perfiles de suelos, localidades clásicas botánicas, áreas de concentración de árboles monumentales, etc. (Olivares, 2003).

Existen dos subredes, con ligeras diferencias de tratamiento:

- 1) La de la propia Generalitat Valenciana ('microrreservas públicas'), compuesta por terrenos de propiedad o gestión permanente de la administración autonómica valenciana -montes de Utilidad Pública- o de la administración estatal -Límite Marítimo-Terrestre o Público Hidráulico-.
- 2) La de 'microrreservas privadas', propuestas y gestionadas por sus propietarios, ya sean estrictamente privados -individuales o colectivos, i.e. ONG, fundaciones- o públicos distintos de la Generalitat Valenciana o el Estado -caso de los terrenos que son propiedad de los ayuntamientos pero que no están adscritos al catálogo regional de montes de Utilidad Pública-. Las áreas a proteger se proponen por el SCB para el caso de las zonas públicas mientras en el caso de las privadas (incluidas las municipales) sólo pueden ser objeto de protección a propuesta de sus propietarios.

Conforme al Decreto 218/1994, en los terrenos declarados como microrreservas de flora, no pueden recolectarse plantas ni extraerse el sustrato donde crecen. Sí que está permitido el uso cinegético y la continuación de los aprovechamientos tradicionales, en especial cuando de ellos depende la conservación de las especies singulares (Laguna, 2001b, 2002a; Deltoro & al., en prensa); dicho aprovechamiento puede tener además relevancia en la conservación de plantas útiles y parientes de las especies cultivadas (Laguna, 1999b y 2004).

CREACIÓN DE MICRORRESERVAS; PLANES DE GESTIÓN

Las zonas a proteger se seleccionan mediante criterios científicos -presencia y abundancia de especies singulares- y técnicos -facilidad de protección y gestión- y son objeto de señalización específica; igualmente, se atiende a la experiencia consolidada de

expertos conocedores del territorio natural –p.ej. agentes medioambientales, naturalistas locales, etc.- y en ocasiones a criterios de oportunidad -microrreservas privadas, y zonas públicas de calidad quizá algo inferior a otras pero con más garantías de conservación al proponerse ésta desde ayuntamientos, entidades de custodia territorial, etc. Estos terrenos pueden señalizarse con antelación a la declaración del terreno protegido, a fin de asegurar la reducción de impactos o de proyectos de actividades lesivas que puedan afectarles. Además de las señales perimetrales, poco llamativas, existen otras indicativas que alertan de la presencia cercana de la microrreserva, y que se colocan sobre todo en sus inmediaciones, dentro de entornos que reciben una significativa afluencia pública (p.ej., rutas senderistas, parques naturales, etc.; ver ejemplos ilustrados, p.ej. en Raeymaekers, 2000). La red tiene posibilidad de solape con espacios naturales protegidos preexistentes (Laguna, 2002b).

Los terrenos seleccionados son objeto de análisis y sus datos se incorporan a sistemas de información geográfica, y en su caso al Banco de Datos de Biodiversidad de la Generalitat Valenciana. El SCB tramita una propuesta de declaración de terreno protegido, en la que se realizan consultas públicas a los ayuntamientos afectados, colectivos conservacionistas y entidades de investigación, así como a las administraciones costera e hidráulica estatales. La orden de declaración de microrreserva se aprueba por el Conseller que posee las competencias medioambientales de la Generalitat Valenciana, y se publica en el Diario Oficial. Dicha orden contiene un plan de gestión para cada microrreserva, donde existen acciones comunes a toda la red -p.ej., la necesidad de recolectar semillas o propágulos de las especies más relevantes, incorporándolos al banco de germoplasma del Jardín Botánico de Valencia-, y otras específicas de la zona, para garantizar la conservación de las especies sobresalientes de cada zona protegida.

APOYO A LAS MICRORRESERVAS PRIVADAS

El SCB canaliza tres tipos de ayuda económica para garantizar la incorporación de microrreservas privadas y el protagonismo de sus propietarios en las acciones de conservación del medio natural:

- 1) Ayudas de incorporación de nuevos terrenos -hasta 6.000€, una sólo vez (no repetible en el tiempo para el mismo terreno)-. Las ayudas están tasadas mediante precios fijos por tipo de vegetación; la posesión de especies protegidas y de hábitats prioritarios de la Directiva 92/43/CEE es objeto de incremento regulado de dichos costes. Para cobrar la subvención, los propietarios deben aportar una modificación de la escritura de propiedad, en la que se comprometen a mantener sus terrenos como microrreservas de flora; previamente, la solicitud se ha acompañado de una declaración jurada, en la que se comprometen igualmente a velar por la conservación de la zona y no infringir los preceptos del Decreto 218/1994, y a incluir la indicación de la zona protegida y sus limitaciones en la escritura de cualquier transferencia posterior de la propiedad.
- 2) Ayudas a ONG y universidades para compra de terrenos naturales a incorporar a la red de microrreservas. Hasta 18.000€. La dotación está tasada por tipos de vegetación, como en el caso anterior.
- 3) Ayudas para la redacción de planes de gestión y para el desarrollo de inver-



siones en microrreservas ya existentes o en trámite de declaración. Son de hasta 18.000€ por propietario y año.

Cada año, el SCB gestiona ayudas por valor total de 60.000-90.000€. En la actualidad existen 30 microrreservas privadas en la Comunidad Valenciana; de ellas, 13 son de tipo municipal, 9 de ONG conservacionistas o fundaciones, y 8 de propietarios individuales. Se ha creado además una asociación privada de propietarios de microrreservas para la comarca de la Plana de Requena-Utiel -asociación 'Espacios para la Vida'-, y se avanza a la constitución de una entidad similar para toda la Comunidad Valenciana.

ESTADO ACTUAL Y PROYECCIÓN DE LA RED

La red de microrreservas valencianas posee en la actualidad 230 zonas oficialmente protegidas, cuya declaración se ha realizado progresivamente entre 1998 y 2003; como se ha indicado, 30 corresponden al modelo 'privado' y el resto al 'público'. Estas 230 zonas abarcan un total de 1447 hectáreas, y se distribuyen por 119 términos municipales; como objeto de estudio, abarcan representaciones de al menos 54 tipos de hábitats de la Directiva 92/43/CEE. Aunque el promedio de superficie por microrreserva es de 6,4 ha, la mayoría de ellas tienen menos de 5 ha de superficie; de hecho, 94 de ellas no llegan a superar 2 ha de extensión. Se trata de la red mundial más densa de terrenos protegidos para la conservación de la flora silvestre, que contiene poblaciones de en torno al 85% de especies endémicas valencianas y muchas de las especies raras no endémicas más relevantes (v. Serra & al., 2004; Laguna & al., 2004). La mayoría de las parcelas de la red de microrreservas han albergado desde 1999 experiencias de restauración experimental de hábitats y manejo de especies amenazadas de flora (Laguna et al., 2003 a, b).

La red valenciana de microrreservas está considerada como una de las iniciativas españolas y europeas más sobresalientes en conservación vegetal (Domínguez & Sáinz, 1997; Raeymaekers, 2000), actuando además localmente como apoyo a las políticas de desarrollo sostenible y fomentando el turismo verde respetuoso con el medio ambiente en áreas de montaña económicamente desfavorecidas (v. Akeroyd, 1998; Laguna, 2001c). Además del apoyo de la Comisión Europea, el proyecto de la red de microrreservas constituye una experiencia piloto del programa español MaB-UNESCO y del observatorio español de EUROPARC (Laguna, 2002b), y su interés ha sido destacado en el marco del programa 'Parques para la Vida' de la UICN (Laguna, 1999c) y de la red Planta Europa (Sarbu, 2001). El SCB asesora la exportación del modelo de microrreservas de flora a Eslovenia, Menorca, Sicilia y Creta, en el marco de diversos proyectos LIFE-Naturaleza. Fuera del programa LIFE, se ha asesorado o facilitado información específica sobre el modelo de microrreservas a numerosas entidades y administraciones, tanto en España -p.ej., departamentos de conservación de biodiversidad de las CC.AA. de Aragón, Extremadura, Cataluña, Baleares, etc.- como fuera de ésta -Portugal, Letonia, Bielorrusia, etc.-.

Cabe destacar el relieve que la figura de microrreserva ha adquirido a nivel nacional e internacional, no sólo por su utilidad en el ámbito técnico-científico (v.g., López-Pujol & al., 2003; Pujadas-Salvà & Crespo, 2004; Sarbu, 2001; Radulovic, 2000), sino incluyendo también la adopción legal inspirada parcialmente en el modelo

valenciano, como ha ocurrido en Letonia [Anónimo, 2000a]; en dicho país y en Suecia, se ha adoptado además, con carácter de recomendación técnica, para la selección de áreas de conservación forestal (Ek & al., 2002) y constituyen una pieza básica en el panorama de la preservación de especies amenazadas de flora (v.g., Denina, 1999; Bara, 2003). Previamente, algunos de los fundamentos de la figura valenciana se utilizaron para el establecimiento de la forma de protección equivalente, también apta para la protección de la fauna y la gea, existente en Castilla-La Mancha -ver Ley 9/1999 de 26 de mayo, de Conservación de la Naturaleza; DOCM núm. 40, de 12 de junio de 1999-. Lo anterior no prejuzga que algunas zonas del planeta existen figuras paralelas o con nombres convergentes, propuestas bajo otros criterios (v.g. Rosabal, 2004, para el caso de las microrreservas insulares cubanas) o en paralelo y coordinadas con el caso valenciano (p.ej., Turuta & al., 2003), cuya utilidad o resultados finales pueden ser muy similares a los de las microrreservas valencianas [Laguna, 2001a].

La trascendencia de la figura de microrreserva de flora se ha trasladado además en los últimos años a un plano internacional de preferencia, al figurar como experiencia ejemplar en la resolución 2.68 del congreso mundial de conservación celebrado por la UICN en Amman en el año 2000 [Anónimo, 2000b] y en la directriz 2 (conservación de la flora) de la Estrategia Europea de Conservación de la Flora [Laguna & Pérez Rocher, 2003].

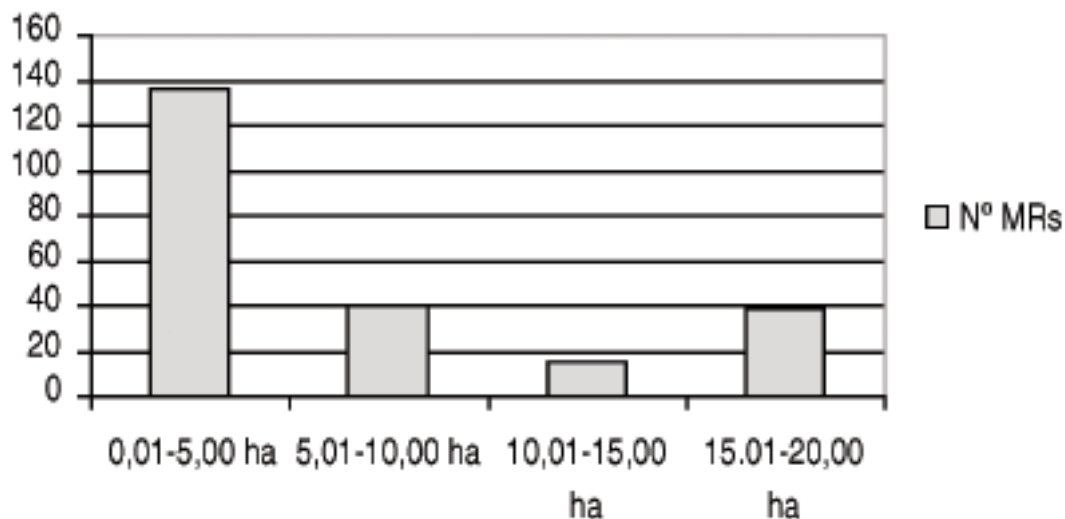


Fig. nº 1.- Distribución del número de microrreservas en función de su tamaño.



Fig. nº 2. Distribución actual de la red de microrreservas de flora

AGRADECIMIENTOS

A todos los componentes de los diferentes equipos técnicos que han venido desempeñando funciones, y en su caso continúan haciéndolo, en el diseño y gestión de la red de microrreservas de flora; en particular, a Gabriel Ballester, Vicente I. Deltoro, Carlos Fabregat, Simón Fos, Amparo Olivares, Joan Pérez Botella, Benjamín Pérez Rocher, Patricia Pérez Rovira, Enrique Sanchís y Lluís Serra. A la Conselleria de Territorio y Vivienda de la Generalitat Valenciana, a la Unidad LIFE de la Comisión Europea y a la empresa ATECMA, por las facilidades y apoyo para el desarrollo del programa de creación de la red de microrreservas de flora de la Comunidad Valenciana, a través de los proyectos LIFE93 NAT/E/00766 y LIFE99 NAT/E/006417.

BIBLIOGRAFÍA

- Akeroyd., J. 1998. Micro-reserves 'capture' Valencia's special flora. *Plant Talk* 14: 20-24, 33. Versión adaptada en internet:
<http://www.plant-talk.org/stories/14micros.html>
- Anónimo. 2000a. Law on the Protection of Species and Habitats. Parlamento de Letonia. Riga. http://www.vidm.gov.lv/vad/English/Legisl/likumi/sugas_biotopi.htm
- Anónimo. 2000b. Resolution 2.68. Conservation of plants in Europe. Resoluciones del Congreso Mundial de Conservación. UICN, Amman.
<http://www.iucn.org/amman/content/resolutions/res68.pdf>
- Alcanda, P., J.C. Bartolomé, A. Cocero, C. Copano, C. Montiel & J.L. Rubio. 1995. Libro Blanco de la Política Forestal de la Comunidad Valenciana. Valencia: Generalitat Valenciana. Conselleria de Medi Ambient. Generalitat Valenciana
- Bara, J. 2003. Forest Biodiversity Protection. Phirst Phase Report. National Programme of Latvian Forestry and Related Sectors. Riga
http://www.forestcluster.lv/zinojumi/Report_lphase_fbc_11_2003.doc
- Cabeza, M. & A. Moilanen. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends Ecol.Evol.* 16: 242-248.
- Deltoro, V., J. Pérez-Botella, Ll. Serra, P. Pérez-Rovira, A. Olivares, S. Fos, G. Ballester & E. Laguna. en prensa. Plant Microreserves: frequently asked questions. In Laguna, E., A. Ibars, A. Aguilera & B. Pérez-Rocher (eds.): *Planta Europa*, 4th European Conference on the Conservation of Wild Plants. Proceedings. Universitat de València. Valencia.
http://www.nerium.net/plantaeuropa/Download/Proceedings/Deltoro_V.pdf
- Denina, I. 1999. Species conservation action plan for Yellow Lady's Slipper (*Cypripedium calceolus* L.). Summary. Latvian Fund for Nature. Riga.
http://www.vidm.gov.lv/vad/English/SpeciesHabitatsProj/LadySlipper_summary.html
- Domínguez, F. & H. Sáinz. 2000. Flora española amenazada: Iniciativas para la conservación de un patrimonio único. *Biológica* 9: 67-70
- Ek, T., U. Susko & R. Auzins. 2002. Inventory of Woodland Key Habitats. Methodology. Latvian State Forest Service & Regional Forestry Board of Östra Götaland-Sweden. Riga.
http://www.svo.se/minskog/upload/eng/wkh/Lat_WKH_Method_2002.pdf
- Kati, V., P. Devillers, M. Dufrêne, A. Legakis, D. Vokou & Ph. Lebrun. 2004. Hotspots, complementarity or representativeness? designing optimal small-scale reserves for biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 120: 471-480.
- Laguna, E. 1991. Los recursos de flora y fauna silvestres. Cap. I.13, pp. 237-248 in Honrubia, J. (coord.): *La Comunidad Valenciana en la Europa Unida*. Vol. I: Nivel de vida, Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Presidència de la Generalitat Valenciana.
- Laguna, E. 1994. Introducción. pp. 13-28 in Aguilera, A. et al.: *Libro de la flora vascular rara, endémica o amenazada de la Comunidad Valenciana*. Conselleria de Medio Ambiente. Generalitat Valenciana. Valencia..
- Laguna, E. 1995. Microrreservas de flora: un nuevo modelo de conservación en la Comunidad Valenciana. *Quercus* 118: 22-26.
- Laguna, E. 1996. Las microrreservas valencianas. Los planes de recuperación. *Conservación Vegetal* 1: 8.
<http://www.uam.es/otros/consveg/documentos/numero1.pdf>



- Laguna, E. 1999a. The plant micro-reserves programme in the region of Valencia, Spain. pp. 181-185 in Syngé, H. & J. Akeroyd, eds.: *Proceedings Planta Europa 1998*,. Second European Conference on the Conservation of Wild Plants. The Swedish Threatened Species Unit and Plantlife. Uppsala & London.
- Laguna, E. 1999b. Micro-reserves for conserving threatened plants in Europe. *IPGRI Newsletter for Europe* 15: 11. International Plant Genetic Resources Institute. Roma, Italia.
- Laguna, E. 1999c. Protected area management: Plant Micro-reserves. *Lifeline Europe* 7: 3-4.
- Laguna, E. 2001a. The micro-reserves as a tool for conservation of threatened plants in Europe. *Nature and Environment* series n° 121. Council of Europe. Strasbourg.
- Laguna, E. 2001b. Conservación de los endemismos de la Comunidad Valenciana: La red de microrreservas. pp. 149-174 in Gómez-Campo, C. (ed.): *Conservación de Especies Vegetales Amenazadas en la Región Mediterránea Occidental: Una perspectiva desde el fin de siglo*. Fundación Ramón Areces. Madrid.
- Laguna, E. 2001c. The network of plant micro-reserves, a multifunctional instrument for awareness raising, involving landowners and scientific research. pp. 99-103 in: *Proceedings of the 2nd International Symposium of the Pan-Ecological Network: The partnership of local and regional authorities in the conservation of biological and landscape diversity* (Rochefort, Belgium, 18-19 Sept 2000. Council of Europe. Strasbourg.
- Laguna, E. 2002a. Conservación in situ: medidas preventivas y restauración de hábitats. *Microrreservas de flora de Valencia*. pp. 118-140 in *Jornadas sobre conservación y gestión de especies amenazadas*. Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
- Laguna, E. 2002b. La red valenciana de microrreservas vegetales. *Bol. Secc. Est. Español Europarc* 13: 24-28.
http://www.europarc-es.org/intranet/EUROPARC/publicado/publicaciones_EUROPARC-Espana/Boletines/boletin13.pdf
- Laguna, E. 2004. The plant micro-reserve initiative in the Valencian Community (Spain) and its use to conserve populations of crop wild relatives. *Crop Wild Relative*, 2: 10-13.
http://www.pgrforum.org/Documents/Newsletters/CWR_2_%28online%29.pdf
- Laguna, E. & B. Pérez-Rocher (trads.). 2003. *Salvando la flora europea. Estrategia Europea de Conservación de la Flora* (traducción de Smart, J. & al., eds.: *Saving the Plants of Europe. European Plant Conservation Strategy*). Conselleria de Territori y Vivienda. Generalitat Valenciana. Valencia.
<http://www.nerium.net/plantaeuropa/Download/Estrategia%20Europea%20Cons%20Flora.pdf>
- Laguna, E., M.B. Crespo, G. Mateo, S. López-Udias, C. Fabregat, Ll. Serra, J.J. Herro-Borgoñón, J.L. Carretero, A. Aguilera & R. Figuerola. 1998. Flora rara, endémica o amenazada de la Comunidad Valenciana. 445 pp. Conselleria de Medio Ambiente. Generalitat Valenciana. Valencia.
- Laguna, E., G. Ballester, A. Olivares, L. Serra, P. Pérez-Rovira, V.I. Deltoro, J. Pérez-Botella & S. Fos. 2003a. Conservation of priority habitats in the Valencian Community, Spain (Project LIFE99 NAT/E/006417). *Ecologia Mediterranea* 29(1): 109
- Laguna, E., V.I. Deltoro, S. Fos, P. Pérez-Rovira, G. Ballester, A. Olivares, Ll. Serra & J. Pérez-Botella. 2003b. Priority habitats in the Valencian Community (Spain): their

-
-
- faunistic and botanical values. CD format. Conselleria de Territorio y Vivienda. Generalitat Valenciana. Valencia.
- Laguna, E., V.I. Deltoro, J. Pérez-Botella, P. Pérez-Rovira, Ll. Serra, A. Olivares & C. Fabregat 2004. The role of small reserves in plant conservation in a region of high diversity in eastern Spain. *Biol. Conserv.* 119: 421-426
- López-Pujol, J., M. Bosch, J. Simón & C. Blanché. 2002. Allozyme variation and population structure of the very narrow endemic *Seseli farrenyi* (Apiaceae). *Bot. J. Linn. Soc. (London)* 138: 305-314.
- Machado, A. 2004. An index of naturalness. *J. Natur. Conserv.* 12: 95-110.
- Maddock, A. & M. Du Plessis. 1999. Can species data only be appropriately used to conserve biodiversity?. *Biodiversity and Conservation* 8: 603-615.
- Margules, C.R. & R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Margules, C.R. & M.B. Usher. 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biol. Conserv.* 21: 79-109.
- Olivares, A. 2003. Programas europeos LIFE para especies vegetales. *Agrícola (Valencia)* 10: 6-9.
<http://www.coitavc.org/revista/AGRICOLA10.pdf>
- Pujadas-Salvà, A.J. & M.B. Crespo. 2004. A new species of *Orobanche* (Orobanchaceae) from south-eastern Spain. *Bot. J. Linn. Soc. (London)* 146: 97
- Rosabal, P. 2004. Protected Areas: benefits to islanders. *International Journal of Island Affairs, Special Issue on Island Biodiversity*: 21-28
<http://www.biodiv.org/doc/ref/island/insula-protected-en.pdf>
- Raeymaekers, G. 2000. Plant conservation. In the beginning of a new era?. *Natura* 2000, 12: 8-10. DG ENV, European Commission. Brussels.
http://europa.eu.int/comm/environment/news/natura/nat12_es.pdf
- Sarbu, A. 2001. Diversitatea plantelor in contextul strategiei europene da conservare a biodiversitatii. *AGBR*. Bucarest.
- Serra, L., P. Pérez-Rovira, V.I. Deltoro, C. Fabregat, E. Laguna & J. Pérez-Botella. 2004. Distribution, status and conservation of rare relict plant species in the Valencian Community. *Bocconea* 16(2): 857-863.
- Radulovic, G. 2000. Abstract of Thesis MSc: Natura protection in Croatia with special emphasis on protection of rare and endangered plants. Central European University. Budapest.
<http://www.ceu.hu/envsci/theses/2000/radulovi.htm>
- Turuta, O., V. Ryabtsev, N. Novitskaya & L. Vakarenko. 2003. Protected microhabitats as a part of the Baikal Regional Ecological Network. in Laguna, E. (ed.): *Microhabitats Forum 2002-2003: Electronic Conference on Conservation of Microhabitats and their Biodiversity*. CD. Conselleria de Territorio y Vivienda, Generalitat Valenciana.



ESPECIES VEGETALES AMENAZADAS DE EXTREMADURA: I. LEÑOSAS

Francisco M. Vázquez

Servicio de Investigación y Desarrollo Tecnológico
Dirección Gral. De Investigación y Desarrollo Tecnológico
Consejería de Infraestructuras y Desarrollo Tecnológico
Email: frvazquez50@hotmail.com

RESUMEN:

En la presente contribución se analiza el estado de la flora leñosa protegida de Extremadura (Decreto 37/2001), y la no protegida. Se valora su estado de conservación y posibles propuesta de inclusión en el Catálogo general de especies Amenazadas de Extremadura. En los resultados se indica la posibilidad de eliminar del Catálogo a *Stellaria alpina* L, y la inclusión de hasta 29 nuevas especies vegetales de leñosas extremeñas, que tiene problemas de conservación en sus hábitat o sus poblaciones. Las especies son: *Anthyllis cytisoides* L., *Betula alba* L., *Clematis campaniflora* Brot., *Colutea hispanica* Talavera & Arista, *Cornus sanguinea* L., *Cytisus arboreus* subsp. *baeticus* (Webb)Maire, *Fumana procumbens* (Dunal)Gren. & Godr., *Genista hystrix* Lange, *Genista polyanthos* R. Roem. ex Willk., *Genista umbellata* (L'Her.) Poiret subsp. *equisetiformis* (Spach)Rivas Goday & Rivas Martínez, *Haplophyllum linifolium* (L.)G.Don fil., *Lavandula viridis* L'Her., *Myrica gale* L., *Osyris lanceolata* Hochst ex Steud., *Populus tremula* L., *Prunus padus* L., *Prunus spinosa* L., *Rubus castellarnau* Pau, *Rubus castroviejo* Monasterio-Huelin, *Rubus radula* Weihe, *Sorbus aria* (L.)Crantz, *Teline linifolia* (L.) Webb, *Teucrium haenseleri* Boiss., *Thymra capitata* (L.) Cav., *Thymus zygis* subsp. *gracilis* (Boiss.) R. Morales, *Ulex minor* Roth, *Ulmus glabra* Huds., *Vitex agnus castus* L. y *Vitis vinifera* subsp. *sylvestris* (C.C. Gmelin)Hegi.

Palabras claves: catálogo flora, leñosa, amenazada, Extremadura

SUMMARY

In this work is analysed the actual Red Checklist of wood flora from Extremadura (Decreto 37/2001) and the conservation level of the rest of wood flora not pro-

tected from Extremadura. The results are the elimination proposal of *Stellaria alpina* L. in the Red Checklist, and the possible inclusion of 29 new wood species. The proposal of new species additions are: *Anthyllis cytisoides* L., *Betula alba* L., *Clematis campaniflora* Brot., *Colutea hispanica* Talavera & Arista, *Cornus sanguinea* L., *Cytisus arboreus* subsp. *baeticus* (Webb)Maire, *Fumana procumbens* (Dunal)Gren. & Godr., *Genista hystrix* Lange, *Genista polyanthos* R. Roem. ex Willk., *Genista umbellata* (L'Her.)Poiret subsp. *equisetiformis* (Spach)Rivas Goday & Rivas Martínez, *Haplophyllum linifolium* (L.)G.Don fil., *Lavandula viridis* L'Her., *Myrica gale* L., *Osyris lanceolata* Hochst ex Steud., *Populus tremula* L., *Prunus padus* L., *Prunus spinosa* L., *Rubus castellarnau* Pau, *Rubus castroviejo* Monasterio-Huelin, *Rubus radula* Weihe, *Sorbus aria* (L.)Crantz, *Telinde linifolia* (L.)Webb, *Teucrium haenseleri* Boiss., *Thymbra capitata* (L.) Cav., *Thymus zygis* subsp. *gracilis* (Boiss.) R. Morales, *Ulex minor* Roth, *Ulmus glabra* Huds., *Vitex agnus castus* L. y *Vitis vinifera* subsp. *sylvestris* (C.C. Gmelin)Hegi

Key words: Wood species, Red Checklist, Extremadura

INTRODUCCIÓN

Las bases de la conservación se sustentan sobre el respeto al entorno. En cualquier disciplina de la vida se debe contemplar este principio como elemento básico para entender las limitaciones y acciones a tomar en la preservación, regeneración, ayuda y fomento de la vida. En el caso concreto que nos ocupa, se trata de valorar los elementos (especies) vegetales con los que contamos en un territorio como la Comunidad Autónoma Extremeña y el grado de singularidad, rareza, y vulnerabilidad con la que cuenta esos seres vivos. Después dispondremos de los niveles de actuación que son precisos para determinar de forma correcta la conservación de las especies con fragilidad en su entorno o sus poblaciones.

Las herramientas con las que se cuentan para abordar cualquier acción destinada a la conservación o protección de hábitats, es la educación ambiental en primer término. Sin embargo, actualmente la falta de sensibilidad social y conocimiento (especialmente) de la población hacía los vegetales, hace difícil transmitir los elementos básicos para preservar los hábitats y sus especies. Es por ello, que herramientas legislativas han favorecido notablemente la conservación, y especialmente el interés de numeroso público por el estado en el que se encuentran la riqueza biológica de numerosas zonas de Europa. Por tanto, son los Decretos y Normas las que favorecen en primer término, y posteriormente, el buen hacer de los técnicos y personal de Apoyo, los que definitivamente generan los espacios para que se organice y concluya la conservación del territorio a nivel global, y de los nichos o especies a nivel particular.

En Extremadura disponemos de numerosas normas legislativas que poco a poco han ido favoreciendo, y creado el tejido necesario para la conservación de nuestra riqueza biológica. Desde las medidas como Ley de la Dehesa (Ley 1/1986), el Decreto sobre Protección de los de los Ecosistemas de la Comunidad Autónoma (Decreto 45/1991), La Ley de Caza (Ley 8/1990), la Ley sobre la Conservación de la Naturaleza y Espacios Naturales (Ley 8/1998), las Declaraciones de árboles Singulares (Decretos 4/1999, 36/2001 y Resolución 13 de febrero de 2003), hasta el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura (Decreto 37/2001); todas han sido herramientas tremendamente eficaces para la gestión del espacio natural Extremeño, y especialmente



la preservación de los hábitats y su diversidad vegetal.

De todas las medidas expuestas, es especialmente destacable para el ámbito de este trabajo señalar el Decreto 37/2001, en el que se recogen un total de 112 especies vegetales que se encuentran en Extremadura con algún problema para la conservación de su entorno, o de las poblaciones con la que cuenta la Comunidad. Centrados en este aspecto, es preciso hacer notar que los grados de fragilidad establecidos en el citado Decreto varían en 4 niveles, ajustándose a las directivas de la lista Roja de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) (Devesa & al., 2004). En el ánimo de poder ayudar a mejorar las herramientas con las que contamos en Extremadura para conservar nuestro medio natural nos propusimos estudiar el Catálogo regional de especies vegetales amenazadas y contrastarlo con los conocimientos que se disponían hasta la fecha sobre el total de la flora vascular de Extremadura. Como la amplitud del análisis puede llegar a ser ardua, ya que este territorio superar en riqueza las 2200 taxones (Vázquez, 2003), se ha pensado delimitar el estudio exclusivamente a las especies leñosas autóctonas, eliminando las potencialidades no observadas, y aquellas especies naturalizadas y neófitos de origen dispar.

Por tanto, el objetivo final que proponemos en este estudio, será valorar el catálogo de especies vegetales leñosas Amenazadas de Extremadura, e intentar evidenciar las posibles carencias o deficiencias, para posteriores revisiones del Catálogo regional de especies Amenazadas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para estudiar la dimensión del Catálogo, se estudiaron todas las especies vegetales leñosas que contiene desde el punto de vista de su nomenclatura, distribución y fragilidad de su hábitat. El estudio de la nomenclatura se realizó en base a las obras de flora más recientemente publicadas: Devesa, 1995; Castroviejo & al., 1986; 1990; 1991; 1993; 1994; 1997a; 1997b; 1999; 2000; 2001 y 2003; Oriol de Bolós & al., 1984, 1990, 1995 y 2001; Valdés & al., 1987 y López, 2001. En el caso de la distribución de han recorrido numerosas zonas del territorio extremeño, además de consultar herbarios y colecciones particulares de plantas, que han permitido evidenciar la posible distribución de los taxones, además de evaluar el estado de fragilidad en el que se encontraban las poblaciones y sus hábitats.

Junto con el estudio dirigido hacia los taxones incluidos en el catálogo, se ha realizado una labor exploratoria de todos los taxones leñosos con los que cuenta la flora de Extremadura, apoyados en publicaciones como Devesa, 1995 y Vázquez, 2003, que nos permitieran conocer con cierta exactitud la riqueza total de especies leñosas vegetales con las que cuenta Extremadura. Junto al estudio de la riqueza se contrastaron los datos obtenidos de la publicaciones previamente señaladas, con los potenciales rangos de distribución de cada especie seleccionada, con el fin de valorar su estatus dentro del territorio extremeño. Conocido el potencial rango de distribución de esas especies y su posible singularidad, se procedió a un estudio de campo de las especies seleccionadas para valorar su área real de distribución, y conocer la posible fragilidad de sus hábitats.

Con la información final se han propuesto para las especies contenidas en el catálogo la posibilidad de modificar el estatus dentro del rango de fragilidad previamente considerado en algún caso, y se ha observado que podrían incluirse algunas especies

leñosas en los diferentes grados de amenaza contemplados en el Catálogo.

Además, se ha consultado la documentación legislativa que pudiera existir sobre las figuras de protección previamente establecidas en España, para las especies propuestas.

Con todo, se ha realizado una ficha modelo para cada uno de los taxones que se proponen como posibles introducciones siguiendo el siguiente criterio: Nombre científico / Familia / Nombre vulgar / Sinónimos / Distribución y ecología observaciones / Estado de protección.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La exposición de los resultados mantendrá el orden de trabajo establecido en el apartado metodológico. Se expondrán primero las posibles modificaciones en los taxones incluidos en el catálogo. Posteriormente se abordará las propuestas de nuevas inclusiones.

Propuestas de modificación al Catálogo

Del conjunto de especie leñosas relacionadas en el Catálogo de especie amenazadas de Extremadura se considera revisar la presencia de:

Scutellaria alpina L.,

Observaciones: La propuesta que se oferta es la de eliminar a este taxon del Catálogo. Las razones que apoya esta propuesta es la inexistencia, hasta la fecha, de población conocida para el territorio extremeño. La población más próxima se encuentra en la provincia de Ávila (Laguna del Barco), colindante con la Portilla de Jaranda, pero en territorio de Castilla-León.

Propuesta de inclusión en el Catálogo

Una vez revisada la flora leñosa de Extremadura que no aparece recogida en el Decreto 37/2001, se considera de interés revisar los taxones que se relacionan a continuación:

1. *Anthyllis cytisoides* L., Sp. Pl.: 720 (1753) (FABACEAE)

Nombre vulgar: **Albaida.**

Propuesta de inclusión: **Nivel C (Vulnerable).**

Distribución y ecología: De esta especie sólo se conoce una población en la Sierra del Calvo en Usagre (Badajoz), sobre sustrato calcáreos, en zonas de matorrales seriales, pastoreados, con fuerte iluminación y termicidad, por debajo de los 700 msm, conviviendo con tomillos, cantuesos y coscoja.

Observaciones: La propuesta de protección se basa en la presencia de una sola población de esta especie en Extremadura, que delimita su distribución más



occidental conocida. Además, se encuentra en zona con fuerte presión ganadera y riesgo de incendios.

2. *Betula alba* L., Sp. Pl.: 982 (1753) (BETULACEAE)

Nombre vulgar: **Abedul.**

Sinónimos: *Betula pubescens* Ehrh., Breitr. Naturk. 6: 98 (1791); *Betula celtiberica* Rothm. & Vasc., Bol. Soc. Brot. Ser. 2, 14:147 (1940); *Betula pubescens* subsp. *celtiberica* (Rothm. & Vasc.)Rivas Martínez, Trab. Dep. Bot. Fisiol. Veg. 3: 78 (1971).

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De interés especial).**

Distribución y ecología: Norte de la provincia de Cáceres. Zonas de valles encajonados por encima de los 800 msm con precipitaciones superiores a los 1000 mm anuales.

Observaciones: Sobre esta especie se tiene serias dudas de su presencia autóctona en la Comunidad. En algunos puntos del macizo de Gredos y en la sierra de Gata se sabe que ha sido introducida. Pero en otras localizaciones no se conoce el origen de su presencia, que podría ser autóctono, ya que se conoce su existencia en zonas colindantes de Ávila y Salamanca.

Estado de protección: De Interés especial (Castilla-La Mancha, Decreto 33/1998); en Peligro de Extinción (Andalucía, Ley 8/2003).

3. *Clematis campaniflora* Brot., Fl. Lusit. 2: 359 (1804)
(RANUNCULACEAE)

Nombre vulgar: se desconoce.

Sinónimo: *Clematis viticella* subsp. *campaniflora* (Brot.)Font Quer ex Bolós & Vigo, Fl. Països Catalans 1: 222 (1984).

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De interés especial).**

Distribución y ecología: Aparece de forma anárquica por el territorio, especialmente en su mitad sur, asociada a zonas de matorrales sobre suelos silíceos, profundos. Vive en condiciones de fuerte termicidad, con precipitaciones por debajo de los 650 mm anuales y temperaturas que superar los 40° C en verano.

Observaciones: Se trata de un endemismo del Centro y Oeste de la Península Ibérica, que aparece disperso por la geografía extremeña, en lugares de setos y matorrales con elevado riesgo de incendios, y habitualmente con fuerte presión ganadera por pastoreo.

4. *Colutea hispanica* Talavera & Arista, Anales Jard. Bot. Madrid 56: 412 (1998) (FABACEAE)

Nombre vulgar: **Espantalobos.**

Sinónimos: *Colutea arborescens* auct. pl.; *Colutea atlántica* auct. pl.

Propuesta de inclusión: **Nivel C (Vulnerable).**

Distribución y ecología: Aparece en los afloramientos calcáreos del sur de la provincia de Badajoz. Habitualmente sobre zonas fuertemente soleadas, o

bajo el dosel arbóreo, es frecuente bajo pinos. Mezclada con el matorral de coscojas y jaras, en zonas de fuerte termicidad, precipitaciones por debajo de los 600 mm anuales y en altura comprendidas entre los 400-700 msm. Observaciones: Endemismo del sur de España, el límite occidental y septentrional de su distribución se localiza en las serranías calcáreas del sur de Extremadura. Además se trata de la planta nutricia de un lepidóptero previamente protegido bajo en epígrafe de Vulnerable (C) dentro del Catálogo de especies Amenazadas de Extremadura (Decreto 37/2001) (*Iolanas iolas*). Bibliografía previa, aconseja su protección (García, 2003), dado lo exiguo de sus poblaciones, el riesgo de incendios y la falta de continuidad entre las poblaciones de esta especie, que frenan la posibilidad de conservar acertadamente las poblaciones de *Iolanas iolas*. Estado de protección: De interés especial (Murcia, Decreto 50/2003)

5. *Cornus sanguinea* L., Sp. Pl.: 117 (1753) (CORNACEAE)

Nombre vulgar: **Cornejo**.

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De Interés Especial)**.

Distribución y ecología: Aparece en el extremo norte de la región extremeña. Suele estar cobijado en las orlas de bosque de rebollos, alisedas, fresnedas y zonas de ribera algo umbrosas. Suele vivir sobre suelos ricos, en lugares con precipitaciones por encima de los 800 mm anuales y donde con frecuencia nieva. Aparece desde los 500 hasta los 1200 msm.

Observaciones: Se trata de una especie ampliamente distribuida por toda la Península Ibérica, aunque no aparece en SW y SE. Extremadura es uno de los puntos más meridionales en su distribución. Además se aconseja su protección por la escasez de sus poblaciones en la Comunidad, la presión del ganado caprino en algunas poblaciones y el riesgo de incendios.

Estado de protección: Especie protegida en el banco de semillas forestales de Navarra (Decreto Foral 141/1996).

6. *Cytisus arboreus* subsp. baeticus (Webb)Maire, Mém. Soc. Sci. Nat. Maroc. 7: 171 (1924) (FABACEAE)

Nombres vulgares: **Escobón, Escoba negra**.

Sinónimos: *Sarothammus baeticus* Webb, Iter Hisp.: 52 (1838); *Cytisus baeticus* (Webb)Steud., Nomencl. Bot. ed. 2, 1: 477 (1840).

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De Interés Especial)**.

Distribución y ecología: Especie de distribución reducida en el sudoeste de la provincia de Badajoz, aparece localizada en las zonas de suelos con pH neutro a ligeramente básico. Prefiere las zonas boscosas de quejigales, encinares y alcornocales; protegido bajo el dosel del bosque, y convive con otras especies de matorrales como jaras, durillos y madroños, en lugares con precipitaciones por encima de los 600 mm anuales.

Observaciones: Es un taxon endémico del SW de la Península que llega al territorio extremeño por la zona sudoccidental. Uno de los elementos que favo-



recen su propuesta a la conservación, es que se trata de un elementos de zonas de dehesas densas de arbolado, con matorrales en algunas zonas, de lugares frescos y donde existe una presión ganadera cada vez más creciente, que hace que se roten las zonas esquilmandose poblaciones y generando una distribución de la especie muy dispersa, y con poblaciones formadas por pocos individuos.

7. *Fumana procumbens* (Dunal)Gren. & Godr., Fl. France 1: 173 (1847)
(CISTACEAE)

Nombre vulgar: **Jarilla rastrera.**

Sinónimos: *Helianthemum procumbens* Dunal in DC., Prodr. 1: 275 (1824);
Helianthemum fumana (L.)Mill., Gard. Dict. ed. 8, n° 6 (1768).

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De Interés Especial).**

Distribución y ecología: Se conoce sólo del sur de Badajoz, sobre suelos calcáreos, en zonas de fuerte exposición. Vive en tomillares y cantuesales, con precipitaciones por debajo de los 600 mm anuales y elevadas temperaturas en verano (>40 °C).

Observaciones: Se trata de una especie ampliamente extendida en su distribución por la Península Ibérica, especialmente en la mitad oriental. El interés de su protección radica en el escaso número de poblaciones conocidas para la especie en Extremadura, su localización en terrenos calcáreos, la presión a la que está sometida por el ganado y el posible riesgo de incendios al que está sometida.

8. *Genista hystrix* Lange, Descr. Icon. Pl. Nov.: 2 Tab. 2 (1864)
(FABACEAE)

Nombre vulgar: **Abrojos.**

Sinónimo: *Genista polyanthos* subsp. *hystrix* (Lange)Franco, *Nova Fl. Portugal* 1: 553 (1971).

Propuesta de inclusión: **Nivel C (Vulnerables).**

Distribución y ecología: Se encuentra enclavada en el norte de la provincia de Cáceres, asociada a suelos pobres, sobre esquistos, en lugares abiertos de retamales, por debajo de los 1200 msm, en lugares con precipitaciones por debajo de lo 800 mm anuales.

Observaciones: Se trata de un endemismo del cuadrante NW de la Península Ibérica. Aparece de forma puntual en área pastoreadas por el ganado caprino y ovino, sufriendo una fuerte presión ganadera. Además en las zonas donde aparece no se ha observado regeneración natural.

9. *Genista polyanthos* R. Roem. ex Willk., in *Linnaea* 25: 50 (1852)
(FABACEAE)

Nombre vulgar: **Aulaga brava.**

Propuesta de inclusión: **Nivel C (Vulnerables).**

Distribución y ecología: Se encuentra enclavada en el extremo occidental de la provincia de Badajoz. Aparece en las zonas de afloramientos rocosos de lugares muy expuestos, soportando fuertes contrastes de temperaturas y precipitaciones por debajo de los 500 mm anuales.

Observaciones: Se trata de un endemismo peninsular del cuadrante SW de la Península Ibérica, que aparece diseminado y de forma puntual en algunas de las provincias de esa área. En necesaria su conservación además, por estar sometida al pastoreo del ganado, las poblaciones que se conocen regeneran mal, y cuentan con escaso número de individuos.

10. *Genista umbellata* (L'Her.) Poiret subsp. *equisetiformis* (Spach) Rivas Goday & Rivas Martínez, Anales Inst. Bot. Cavanilles 25: 162 (1967) (FABACEAE)

Nombre vulgar: **Aulaga.**

Sinónimo: *Genista equisetiformis* Spach, Ann. Sci. Nat. Bot. ser. 3, 3: 143 (1845).

Propuesta de inclusión: **Nivel C (Vulnerable).**

Distribución y ecología: Se conoce sólo de la Sierra del Prado en el N de Badajoz (Talavera, 1999), sobre suelos de esquistos, en elevaciones por debajo de los 700 msm, de lugares con precipitaciones por debajo de los 650 mm anuales y temperaturas elevadas en verano (>40° C).

Observaciones: Endemismo del sur de España. La propuesta de protección se fundamenta en la presencia de una sólo población en el territorio extremeño, es la población más septentrional conocida para el taxo, y el riesgo de incendios, y del pastoreo que padece ese territorio son altos.

Estado de protección: En peligro (Comunidad Valenciana, Laguna & al., 1998)

11. *Haplophyllum linifolium* (L.) G. Don fil., Gen Syst. 1: 780 (1831) (RUTACEAE)

Nombre vulgar: **Ruda de romero.**

Sinónimos: *Ruta linifolia* L., Sp. Pl.: 384 (1753); *Haplophyllum hispanicum* Spach, Ann. Sci. Nat., ser. 3, 11: 176 (1849).

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De Especial Interés).**

Distribución y ecología: Aparece dispersa por en sur de Badajoz, asociada a las serranías calcáreas. Vive sobre suelos básicos, en lugares de precipitaciones por debajo de los 600 mm anuales, con altas temperaturas, junto a especies de matorral como tomillos, cantuesos, aulagas y coscoja.

Observaciones: Endemismo del E y S de España y NW de Marruecos, en Extremadura aparece en las poblaciones más occidentales conocidas en la Península Ibérica. Las razones que justifican su protección son además, la escasez de individuos con los que cuentan las poblaciones conocidas, la falta de regeneración, la presión ganadera por pastoreo, y el riesgo de incendios al que esta sometidas las zonas donde se asientan.



12. *Lavandula viridis* L'Her., Sert. Angl.. 19 (1789) (LAMIACEAE)

Nombre/s vulgar/es: **Cantueso verde.**

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De Interés Especial).**

Distribución y ecología: Esta especie aparece puntualmente en el extremo SE de la provincia de Badajoz, asociada a los matorrales protegidos por quejigales y alcornocales, sobre suelos ricos, arcillosos o pobres sobre esquistos, en lugares con precipitaciones por encima de los 600 mm anuales, y altitudes por debajo de los 600 msm.

Observaciones: Se trata de un endemismo del SW de la Península Ibérica, que alcanza en Extremadura uno de sus límites más septentrionales de distribución. La propuesta de protección se justifica además, por la presión ganadera que se ofrecen a los bosques donde vive, y por el posible riesgo de incendios.

13. *Myrica gale* L., Sp. Pl.: 1024 (1753) (JUNGLADACEAE)

Nombre vulgar: **Mirto de Brabante.**

Propuesta de inclusión: **Nivel C (Vulnerable).**

Distribución y ecología. Se conoce sólo de la zona de Villuercas, y posiblemente se encuentre en el NW. Siempre en turberas o lugares higróturbosos, con precipitaciones abundantes por encima de los 1000 mm anuales, temperaturas suaves y donde el nivel freático del suelo se mantiene elevado todo el año.

Observaciones: Se trata de una especie que aparece de forma esporádica en algunos puntos del norte y centro de la Península Ibérica, en Extremadura es muy rara su presencia, esta ligada a unos enclaves muy singulares, de los que no abundan en el territorio extremeño y suelen estar limitada su conservación a los incendios. Los motivos considerados anteriormente, creemos suficientes para la protección del taxon.

Estado de protección: Especie de Interés Especial (Castilla-La Mancha, Decreto 33/1998)

14. *Osyris lanceolata* Hochst ex Steud., Un. Itin., in Sched (1832)
(SANTALACEAE)

Nombre vulgar: **Bayón.**

Sinónimo: *Osyris quadripartita* Salzm. ex Decne., Ann. Sci. Nat. Bot., ser. 2, 6: 65 (1836).

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De Especial Interés).**

Distribución y ecología: Se conocen poblaciones sólo en el sur de Badajoz, aunque existen testimonios de alguna recolección en Villuercas. Vive en zonas de suelos sueltos, arenosos, en lugares de fuerte termicidad, con precipitaciones medias entre 600-800 mm anuales y altitudes por encima de los 500 msm.

Observaciones: Se trata de una especie típica del litoral, que aparecen en algunas localizaciones interiores de la Península con características próximas a

las zonas costeras. La áreas donde aparece en Extremadura son escasas y límites en su área de distribución. Además, son lugares con elevados riegos de incendios. Estas causas justificarían su protección.
Estado de Protección: De interés especial (Murcia, Decreto 50/2003)

15. ***Populus tremula* L., Sp. Pl.: 1034 (1753) (SALICACEAE)**

Nombre vulgar: **Álamo temblón.**

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De Especial Interés).**

Distribución y ecología: En Extremadura se han encontrado poblaciones en la zona de Alcántara (Ruiz del Castillo, 1992), y en la zona de los Montes en el cuadrante NE de Badajoz. Siempre asociado a riberas, en zonas de precipitaciones por encima de los 600 mm anuales, junto a formaciones boscosas densas y en buen estado de conservación.

Observaciones: Especie de la que no se tiene una clara constancia de su presencia autóctona en el territorio, al igual que en buena parte de la provincias españolas donde vive (Soriano, 1993). La propuesta que se defiende en este trabajo es su protección, por ocupar zonas conservadas, disponer de un número muy reducido de ejemplares las poblaciones extremeñas, y además, se tratarían de poblaciones que soportan un estiaje fuerte y elevadas temperaturas.

Estado de protección: Especie arbórea protegida del banco de semillas forestales de Navarra (Decreto foral 141/1996); Especie de Interés especial (Castilla-La Mancha, Decreto 33/1998).

16. ***Prunus padus* L., Sp. Pl. 1: 473 (1753) (ROSACEAE)**

Nombre vulgar: **Cerezo aliso.**

Sinónimo: *Cerasus padus* (L.)DC. in Lam. & DC., Fl. Franç. ed. 3, 4(2): 480 (1805).

Propuesta de inclusión: **Nivel C (Vulnerable).**

Distribución y ecología: De esta especie se conocen poblaciones en la Sierra de Tormantos (Devesa, 1995), en el norte de Cáceres. Siempre en lugares umbrosos, en márgenes de riberas, con formaciones de alisos, sobre suelos profundos, ricos, en alturas por encima de los 600 msm, y en zonas de precipitación por encima de los 1000 mm anuales.

Observaciones: La existencia de un área reducida donde vive esta especie en territorio extremeño, la posible presión del pastoreo caprino, y su dispersión irregular en toda la Península Ibérica, ofrece razones para su protección. Además, la población cacereña, supone el límite meridional de distribución en la especie para el continente europeo.

Estado de protección: Vulnerable (Madrid, Decreto 18/1992); Especie arbórea protegida del banco de semillas forestales de Navarra (Decreto foral 141/1996); Especie de Interés especial (Castilla-La Mancha, Decreto 33/1998); Extinta (Andalucía, Ley 8/2003).



17. *Prunus spinosa* L., Sp. Pl. 1: 475 (1753) (ROSACEAE)

Nombre vulgar: **Endrino.**

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De interés especial).**

Distribución y ecología: Aparece dispersa en algunos puntos de la provincia de Cáceres, generalmente asociada a zonas de claros de bosques o matorrales sobre suelos de pH neutro a ligeramente alcalinos, con fuerte exposición lumínica, precipitaciones por debajo de los 800 mm anuales, y en alturas por debajo de los 1300 msn.

Observaciones: De esta especie se conocen poblaciones dispersas y de escaso número de individuos. La presión ganadera por pastoreo de ovino y caprino, ocasionalmente vacuno, el riesgo de incendios y su localización sobre suelos de tipo ligeramente alcalinos, escasos en Extremadura, y especialmente en la provincia de Cáceres, justificaría su protección.

Estado de protección: Especie arbórea protegida del banco de semillas forestales de Navarra (Decreto foral 141/1996)

18. *Rubus castellarnau* Pau, Bol. Soc. Aragonesa Ci. Nat. 15(3): 65-66 (1916) (ROSACEAE)

Nombre vulgar: desconocido.

Sinónimos: *Rubus rhombifolius* subsp. *castellarnau* (Pau) Borja, Anales Inst. Bot. Cavanilles 21: 233 (1964).

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De interés especial).**

Distribución y ecología: Se encuentra representado en el NE de la provincia de Cáceres, en zonas frescas de bosques caducifolios por encima de los 500 msn, en lugares con precipitaciones superiores a los 700 mm anuales, y temperaturas suaves.

Observaciones: Endemismo del CW de España, que se encuentra escasamente representado en Extremadura. Las poblaciones cacereñas suponen los lugares de distribución más meridional conocidos para la especie. La propuesta de protección se justifica además por el riesgo de incendios de la zona, y la escasez de poblaciones que se conocen para esta taxon en Extremadura.

19. *Rubus castroviejo* Monasterio-Huelin, Bot. J. Linn. Soc. 115(1): 52 (1994) (ROSACEAE)

Nombre vulgar: desconocido.

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De interés especial).**

Distribución y ecología: Alojado en el cuadrante NW de Cáceres, vive en claros de rebollares y márgenes de pinares, en lugares frescos, sobre suelos ricos y zonas con precipitaciones por encima de los 600 mm anuales.

Observaciones: Se trata de un endemismo del centro de la Península Ibérica. Además, las poblaciones de Extremadura representan el extremo más meridional del área de distribución. Por estos motivos, y los peligros de incen-

dios en las áreas donde se asientan, serían las razones que justifican su protección.

20. *Rubus radula* Weihe in Boem., Prodr. Fl. Monast. Westphal.: 152 (1824) (ROSACEAE)

Nombre vulgar: desconocido.

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De interés especial).**

Distribución y ecología: En Extremadura esta especie vive en las estribaciones de Gredos, sobre suelos sueltos de origen granítico, en claros de bosques o insertos bajo el dosel, siempre en zonas de precipitaciones elevadas (> 800 mm anuales) y temperaturas por debajo de los 40°C en verano.

Observaciones: Se propone la protección para esta especie, por estar localizadas en Extremadura las poblaciones más meridionales de Europa. Además, en la Península Ibérica aparece diseminado por el sistema Central, Cordillera Cantábrica y Sistema Ibérico, siendo las poblaciones cacereñas un núcleo reducido de su área de distribución peninsular. En las zonas donde vive está sometido al pastoreo caprino y puede sufrir incendios.

21. *Sorbus aria* (L.)Crantz, Stirp. Austr. Fasc. 2: 46 (1763) (ROSACEAE)

Nombre vulgar: **Mostajo.**

Sinónimos: *Crataegus aria* L., Sp. Pl. 1: 475-476 (1753); *Aria nivea* Host., Fl. Austriaca 2: 8 (1831).

Propuesta de inclusión: **Nivel C (Vulnerable).**

Distribución y ecología: Se dispone de una cita antigua para este taxon que lo ubica en Guadalupe (Colmeiro, 1885-89), desde entonces no se ha vuelto a encontrar, aunque existen fundadas sospechas de su existencia, como lo indican Aedo & Aldasoro (1998), en la Flora Ibérica. Sus hábitats son los lugares frescos de bosques templados caducifolios, en valles resguardados, con precipitaciones por encima de los 800 mm, soportando nevadas, y sobre suelos ricos y profundos.

Observaciones: Su carácter testimonial en la flora, el peligro de posible incendios en el territorio y ser una de las poblaciones más meridionales en su área de distribución, justificaría sobradamente el nivel de protección en la Comunidad de Extremadura.

Estado de protección: De interés especial (Madrid, Decreto 18/1992); Especie arbórea protegida del banco de semillas forestales de Navarra (Decreto foral 141/1996); Especie de Interés especial (Castilla-La Mancha, Decreto 33/1998); Extinta (Andalucía, Ley 8/2003); En peligro de Extinción (Murcia, Decreto 50/2003).



22. *Teline linifolia* (L.)Webb in Web & Berthel., Phytogr. Can. 2: 41 (1842)
(FABACEAE)

Nombre vulgar: **Escoba fina.**

Sinónimos: *Genista linifolia* L., Sp. Pl. ed. 2: 997 (1763); *Cytisus linifolius* (L.)Lam., Fl. Franç. 2: 624 (1779).

Propuesta de inclusión: **Nivel C (Vulnerable).**

Distribución y ecología: De esta especie sólo se conoce su presencia del extremo NE de la provincia de Badajoz, donde se conoce una sola población en Garbayuela. Se asienta en zonas boscosas densas de alcornoques y quejigales, con precipitaciones por encima de los 600 mm anuales, con temperaturas elevadas en verano, y con una altitud media comprendida entre los 500-650 msm.

Observaciones: Aunque se trata de una especie ampliamente distribuida desde Francia hasta Argelia, sólo aparece en bosques templados, frescos, con influencia mediterránea. La presencia en Extremadura, supone el extremo más occidental de su distribución en la Península. Su protección se hace necesaria además por ser una especie que vive en zonas con riesgos de incendios.

Estado de protección: Estrictamente protegida (Cataluña, Decreto 328/1992)

23. *Teucrium haenseleri* Boiss., Elenchus 79 (1838)

Nombre vulgar: **Tomillo.**

Sinónimos: *Teucrium luisieri* Samp., Ann Sci. Nat. (Oporto) 7: 10 (1901); *Teucrium subtriphylum* var. *haenseleri* (Boiss.)Pau, *Cavanillesia* 4(8-9): 130 (1931).

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De interés especial).**

Distribución y ecología: Se conoce sólo del SE de la provincia de Badajoz, siempre sobre suelos calcáreos, en matorrales más o menos densos, con fuerte termicidad, en alturas por debajo de los 600 msm y precipitaciones por debajo de los 550 mm anuales.

Observaciones: Es un endemismo del sur de la Península Ibérica, que aparece de forma puntual en Extremadura como límite septentrional de la especie. En las zonas donde vive existe una fuerte presión de pastoreo ovino y riesgos de incendios. Es preciso añadir, que en zonas donde antes vivía ha desaparecido, quedado relegado a los linderos, por efecto de la presión por roturación de tierras. Por esos motivos se considera necesaria su protección.

24. *Thymbra capitata* (L.) Cav., Elench. Hort. Matrit.: 37 (1803)
(LAMIACEAE)

Nombres vulgares: **Tomillo andaluz**, tomillo de Sevilla.

Sinónimos: *Satureja capitata* L., Sp. Pl.: 568 (1753); *Thymus capitatus* (L.) Hoffmanns. & Link., Flo. Port. 1: 123 (1809); *Coridothymus capitatus* (L.)

Reichenbach fil., *Icom. Fl. Germ.* 18: 40 (1858); *Thymus creticus* Brot., *Fl. Lusit.* 1: 174 (1804).

Propuesta de inclusión: **Nivel C (Vulnerables).**

Distribución y ecología: Aparece de forma esporádica en los terrenos calcáreos de Badajoz y Cáceres. Sobre todo en las zonas de suelos esqueléticos, sobre esquistos o roca calcárea, de lugares con fuerte termicidad y precipitaciones por debajo de los 600 mm anuales. Suele ocupar zonas de matorrales seriales pastoreados, conviviendo con otros tomillos, cantuesos y jaguarzos.

Observaciones: Se trata de una especie asociada a los suelos de pH básico a neutro, de los que existe pocos en Extremadura, además representa el límite de distribución septentrional de la especie en el cuadrante SW de la Península Ibérica. Siendo sus poblaciones muy exiguas en número de ejemplares. Por otro lado, están sometidas a la presión del pastoreo, la recolección incontrolada con fines condimentarios, siendo sensibles a incendios y posible roturación de los terrenos. Se considera de especial interés su protección.

Estado de protección: Especie de interés etnobotánico (Andalucía, Orden de 2 junio de 1997); De Interés Especial (Murcia, Decreto 50 /2003)

25. *Thymus zygis* subsp. *gracilis* (Boiss.) R. Morales, *Anales Jard. Bot. Madrid* 41(1): 93 (1984) (LAMIACEAE)

Nombre vulgar: **Tomillo salsero.**

Sinónimos: *Thymus tenuifolius* var. *gracilis* Boiss., *Voy. Bot. Midi Esp.* 2: 488 (1841); *Thymus zygis* var. *gracilis* (Boiss.)Boiss., *Voy. Bot. Midi Esp.* 2: 748 (1845); *Thymus tenuifolius* var. *floribundus* Boiss., *Voy. Bot. Midi Esp.* 2: 488 (1841); *Thymus verticillatus* Sennen, *Bol. Soc. Ibér. Ci. Nat.* 32: 83 (1933).

Propuesta de inclusión: **Nivel C (Vulnerable).**

Distribución y ecología: De este taxon sólo se conocen dos poblaciones en el CW de la provincia de Badajoz: Nogales (Ladero, in herb.) y proximidades de Badajoz. Asociado a suelos calcáreos, en lugares con precipitaciones por debajo de los 600 mm anuales, con altas temperaturas en verano y alturas por debajo de los 500 msm. Viven en matorrales degradados por el pastoreo del tipo cantuesales y tomillares.

Observaciones: Se considera de elevado interés su protección porque este taxon endémico del SE de la Península Ibérica se encuentra en Extremadura como límite de su distribución occidental. Fuertemente presionado por el pastoreo de ovino y caprino, existen numerosas recolecciones incontroladas de este taxon por su cualidades condimentarias y medicinales, y existe un elevado riesgo de incendios en las escasas áreas donde vive.

Estado de protección: Especie de interés etnobotánico (Andalucía, Orden de 2 junio de 1997); De Interés Especial (Murcia, Decreto 50 /2003), para *Thymus zygis* subsp. *sylvestris* (Hoffmanns. & Link)Brot.



26. *Ulex minor* Roth, Catl. Bot. 1: 83 (1797) (FABACEAE)

Nombre vulgar: **Aulaga.**

Propuesta de inclusión: Nivel D (De interés especial).

Distribución y ecología: Se conoce de la zona de Alcántara y Alburquerque, en zonas limítrofes del bosques, sobre suelos sueltos, arenosos y con precipitaciones por encima de los 800 mm anuales.

Observaciones: Distribuido por toda la costa del Atlántico, se introduce puntualmente hacia el interior de la Península, y en Extremadura alcanza algunos puntos significativos de fuerte influencia atlántica, que albergan singularidades botánicas como este taxon. Su protección obedece a la fuerte presión que soporta por incendios y pastoreo, además de su exigua presencia, y por ser estas poblaciones de las más continentales conocidas en la Península Ibérica.

27. *Ulmus glabra* Huds., Fl. Angl.: 95 (1762) (ULMACEAE)

Nombre vulgar: **Olmo montano.**

Sinónimos: *Ulmus scabra* Mill., Gard. Dict. ed. 8. nº 2 (1768); *Ulmus montana* With., Arr. Brit. Pl. ed. 2, 1: 259 (1787).

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De Especial Interés).**

Distribución y ecología: Localizado solo en una población en la Sierra de Gata, se asienta en zonas de bosques de castaños y bosques de galería en fondos de valle, sobre suelos ricos, en lugares por encima de los 500 msm, con precipitaciones superiores a los 800 mm anuales y temperaturas suaves en verano.

Observaciones: De esta especie no se tiene claro su posible origen autóctono para Extremadura. Existen poblaciones colindantes con la población cacereña en lugares de ecología similar en Ávila, Toledo y Ciudad Real. Su protección, se propone por la fragilidad del entorno, donde además se encuentra conviviendo con otras especies ya protegidas en el Decreto 37/2001 (*Sorbus latifolia* (Lam.) Pers. y *Quercus robur* L.), el riesgo de explotación del bosque, y por ser una de las poblaciones más meridionales en el continente europeo.

Estado de protección: Sensible a la alteración de su hábitat (Madrid, Decreto 18/1992); Especie arbórea protegida del banco de semillas forestales de Navarra (Decreto foral 141/1996); Especie de Interés especial (Castilla-La Mancha, Decreto 33/1998); Vulnerable (Murcia, Decreto 50/2003).

28. *Vitex agnus castus* L., Sp. Pl.: 638 (1753) (VERBENACEAE)

Nombre vulgar: **Sazguatillo.**

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De interés especial).**

Distribución y ecología: Aparece en el CE de Badajoz, asociado a las cuencas de los ríos Guadiana y Zujar, en zonas deforestadas de bosques de ribera, donde dominan los atarfes y adelfares. Suele asentarse en las zonas de inundación invernal, sobre suelos arenosos, con un régimen freático constante

durante todo el año y en lugares muy térmicos.

Observaciones: Se trata de una especie dispersa por el levante español. De la que sólo se conocen dos poblaciones en Extremadura, con riegos de que se pierdan por efecto de las fuertes crecidas de los ríos, el pastoreo del ganado o las recolecciones incontroladas del taxon por sus cualidades medicinales.

Estado de protección: De Interés Especial (Baleares, Decreto 24/1992)

29. *Vitis vinifera* subsp. *sylvestris* (C.C. Gmelin)Hegi, Ill. Fl. Mitteleur. 5: 364 (1925) (VITACEAE)

Nombres vulgares: **Parra silvestre; vid silvestre.**

Sinónimos: *Vitis sylvestris* C.C. Gmelin, Fl. Bad. 1: 543 (1805); *Vitis vinifera* var. *sylvestris* (C.C. Gmelin) Paredes, in Devesa, Veg. Fl. Extremadura: 413 (1995) nom. inval.

Propuesta de inclusión: **Nivel D (De interés especial).**

Distribución y ecología: Esporádica en todo el territorio, es frecuente en valles y márgenes de ribera conservados de la acción del fuego, e intervencionismo humano.

Observaciones: Sobre este taxon se dudaba de su presencia en la Península Ibérica, ya que los ataques de la Filoxera en el siglo XIX, hicieron desaparecer el total de los portainjertos autóctonos de vid europeos, introduciéndose variedades y especies americanas. La protección de este taxon tiene interés por dos motivos: la escasa representatividad en el territorio y el potencial genético que albergan para su posible uso agrícola.

CONCLUSIONES

Conocidas el total de propuestas, y valoradas desde el punto de vista de su singularidad y representatividad en el territorio extremeño, así como las propuestas previas de protección previamente establecidas en otras comunidades autónomas españolas, se hace necesario revisar el catálogo de la flora vascular propuesto en el Decreto 37/2001, para las especies amenazadas de flora de la Comunidad de Extremadura.

Del conjunto de resultados expuestos se evidencia una elevada diversidad vegetal en el territorio extremeño, que debe ser protegida por efecto de la presión ganadera, humana y frecuentemente por los incendios.

En la propuesta que se ofrece aparecen algunas especies arbórea de interés económico. La protección de la flora con potenciales de cara a su uso, en cualquier ámbito económico, se presupone como elementos de primer orden, para la estrategias futuras de conservación de la diversidad biológica.

Unido a la protección de algunos elementos florísticos, se ofrece la posibilidad de proteger y conservar diversos hábitat tremendamente sensibles al intervencionismo humano, en cualquiera de sus modelos. Son destacables las turberas, bosques de ribera y los matorrales sobre suelos calcáreos.



BIBLIOGRAFÍA

- Aedo, C. & J. J. Aldasoro 1998. *Sorbus* L. in S. Castroviejo & al., *Flora Ibérica* VI: 414-429
- Bolós, O. & J. Vigo 1984. *Flora dels Països Catalans*. Vol. I Barcino ed. Barcelona.
- Bolós, O. & J. Vigo 1990. *Flora dels Països Catalans*. Vol. II Barcino ed. Barcelona.
- Bolós, O. & J. Vigo 1995. *Flora dels Països Catalans*. Vol. III Barcino ed. Barcelona.
- Bolós, O. & J. Vigo 2001. *Flora dels Països Catalans*. Vol. IV Barcino ed. Barcelona.
- Castroviejo S. & al., 1986. *Flora Ibérica* vol. I. C.S.I.C. Madrid.
- Castroviejo S. & al., 1990. *Flora Ibérica* vol. II. C.S.I.C. Madrid.
- Castroviejo S. & al., 1993. *Flora Ibérica* vol. III. C.S.I.C. Madrid.
- Castroviejo S. & al., 1994. *Flora Ibérica* vol. IV. C.S.I.C. Madrid.
- Castroviejo S. & al., 1997a. *Flora Ibérica* vol. V. C.S.I.C. Madrid.
- Castroviejo S. & al., 1997b. *Flora Ibérica* vol. VIII. C.S.I.C. Madrid.
- Castroviejo S. & al., 1998. *Flora Ibérica* vol. VI. C.S.I.C. Madrid.
- Castroviejo S. & al., 1999. *Flora Ibérica* vol. VII(1). C.S.I.C. Madrid.
- Castroviejo S. & al., 2000. *Flora Ibérica* vol. VII(2). C.S.I.C. Madrid.
- Castroviejo S. & al., 2001. *Flora Ibérica* vol. XIV. C.S.I.C. Madrid.
- Castroviejo S. & al., 2003. *Flora Ibérica* vol. X. C.S.I.C. Madrid.
- Colmeiro, M. 1885-89. *Enumeración y Revisión de las Plantas de la Península hispano-lusitana e Islas Baleares*. Madrid.
- Devesa, J. A. & A. Ortega 2004. *Especies vegetales protegidas en España: Plantas vasculares*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Devesa, J. A. 1995. *Vegetación y Flora de Extremadura*. Universitas Editorial. Badajoz.
- García, V. 2003. *Estudio de la diversidad de lepidópteros diurnos en Extremadura*. Documento de Trabajo. Inédito.
- López, G. 2001. *Árboles y arbustos de la Península Ibérica y Baleares*. Mundi-Prensa ed. Madrid.
- Ruiz de la Torre, J. 1992. *Mapa Forestal de España*. Valencia de Alcántara, 2-7. MAPA. Madrid.
- Soriano, C. 1993. *Populus* L. in S. Castroviejo & al., *Flora Ibérica* III: 471-477.
- Talavera, S. 1997. *Genista* L. In. S. Castroviejo & al., *Flora Ibérica* VII(1): 45-119.
- Valdés, B.; S. Talavera & E. Fernández-Galiano 1987. *Flora vascular de Andalucía Occidental*. Ketres ed. Barcelona.
- Vázquez, F. M. 2003: Catalogo de las especies vasculares de Extremadura. In J. P. Prieto. *Extremadura que amanece*. Indugrafic. Badajoz.





ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LAS ESPECIES FORESTALES AMENAZADAS EN EXTREMADURA: UNA SÍNTESIS ACTUALIZADA

***Fernando Pulido¹, Daniel Abel, Rubén Sanz, Laura Jiménez,
Ángel Martín, M^a Sol Martín y Juan Carlos Jiménez***

Grupo de Investigación Forestal, EUIT Forestal,
Universidad de Extremadura, Plasencia
fernando@unex.es

1. INTRODUCCIÓN

La vegetación natural del área mediterránea ha sido profundamente alterada por las actividades humanas durante la segunda mitad del Holoceno. El territorio extremeño no ha sido una excepción a este proceso, ya que el incremento demográfico y la creciente demanda de recursos naturales ocurridos en el último milenio han supuesto una alteración generalizada de las formaciones vegetales originales (Devesa 1995). En lo que se refiere a los bosques y ciertas formaciones arbóreas abiertas, los enclaves estrictamente naturales son en la práctica inexistentes, aunque se conservan áreas continuas que han sido escasamente alteradas o que se han recuperado hasta cierto grado de “naturalidad” después de su alteración en el pasado. En estas áreas se conservan poblaciones relictas acantonadas en áreas de montaña de especies arbóreas de óptimo euro-siberiano que hoy se consideran amenazadas en Extremadura. La conservación de estas formaciones forestales y especies amenazadas es una obligación emanada de la Directiva de Hábitats 93/42/CEE (21 de mayo de 1992) y del Decreto 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de especies amenazadas de Extremadura y que determina que, para las especies incluidas en el mismo, deberán elaborarse planes de recuperación, conservación del hábitat, conservación, manejo o reintroducción. La ejecución de este tipo de estrategias requiere tres fases: evaluación de la situación, análisis de factores limitantes y atenuación o Plan de Conservación propiamente dicho. Una vez establecida la situación poblacional de declive se investigan las causas que la explican y se proponen las medidas necesarias para atenuarlas (Schemske et al. 1994, Menges 2000).

Hasta la fecha se han acumulado distintos trabajos cartográficos que se han ocupado de la vegetación forestal en Extremadura, promovidos por la Dirección General de Medio Ambiente (Ladero y cols. 1991), el Servicio de Investigación Agraria (Vázquez y cols. 1994), el Ministerio de Medio Ambiente (Inventarios Forestales y Mapa

Forestal). Además, el Ministerio de Medio Ambiente ha elaborado la cartografía de Hábitats del Anexo I de la Directiva. Asimismo, una obra general sobre la flora y la vegetación extremeñas (Devesa 1995) aporta una visión de conjunto y datos generales sobre la distribución de la mayoría de las especies. Además de esta información publicada referida al conjunto del territorio extremeño, otros trabajos se han ocupado de la descripción detallada de la vegetación a escala de comarca o de sectores biogeográficos concretos de las provincias de Cáceres y Badajoz (ver referencias en Devesa 1995), mientras que un elevado número de trabajos más puntuales se ocupan de la distribución de unidades de vegetación o táxones considerados de interés.

Por lo que respecta a las especies arbóreas amenazadas objeto de este estudio, existe una notable carencia de información corológica y ecológica. Esta situación se debe al insuficiente esfuerzo de prospección realizado en las zonas de montaña alto-extremeñas donde habitan la mayor parte de las especies, al escaso interés que suscitan en los estudios florísticos generales (se trata de especies comunes en otras áreas) y a la nula aplicación de la Conservación Vegetal como disciplina científica en Extremadura.

Conscientes de esta situación, la Dirección General de Medio Ambiente (Servicio de Conservación de la Naturaleza) y la Universidad de Extremadura (Grupo de Investigación Forestal de la Escuela de Ingeniería Técnica Forestal de Plasencia) suscribieron un convenio para el estudio de la "*Distribución y estado de conservación de las formaciones y especies forestales amenazadas de Extremadura (2002-2004)*". Como fruto del trabajo desarrollado se ha obtenido una cartografía detallada y actualizada de todas las especies de fanerófitos del Catálogo Regional, junto con una evaluación de la situación a nivel poblacional de las especies de una situación más desfavorable. En este trabajo se presenta una breve síntesis de la información obtenida.

2. M TODOS

A los efectos de este estudio, el territorio extremeño se ha dividido en sectores geográficos operativos con el fin de facilitar la prospección y la localización de las poblaciones de las especies objetivo. Los sectores utilizados son en parte reflejo de la zonación bioclimática y biogeográfica descrita, a la que se han impuesto criterios meramente prácticos de prospección como las vías de acceso y la disponibilidad de agentes de la DGMA.

De acuerdo con la experiencia previa y las fuentes bibliográficas y cartográficas consultadas se han incluido en la prospección todas las áreas de sierras bajas (400-800 m s.n.m.) o montañas (800-2400 m s.n.m.), descartando por tanto las áreas de penillanura con una vegetación degradada de monte hueco o pseudoestepa y las vegas de las grandes cuencas dedicadas al cultivo (Figura 1).

Para el presente trabajo se han seleccionado todas las especies de fanerófitos incluidas en el Catálogo Regional (Tabla 1). Además se ha incluido una especie de porte arbustivo (*Adenocarpus desertorum*), por cuanto la legislación la incluye en el Catálogo con categoría específica y ha sido considerada recientemente como de carácter endémico. Por último, se ha incluido un reducido grupo de especies arbóreas que se encuentran citadas en diversas publicaciones para Extremadura, ajenas al Catálogo pero que son candidatas a su inclusión y sobre las que este proyecto puede aportar información relevante (Tabla 1). A continuación se establecieron cuatro grupos homogéneos a los

Tabla 1. Características y especies incluidas en cada uno de los grupos operativos definidos.

Tipo	Condiciones de partida	Método	Especies
Grupo 1	<i>Existen pocas poblaciones pero contienen un número de individuos suficiente para su estudio demográfico</i>	<i>Intensivo:</i> -cartografía de pies -distribución espacial -estructura de edad -estado fitosanitario -amenazas	<i>Betula alba</i> <i>Prunus lusitanica</i> <i>Taxus baccata</i>
Grupo 2	<i>Existen varias poblaciones, en general de tamaño insuficiente para su estudio demográfico</i>	<i>Mixto:</i> -Cartografía de pies en rodales representativos -Cartografía 1x1 km	<i>Quercus robur</i> <i>Sorbus latifolia</i> <i>Sorbus torminalis</i> <i>Ulmus glabra</i>
Grupo 3	<i>Especie de amplia distribución con poblaciones de tamaño variable</i>	<i>Extensivo:</i> -Cartografía 1x1 km	<i>Acer monspessulanum</i> <i>Adenocarpus desertorum</i> <i>Corylus avellana</i> <i>Ilex aquifolium</i> <i>Juniperus communis subsp. alpina</i> <i>Juniperus oxycedrus subsp. badia</i> <i>Sorbus aucuparia</i>
Grupo 4	<i>Especies con escasas citas de individuos aislados y a menudo inciertas debido a dudas taxonómicas o sobre el origen natural o introducido</i>	<i>Confirmatorio:</i> -Cartografía de pies	<i>Acer campestre</i> <i>Chamaerops humilis</i> <i>Prunus insititia</i> <i>Prunus mahaleb</i> <i>Prunus padus</i> <i>Quercus canariensis</i> <i>Quercus lusitanica</i> <i>Quercus petraea</i> <i>Salix caprea</i> <i>Sorbus domestica</i>

3. RESULTADOS

Como resultado de las prospecciones se configuró una amplia base de datos que contiene información sobre las variables reflejadas en la Tabla 1 para cada una de la especies. Desde el punto de vista de la información obtenida las especies pueden clasificarse en cuatro grupos:

- a) **Especies de naturalidad confirmada y situación desfavorable.**- Son aquellas en que no existe ninguna duda sobre su carácter autóctono y para las que existen datos precisos sobre sus tamaño poblacionales, en concreto se trata de Tejo, Abedul, Loro, Carballo y Mostajo (*Sorbus torminalis*). En la Tabla 2 aparece la lista de estas especies y el número de individuos registrados por sectores. Estas especies reúnen los requisitos de amenaza y grado de conocimiento adecuados para ser objeto de Planes de Conservación.



Tabla 2. Situación y grado de amenaza de las cinco especies forestales de naturalidad confirmada que presentan un estado de conservación más desfavorable.

Criterio	Especie y sectores donde la especie está presente	Número totl y parcial de individuos (Pulido et al. 2004)*
Él número de individuos presente en Extremadura representa una fracción significativa del total mundial	<i>Prunus lusitanica</i>	5416
	-Gata -Villuercas	3 5413
El número de individuos presente en Extremadura es inferior a 500	<i>Taxus baccata</i>	240
	-Valle del Jerte	90
	-Valle del Ambroz	13
	-La Vera	74
	-Las Hurdes	63
	<i>Betula alba</i>	421
	-Valle del Jerte	182
	-Valle del Ambroz	150
	-La Vera	53
	-Gata	20
-Las Hurdes	16	
El número de individuos presentes en Extremadura es superior a 500 pero puede bajar de este límite si continúan las amenazas actuales	<i>Quercus robur</i>	1717
	-Gata	28
	-Las Hurdes	4
	-Valle del Jerte	44
	-La Vera	1638
	-Alcántara	1
	-Montánchez	1
	-Monfragüe	1
-Jerez-Zafra	1	
	<i>Sorbus torminalis</i>	Sin datos (ver texto)

* Las cifras dadas siguen en permanente revisión en estudios posteriores a 2004 que están dando lugar a un leve incremento del censo (especialmente en el caso de *Q. robur*), si bien en ningún caso ello supone variación alguna en los criterios de conservación.

- b) **Especies de naturalidad no confirmada y situación desfavorable.**- En este grupo se encuentran dos especies (*Sorbus latifolia* y *Ulmus glabra*) en situación desfavorable pero no crítica, y cuya naturalidad en el territorio extremeño es dudosa, por lo que requieren estudios adicionales (Tabla 3).
- c) **Especies de naturalidad o estatus taxonómico no confirmados y situación crítica.**- Se trata de cinco especies con un número de individuos inferior a diez (Tabla 3) y sobre las que existen dudas acerca de su adscripción taxonómica (género *Quercus*) o sobre su origen espontáneo o no (*Chamaerops humilis*, *Sorbus domestica* y *Acer campestre*). En estos casos, la carencia de información y el estado crítico de las especies aconsejan su declaración como Árboles singulares como figura más adecuada de protección. Mención especial debe hacerse del caso de *Adenocarpus desertorum*, táxon sobre el que existen opiniones contradictorias sobre su validez, y que en Extremadura es localmente abundante en las sierras graníticas de Montánchez, Plasenzuela, Albalá del Caudillo y Valdefuentes.

Tabla 3. Situación y grado de amenaza de las especies forestales que, por su escasez u origen dudoso, no se proponen para un Plan de Conservación inminente.

Especie	Número de individuos	Observaciones sobre su naturalidad	Estrategia de conservación si se confirma la naturalidad
<i>Ulmus glabra</i>	200-300	Dudosa en las dos poblaciones No registrada en el pasado	Plan de Conservación
<i>Acer campestre</i>	1	Dudosa	Árbol Singular
<i>Sorbus latifolia</i>	< 3000	Dudosa	Plan de Conservación
<i>Sorbus domestica</i>	7	Dudosa en al menos un caso	Árbol Singular
<i>Quercus canariensis</i>	3	Natural	Árbol Singular
<i>Quercus lusitanica</i>	1	Natural	Árbol Singular
<i>Chamaerops humilis</i>	2	Dudosa en al menos un caso. Registrada en décadas recientes	Plan de Conservación

d) **Especies en estado de conservación favorable.**- Se encuentran en esta categoría las mayoría de especies del grupo 2 (*Acer monspessulanum*, *Corylus avellana*, *Ilex aquifolium*, *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* y *Sorbus aucuparia*), distribuidas por un elevado número de cuadrículas de la malla de 10x10 kilómetros. Una excepción constituyen el caso de *Juniperus communis* subsp. *alpina*, presente sólo en 19 cuadrículas de 1x1 km en el Valle del Jerte y La Vera.

4. PERSPECTIVAS FUTURAS: HACIA UNA ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN

La información acumulada en el proyecto entre 2002 y 2004 constituye un cuerpo de conocimientos suficiente para la planificación de una estrategia de conservación de las especies estudiadas. En el caso de las especies dudosas se ha recomendado, bien la realización de estudios adicionales cuando el estado no es crítico, o bien la declaración como Árboles singulares. Para la mayoría de las especies que no presentan dudas y existen poblaciones amenazadas (5 especies) se están realizando, en el marco de un nuevo Convenio (2004-2006) los estudios encaminados a elaborar planes específicos de conservación. Su objetivo general del proyecto es poner a disposición de la administración la información necesaria para acometer con éxito los planes de conservación de las especies de fanerófitos más amenazadas de Extremadura, objetivo que comprende tres fases: Estudio de la evolución postglacial de las especies amenazadas y del papel del impacto humano como determinantes de la distribución pasada y futura, Estudio de factores limitantes de la regeneración y Redacción de los planes de conservación y recuperación.

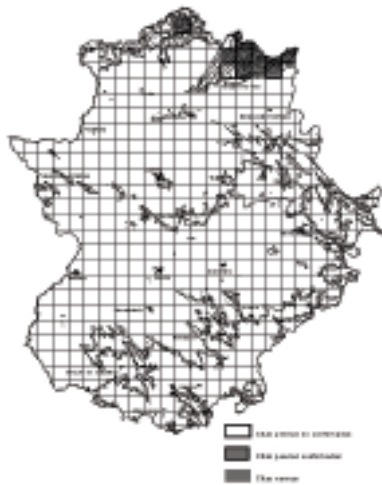


Fig. 2. Área de distribución extremeña del Tejo (*Taxus Baccata*) en la que se indica su presencia en la malla 10x10 km. Se distinguen las citas previas a 2002 confirmadas y no confirmadas, así como las citas nuevas propias de este estudio.

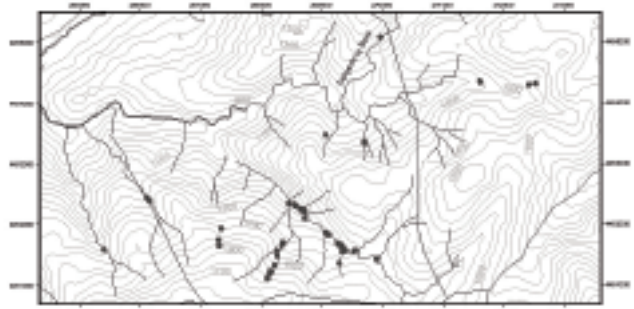


Fig. 3. Ejemplo de cartografía a nivel de individuo: rodales de Tejo en la Reserva Natural de la Garganta de los Infiernos.



Fig. 4. Área de distribución extremeña del Abedul (*Betula alba*) en la que se indica su presencia en la malla 10x10 km. Se distinguen las citas previas a 2002 confirmadas y no confirmadas, así como las citas nuevas propias de este estudio.



Fig. 5. Área de distribución extremeña del Roble Carballo (*Quercus robur*) en la que se indica su presencia en la malla de 10x10 km.

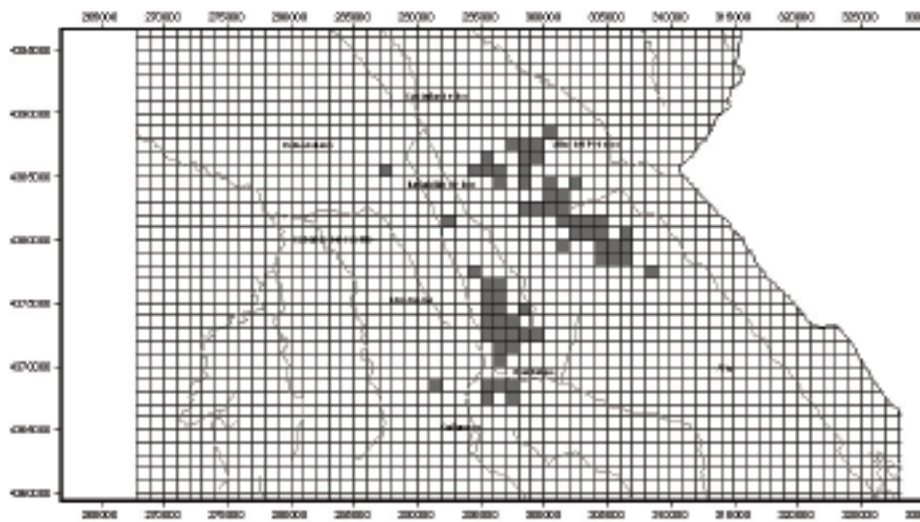


Fig. 6. Área de distribución extremeña, restringida a la comarca de Las Villuercas, del Mostajo (*Sorbus torminalis*) en la que se indica su presencia en la malla de 1x1 km.

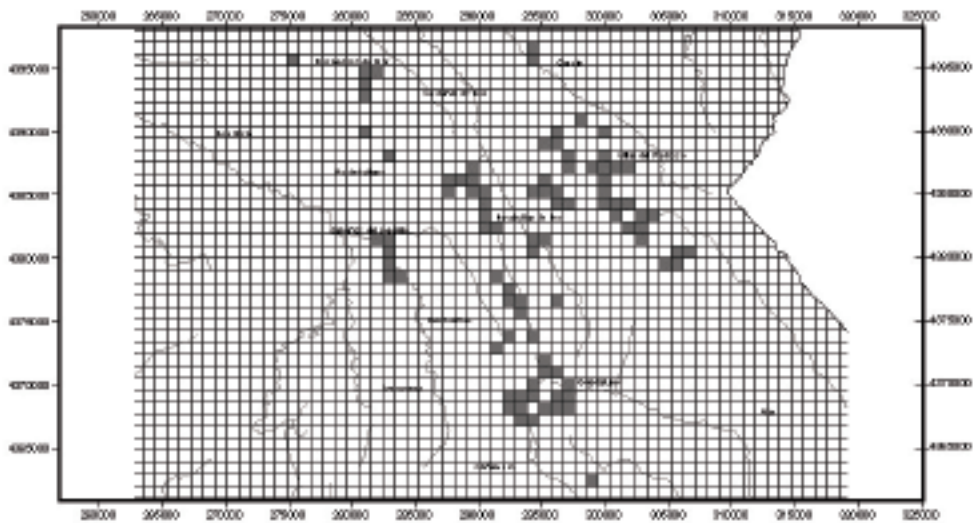


Fig. 7. Área de distribución extremeña del Loro (*Prunus lusitanica*) en la que se indica su presencia en la malla de 1x1 km. Se representa sólo el área de Las Villuercas, donde se encuentran 5.413 de los 5.416 individuos censados.



AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado a través de un Convenio entre la Dirección General de Medio Ambiente (Servicio de Conservación de la Naturaleza) y la Universidad de Extremadura para el estudio de la “*Distribución y estado de conservación de las formaciones y especies forestales amenazadas de Extremadura (2002-2004)*”. Durante el trabajo de campo fueron esenciales las aportaciones realizadas por José Antonio Devesa, Fernando Durán, Alberto Gil, José Antonio Mateos, Patricio Mateos, José Luis Pérez-Chiscano, Juan José Pérez, Ramón Santiago, Álvaro Tejerina y Francisco M. Vázquez. Queremos asimismo agradecer el esfuerzo y el apoyo prestado por los siguientes agentes de la Dirección General de Medio Ambiente:

Adolfo Sánchez Álvarez	Francisco Gil Sánchez	Juan Salguero Parra
Agustín Martín Ruano	Froilán Acosta Manso	Julián García Santos
Alberto Pablos Álvarez	Gregorio Castillo Fernández	Julián Gargantilla Cuesta
Alfredo Anega	Heliodoro Barquero Martillanes	Julián Paniagua Escudero
Amado Franco Salas	Hilario García White	Lucinio Iglesias Marcos
Antonio Gutiérrez Sánchez	Inocente Díaz Alba	Luis Iglesias Mandado
Apolinar Pérez Durán	Isabel Gallardo Muñoz	Manolo Flores Cid de Rivera
Arturo Díaz Herrero	Jaime Iglesias Duarte	Manolo Giraldo Acedo
Aureliano Hidalgo Portillo	Javier Sánchez Pobre	Manuel Fernández Rincón
Belén Gutiérrez Larena	Jesús Carretero Escudero	Marcelino Tirado Berrocoso
Cándido Real Candeleda	José Antonio Álvarez Barrero	Miguel Jesús Peromingo Tejero
Carlos Martín Marcos	José Barroso Vázquez	Nicolás Durán Jiménez
Cirilo Castaño Castaño	José Germán Fernández Díaz	Orencio Vinagre
Custodio Masilla Pérez	José Luis Roldán Murillo	Paulino Gargantilla Cuesta
Damián González	José Miguel Sillero	Pedro Holgado García
Diego Regio López	José Ramiro Cerezo	Rafael Cabello Arévalo
Eduardo Baños Rodríguez	Juan Carlos Herrera Belmonte	Rodrigo Nacario Salgado
Emilio Utrero Babiano	Juan José Hernández Mateos	Sabas Molina Ríos
Eugenio Díaz Gutiérrez	Juan Ledesma Rubio	Serafín Polo Nevado
Felícísimo Gómez Peñasco	Juan Panadero Pintor	Víctor Fernández Muñoz
Félix Gordo Rebollo	Juan Paulino Baena Carrasco	Víctor Pizarro
Francisco Corbacho Vázquez	Juan Rodríguez Morgado	

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bañares, A. 2002. Biología de la conservación de plantas amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Devesa, J.A. 1995. *Vegetación y Flora de Extremadura*. Badajoz: Universitas.
- Domínguez, F., Moreno, J.C. y Sáinz, H. 2001. Panorama de la conservación de las plantas silvestres en España durante el siglo XX: años 1900-1970. *Ecología* 15: 453-473.
- García, B., Guzmán, D. y Goñi, D. 2002. Conservación de especies amenazadas en Aragón. Desarrollo del proyecto LIFE (1997-2000) en el Pirineo. En A. Bañares (ed.): *Biología de la conservación de plantas amenazadas*, pp. 55-66. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Jordano, P., Zamora, R., Marañón, T. y Arroyo, J. 2001. Ecological and demographic research in Mediterranean forests of Southern Spain: Applications to conservation and restoration. *Proceedings of the International Conference: Forest Research, A Challenge for an Integrated European Approach*, Vol. 1. K. Radoglou (ed.), pp. 377-381. Thessaloniki.
- Junta de Extremadura, 2001. Decreto 37/2001, de 6 de junio, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura.
- Ladero, M. 1991. *Distribución y Catalogación de los Espacios Naturales Vegetales en Extremadura*. (3 vols.). COPUMA. Junta de Extremadura.
- Menges, E.S. 2000. Population viability analysis in plants: challenges and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 51-56.
- Pulido, F.J., Jiménez, J.C., Moreno, G., Abel, D., Jiménez, L., Martín, A., Martín, M.S. y Sanz, R. 2004. Distribución y estado de conservación de especies forestales amenazadas de Extremadura. 4 Volúmenes. Informe inédito. Servicio de Conservación de la Naturaleza, Dirección General de Medio Ambiente. Mérida.
- Schemske, D.W., Husband, B.C., Ruckelhaus, M.H., Goodwillie, C., Pareker, I.M. y Bishop, J.G. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75: 584-606.
- Vázquez Pardo, F.M. 1995. *Catálogo de Especies para Forestación en Extremadura*. Badajoz: Consejería de Agricultura y Comercio de la Junta de Extremadura.



Prunus lusitanica EN EXTREMADURA

Ramón Santiago Beltrán

Instituto CMC – IPROCOR

Prunus lusitanica, que en Extremadura se denomina loro o lorera (aunque este último término suele reservarse para cuando forma bosquetes), es un árbol que presenta un notable interés. Tiene un área muy dispersa, con enclaves aislados en la Península Ibérica, Suroeste de Francia, Norte de África, Canarias, Madeira y Azores. Además tiene tres subespecies: *lusitanica* en la Península, Francia y Norte de África, *hixa* en Canarias y Madeira y *azorica* en Azores. Estas dos características, área dispersa y varias subespecies, son propias de especies muy antiguas, y efectivamente parece ser que *Prunus lusitanica* es una especie que ya estaba presente como tal en la Era Terciaria. En aquel tiempo la Península Ibérica, y más concretamente Extremadura, tenía un clima bastante más cálido y húmedo que el actual, un clima que podría asimilarse a los climas subtropicales actuales, presente aún en algunas zonas de Canarias, Madeira y Azores. En estas islas, con estos tipos de clima el loro forma parte de la laurisilva (bosque mixto subtropical, formado por árboles de hoja tipo laurel: anchas, ovaladas, coriáceas, persistentes y lustrosas). A finales del Terciario amplias zonas de Extremadura debieron tener una cubierta vegetal del tipo de la laurisilva. Posteriormente, las grandes sequías del final de la Era Terciaria y las glaciaciones de la Era Cuaternaria diezmaron estos bosques, eliminando las especies más exigentes en humedad y menos resistentes al frío, quedando relegados a enclaves resguardados y empobreciéndose bastante en especies. Hoy día sin embargo aún quedan loreras en Extremadura, cuya apariencia es totalmente la de un bosque subtropical, y además tienen una serie de elementos que las emparentan notablemente con las laurisilvas macaronésicas.

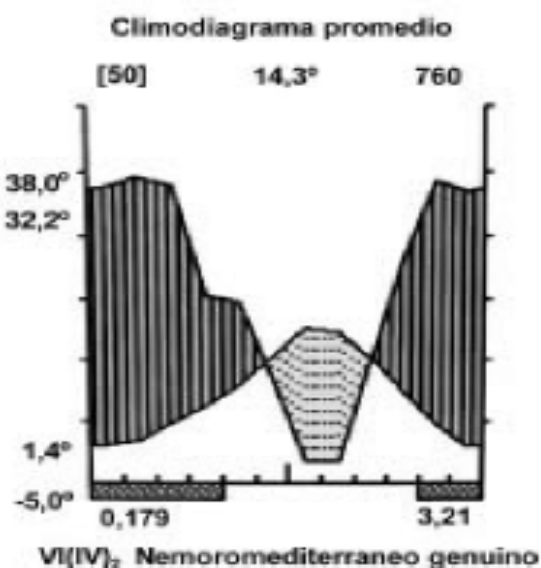


Prunus lusitanica L. en flor



Distribución de *Prunus lusitanica* L. en la Península Ibérica

Las loreras extremeñas viven sobre suelos de naturaleza silíceas; sobre todo lito-soles dísticos, y menos cambisoles éutricos (cuenca alta del Guadalupejo) y planosoles dísticos (cuenca alta del Ruecas). Estos suelos están asentados sobre cuarcitas, pizarras y esquistos fundamentalmente. La humedad edáfica está asegurada en parte por las precipitaciones, que son muy abundantes en el área y en parte por la escorrentía, que aporta agua procedente de las partes altas de las sierras. La situación topográfica general de las localidades extremeñas de esta especie es de media montaña (las cotas máximas del entorno próximo (5 km. a la redonda) se sitúan entre 1.000 y 1.500 m de altitud), sólo algunas localidades se sitúan en montaña baja (Arroyos del Picadero, Torneros y del Colmenar) o en montaña (cuenca alta del río Guadalupejo).



La situación topográfica local es mayoritariamente en barrancos, aunque en alrededor de un tercio de las localidades el loro se sitúa también a media ladera, formando parte de la vegetación zonal; muy pocas localidades se sitúan en el margen de algún río o arroyo. En estos barrancos frescos, los loros están resguardados del frío intenso, ya que no reciben directamente el viento frío del Norte, ni el sol directo de las primeras horas de la mañana, y normalmente están a salvo de heladas fuertes debidas a inversiones térmicas por no situarse en el fondo de los valles y por la gran humedad de estos barrancos. La altitud media de las localidades extremeñas es de 706 m, situándose el rango entre



400 [arroyo de Torneros] y 1.100 metros de altitud (garganta Salóbriga), teniendo sus mejores representaciones entre 600 y 900 metros. La exposición predominante es la NNE, es decir, la umbría pura; la mayor parte de las localidades se sitúa entre las exposiciones NO y NE, muy pocas localidades están expuestas hacia el sur (El Mato, SSE) y en este caso el ocultamiento topográfico impide que la insolación sea excesiva. La pendiente media de las loreras extremeñas es del 56%, con valores extremos entre el 20 y el 100%, y situándose la mayor parte entre el 32 y el 80%; es una especie que habitualmente se sitúa en terrenos con fuerte pendiente. El clima general de las localidades es el VI(IV)2 "Nemoromediterráneo genuino subtípico", aunque matizado por la situación topográfica local que ocupan y por la vegetación del entorno, que es en la gran mayoría de las ocasiones arbórea y densa.

La precipitación anual promediada de las localidades extremeñas es de 760 mm, repartida irregularmente, de forma que durante el verano tan solo reciben 54 mm, y el periodo seco es de 3,2 meses. Los días de niebla al año son unos 20, y probablemente la precipitación horizontal sea importante, y atenúe en parte la sequía de los meses más cálidos. La temperatura media anual promediada es de 14,4°C, la temperatura media del mes más frío (enero) es de 5,8°C y la temperatura media de las mínimas del mes más frío es de 1,4°C, de forma que no hay periodo de helada segura, sin embargo el periodo de helada probable es de casi 6 meses. La temperatura media del mes más cálido (julio) es de 25,3°C y la media de las máximas de este mes es de 32,2°C, es una especie por lo tanto bien adaptada al calor. Se suele encuadrar estos bosques entre la vegetación intrazonal, sin embargo hay razones para considerarlos zonales: en la tercera parte de las localidades encontramos ejemplares de *Prunus lusitanica* lejos del cauce del arroyo que forma el barranco donde vive. Hay un dicho popular de las Villuercas que dice: "Al loro le gusta ver el agua, pero no tocarla". Hay algunos bosquetes que no se circunscriben a un cauce, sino que están prácticamente a media ladera (garganta de la Trucha). Por otro lado, fuera de los barrancos que tienen el microclima tan especial que requiere el loro, no hay ninguna representación suya, lo que nos indica su ligazón al clima.



Las loreras en Extremadura podemos encontrarlas en las sierras de Guadalupe y Villuercas; también hay una localidad en Sierra de Gata (Arroyo del Becerril, cerca de Acebo). Muy cerca de Extremadura hay localidades en Montes de Toledo y Gredos. Las mejores loreras las podemos encontrar en: garganta de la Trucha, en el valle del Guadarranque, esta sin duda es una de las loreras más impresionantes que podemos encontrar, con una extensión de varios miles de m², densa,

con árboles altos, y el aspecto de una laurisilva; cabecera del río Guadarranque; garganta del Mesto, en el valle del Hospital del Obispo; arroyo de las Hoyuelas, en el valle del Viejas; barranco de los Loros, en el valle del Ibor; curso alto del Ruecas; y El Mato, Valdegracia y Hoya del Manzano, en el curso alto del Guadalupejo. Podemos encontrar rodalillos de loro en: arroyo del Picadero, que va a dar a la garganta Descuernacabras;

Los Loros en el arroyo del Colmenar; El Rostro, en la apretura del Viejas, en el valle del Ibor; garganta de Porrinas y Arroyo de la Venta, en la cabecera del río Gualija; garganta de Santa Lucía, en la umbría de Cabañas del Castillo; y Collado Llano, en la cabecera del Guadalupejo. Pies sueltos de loro se encuentran diseminados por bastantes barrancos de las Villuercas, entre ellos podemos destacar: arroyo de Torneros, que va a dar a la garganta Descuernacabras; arroyo de Lijarejo y El Barrerón, junto al arroyo del Colmenar; chorrera de las Calabazas, en el valle del río Gualija; garganta Salóbriga; barranco de la Ventosilla, en el curso alto del Guadarranque; arroyo de la Tejadilla, en el Viejas; umbría de la sierra del Castillejo, y arroyo del Brezo, en la garganta de Santa Lucía, que va a dar al río Almonte; río Guadalupejo; Puertollano, en la cabecera del río Silbadiños; y arroyo del Becerril, cerca de Acebo, en la sierra de Gata.

La estructura de una lorera bien conservada es la de un bosque muy denso (70% > cc > 100%), no muy alto (~10 m), con dominancia de árboles y arbustos de hoja lauroide: loro (*Prunus lusitanica*), madroño (*Arbutus unedo*), durillo (*Viburnum tinus*) y acebo (*Ilex aquifolium* que es escaso); tenemos también brezos (que juegan un importante papel condensando la humedad de las nieblas): *Erica arborea*, *Erica scoparia* y *Erica lusitanica*, llegan a alcanzar gran talla, sobre todo la primera, que puede alcanzar incluso 6 m.



Lorera de la Garganta de la Trucha

También pueden vivir en la lorera algunos árboles exigentes en humedad, caducifolios y subsclerófilos, con hoja ancha, aunque su representación es escasa: aliso (*Alnus glutinosa*), fresno (*Fraxinus angustifolia*), quejigo (*Quercus faginea broteri*), rebollo (*Quercus pyrenaica*), castaño (*Castanea sativa*), mostajo (*Sorbus torminalis*, muy raro), ácere (*Acer monspessulanum*, muy raro). También hay árboles esclerófilos bien adaptados al clima mediterráneo: encina (*Quercus ilex ballota*) y alcornoque (*Quercus suber*). La sombra de este bosque es muy densa, de manera Lorera de la Garganta de la Trucha que pocas son las especies que pueden vivir aquí: algunas enredaderas poco exigentes en luz, o que la encuentran trepando a las copas de los árboles: zarza (*Rubus ulmifolius*), hiedra (*Hedera helix*), parra silvestre (*Vitis sylvestris*), nueza negra (*Tamus communis*), y nueza (*Bryonia cretica*). Los helechos, por ser poco exigentes en luz y bastante en humedad se adaptan bien al ambiente de las loreras y son frecuentes en su sotobosque; podemos encontrar las siguientes especies: helecho común (*Pteridium aquilinum*), culantrillo negro (*Asplenium onopteris*), raspa de pescado (*Blechnum spicant*), *Asplenium billotii*, helecho real (*Osmunda regalis*), *Asplenium trichomanes*, helecho macho (*Dryopteris filix-mas*), helecho hembra (*Athyrium filix-femina*), polipodio (*Polypodium* sp.) y *Dryopteris dilatata*. También pueden verse algunas angiospermas herbáceas y leñosas bajas, pero en general en número muy escaso, de manera que la cubierta del suelo de una lorera bien conservada es muy pobre en plantas de pequeño porte: escorodonia (*Teucrium scorodonia*), *Carex elata*, brusco (*Ruscus aculeatus*) e *Hypericum androsaemum*.



Las loreras atraviesan manchas con madroño (*Arbutus unedo*), durillo (*Viburnum tinus*), brezo blanco (*Erica arborea*),..., rebollares (*Quercus pyrenaica*) y alcornoques (*Quercus suber*) en su discurrir por los barrancos. Más raro es que atraviesen algún encinar (*Quercus ilex ballota*) o castañar (*Castanea sativa*). En el fondo de los barrancos se mezclan con galerías arbóreas mixtas con alisos (*Alnus glutinosa*), fresnos (*Fraxinus angustifolia*), sauces (*Salix atrocinerea*),... y sotos arbóreos mixtos con las especies anteriores y quejigo (*Quercus faginea broteri*), castaño (*Castanea sativa*), mostajo (*Sorbus torminalis*),... Las alisedas (*Alnus glutinosa*) son la continuación de estos bosques aguas abajo.

La degradación de las loreras tiene a veces un origen natural: avalanchas de agua debidas a precipitaciones muy abundantes en poco tiempo, generalmente producidas por tormentas fuertes; pero lo normal es que sea el hombre quien produzca la degradación de estos bosques. El pastoreo es una de las acciones más negativas para las loreras. Es especialmente intenso durante el periodo estival, pues las loreras son querenciosas para el ganado en esta época por el frescor que proporcionan, además de follaje tierno y fresco. El pastoreo impide la regeneración de las especies arbóreas. Otro de los aprovechamientos que inciden negativamente en la regeneración es la caza, por idénticos motivos que el ganado doméstico. En Villuercas corzo y venado se alimentan durante todo el año de ramillos tiernos y regenerado de loro.

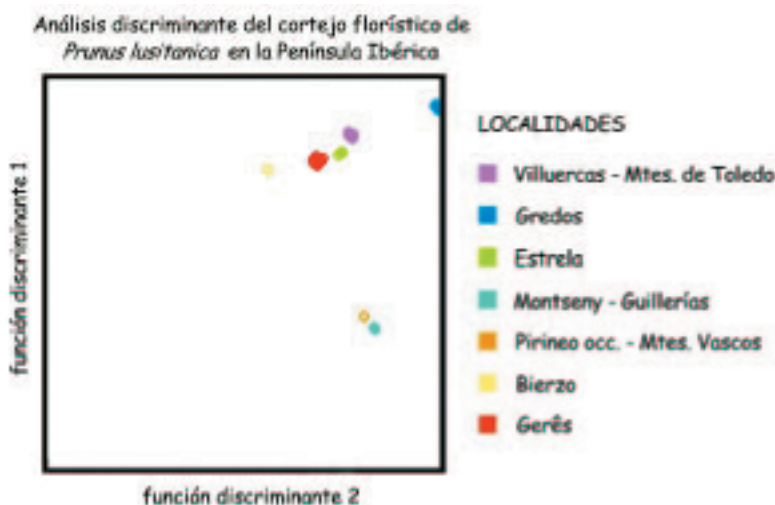


Loro comido por el ganado silvestre en el arroyo de las Hoyuelas (Villuercas).

Otra de las acciones que degradan estos bosques es la extracción de leña, abusiva en numerosas ocasiones. También la degradación de los bosques que atraviesan las loreras es bastante perjudicial para ellas, pues se modifican notablemente las condiciones microclimáticas (ausencia de regulación térmica, puesta en luz, disminución de la humedad ambiental, ausencia de barreras que disminuyan la fuerza del viento, etc.).

Cuando se degrada una lorera, las especies más delicadas (*Prunus lusitanica*, *Ilex aquifolium* y *Viburnum tinus*) disminuyen en número, siendo sustituidas por otras menos exigentes (*Alnus glutinosa*, *Frangula alnus*, etc.); la lorera se transforma en aliseda o galería arbórea mixta con algunos grupitos de loros. Esta sustitución a veces es completa, quedando entonces únicamente una aliseda. Si la degradación es más profunda, la lorera es sustituida por agrupaciones infrarbóreas como brezales (*Erica arborea*, *Erica lusitanica* y *Erica scoparia*) y matorrales hidrófilos (*Cistus psilosepalus*, *Erica lusitanica*, *Genista anglica*, etc.). Cuando la degradación es extrema la vegetación está constituida finalmente por zarzales de *Rubus ulmifolius* y helechares de *Pteridium aquilinum*. La recuperación de estas zonas tan degradadas es difícil por la modificación tan notable que han experimentado las condiciones microclimáticas.

Al comparar las loreras extremeñas con el resto de loreras peninsulares podemos observar que desde el punto de vista del medio físico las localidades extremeñas están bastante próximas a las localidades de la S^a de Gredos y de la S^a del Montseny-Guillerías y las localidades más alejadas son las del Pirineo Occidental-Montes Vascos y S^a de Gerês. Desde el punto de vista del cortejo florístico la situación es distinta: las localidades más próximas a las extremeñas son las localidades de la S^a da Estrela y de la S^a de Gerês y las más alejadas las de la S^a del Montseny-Guillerías y las del Pirineo Occidental-Montes Vascos.



Si comparamos las loreras extremeñas con las laurisilvas canarias, podremos comprobar que desde el punto de vista del medio físico hay una serie de similitudes: la situación topográfica local típica de los dos tipos de bosque son los barrancos; la exposición es norte en ambos casos; la pendiente media es del 56% en las loreras extremeñas y del 57% en las laurisilvas canarias; la temperatura media anual es de alrededor de 14° C en ambos casos; y la precipitación media anual es de 760 mm en las loreras y de 740 mm en las laurisilvas. Por otro lado si comparamos las fitocenosis observamos que son estructuralmente similares y florísticamente muy emparentadas: las laurisilvas canarias son bosques mixtos de laurifolios y brezos, densos (cc 80-95%), de unos 13 m de altura, y con un sotobosque de matas y herbáceas vivaces poco denso (cc 5-50%) donde son bastante frecuentes los helechos. Las laurisilvas tienen, entre otras, las siguientes especies: árboles y arbustos: *Prunus lusitanica* ssp. *hixa*, *Arbutus canariensis*, *Erica arborea*, *Erica scoparia* var. *platycodon*, *Ilex canariensis*, *Ilex perado* ssp. *platyphylla* y *Viburnum rugosum*; lianas: *Hedera helix* ssp. *canariensis* y *Rubus ulmifolius*; herbáceas: *Asplenium onopteris*, *Dryopteris oligodonta*, *Hypericum grandifolium* y *Pteridium aquilinum*. Estos datos nos llevan a tener sospechas razonables acerca de un posible origen común de las loreras y las laurisilvas.



LOCALIZACIÓN DE ARCE CAMPESTRE (*Acer campestre*) EN SIERRA DE GATA (NW DE C CERES)

José Antonio Mateos Martín

El arce campestre (*Acer campestre*) es una especie propia de los bosques frescos del norte peninsular, ámbito de hayedos y robledales, pero durante los trabajos de señalamiento de una corta de castaños en San Martín de Trevejo (Sierra de Gata) se detectó su singular presencia. Revisada distinta documentación y referencias bibliográficas, se comprobó que la presencia de esta especie no estaba constatada en nuestra región de manera espontánea.

Se analiza el contexto ambiental en que aparece, de enorme riqueza botánica, y la dificultad de esclarecer su origen, natural o introducido. Independientemente de tales circunstancias, se mencionan los problemas de conservación que le afectan así como la pertinencia de algunas medidas de gestión, tanto para la zona en conjunto como para esta especie en particular, contemplando la inclusión en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura.

CARACTERIZACIÓN Y LOCALIZACIÓN

El arce campestre (*Acer campestre*) es una especie propia del ambiente umbrófilo y nemoral de los bosques planocaducifolios de frondosas que caracterizan los pisos colino y montano inferior de la norteña Iberia húmeda (País Vasco, Cantabria, zonas orientales de Asturias)¹, bosques mixtos con robles, castaños, fresnos, tilos, olmos de montaña, cerezos silvestres, mostajos, etc². En La Vegetación de España³ se acota fitosociológicamente su presencia; en el País Vasco y Cantabria aparece en la asociación *Polysticho setiferi-Fraxinetum excelsioris*, bosque mixto de carballos y fresnos, de carácter mesótrofo y ubicado en el piso colino-submontano sobre sustratos carbonatados.

En sintonía con esta contextualización, esta especie es mucho más rara en la España meridional⁴. Se han revisado algunas referencias bibliográficas disponibles sobre el conjunto extremeño⁵ y áreas geográficas más cercanas⁶; en ninguno de estos trabajos encontramos mención al arce campestre y sí al arce de Montpellier (*Acer monspessulanum*), e incluso en el ámbito concreto de Sierra de Gata ni siquiera se cita éste último⁷. Además, se mantienen dudas sobre la fiabilidad y el carácter autóctono de algunas citas meridionales de arce campestre (Madrid, Cádiz) por confusión con alguna forma irre-

gular de *A. monspessulanum*⁸.

Como rasgo genérico de los arces se anota su presencia aislada, salpicado entre formaciones diversas y siempre escaso⁹. Tales rasgos son aplicables al ejemplar localizado en pleno castañar de “El Soto”, en San Martín de Trevejo (Sierra de Gata, Cáceres). Aunque los usos por parte del hombre son diversos (se ha señalado que brota bien de cepa, la utilización para conformar setos y el manejo para ramoneo¹⁰, además de su valoración para ebanistería¹¹) no parecen razones suficientes para explicar la presencia reseñada.

¿Sutileza natural o capricho humano? El caso es que en el citado castañar, cuadrícula 29TPE8856 (ver gráfico: Cuadrícula UTM 10x10), se encuentra un ejemplar de arce campestre, con 95 centímetros de perímetro (a la altura del pecho) y 13 metros de altura. Aparece a unos 825 metros de altitud en el encajado valle de cabecera del Río de la Vega o del Soto, con orientación NNE-SSO, asentado al pie de una ladera con exposición oeste, en pequeño rellano con suelo profundo (cámbisol húmico sobre granitos) y pendiente atenuada respecto a dicha ladera, a unos 20 metros del cauce de la garganta. Rodeado de *Cistus psilosepalus*, *Cytisus* diversos, zarzas (*Rubus* ssp.) y helechos (*Pteridium aquilinum*), en la maraña colonizadora heliófila característica tras el corte de los castaños (*Castanea sativa*) que lo envolvían y salpicada por la presencia dispersa de brinzales de olmos de montaña (*Ulmus glabra*) y fresnos (*Fraxinus angustifolia*). Debemos precisar que el propio guarda de la finca desconocía la presencia de este árbol, detectado accidentalmente en los trabajos de reconocimiento y señalamiento previos a una corta de los castaños entre los cuales se encontraba inmerso.



Cuadrícula UTM 10x10

Pese al manejo antrópico que supone la explotación del castañar en monte bajo, el conjunto de “El Soto” constituye un enclave que alberga destacados taxones del dominio del *Holco-Quercetum pyrenaicae*, robledales húmedos silícícolas propios del piso supramediterráneo del subsector Salmantino de la provincia corológica Carpetano-Ibérico-Leonesa¹², con abundantes efectivos de marcado interés corológico y ambiental como acebos (*Ilex aquifolium*), mostajos (*Sorbus latifolia*) y olmos de montaña (*Ulmus glabra*), además de presencias puntuales de otras especies destacadas como el carballo (*Quercus robur*, subsp. *broteroana*), entre otros. En los claros del castañar se presentan los escobonales de *Cytiso striati-Genistetum polygaliphyllae* y las comunidades herbáceas de orla pertenecen a la asociación *Omphalodo nitidae-Linarietum triornitophorae*¹³.



Del conjunto de especies citadas podríamos inferir una caracterización ecológico-ambiental del área donde perfectamente se ubicaría de manera natural el arce, tanto en las condiciones actuales o bien como refugio testimonial o relicto de condiciones aún más favorables. Por el contrario, a favor de una hipotética introducción antrópica podemos mencionar algunas consideraciones de carácter histórico. Esta zona recibe el nombre de “Los Casares”, en clara alusión toponímica al poblamiento de la misma pues aún se mantiene abancalada toda la parte baja de la ladera, cercana al río, y en áreas próximas se ha detectado el testimonio arqueológico de antigua ocupación y aprovechamiento¹⁴. Pautas similares a este modelo de ocupación, con áreas de cultivo y prados abancalados alternando con enclaves arbolados, se mantienen en la actualidad justo en la ladera opuesta a la que referimos (núcleo de poblamiento disperso conocido como Divina Pastora, término municipal de Eljas, en la ladera ESE del valle). Además, a escasa distancia del arce anotamos la presencia de otra especie claramente ajena a las características ambientales de la zona como es un grupo de 6 cipreses (*Cupresus sempervirens*) dispuestos en hilera sobre el borde de un bancal en una zona de antiguos cultivos, hoy colonizada por castaños y robles.

Al carácter fortuito de la localización del arce, y su preservación, debemos sumar una no menos fortuita conservación, en este caso por circunstancias relativas a la propia dinámica natural del paraje. Como consecuencia de las intensas lluvias del invierno del 2000/2001, en una zona donde de por sí la precipitación es netamente superior a los 1000 milímetros anuales, se produjeron distintos corrimientos de tierra. Estos procesos de deslizamiento se asocian a la elevada permeabilidad edáfica del castañar¹⁵ a partir de la infiltración auspiciada por la densa cobertura arbórea, geomorfológicamente activa en función del entramado orgánico de las raíces y la pendiente de las laderas (procesos de reptación claramente apreciables en los taludes de caminos y pistas). Precisamente el mayor “reventón” (denominación local para estos deslizamientos) detectado se llevó por delante un pequeño brinzal de arce campestre (de 2 metros de altura) localizado a escasa distancia del ejemplar adulto en cuestión e incluso dejó a éste al borde de la poderosa cicatriz de bosque descarnado, entre la tierra y los tocones de castaño acumulados en los laterales de la parte baja de la ladera donde se ubica dicho arce.

2. MEDIDAS DE CONSERVACION

Como medidas para la conservación de la especie, aparte de la necesaria labor de acondicionamiento y tratamiento adecuado para la perpetuación del pie mencionado, no estaría de más considerar las posibilidades de plantación en lugares ecológicamente viables. De hecho el arce campestre es una de las especies consideradas para la reforestación en la zona norte de Extremadura aunque se reconoce expresamente que no aparece de forma natural en la región¹⁶, si bien el célebre botánico Rivas Mateos si citó la presencia de dicho arce “en los montes de las sierras de Gredos y Gata, bajando hasta Guadalupe” en su pionera Flora de la provincia de Cáceres¹⁷.

Más allá de las dudas acerca de su espontaneidad, la presencia del ejemplar existente en el castañar de El Soto, además de novedad para la flora extremeña, contribuye a avalar la perspectiva de su potencial natural y a incrementar la riqueza de un paraje de excepcional interés que necesita un mayor reconocimiento por parte de la Administración ambiental y forestal¹⁸. Y un paso destacado podría ser la inclusión del arce en

el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura¹⁹.

En ambos casos, tanto para el arce como para el conjunto del castañar de El Soto, sería preciso la elaboración de los pertinentes estudios pormenorizados que detallasen:

- Estudio biológico y autoecológico del arce, reconocimiento de áreas cercanas en busca de otros ejemplares (ampliación de su distribución), catalogación y plan de conservación (control de factores de amenaza, posibilidades de introducción en parajes favorables).
- **Ámbito del Castañar de El Soto:**
Estudio detallado del espacio (características y dinámica ambiental, inventario florístico), medidas de protección de especies significativas (caso de especies recogidas en el Catálogo Regional, como *Quercus robur*, *Ilex aquifolium*, *Sorbus latifolia*, *Corylus avellana*, *Betula* ssp.)
Integración de política ambiental y forestal (dadas las actuales competencias y niveles de gestión administrativa), contemplando las posibilidades de gestión pública orientada a la conservación.
Medidas globales de conservación e integración paisajística del castañar en el entorno del Macizo del Jálama, contemplando el control de futuras actuaciones públicas pendientes, como es el caso de la ampliación de la carretera del Puerto de Santa Clara (San Martín de Trevejo a El Payo–Salamanca-)²⁰ y rutas 4x4 por la antigua calzada del Puerto, entre otras.

¹ -Jesús Izco: “Los bosques cántabro-atlánticos”. *Quercus*, 93, noviembre 1993: 6-14.

-VV.AA.: “Robledales y bosques mixtos de frondosas” (103-132), en Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica. Planeta. Barcelona, 1997.

² J. Antonio Durán: “Bosquetes autóctonos del litoral occidental de Cantabria”. *Quercus*, 177, noviembre 2000: 40-43.

³ Peinado Lorca, M. y Rivas Martínez, S. (editores): La vegetación de España. Universidad de Alcalá. Madrid, 1987.

⁴ Ceballos y Ruiz de la Torre: Árboles y arbustos de la Península Ibérica. IFIE. Madrid, 1979.

⁵ - Devesa Alcaraz, J. A.: Vegetación y Flora de Extremadura. Universitat Editorial. Badajoz, 1995.

- ICONA: Mapa forestal de España (Plasencia, 3-6; E. 1:200.000). Madrid, 1990.

Además de estas referencias, desde estas líneas se agradece la colaboración de Francisco María Vázquez Pardo en las tareas de reconocimiento taxonómico y búsqueda de citas en distintos herbarios.

⁶ - Navarro Andrés, F. et al.: “Bosques salmantinos y zamoranos y su relación con las series de vegetación que encabezan”. *Studia Botanica*, 6, 1987: 9-24.

- Luceño, M. y Vargas, P.: Guía botánica del Sistema Central español. Pirámide. Madrid, 1991.

- Peinado Lorca M. y Martínez Parras, J. M.: El paisaje vegetal de Castilla-La Mancha. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Toledo, 1985.

⁷ Valdés Franzi, A.: Flora y vegetación vascular de la vertiente sur de Sierra de Gata. Serie Resúmenes de Tesis Doctorales. Universidad de Salamanca. Salamanca, 1985.

⁸ Pablo Galán et al.: Árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares. Jaguar. Madrid, 1998

⁹ Blanco, Emilio: “Claves para la identificación de los arces de la Península Ibérica”. *Quercus*, nº 27, invierno 1987/88: 6-13.

¹⁰ Galán et al.: Árboles y arbustos ..., *op. cit.*.

¹¹ Ginés López González: La guía de Incafo de los árboles y arbustos de la P.Ibérica. Incafo. Madrid, 1982.

¹² Rivas Martínez, S. et al.: *El Sistema Central. De la Sierra de Ayllón a la Serra da Estrela* (419-451), en La Vegetación de España, Peinado Lorca, M. y Rivas Martínez, S. (editores). Universidad de Alcalá. Madrid, 1991.

¹³ Ladero, M.: *Distribución y catalogación de los espacios naturales vegetales en Extremadura*. Mérida, 1991.

¹⁴ García de Figuerola Paniagua, M.: Arqueología romana y altomedieval de la Sierra de Gata (El valle Valverde. Provincia de Cáceres). Universidad de Extremadura. Cáceres, 1999.



- ¹⁵ Rubio Sánchez, A.: “Ecología y aprovechamiento de los castañares en Extremadura”. *Montes*, nº 48, 1997: 39-44.
- ¹⁶ Grupo de Trabajo sobre Reforestación (Coord. Vázquez Pardo, F.M.): Catálogo de especies para forestación en Extremadura. Secretaría General Técnica de la Consejería de Agricultura y Comercio. Junta de Extremadura. Badajoz, 1995.
- ¹⁷ Rivas Mateos, M.: Flora de la provincia de Cáceres. Serradilla, 1931.
- ¹⁸ El Castañar de El Soto/Puerto de Santa Clara es uno de los enclaves de más reconocida valoración en distintos estudios y propuestas de protección del ámbito natural:
- Reconocimiento Territorial de Extremadura. MOPU, 1981. Se menciona como “Punto de interés botánico” el Puerto de Santa clara (San Martín de Trevejo/Eljas).
 - “Propuesta comarcal de sierra de Gata” (págs. 92-93), en: Los espacios protegidos en Extremadura. Un esfuerzo solidario con las generaciones futuras. Consejería de Medio Ambiente, Urbanismo y Turismo. Mérida, 1997. El Castañar de El Soto/Santa Clara se vincula al conjunto del *Macizo del Jálama*.
- ¹⁹ Decreto 37/2001 de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura (D.O.E. de 13 de marzo).
- ²⁰ A la vista de las formas y dimensiones de los proyectos de carreteras llevados a cabo por la Diputación Provincial de Cáceres en otros puertos cercanos (caso de Valverde del Fresno-Navasfrías).







ESTUDIO SOBRE *Serapias perez-chiscanoi* EN EXTREMADURA

Censo, diagnóstico y directrices para un Plan de Recuperación

Ángela Garrote Florencio

Ingeniero Técnico Agrícola.

Coordinadora del Grupo de Trabajo de Botánica de ADENEX

Carlos Bernal Chacón

Licenciado en Ciencias Biológicas.

Instituto del Corcho, la Madera y el Carbón Vegetal.

Junta de Extremadura

1. OBJETIVOS DEL ESTUDIO

Los objetivos específicos del presente trabajo son:

- 1 Conocer la situación actual de la especie en Extremadura, en lo relativo a taxonomía, poblaciones (nuevas e históricas), distribución, hábitats, amenazas y problemática de conservación.
- 2 Elaborar las bases y directrices para un “Plan de Recuperación en Extremadura”, mediante la conservación y recuperación de la población y su hábitat natural.

2. METODOLOGÍA

- 1 Se han llevado a cabo observaciones de campo sobre los enclaves de poblaciones históricas conocidas.
- 2 También se han realizado búsquedas de nuevas poblaciones en hábitats favorables para la especie, dentro de su área de distribución.
- 3 Revisión y actualización de la documentación y conocimientos sobre la especie, tanto en material bibliográfico y consultas a expertos, como en estudios directos in vivo.
- 4 En base a todos los datos obtenidos en las fases anteriores, se ha realizado una evaluación de la situación de la especie y se proponen las estrategias para un Plan de Recuperación.

3. ESTADO DE CONOCIMIENTOS Y SITUACIÓN DE LA ESPECIE

3.1. Sistemática y taxonomía

Nombre científico: *Serapias perez-chiscanoi* C. Acedo, *Anal. Jard. Bot. Madrid*, 47(2): 510 (1990)

Sinónimos:

Serapias lingua auct. hisp. non Linneo (1753)

Serapias viridis sensu J.L. Pérez Chiscano, non Velloso (1800)

Serapias cordigera L. var. ¿? (consultar Tyteca, 1997)

Serapias perez-chiscanoi C. Acedo, fue clasificada en 1990 por el Jardín Botánico de Madrid, al realizar un estudio de la especie, ya descrita como *Serapias viridis* en 1988 por José Luis Pérez Chiscano. Sin embargo, tal denominación científica ya estaba registrada por un autor del siglo XIX que citaba este taxón en Brasil. A pesar de ser muy dudosa esta cita en Sudamérica, entre otros motivos porque allí no está presente el género *Serapias*, la praxis botánica aconseja adoptar la segunda denominación, *Serapias perez-chiscanoi*, para evitar confusiones.

El género *Serapias* en Extremadura, está representado por cinco taxones específicos, con una subespecie. No se conocen híbridos, ni entre las especies, ni entre los géneros con los que normalmente conviven (Pérez Chiscano et al, 1991).

Las especies extremeñas del género son *S. cordigera* L., *S. lingua* L., *S. parviflora* Parl., *S. perez-chiscanoi* C. Acedo, y *S. vomeracea* Burm. Fil. subsp. *vomeracea* Briq.

De éstas, *S. perez-chiscanoi* y, parcialmente, *S. cordigera*, están limitadas principalmente a Extremadura, en la cuenca del Guadiana, mientras que las otras tienen una distribución amplia por la Comunidad Autónoma (Pérez-Chiscano et al, 1991).

La mayoría de autores mencionan tradicionalmente como la especie más emparentada con *S. perez-chiscanoi* a *S. vomeracea* subsp. *vomeracea* (Pérez-Chiscano et al, 1991; Keitel, 1991; Delforge, 1995 y 2002). Por otro lado, más recientemente, otros autores la relacionan, probablemente más acertadamente, con *S. cordigera*, de la cual habría evolucionado en un periodo relativamente reciente. Incluso algunos la reducen a una mera variedad o forma degenerada de esta última especie. Sin embargo, en las poblaciones extremeñas, *S. perez-chiscanoi* no suele aparecer junto a *S. cordigera*, ya que tienen hábitats bastante diferentes, sino, a menudo, junto a *S. lingua* y ocasionalmente con *S. parviflora*.

Citas de *Serapias* de color verdoso del Algarve portugués (Vale do Lobo -Janzen, 1993- y Barranco do Velho -Salkowski, 1993-), descritas como formas de *S. cordigera* (Tyteca, 1997), han sido ilustradas con fotografías que parecen presentar características diferentes a las plantas extremeñas. Así, en Barranco do Velho (Algarve), Kreutz (1995) observa que las formas encontradas no son idénticas a *S. Pérez-chiscanoi*.

Tyteca (1995) cita una nueva localidad, Galaxos, también en el Algarve, con formas verdes, conviviendo con otras de color rosado, más abundantes, llegando a la conclusión, de que se trata de simples variantes de *S. cordigera*. Finalmente, Tyteca (1997) concluye que las descripciones de *Serapias* en Extremadura, así como las del Algarve, que presentan coloraciones verdosas, amarillentas o rosadas, incluso otras descripciones atribuidas a *S. vomeracea*, son formas degenerativas de *S. cordigera* (Journal Europäischer Orchideen, Vol. 29, Octubre 1997, págs. 267 y ss). Nosotros, a través



de las observaciones en pleno campo y de los análisis realizados en el presente estudio, disentimos de esta afirmación, como intentamos demostrar a continuación.

S. perez-chiscanoi presenta una gran uniformidad y estabilidad en sus caracteres, con claras diferencias respecto a *S. cordigera* y otras especies del género. En cualquier caso, deberían investigarse con más profundidad las características, hábitat y variación genética de estas plantas para establecer con mayor claridad el estatus de cada especie.

Estas son algunas de las características diferenciales de *S. perez-chiscanoi* respecto de *S. cordigera*:

- Parece ser una especie 100% autógena (aunque este rasgo ha sido puesto en duda recientemente -ver apartado de floración), mientras que *S. cordigera* tiene polinización cruzada.
- El hábitat es diferente del de *S. cordigera*. Inferior a 600 metros s.n.m.
- El tamaño medio de la planta bastante inferior al de *S. cordigera*. 10-45 cms. de altura en el tallo y hojas de 4-25 cms. de largo.
- Inflorescencia corta, densa, en “espiral”, con 1-13 flores, frente a una inflorescencia laxa y derecha en *S. cordigera*.
- Ginostemo siempre blanco, el de *S. cordigera* siempre rojo.
- Angulo del labelo de la flor de 45-90° con el tallo; en *S. cordigera* el labelo apunta hacia atrás (paralelo con el tallo).
- El color sería un aspecto diferencial de escaso valor, ya que aparecen variaciones y decoloraciones con relativa frecuencia en las otras especies.

Respecto al color, como ocurre en otras *Serapias*, hay una cierta variabilidad, y existen varias formas diferentes de la especie según esta característica, que es importante conocer:

Formas básicas

En general hay dos formas o variedades básicas, la “forma verde” y la “forma roja”. Pueden ocurrir juntas, pero a veces las poblaciones tienen solamente plantas de una u otra. Su estructura es igual pero ocurren formas intermedias de color.

- Forma verde: Su color es completamente verde claro incluyendo las flores, pelosidad, ovario, tallo y hojas. A veces aparecen puntos rojizos en los nervios de las flores, de las brácteas y del tallo.
- Forma roja: Esta forma también es verde pero tiene flores verdes con pelosidad rojiza y nervios rojizos en las flores, tallos, ovarios y hojas. También tiene un hipoquilo (parte del labelo) de color rojizo, comparado con el hipoquilo verdoso o rosado claro, a veces, de la forma verde.

Otras formas

Muy ocasionalmente aparecen otras variedades, pero son muy raras. También es muy difícil decidir si estas variedades son solo formas diferentes o quizás híbridos con otras especies de *Serapias*.

- Forma rosa: Hemos localizado plantas rosadas, tres en total, en la población Aljucén 2 (Sur), entre formas verdes de *Serapias perez-chiscanoi*. Son exac-

tamente iguales en morfología y altura a las dos primeras formas descritas; solamente las flores son completamente rosadas con nervios rojizos, al igual que el labelo (hipoquilo y epiquilo). Las flores superiores son ligeramente más rojizas que las inferiores. Las brácteas tienen un color rosado muy claro con nervios rojizos. El ovario es completamente verde, al igual que el tallo y las hojas.

- Forma blanca: Toda la población (unas 13 plantas) en el entorno del embalse de Cornalvo es también diferente. En lugar de flores verdosas, estas plantas las tienen blancas. Las flores son completamente blancas con pelos blancos y nervios verdes. El hipoquilo es amarillo. Las brácteas son blanco verdoso con nervios verdes. Estos nervios verdes tienen puntos rojizos muy claros. El ovario es verde y también aquí aparecen puntos rojizos en los nervios. El tallo es verde también con puntos rojizos muy claros. Las hojas son verdes.

3.2. Distribución geográfica

La orquídea *Serapias perez-chiscanoi* parece ser endémica de la cuenca del Guadiana (Pérez Chiscano et al., 1991), con todas las citas conocidas en su margen derecha y dentro de la provincia de Badajoz, si bien se tienen algunas citas históricas en Portugal, dentro de la misma cuenca hidrográfica en su margen derecha. Así mismo, se han dado un par de citas (para nosotros dudosas) en la cuenca del Tajo portugués –representando además otra provincia corológica–, como *S. viridis*, en dos localidades, Serra de A Rabida y Maфра/Sintra (E. Breiner & R. Breiner Keitel, Journal Europäische Orchideen, Vol. 27, Diciembre 1.995, págs. 663-668).

Según informaciones de investigadores botánicos de la Universidad de Évora (Doctoras Rute Caraga y Maricia Pereira, com. pers. 2003) respecto a estas citas, señaladas como *S. viridis*, la verdadera *S. perez-chiscanoi* tiene otra apariencia. Esta especie se parece mucho a la forma hipocromática de *S. parviflora*, la cual aparece ocasionalmente y en pequeños grupos.

S. perez-chiscanoi (*S. viridis* según otros) podría ser encontrada también fuera de la zona del Guadiana. Hemos visto fotos de plantas tomadas en Alentejo-Portugal (Caraga & Pereira, com. Pers. 2003) que parecen coincidir o se aproximan mucho a *S. perez-chiscanoi* de Extremadura.



Figura 1. Detalle de inflorescencia de *Serapias perez-chiscanoi*



Nuestra investigación se limitó exclusivamente al valle del Guadiana y áreas periféricas en Extremadura, donde, a falta de confirmación de otras citas posibles, se circunscribe con certeza científica la distribución geográfica conocida de la especie y, en cualquier caso, se concentra el grueso de su población mundial.

3.3. Estatus de población en Extremadura

Se conocían, dentro de Extremadura, 10 poblaciones históricas (Pérez Chiscano, 1988), cinco de las cuales parecen haber desaparecido, ya que no pudimos encontrar ejemplares durante la realización del presente estudio, aunque hay que tener en cuenta que cuando las condiciones se vuelven desfavorables, las partes subterráneas pueden subsistir largo tiempo, a veces sin emitir prácticamente ninguna hoja.

En la actualidad se han encontrado 11 poblaciones en la región (ADENEX, 2.003 -inédito-), seis de ellas no conocidas con anterioridad, cuyo censo total arroja la preocupante cifra de unos 320 individuos. Aunque deben existir otras localizaciones, en la mejor de las estimaciones, según expertos consultados, la población regional de la especie no debe superar el millar de plantas.

Poblaciones desaparecidas (existentes en 1991):

- Villar del Rey
- Aljucén
- Santa Amalia
- Acedera
- Villanueva de la Serena

Poblaciones ya conocidas (1991) que se ha encontrado:

- Palazuelo
- Trujillanos
- Valdebótoa
- Obando
- Valverde de Mérida

Nuevas poblaciones (2003):

- Valdecaballeros
- El Gamo
- Embalse de Cornalvo
- Aljucén 1 (Norte)
- Aljucén 2 (Sur)
- Badajoz

3.4. Ecología y Sociología

Se trata de una especie con una marcada ligazón por los suelos sueltos, de carácter ácido y de origen sedimentario, en su más amplia categoría, desde los suelos

sedimentarios poco evolucionados, prácticamente aluviales, a aquéllos sedimentarios evolucionados del tipo <<rañas>>. Siempre prefiere zonas abiertas, con una cierta exposición sur-sureste. En general, no suele soportar el encharcamiento constante durante largos periodos de tiempo, aunque prefiere zonas de inundación temporal y es posible encontrarla en las praderas no roturadas de majadales y pastizales adheridos de toda la margen derecha del Guadiana en Extremadura y algunos puntos dispersos de Portugal. Suele asentarse en las comunidades de *Tuberarion guttatae*, *Agrostidion castellanae* y *Brizo-Holoschoenion*, aunque ocasionalmente puede aparecer en *Poetalia*. Son compañeras de especies de terófitos como *Poa* sp., *Vulpia* sp., *Bromus* sp., *Trifolium* sp. y *Medicago* sp. Sin embargo, son diferenciales para su hábitat la presencia de herbáceas perennes, como *Isoetes histrix*, *Scirpus holochaenus*, *Asphodelus ramosus* y especies del género *Serapias*, como *S. lingua*, *S. parviflora*, *S. stenopetala* o *S. Cordigera* (Vázquez Pardo, F.M., com. pers. 2003).

3.5. Floración

La antesis discurre desde primeros de abril hasta mediados de mayo, dependiendo de la evolución climatológica primaveral. Las flores aparecen en inflorescencias de 3-13 flores, verde pálidas, a veces con nerviaciones púrpuras, y suelen permanecer durante 2/3 semanas hasta su fecundación.

Según Pérez-Chiscano et al (1988), tras la observación de gran número de flores en campo y experimentación en maceta durante varios años, esta especie sería autó-gama (la flor es fecundada por su mismo polen) y cleistógama (fecundación cuando la flor está aún cerrada). Sin embargo, según Vázquez Pardo (com. pers. 2003), el comportamiento reproductor de esta especie aún no puede darse por zanjado, ya que su carácter autó-gamo no se ha confirmado de pleno, y la posibilidad de cleistogamia se reduce a determinadas poblaciones e individuos con flores cerradas que ocasionalmente se autopolinizan y forman semillas. No obstante, este comportamiento no es generalizado y su persistencia con los años no es constante en las poblaciones e individuos, por tanto su carácter autó-gamo y más concretamente su autogamia debía estudiarse para determinar claramente estos niveles en las poblaciones y sobre todo el grado de heterosis con el que cuentan.

3.6. Estatus de protección legal

Hasta el 2001, *S. perez-chiscanoi* no estaba protegida. La ausencia de medidas de protección, especialmente de su hábitat, ha podido ser determinante en la probable desaparición en los últimos 12 años de las 5 poblaciones históricas, que no se han encontrado en el presente estudio (Villar del Rey, Aljucén, Santa Amalia, Acedera y Villanueva de la Serena) en las que no se han localizado ejemplares. No ha existido ningún tipo de control y en los núcleos de las poblaciones no existían limitaciones al uso del suelo.

Serapias perez-chiscanoi está actualmente clasificada “en peligro de extinción” en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura (Decreto 37/2001). Según establece dicho decreto, en su artículo 2.1.a., esta categoría está “reservada para aquéllas especies cuya supervivencia es poco probable si los factores causales de su



actual situación siguen produciéndose. Su catalogación exigirá la redacción de un Plan de Recuperación, en el que se definirán las medidas necesarias para eliminar tal peligro de extinción”.

Serapias perez-chiscanoi es la única especie de la familia *Orchidaceae* clasificada “en peligro de extinción”, y una de las 7 especies botánicas incluidas en tal categoría, que representa el máximo nivel de protección de las cuatro posibles, que considera el citado catálogo.

Según la Lista Roja de la Flora Vascular Española (publicada en Conservación Vegetal, nº 6, noviembre 2000. Boletín de la Comisión de Flora del Comité Español de la UICN), en que se aplican los criterios de catalogación de la UICN, *Serapias perez-chiscanoi* aparece en la Categoría “VULNERABLE, D2”, que indica: “Tasa de reducción de la población del 20 % en 10 años ó 3 generaciones (vulnerable)”; “población muy pequeña o restringida (D)” y “área de ocupación inferior a 100 Km o menor de 5 localidades (D2)”.

4. AMENAZAS ACTUALES PARA LA ESPECIE

4.1. Amenazas generales

Los principales riesgos identificados para la viabilidad de las poblaciones de la especie en Extremadura son los siguientes:

- Intensificación de la agricultura y del laboreo del suelo en general.
- Exceso de carga ganadera o cambios en el régimen o tipo de pastoreo.
- Destrucción del hábitat y desaparición de poblaciones por los cambios en el uso del suelo, incluyendo nuevos aprovechamientos agrícolas, plantaciones forestales, urbanizaciones, construcción de nuevas infraestructuras o ampliación de las existentes (carreteras y caminos, ferrocarriles, embalses, líneas eléctricas, canalizaciones de ríos y arroyos, extracciones o deposición de áridos, canteras y minas,...).
- Fragmentación y aislamiento de sus poblaciones por esos mismos cambios de uso del suelo, con mayor riesgo de pérdida de intercambio genético, incapacidad de extensión de las poblaciones y menor potencial de recuperación frente a las perturbaciones.
- Utilización de herbicidas en la limpieza de arcenes y taludes o cambios en su vegetación.
- Cambios en el régimen y calidad del caudal de ríos y arroyos o en el nivel freático.
- Contaminación del suelo o modificación de sus propiedades físico-químicas (fertilización, enmiendas, salinización, fuegos, etc.).
- Recolección excesiva de ejemplares.

4.2. Situación y amenazas por poblaciones.

Palazuelo

Esta población se encuentra fraccionada entre la rampa y el arcén de una línea abandonada de tren. Se han encontrado 20 plantas, de las cuales 4 estaban situadas a

unos 450 m. de las 16 restantes. Las 20 plantas presentaban 36 inflorescencias con un total de 215 flores. Entre las plantas pudimos observar 22 plántulas jóvenes. La mayoría de la población se encuentra en alianza con *Agrostidion castellanae* y una cantidad pequeña entre un sembrado de avena. La mayor amenaza para esta población es la intensificación agrícola. Al otro lado de las vías el arcén ha sido puesto en regadío y es muy probable que en ese arcén existieran previamente poblaciones de *S. perez-chiscanoi*. Otro peligro es el pastoreo, que se lleva a cabo aparentemente con una intensidad moderada pero puede seguir representando una amenaza, sobre todo en época de floración y fructificación (marzo a junio). Otro problema observado es el daño que sufren las flores debido a orugas (*Pieris/Artogeia*).

Trujillanos

Con 81 ejemplares, podemos decir que esta es la población más grande encontrada. Había 6 plantas separadas del gran grupo muy cerca de arbustos -*Cistus*- entre una vegetación en relación con *Tuberarion guttatae*. Estas 6 plantas tenían 9 inflorescencias con un total de 49 flores y 4 plántulas. El resto, 75 plantas, presentaban 112 inflorescencias con un total de 666 flores, con 90 plántulas. Este grupo se encuentra entre una vegetación del tipo *Agrostidion castellanae*, en los límites del Parque Natural de Cornalvo. Esta población no parece estar directamente amenazada, si bien se encuentra en una gran dehesa al lado del Parque Natural de Cornalvo donde se realiza un tipo de pastoreo extensivo de ovino y vacuno.

Valdebe toa

Esta población consta de 15 plantas en la parte baja de una colina de una gran dehesa, en la que pastorean vacas de una forma intensiva. Había 25 inflorescencias y un total de 141 flores y 9 plántulas. La población se encuentra en alianza con *Agrostidion castellanae*. En esta dehesa se lleva a cabo un pastoreo de vacuno bastante intensivo, lo cual puede poner en grave peligro la población dentro de unos años. Las plantas localizadas se encuentran protegidas por *Asphodelus*, una liliácea no consumida por el ganado. En lugar de zonas de vaguada encharcables, las plantas de esta población se encuentran en una pendiente más seca y pobre. La propiedad de la finca está excavando canales en el nivel más bajo de la dehesa, probablemente para favorecer el drenaje del agua, lo cual no favorece a *S. perez-chiscanoi*, ya que ésta necesita de un suelo bastante húmedo. También hemos comprobado que esta dehesa es fertilizada artificialmente, ya que hemos encontrado plantas nitrogenadas, sobre todo en las zonas bajas.

Obando

Esta población se encuentra en suelos bastante húmedos, en relación con *Scirpus holoschoenus*, en una dehesa propiedad de la Junta de Extremadura, del T. M. de Navalvillar de Pela. Estaba dividida en 3 subpoblaciones, formando un triángulo a una distancia de unos 100 m. entre ellas. Entre las subpoblaciones, encontramos algunos ejemplares en solitario. La alianza de toda la población es del tipo *Brizo-Holoschoenion*. El número de plantas es 63, en 66 inflorescencias con un total de 355 flores y 27 plántulas. Se nos informó que en junio de 2003 empezaba la construcción de un centro de información ambiental, en el que también tendría una especial consideración y tratamiento *S. perez-chiscanoi*. Debe ser vigilado el uso puntual de este espacio para romerí-



Figura 2. *Serapias Perez-chiscanoi* en floración

dación y pisoteo, justo en la época de floración, a finales de abril. En el segundo subgrupo, que se encuentra en una dehesa, no observamos una amenaza directa. Simplemente, debería disminuir o al menos no aumentarse la carga ganadera en la zona, ya que algunos ejemplares observados estaban comidos.

Nuevas poblaciones (2003)

Valdecaballeros

Esta población se encontraba en una especie de zanja o arcén a lo largo de una carretera poco utilizada. Las plantas se ubican en un espacio reducido de unos 6 metros cuadrados, muy cerca unas de las otras. El número total de plantas es de 29, con 24 inflorescencias con un total de 120 flores y 22 plántulas. La alianza de esta población es del tipo *Agrostidion castellanae*. Actualmente no se observan amenazas visibles, salvo la posible y creciente invasión de matorral. Probablemente, los pastores no llevan su ganado a pastar al no haber otros pastizales cerca. A ambos lados del camino los arceñes estaban en su mayor parte cubiertos por matorral (*Cistus*, *Lavandula*...) y pinos.

as y concentraciones masivas de personas y vehículos, y es necesario adaptar la gestión del centro de información para que no afecten a la población de la planta. Además, estas obras pueden alterar el balance hídrico del suelo.

Valverde de M rida

Una parte de la población estaba constituida por 10 plantas, que crecían en el arcén de la carretera. La otra parte de la población se encuentra protegida del ganado por una valla. Este segundo grupo era de 12 plantas dispersas y a 150 m. del cauce de un arroyo estacional, por el cual solamente corre el agua en invierno y primavera. El número total de plantas de esta población es de 22, con 30 inflorescencias y 149 flores. El total de plántulas 25. La alianza de toda la población es del tipo *Agrostidion castellanae*. El primer subgrupo de esta población estaba viéndose muy afectada por pastoreo de vacas y ovejas, con efectos de pre-

El Gamo

Con cuatro ejemplares, es la población más pequeña que hemos encontrado. Se situaba en medio de una gran dehesa dentro del P.N. de Cornalvo, donde pastorea ganado vacuno. Las 4 plantas presentaban 6 inflorescencias con un total de 39 flores y 3 plántulas. El tipo de vegetación puede clasificarse como un intermedio entre la alianza *Agrostidion castellanae* y *Brizo-Holoschoenion*. No se observan tampoco amenazas graves sobre esta población, salvo la posibilidad de roturaciones lineales en márgenes de caminos (a modo de cortafuegos), que pudieran contener algunas plantas, o el ocasionado por pastoreo extensivo.

Embalse de Cornalvo

Esta población nos la indicaron los habitantes de la zona y guardería del parque. De las 13 plantas que se suponía que la formaban, solamente había 3, el resto no las encontramos, quizás porque estaba bastante avanzada la primavera y la vegetación había crecido mucho. Ésta población está en una dehesa, cerca del embalse de Cornalvo y a diferencia de las otras, se encontraba en alianza con *Tuberarion guttatae*. No hemos observado ninguna amenaza directa sobre esta población. No se observó ningún tipo de pastoreo en los alrededores. Quizá esto pueda causar problemas en el futuro si la vegetación crece de manera exagerada. En este momento la población se encuentra en un tipo de alianza de *Tuberarion guttatae* que contiene principalmente arbustos tipo *Cistus* y *Lavandula*, una vegetación más cerrada y alta que los tipos más típicos con los que convive *S. perez-chiscanoi* (*Agrostidion castellanae* y *Brizo-Holoschoenion*).

Aljuc n 1 (Norte)

Igualmente, la encontramos gracias a la información contrastada procedente de los habitantes de la zona y técnicos de la Dirección General de Medio Ambiente. Nos aseguraron que podíamos encontrar 30 plantas en una gran dehesa, en el entorno de un pequeño y húmedo valle. Nosotros rastreamos la zona pero no pudimos encontrar la población porque ya estaba muy avanzada la primavera, la vegetación había crecido mucho y las *S. perez-chiscanoi* probablemente ya se habían marchitado. La alianza en la cual las plantas se encontraban es del tipo *Agrostidion-castellanae*. No hemos observado ningún ejemplar en el lugar indicado por el descubridor. Lo único que podemos indicar es que en esta zona hay una alta actividad de pastoreo de ganado vacuno, lo cual puede causar problemas en el futuro.

Aljuc n 2 (Sur)

También esta población se conoce, gracias a la comunicación personal de técnicos cualificados y su localización a la ayuda de los habitantes de la zona, los cuales nos informaron de que hay alrededor de 60 plantas en una gran dehesa y un valle húmedo, que es provocado por el río Aljucén. Nosotros visitamos la zona pero no pudimos encontrar las plantas debido a que la primavera estaba avanzada. El tipo de alianza del lugar es *Agrostidion castellanae* y *Brizo-Holoschoenion*. En este lugar se desarrolla un tipo de pastoreo extensivo. No observamos ningún tipo de amenaza directa sobre esta población.



Badajoz

Esta población se encuentra en un amplio arcén, a lo largo de una carretera poco transitada. El número total de plantas es de 11, con un total de 16 inflorescencias, con 103 flores y 23 plántulas. El tipo de alianza es *Agrostidion castellanae*. Se encuentra rodeada de una explotación agrícola. A pesar de esto las unidades de *S.perez-chiscanoi* no parecen verse afectadas por esta situación. Sin embargo, la vegetación herbácea presente en este lugar es más alta y densa que la existente en otras poblaciones, lo cual puede afectar al hábitat de tal manera que dentro de unos años *S.perez-chiscanoi* no pueda sobrevivir. Otro problema que hemos observado son las huellas de tractor que atraviesan el lugar. Si esto sucede a menudo podría causar daños irreversibles a la población.

5. PROPUESTAS DE ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN Y DE RESTAURACIÓN DE LAS POBLACIONES Y SU HÁBITAT

5.1. Inventario y evaluación de las poblaciones

- Delimitación exacta, y cartografía, mediante localización en cuadrícula UTM con definición de 1 m, de todas las poblaciones conocidas de la especie.
- Señalización adecuada de las poblaciones.
- Seguimiento periódico (preferentemente anual) de las poblaciones conocidas, mediante conteo total de ejemplares en época de floración y valoración de la situación del hábitat. Este seguimiento anual debe permitir conocer la variación interanual del número de individuos y detectar a tiempo posibles situaciones de riesgo que requieran una actuación urgente. Debe valorarse en función de los datos obtenidos la situación y tendencia general del estado de conservación de la especie y, en consecuencia, adaptar periódicamente las medidas adoptadas para su recuperación.
- Cuando no sea posible evitar la destrucción del hábitat o de ejemplares de una población de *Serapias perez-chiscanoi*, por alguna actuación o circunstancia irremediable, debe plantearse el realizar un traslado de la población a lugares del entorno que, tras un estudio climo-edafológico, resulten claramente adecuados para una nueva población y estén libres de amenazas inmediatas a su conservación. Esta tarea puede realizarse mediante el trasplante de los bulbos localizados tras la floración, y/o mediante el traslado cuidadoso de la capa superficial de tierra en la que crece la población, al nuevo emplazamiento. Deben llevarse a cabo controles periódicos posteriores para verificar el éxito del nuevo asentamiento de la población.
- Búsqueda sistemática de nuevas poblaciones, en lugares con características adecuadas a la ecología de la especie, principalmente dentro de su área de distribución conocida y, especialmente, en el entorno de las poblaciones históricas en las que no han sido localizados ejemplares durante el presente estudio.

5.2. Creación de nuevas poblaciones

- Se debe estudiar la viabilidad y necesidad de un programa de restituciones para recuperar las poblaciones deterioradas o perdidas y para ampliar el área de distribución de la especie. Existen numerosos lugares que aparentemente presentan características adecuadas para el desarrollo de *S. perez-chiscanoi*, pero en las que, sin embargo, no aparece. Una razón puede ser la no llegada de semillas (aunque las semillas de orquídeas, diminutas, presentando un aspecto pulverulento, se cree que pueden ser transportadas a más de 1000 km de distancia), problemas en su producción, en cantidad o calidad, por ejemplo debido a la autogamia, o problemas de implantación de las jóvenes plántulas durante sus primeras fases de crecimiento (observado en algunas poblaciones). Esto debe ser investigado dentro de la ecología reproductiva de la especie. Para otras especies de orquídeas se ha comprobado que debe sobrepasarse un umbral de cantidad (de plantas y poblaciones) para que se produzca una dispersión masiva efectiva.
- La metodología de introducción deberá estar contrastada, en cualquier caso, por experiencias previas. Expertos y botánicos conocedores de la especie (J.L. Perez-Chiscano, F.M. Vazquez Pardo, S. Tonk y C. Venhuis, o técnicos de Adenex, entre otros), podrían indicar zonas adecuadas para su introducción. En estas zonas de nueva introducción, por otro lado, las medidas de conservación deberán ser similares a las definidas para las poblaciones naturales. También puede plantearse el reforzamiento de poblaciones en declive con ejemplares o semillas de otras más saludables.
- El establecimiento de nuevas poblaciones se podría llevar a cabo partiendo de semillas a partir de ejemplares de las localidades más próximas y de la misma ecología. La cantidad anual de material de reproducción a extraer de la población silvestre debería contener la mayor representatividad y variabilidad genética posible, pero debe ser al mismo tiempo severamente limitada, condicionándose a que no produzca alteraciones perjudiciales en la reproducción natural, limitándose la cantidad recolectada dentro de una población, y solamente en las poblaciones demográficamente saludables.
- Se realizaría un seguimiento de cualquier introducción efectuada, controlando la supervivencia de los individuos introducidos, así como las tasas de reclutamiento de nuevos individuos de forma natural y el estado del hábitat. Hasta que no se produzca el reclutamiento de nuevos individuos en mayor número que la mortalidad a lo largo de varias temporadas sucesivas no se considerarán estables las poblaciones procedentes de introducciones.

5.3 Conservación de material genético

- Se debería facilitar la conservación de semillas, polen, material vegetativo u otro material genético de *Serapias perez-chiscanoi* en más de un banco de germoplasma, así como el establecimiento de colecciones vivas en jardines botánicos, centros de investigación u otros centros de conservación «ex situ». En todos los casos, para remitir material a cualquier centro se requerirá que éste se encuentre claramente vinculado con la conservación de la diversidad biológica extremeña.



5.4 Medidas de protección del hábitat

- Gracias al trabajo de campo realizado, se ha podido mejorar en gran medida el conocimiento de las características ecológicas del hábitat de *S. perez-chiscanoi*. Con la ayuda de estos datos, podrían llevarse a cabo diversas medidas generales de protección, tanto para las poblaciones existentes, como para las zonas potenciales de crecimiento o expansión de esas poblaciones.
- Debido a la intensa actividad agraria, ganadera y constructora en general, varias de las poblaciones se encuentran bajo un gran riesgo, lo cual recomienda la realización de medidas urgentes de protección y recuperación. La actividad humana debe ser controlada en las zonas de desarrollo de la especie si no quiere verse una rápida regresión de los núcleos que sobreviven.
- Estas poblaciones son generalmente de pequeño tamaño y difíciles de localizar, principalmente localizadas en terrenos particulares y no en tierras públicas o reservas donde sería mucho más sencillo su control y protección. Por todo ello, recomendamos como medida principal de protección la creación de microrreservas de flora, un nuevo instrumento de protección en nuestro país, utilizado para la protección de hábitats localizados y específicos. Este modelo de reserva ha sido ya desarrollado en diferentes modalidades por las Comunidades Autónomas de Castilla La Mancha y Valenciana, con bastante éxito y reconocimiento internacional. Estas microrreservas, cuyo tamaño puede ser bastante reducido, deben incluir zonas periféricas de protección, y podrían ser incluidas en la red Natura 2000. Nuestras reco-



Figura 3. Hábitat típico de *Serapias Perez-chiscanoi* en cuneta húmeda (*Brizo-Holoschoenion*).

mendaciones para su gestión y la regulación de los usos y aprovechamientos en ellas se resumen en el Anexo I. Existe la posibilidad de utilizar para las microrreservas figuras de protección ya contenidas en nuestra legislación, como “Lugar de Interés Científico” [Ley 8/98], adaptándola a las necesidades de esta especie. Otras medidas generales de protección del hábitat se mencionan a continuación.

- Como alternativa a las microrreservas, en las poblaciones menos amenazadas, sometidas a pastoreo, debe eliminarse esta actividad desde finales de diciembre hasta finales de junio, indicándolo en su caso con señales específicas. Podría definirse y aplicarse en las zonas donde se encuentren las poblaciones un modelo de gestión del pastoreo compatible con la existencia de la especie, incluyendo cargas ganaderas admisibles (UGM/ha), tipos de ganado, y distribución temporal y espacial.
- Por otro lado, en poblaciones no pastoreadas, con gran crecimiento incontrolado de la vegetación herbácea o leñosa, puede implantarse un sistema de pastoreo extensivo durante los meses de no floración (julio a diciembre), como medida de control de esta vegetación competidora con *S. perez-chiscanoii*. Otro sistema, utilizado en reservas de orquídeas de otros países, por ejemplo en Holanda: Zwanewater (Noord-Holland), Meijendel (Zuid-Holland)...), es el segado y retirado periódico de la vegetación sobrante, aunque probablemente sea preferible el pastoreo extensivo como factor más natural para conservar las propiedades del suelo.
- Debe informarse a los propietarios privados de las tierras en las que crece esta especie de su existencia e importancia. Deben ser convencidos de que algo muy especial y único crece en sus terrenos. Los propietarios deben conocer los lugares exactos donde crece la especie, ya que normalmente, las poblaciones situadas en grandes dehesas ocupan zonas pequeñas y localizadas, y la mejor medida de protección es continuar con el manejo tradicional del terreno, evitando el aumento de la carga ganadera, el laboreo del suelo, el uso de productos químicos, los drenajes y otros tipos de actuaciones (ya comentados como Amenazas para la especie). Sería conveniente el establecimiento de acuerdos por parte de la Junta de Extremadura con los propietarios de los terrenos en los que se asientan las poblaciones, en los que se incluyan los modelos de usos y aprovechamientos compatibles con la conservación de la especie.
- La Consejería de Agricultura y Medio Ambiente debería realizar y financiar vallados de protección frente a la acción de los herbívoros, silvestres o domésticos, en las áreas que lo requieran para conservación, recuperación o expansión de la especie. Los acuerdos con los propietarios podrían incluir el establecimiento de estos vallados de protección, en los cuales se debe excluir el pastoreo durante los meses de crecimiento y floración de la planta, de enero a junio, ambos inclusive, y/o se limite a una carga y régimen ganadero del tipo mencionado anteriormente. (La exclusión total al pastoreo podría inducir a la invasión por el matorral o el arbolado, excluyendo tal vez a la especie; hay que hacer un seguimiento en cada caso para ver si el cambio de uso hace que se modifique negativamente la vegetación).
- Asimismo, es muy recomendable otorgar indemnizaciones a los propietarios por pérdidas de renta, especialmente en las zonas de pastoreo más intensi-



vo. Esta medida puede ser válida también para las poblaciones que se encuentran en arcones y los propietarios quieran incluirlas dentro de su explotación. Los agricultores y ganaderos deben ser compensados siempre y cuando cualquier medida tomada, como la creación de microrreservas, les suponga no poder explotar sus tierras con completa libertad. Cabe recordar que hablamos de pequeñas parcelas de escasos metros cuadrados. También pueden y deben considerarse ayudas para acciones o inversiones beneficiosas para la conservación y recuperación de las poblaciones.

- Cuando se considere necesario o exista la oportunidad, se debe procurar la adquisición de los terrenos que constituyen hábitat de la especie por la Junta de Extremadura. En lugares como riberas, arcones y taludes que sean de propiedad pública, debe hacerse una delimitación clara que evite la usurpación del uso por la agricultura o la ganadería de las fincas colindantes, por ejemplo.

El Parque Natural de Cornalvo podría ser ampliado para incluir a las poblaciones existentes en sus márgenes, con lo cual podrían tener una mayor protección y vigilancia, además de ser un añadido al valor natural del Parque.

Las actividades tradicionales o de bajo impacto pueden ser compatibles generalmente con la conservación de la especie, siempre con una evaluación previa y seguimiento periódico de sus efectos. Entre estas actividades estarían:

- Pastoreo extensivo, en las condiciones antes mencionadas.
- La caza (deben sopesarse antes de su autorización los riesgos de contaminación del suelo debido a los proyectiles u otros elementos, regularse los tipos de caza permitidos y cualquier otro aspecto relevante).
- Cualquier otro uso tradicional que se considere compatible con los fines de las zonas a proteger y con la conservación o mejora de las características del hábitat y de las poblaciones de la especie (p.ej. la apicultura).
- El turismo ecológico, la divulgación y el uso científico.

Por el contrario, deben evitarse en los enclaves habitados por la especie todas aquellas actuaciones que supongan un cambio de uso del suelo y nuevas infraestructuras, construcciones o edificaciones de cualquier tipo, así como la modificación de las existentes, y cualquier actividad que suponga la destrucción de hábitat de la especie, de toda o parte de su población o una modificación negativa de las características del suelo y del hábitat en general. En el apartado de “Amenazas actuales para la especie”, se han enumerado algunas de las actividades que se consideran más dañinas para su conservación.

También en el exterior de las poblaciones hay actuaciones que pueden afectar negativamente al hábitat de la planta, por ejemplo el aprovechamiento de las aguas superficiales o subterráneas (pozos, drenajes, embalses, canalizaciones...), que pueden afectar a los regímenes hídricos y al nivel freático, el uso de productos químicos y los vertidos que pueden ser arrastrados hasta las poblaciones cercanas de la planta, la contaminación, ciertos fuegos, etc.

Actividades como ciertos manejos de la vegetación de las cunetas y arcones de las carreteras, por ejemplo mediante la aplicación de herbicidas, pueden ser fatales para ciertas poblaciones de la especie, y podrían ser fácilmente evitados mediante cambios en las técnicas utilizadas para esos enclaves y/o una adecuada señalización.

Debe prohibirse la circulación de tractores y otros vehículos por encima de las poblaciones, no sólo durante la época de crecimiento y floración, sino durante todo el año, debido al efecto de compactación del suelo.

5.5. Resumen de medidas de protección por poblaciones

Para cada caso particular, en función de la problemática observada, recomendamos una serie de medidas como las más urgentes o necesarias. Estas medidas las hemos agrupado en siete básicas, que son las siguientes:

- A. Creación de microrreserva
- B. Prohibición de pastoreo para ganado en época de crecimiento y floración (enero-junio)
- C. Informar a los propietarios de las tierras
- D. Compensación económica a los propietarios de las tierras
- E. Introducción de periodo de pastoreo extensivo entre julio y diciembre
- F. Compra del terreno por la Administración Regional
- G. Ampliación de límites del Parque Natural de Cornalvo

POBLACION	MEDIDAS PROPUESTAS
-----------	--------------------

Valdecaballeros	B, F
Obando	A
Palazuelo	A, E, F
Valverde de Mérida	
Zona de arcén	A, F, G
Zona de dehesa	C, D, G
Trujillanos	C, G
El Gamo	C, E
Embalse de Cornalvo	C, E
Aljucén 1	C, D
Aljucén 2	C
Valdebótoa	A, C, D
Badajoz	B, E, F

5.6. Priorización de las poblaciones para su protección según su importancia y grado de amenaza.

Proponemos aquí una priorización de las poblaciones en función de su importancia poblacional o de la urgencia de actuaciones de protección sobre ellas. En cada una indicamos los argumentos utilizados para su clasificación:

1.- Trujillanos

- Existencia de importante regenerado de jóvenes plantas.
- Hábitat de la zona potencialmente adecuado para *S. perez-chiscanoi*.
- Población situada en el centro de su área de distribución.
- Pocos riesgos de alteraciones humanas.



Figura 4. Hábitat típico de *Serapias Perez-chiscanoi* en pastizal de dehesa (*Tuberarion guttatae*).

2.- Obando

- Existencia de importante regenerado de jóvenes plantas.
- Hábitat de la zona potencialmente adecuado para *S. perez-chiscanoi*.
- Población situada en el este del área de distribución.
- Pocos riesgos de alteraciones humanas al tratarse de un espacio protegido (solamente los derivados de la construcción del centro de información). Debe controlarse la presencia masiva de personas, vehículos y ganado (caballos) en momentos puntuales, al menos durante el periodo de floración-fructificación.

3.- Valdecaballeros

- Existencia de importante regenerado de jóvenes plantas.
- Es la población situada más al este.
- Población limitada a una superficie pequeña.
- Posibilidad de alteraciones humanas al estar al lado de una carretera.

4.- Aljuc n 2 (Sur)

- Hábitat de la zona potencialmente adecuado para *S. perez-chiscanoi*.
- Población situada en el centro de su área de distribución.
- Pocos riesgos de alteraciones humanas.

5.- Valverde de Mérida

- Hábitat de la zona potencialmente adecuado para *S. perez-chiscanoi*.
- Población situada en el centro del área de distribución.
- Existencia de un pastoreo bastante intensivo (importante presencia de ganado vacuno).

6.- Aljucón 1 (Norte)

- Población situada en el centro del área de distribución.
- Muy escaso riesgo de alteraciones; actualmente existe mucho pastoreo.

7.- Valdeboya

- Hábitat de la zona potencialmente adecuado para *S. perez-chiscanoi*.
- Existencia de un pastoreo bastante intensivo (importante presencia de ganado vacuno).

8.- Palazuelo

- Población situada en una superficie potencial pequeña, en un largo y estrecho arcén.
- Muchos riesgos de alteraciones presentes, infiltración de fertilizantes, pastoreo y la situación junto a una carretera.

9.- Badajoz

- Población situada en una superficie potencial pequeña, un arcén rodeado de cultivos.
- Muchos riesgos de alteraciones, infiltración de fertilizantes y situación junto a una carretera.

10.- El Gamo

- Hábitat de la zona potencialmente adecuado para *S. perez-chiscanoi*.
- Muy escaso riesgo de alteraciones; esta población se encuentra situada en el interior del Parque Natural de Cornalvo (Natura 2000).

11.- Embalse de Cornalvo

- Hábitat de la zona potencialmente adecuado para *S. perez-chiscanoi*.
- Muy escaso riesgo de alteraciones; esta población se encuentra situada en el interior del Parque Natural de Cornalvo (Natura 2000).
- Existe un problema de sucesión (*Tuberarion gutatae*); si la vegetación sigue desarrollándose, el hábitat no será el adecuado para *S. perez-chiscanoi*.



6. PROPUESTAS DE ACTUACIONES DE INVESTIGACIÓN, DIVULGACIÓN Y SENSIBILIZACIÓN

6.1. Investigación

Se debe priorizar la realización de las actividades de investigación destinadas a ampliar los conocimientos sobre aspectos bioecológicos de la especie relevantes para su conservación, que permitan perfeccionar las medidas de gestión recomendadas.

En particular, se considera necesario:

- En primer lugar, la realización de estudios genéticos para establecer claramente su grado de diferenciación y sus relaciones genéticas y reproductivas respecto a otras especies del género *Serapias* del entorno.
- También deben realizarse estudios para establecer la diversidad genética, grado de heterosis con el que cuentan y relaciones entre las diferentes poblaciones de la especie, para lo cual es necesario conocer en mayor extensión y profundidad su comportamiento reproductor, confirmando definitivamente o no su carácter autógeno y cleistógamo, o los niveles y persistencias de estos caracteres en las poblaciones.
- Establecer con mayor exactitud los límites del área geográfica de la especie, localizando y catalogando nuevas poblaciones, tanto dentro de Extremadura como en puntos fuera de ella con características ecológicas similares o en los que existan o aparezcan nuevas citas, en colaboración con organismos externos a la Comunidad Autónoma. En especial, debería colaborar con organismos portugueses para confirmar o descartar las citas dudosas de la especie procedentes de ese país.
- Estudiar otros aspectos de la biología reproductiva de la especie, en aspectos como la fisiología de la germinación, dinámica de la producción y dis-



Figura 5. Las principales amenazas para la especie son el pastoreo abusivo y la intensificación agrícola.

-
-
- persión de las semillas y de la germinación, y la comparación del éxito reproductivo de la especie con el de taxones próximos.
- Realizar estudios ecológicos considerando aspectos edafológicos y climáticos para establecer con mayor precisión los requerimientos ambientales de la especie y lograr una buena regeneración natural de las poblaciones.
 - Estudiar la influencia de la cobertura de arbolado, matorral y los diferentes tipos de vegetación herbácea en el desarrollo y capacidad de reproducción y expansión de la especie.
 - Establecer con mayor exactitud unas recomendaciones de gestión del suelo (prácticas ganaderas y agrarias, manejo de cunetas, gestión de riberas y pastos húmedos, etc) que favorezca la conservación y expansión de las poblaciones de la especie.
 - Analizar las posibles plagas y enfermedades que pueden afectar a la especie, determinando si alguna de ellas puede llegar a representar un peligro para el mantenimiento o expansión de algunas poblaciones.

6.2 Divulgación y sensibilización

La conservación de esta especie se debe incluir en las campañas de sensibilización sobre conservación de la flora que realice la Junta de Extremadura, centradas especialmente en las comarcas en las que se desarrolla la planta de forma natural.

Se debe fomentar la participación de la Administración Local, de la propiedad de los terrenos y del voluntariado ambiental en la conservación de la especie.

Se diseñarán cursos y programas de formación en materia de conservación de flora amenazada dirigidos al personal de la Administración directamente encargado de la aplicación de las medidas aquí recomendadas y también al más relacionado colateralmente con el mismo (agentes medioambientales y forestales, técnicos de conservación de la naturaleza, gestión agrícola y ganadera y evaluación del impacto ambiental, etc.).

Se debe atender de forma prioritaria y urgente a la información e instrucción de los agentes medioambientales y forestales relacionados geográfica o funcionalmente con la especie de forma directa.

7. PROPUESTAS DE ACTUACIONES DE SEGUIMIENTO Y MEDIDAS GENERALES DE CONSERVACIÓN

Sería conveniente la creación de un Consejo Asesor en materia de especies amenazadas de flora (incluida *S. perez-chiscanoi*), que incluya a expertos científicos botánicos, representantes de la Administración con responsabilidad en la conservación de estas especies, propietarios y representantes de asociaciones conservacionistas, agrarias, etc.

Este Consejo estaría encargado de promover el intercambio de información y la aportación de ideas e iniciativas, facilitar la coordinación de las actuaciones y de evaluar periódicamente y emitir un informe sobre la situación de estas especies en función de los datos disponibles, recomendando en cada caso a la Consejería competente en Conservación las medidas de conservación que aparezcan como las más adecuadas. Tam-



bién tendría como función el realizar el seguimiento del grado de ejecución y cumplimiento de los Planes de Conservación que se vayan publicando para estas especies.



Figura 6. Otra importante amenaza para *Serapias Perez-chiscanoi* es la destrucción del hábitat por construcción o modificación de infraestructuras.

BIBLIOGRAFÍA

- Buttler, K. P. (1991). *Field guide to Orchids of Britain and Europe*. The Crowood Press, Swindon.
- Camus, E. G. & Camus, A. (1921-1929). *Iconographie des Orchidees d'Europe et du bassin mediterranee*. Lechevallier, Paris.
- Davies, P. & Davies, J. & Huxley, A. (1988). *Wild Orchids of Britain and Europe*. The Hogarth Press.
- Delforge, P. (2002) *Guía de las Orquídeas de España y Europa*. Lynx Ediciones, Barcelona.
- Laguna Lumbreras, E. (1998) *The micro-reserves as a tool for conservation of threatened plants in Europe*. Informe para el Consejo de Europa. Valencia.
- Pérez Chiscano, J. L., Gil Llano, J. R. y Durán Oliva, F. (1991) *Orquídeas de Extremadura*. Ed. Fondo Natural, S. L., Madrid.
- Pérez Chiscano, J. L. (1988) *Nueva especie de Serapias L. en Extremadura (España)*. Homenaje a P. Montserrat, 305-309, Jaca (Huesca).

Artículos

- E. Breiner & R. Breiner, Journal Europaischer Orchideen-27, pag. 659-668, December 1995.
- D. Tyteca, Journal Europaischer Orchideen-29, pag. 267-271 y 356-359, Oktober 1997.
- Keitel, C., *Serapias viridis* Pérez Chiscano, *Dactylorhiza maculata* ssp. *caramulensis* Vermeul. und andere interessante spanische Orchideenarten. AHO Mitteilungsblad-23, pag. 107-121, 1991.
- H. Baumann & S. Kunkele, Die Gattung *Serapias* L. eine taxonomische Übersicht, Mitt. Bl. Arbeitskr. Heim. OHO-21, pag 701-946, 1989.
- J.B.G.Oostermeijer, Threats to Rare Plant Persistence, 2003.

Internet

- www.knnv.nl/europorchidwg/vwg/vwg311.html
- www.orchidinfo.de/Serapias.html
- www.orquideasibericas.info/serapias/perez-chiscanoi_desc_nf.htm
- www.micologia.net/colaboradores/orquideas/perez-chiscanoi.htm
- www.geocities.com/orkoti/pserapias.html
- www.orchidspecies.com/indexser.htm - 101k - 17 aug 2003
- www.orchideengalerie.com/Gattungen/Serapias.htm
- homepage.mac.com/antang/fotos/ORQUIDEAS/serapias/viridis/viridis.html
- www.orchidinfo.de/Keimen.html
- home19.inet.tele.dk/lars_skipper/artsliste.htm
- ophrys.free.fr/index.php3?F=taxons.php3&Ftax=Serapias.inc
- www.retamatour.com/web/02web/flora/fichas/bulboshebaseas/monocotiledoneas/serapias%20perezchiscanoi.htm
- orchidees.provence.free.fr/cadres.sites.neo/sites.pays.es.orc.html
- www.orchidlady.com/encyclopedia/s.html
- homepage.mac.com/antang/orquideas.html
- fr.groups.yahoo.com/group/tela-botanicae/message/11224
- guenther.blaich.bei.t-online.de/hybnam8.htm
- www.bgbm.fu-berlin.de/OPTIMA/publications/Newsletter/30/default.htm
- www.nuevoportal.com/andando/addenda/naturaleza1.html
- www.mymelodie.de/Guadiana-Tomatito-Juan-Cuando-El-Rio-suena-B000028DYG.html
- www.terravista.pt/aguaaalto/7576/
- www.guadiana.de/w3.ualg.pt/~madias/guadiana/rio.html
- es.geocities.com/barbano2002/rio.htm
- www.touregypt.net/featurestories/serapis.htm
- freestyle_e.tripod.com/SOOTHSAYER.htm
- www.philae.nu/akhet/NetjeruS.html



A José Luis Pérez Chiscano, Dr. en Farmacia, por la aportación de datos y orientaciones, así como la revisión del presente estudio.

A Francisco María Vázquez Pardo, Dr. en Ciencias Biológicas, por sus observaciones sobre la taxonomía, ecología y floración de *Serapias perez-chiscanoi*.

A Emilio Laguna Lumbreras, Botánico, Dr. en Ciencias Biológicas y Jefe del Servicio de Protección de Especies de la Generalitat Valenciana, por su información y comentarios sobre la protección de especies de flora amenazadas y la creación de microrreservas vegetales en la Comunidad Valenciana.

A Ramiro García Río y Nicolás López Jiménez, Botánicos, participantes en la redacción de Planes de Recuperación de especies de flora amenazadas y creación de microrreservas en Castilla La Mancha, por su información y comentarios sobre la protección de especies de flora en esa Comunidad Autónoma.

A la Dirección General de Medio Ambiente de la Junta de Extremadura, en especial al equipo técnico del Servicio de Conservación, por su interés y apoyo en la realización de este trabajo.

ANEXO

GESTIÓN Y REGULACIÓN DE USOS Y APROVECHAMIENTOS EN LAS MICRORRESERVAS DE FLORA DE SERAPIAS PEREZ-CHISCANOI

1. Establecimiento de las Microrreservas y medidas de conservación

1. a. Superficie a proteger

La microrreserva en sí debe incluir esencialmente la superficie en la que aparecen habitualmente ejemplares de *S. perez-chiscanoi*. No es imprescindible incluir siempre todos los ejemplares existentes, sino concentrar el núcleo de la población. En la mayor parte de los casos, esto supone unas escasas decenas o centenares de metros cuadrados. El fijar unos límites más amplios debería estar condicionado a la disponibilidad real y estable de fondos o medios técnicos y humanos para su correcta gestión y conservación. Se debe fijar en cada reserva un área periférica de protección, con unas limitaciones de uso más laxas, que abarque tanto los lugares periféricos de hábitat adecuado hacia los que se pueda extender la población, como aquéllos lugares de los que pueden venir fácilmente perturbaciones (laderas que rodeen a las poblaciones, cauces aguas arriba de la población, etc.). En el caso de que existan varias poblaciones cercanas, con características similares, pueden estar incluidas nominalmente en una misma microrreserva, sin necesidad de que formen una sola unidad geográfica.

1. b. Medidas de protección

Una vez establecida la microrreserva, las actuaciones prioritarias para asegurar

el desarrollo de la especie deberían contemplar estos aspectos:

- Delimitación y señalización de la microrreserva, comunicándolo a la propiedad.
- Inclusión en la Red Natura 2000.
- Cerramiento de los límites, especialmente como defensa contra la entrada de los herbívoros domésticos o salvajes.
- Regulación del pastoreo, en el caso de que exista: no debe existir pastoreo durante los meses de enero a junio, ambos inclusive, en los que se desarrolla la planta, pero no es conveniente tampoco la exclusión total del ganado, ya que esto produciría un crecimiento excesivo de la vegetación herbácea y leñosa, haciendo a medio o largo plazo el hábitat no adecuado para *S. perez-chiscanoi*. Así, durante los meses de julio a diciembre, debería hacerse un pastoreo de tipo extensivo en la reserva, o bien siega manual y retirada de restos vegetales.
- Información y compensaciones económicas a los propietarios. (Además, es importante concederles el protagonismo necesario en la presentación y difusión de las campañas relacionadas con las microrreservas).
- Detección y detención de los posibles problemas inmediatos que estén afectando a la reserva (obras y construcciones, uso de productos químicos, etc.), haciendo efectivas las regulaciones de usos previstas en el Plan de Gestión de la Microrreserva.
- Seguimiento y control de las poblaciones.
- Actividades de manejo de la población y del hábitat, según se determine tras estudios demográficos, genéticos y ecológicos.

2. Regulación de usos, aprovechamientos y actividades en las microrreservas

Dentro de las microrreservas, cualquier uso o actividad humana debe estar limitada y destinada exclusivamente a los fines de conservación de la especie. Solamente se autorizará, convenientemente regulado, el mantenimiento de aquellas actividades económicas tradicionales que favorezcan el mantenimiento de las condiciones adecuadas para el crecimiento de *S. perez-chiscanoi*, así como otras actividades de tipo científico, divulgativo o de conservación del hábitat y de la especie. En el área periférica de protección existirán ciertas prohibiciones y regulaciones del uso de menor intensidad, destinadas a evitar influencias negativas del entorno en el área núcleo de la población.

2. a. Actividades prohibidas en la Microrreserva

En general:

- Cualquier cambio de uso del suelo y nuevas infraestructuras, construcciones o edificaciones de cualquier tipo, así como la modificación de las existentes, y cualquier actividad que suponga la destrucción de hábitat de la especie, de toda o parte de su población, o una modificación negativa de las características del suelo y del hábitat.



En particular:

- Actividades extractivas: canteras y minas a cielo abierto, extracción de áridos y cualquier otro tipo de aprovechamiento de recursos geológicos.
- Nueva construcción de carreteras, líneas férreas, canales, conducciones, caminos, pistas y accesos de comunicación viaria, así como la ampliación, asfaltado, hormigonado, compactación o cualquier intervención sobre los mismos, que supongan la ocupación o alteración del suelo.
- Construcción de embalses, charcas, pozos, captaciones de agua, drenajes y cualquier otra actividad que pueda producir cambios en el nivel freático de la zona o alteraciones de las características hídricas del suelo.
- Construcción de edificaciones y cualquier otra infraestructura.
- Roturación del suelo, destrucción de la vegetación, cultivos agrícolas, repoblaciones forestales y otras plantaciones, salvo las destinadas a la restauración del hábitat, incluidas en el punto 2.b.
- Circulación con vehículos de motor de cualquier tipo fuera de los caminos o carreteras.
- Introducción de especies no autóctonas.
- Destrucción, muerte, recolección, persecución o alteración injustificada de ejemplares de flora y fauna silvestres, en supuestos diferentes a los autorizados.
- Vertido de cualquier clase de residuos o materias contaminantes, o utilización de fertilizantes, enmiendas edáficas o cualquier otro tipo de producto químico, sobre el suelo, agua o aire, que pueda alterar las características del suelo y del hábitat en general.
- El empleo del fuego, salvo autorización ambiental expresa para fines de mejora del hábitat de la especie.

2. b. Actividades sometidas a autorización ambiental

- Manejo o modificación de las características de la vegetación, suelo, agua u otros componentes del ecosistema, o reintroducción de especies autóctonas destinadas a la restauración del hábitat o a fines compatibles con los de la microrreserva.
- El uso científico, incluyendo la toma de muestras o manejo de elementos bióticos o abióticos de la microrreserva.
- Cualquier otra actividad no contemplada en los demás epígrafes.

2. c. Actividades a regular por los Planes de Uso y Gestión

- Pastoreo extensivo. (Si se considera conveniente la continuación de un uso ganadero tradicional, por ejemplo, para mantener ciertas características de la vegetación o del hábitat, debe autorizarse un modelo de gestión del pastoreo que se haya probado compatible con la existencia de la especie. Este modelo debe incluir cargas ganaderas admisibles (UGM/ha), tipos de ganado, distribución temporal y espacial y cualquier otro aspecto relevante del manejo).

-
-
- La caza (deben sopesarse antes de su autorización los riesgos de contaminación del suelo debido a los proyectiles u otros elementos, regularse los tipos de caza permitidos y cualquier otro aspecto relevante).
 - Cualquier otro uso tradicional que se considere compatible con los fines de la reserva y con la conservación o mejora de las características del hábitat y de las poblaciones de la especie (p. ej., la apicultura).
 - El uso público.

3. Regulación de usos, aprovechamientos y actividades en las zonas periféricas de protección de las microrreservas

3. a. Actividades prohibidas

- Aprovechamiento de aguas subterráneas y cualquier otra actuación que pueda alterar las características hídricas de los acuíferos y del hábitat en el interior de la microrreserva.
- Vertido de cualquier clase de residuos o materias contaminantes, utilización de fertilizantes, enmiendas edáficas o cualquier otro tipo de producto químico, sobre el suelo, agua o aire, que pueda alterar las características del suelo y del hábitat en general, en lugares donde puedan ser fácilmente arrastrados por el agua o el aire hacia el interior de la microrreserva.

3. b. Actividades sujetas a autorización ambiental

- Las actividades incluidas en el apartado 2.a., exceptuando aquéllas que estén prohibidas por el apartado 3.a.
- Cualquier otra actividad no contemplada en los demás epígrafes.

Han intervenido también en la realización de este estudio miembros y colaboradores de ADENEX, que son:

Caspar Venhuis. Ingeniero de Medio Ambiente. Universidad de Ámsterdam; Sjors Tonk. Ingeniero de Medio Ambiente. Universidad de Ámsterdam; Marisela Cornado García. Naturalista. Ámsterdam; José Antonio Mateos Martín. Licenciado en Geografía. Dirección General de Urbanismo. Junta de Extremadura; Antonio Gentil Cabrilla. Licenciado en Ciencias Biológicas. ADENEX.

*Dirección de contacto: ADENEX Pza. de Santo Angel, 1 06800 Mérida (Badajoz)
Tel: 924387189 Fax: 924387357 E-mail: adenex@adenex.org <http://www.adenex.org>*



ESTUDIO POBLACIONAL DE *Erodium mouretii* PITARD EN EXTREMADURA

Alberto Gil Chamorro

El *Erodium mouretii* pertenece al grupo de los alfilerillos de roca norteafricanos que habitan también en la Península Ibérica, junto a *Erodium tordylioides* y *Erodium daucoides*. Su presencia en la Península no fue verificada hasta 1975 cuando fue localizada en las Sierras Centrales de Badajoz (LADERO, PÉREZ-CHISCANO & VALDÉS-BERMEJO, 1978). Hasta entonces tan sólo era conocido de los roquedos cuarcíticos del Rif marroquí, siendo su localidad clásica la de Camp Boulhaut. Años después se localizó una población aislada en el centro de la provincia de Huelva (PÉREZ-CHISCANO, 1987).

El origen de las poblaciones extremeñas fue atribuido por sus descubridores en principio al ganado traído desde Marruecos en la primera mitad del siglo XX. La presencia de la especie en la localidad intermedia de Huelva y las visibles diferencias en la morfología floral, que de manera constante se aprecian en las distintas poblaciones, parecen avalar un origen natural de estas poblaciones.

Su encuadramiento taxonómico planteó problemas desde el principio debido a su similitud con el *Erodium tordylioides*, al que llegó a estar subordinado como subespecie (BATTANDIER, 1919; JAHANDIEZ & MAIRE, 1932 y NÉGRE, 1962). Aún hoy día pensamos que su situación debiera aclararse definitivamente debido a las marcadas diferencias existentes entre los individuos norteafricanos e ibéricos e incluso entre los ejemplares andaluces (mucho más similares a *Erodium tordylioides*) y extremeños.

Desde su descubrimiento en tierras extremeñas poco más se ha hecho con esta especie; se desconoce su evolución demográfica y su distribución exacta. Asimismo, aunque sospechamos que en los últimos años algunas de sus poblaciones han sufrido una regresión no existían datos que lo avalaran.

METODOLOGÍA

Para la localización de las poblaciones se han recorrido todas las sierras cuarcíticas de la provincia de Badajoz, haciendo hincapié en aquellos enclaves favorables para verificar la presencia de la especie y en el caso de las Sierras Centrales, donde se conocía la presencia de la misma, se han prospectado en su totalidad tanto en umbría como

en solana. A la hora de establecer la metodología más adecuada para estimar su población, estimas o conteo directo, se optó, tras visitar varias de las poblaciones conocidas, por el segundo método habida cuenta del bajo número de ejemplares con el que nos encontramos y por los reconocidos aumentos de individuos que acontecen con poblaciones bien censadas tras una estima previa mucho menor (FRANKLIN, 1980). Sin embargo, la ecología de la especie dificulta el acceso a todos los ejemplares, por lo que los censos se efectuaron por más de una persona con ayuda de telescopio de 60 aumentos (Leica Televid 77) para poder observar en la distancia las plantas inaccesibles menos visibles a pie de cantil. Esto permitió además, con cierto error no se puede negar, diferenciar ejemplares e identificar las plantas de menor tamaño.

Durante el censo, realizado en 2002 y repetido en 2003 y 2004, se anotan además el número de individuos por clases de tamaño de cada población, agrupándolos en clase I (roseta de hasta 10 cm), clase II (roseta de 11 a 20 cm), clase III (roseta de 21 a 30 cm) y clase IV (roseta de más de 31 cm.), el microhábitat de cada ejemplar agrupado en fisura, fisura terrosa, repisa, entorno de nido y litosuelo en base cantil. Por último, se le asigna a cada planta un número en función de su grado de agregación, 0 para individuos solitarios, 1 para individuos en contacto, 2 para individuos próximos y 3 para individuos separados por más de 50 cm. En las poblaciones de fácil acceso se toma una muestra del número de flores y esquizocarpos por clases de edad.

Durante el año 2003 se seleccionan dos subpoblaciones de 25 m² dentro de la misma población, una en microhábitat fisurícola y otra en microhábitat de litosuelo en base cantil. En ellas se contaron y midieron todos los individuos. En otoño del año 2004, cuando la aparición de la primera hoja facilita la identificación, se marcaron todas las plántulas y 20 individuos al azar de cada subpoblación con objeto de comprobar su evolución a lo largo del tiempo.

DISTRIBUCIÓN Y CENSO

Durante el presente trabajo se han localizado 20 poblaciones, considerando como tal aquella planta o grupo de plantas separados por más de 1 km de la población más cercana. En el único caso de una sierra en la que había plantas en umbría y solana a menos de 1 km se ha preferido considerarlas poblaciones distintas por las evidentes diferencias del hábitat entre ambas. La especie se ha localizado en 26 cuadrículas UTM 1x1 de las 87 prospectadas (29,88%).

La población total obtenida durante el censo ha sido de 2122 individuos. La Sierra de Peñas Blancas (La Zarza y La Oliva) acoge al más importante contingente de esta especie con 1127 individuos repartidos en tres poblaciones, lo que representa el 53,11% de la población inventariada, seguida de la Sierra de San José (Quintana de la Serena) con una única población de 304 ejemplares, que supone el 14,33% de la población y de la Sierra de San Serván (Mérida y Arroyo de San Serván) con 230 ejemplares en 5 poblaciones, que representan el 10,84% del total. El número de individuos por población oscila entre los 565 de La Sierra Utrera (La Oliva) y los 5 ejemplares de Obando (Alange).



Población	Número de ejemplares
Sierra del Castaño	6
Sierra de San Serván.....	64
La Rinconada	22
La Moneda	45
El Responso.....	8
Cancho de las Palomas.....	91
Obando	5
Cerro del Castillo	85
Cancho de la Pirurena	20
El Toril	22
La Calderita.....	532
Sierra de La Utrera	565
Casa Vaca.....	30
Sierra de Juan Bueno.....	27
Cerro de la Montaña.....	7
Sierra de La Garza.....	7
Sierra de la Lapa.....	50
San José	304
Sierra Pinos.....	32
Sierra Grande.....	100

Durante la realización de este trabajo se ha visitado la única población ibérica no extremeña situada en las proximidades de la Ermita de la Peña en Puebla de Guzmán, provincia de Huelva (una pequeña isla cuarcítica rodeada de extensas repoblaciones de eucalipto). La población censada aquí el año 2004 fue de 100 ejemplares, por lo que la población extremeña representa el 95,29 % de la población ibérica.



*Mapa de localización de las poblaciones de Erodium mouretii en Extremadura.
Los puntos gruesos indican las poblaciones con más de 300 individuos.*

HÁBITATS

La especie aparece claramente ligada a los crestones cuarcíticos de las Sierras Centrales de Badajoz desde los 350 m de altitud de Quintana de la Serena, a los 800 m de Hornachos. Las citas de dos pequeñas poblaciones en Montijo sobre substrato calizo (ALBERTO-RUÍZ com. per.) no han podido ser confirmadas al haber desaparecido la especie por la destrucción de su hábitat por una cantera y el sobrepastoreo. Es llamativa la ausencia de la especie en las sierras periféricas de La Serena, que parecen reunir las condiciones adecuadas para su desarrollo. Recientemente ha sido descubierta en una pequeña sierra paralela a la Sierra de San Pedro en Alburquerque (CORBACHO; C. com. per., 2004) lo que amplía en buena medida su área de distribución conocida.

El 79,31% de la población extremeña (y el 100% de la andaluza) ocupan exposición de umbría, posiblemente por su mayor disponibilidad hídrica, ya que incluso en las escasas poblaciones de solana las plantas ocupan, en más de un 66% de los casos, zonas protegidas del sol, como excepción podemos citar la población de Alburquerque, donde las seis plantas que la componen reciben el sol directo durante prácticamente todo el día. Al comparar dos poblaciones de umbría con 564 individuos (La Calderita y Sierra Pinos) con dos poblaciones de solana con 385 individuos (San José y Cancho de las Palomas) podemos observar sensibles diferencias en cuanto a sus preferencias por un determinado tipo de microhábitat. Así, el litosuelo de base de cantil, con el 30,14% de individuos, es el microhábitat más ocupado en las poblaciones de umbría, seguido de las fisuras terrosas con el 26,24%, las repisas con el 26,06% y las fisuras con el 14,01%. En la solana es la fisura terrosa con el 34,80% de la población el microhábitat preferido, seguido por la repisa con el 31,95% y por la base de cantil y fisuras, ambas con un 16,62

Parece por tanto, que requiere zonas que garanticen un aporte de humedad por escorrentía invernal y que puedan mantener dicha humedad hasta la primavera (por lo que deben evitar el sol). Al mismo tiempo, requiere un substrato con abundante materia orgánica que queda garantizado en zonas de gran acumulación de ésta como son las fisuras anchas, las repisas y la base de los cantiles. Aunque aún no hay datos suficientes al respecto, parece que soporta mal la competencia con *Scrophularia oxyrrhyncha*, *Mercurialis annua* y *Parietaria judaica*, especies frondosas de hábitos nitrófilos que parecen excluir a *Erodium mouretii*.

En cuanto a la clásica asociación de la especie con nidos de grandes aves su importancia real parece menor de lo esperado, así en las poblaciones de solana sólo el 8,20% de los individuos se encuentra en las proximidades de nidos, mientras que en las de umbría sólo lo hacen el 3,55%. Parece más bien que las grandes paredes son las más buscadas por las aves para nidificar y a su vez son las más favorables para *Erodium mouretii*. Aunque no se puede descartar la importancia que puedan tener las grandes aves (fundamentalmente Buitre Leonado) en la dispersión de esta especie, como ya citaron sus descubridores en la Península Ibérica (op. cit.).

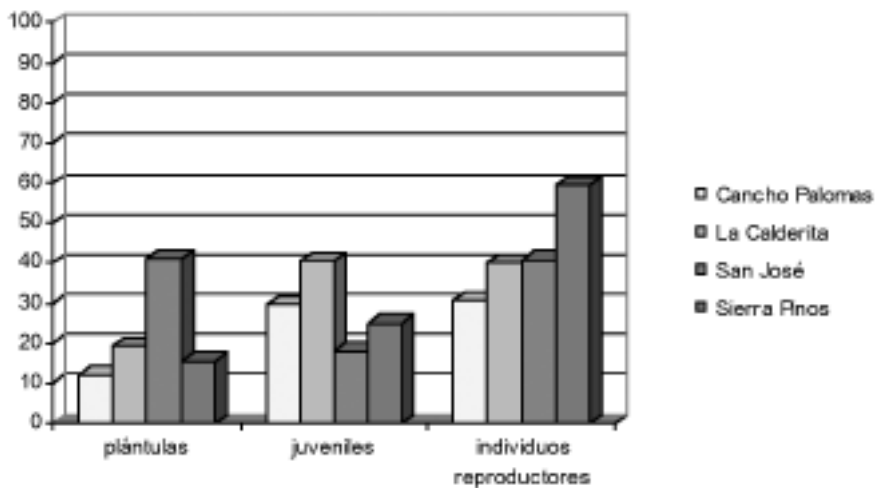
TENDENCIA POBLACIONAL

Con los pocos datos aún recogidos es muy difícil establecer una tendencia para esta especie, si bien se tiene constancia, como se comentó, de la desaparición a comienzo de los años 90 de dos interesantes poblaciones en Montijo (Los Caleños), que aun-



que numéricamente no eran muy importantes [2 y 3 ejemplares] si tenían un gran valor al estar asentadas sobre materiales calizos. Tampoco ha sido posible localizar los ejemplares de pie de cantil de la Sierra de Pinos que citaran los descubridores de la especie en 1978, lo que hace sospechar que la especie actualmente no está ocupando toda su área potencial.

Tomando 4 poblaciones representativas de toda el área de distribución podemos establecer una gráfica con sus clases de edad y aplicando los criterios de clasificación de poblaciones (OOSTERMEIJER, 1994) podemos estimar su tendencia. Para ello las clases III y IV son consideradas como adultos reproductores. Los censos se realizaron durante enero y marzo y en ellos fue difícil en algunos casos diferenciar entre plántulas y juveniles al tener en esa fecha un tamaño similar.



Estructura en cuatro poblaciones estudiadas en función del porcentaje de individuos por clase de edad

En la gráfica resultante, como vemos, aparecen dos poblaciones como Cancho de las Palomas y La Calderita que muestran una estructura expansiva aunque con tendencia a estabilizarse (es decir tienden a una población con una estructura normal), algo que no ocurre con la población de San José en pleno proceso de expansión. Por otro lado, la población de Sierra Pinos muestra una estructura de población joven, aunque próxima a la normal. No parece por tanto, que la especie esté sufriendo un proceso regresivo en las poblaciones estudiadas, aunque esta gráfica no refleja el comportamiento de la especie en función de la disponibilidad de hábitat favorable, algo sobre lo que aportarán datos los ejemplares marcados, ya que resulta evidente que las poblaciones son actualmente numéricamente muy exiguas y no permiten hablar de una especie no amenazada.

En cuanto al comportamiento reproductivo, existen también notables diferencias entre poblaciones. Así, la producción de flores por umbela para el año 2004 fue de 6,20 en Sierra Pinos, 8,07 en La Calderita, 10,14 en el Cancho de las Palomas y 10,43 en San José. Mientras que el porcentaje de flores que dan lugar a esquizocarpos fue del 82,65% en San José, del 64,93 % en el Cancho de las Palomas y tan sólo del 50% en

la Calderita. Las poblaciones de solana (San José y Cancho de las Palomas) producen más flores y un mayor porcentaje de esquizocarpos que las de umbría, esto parece estar en relación con las observaciones de polinizadores (diversas especies de abejas, fundamentalmente *Apis mellifera* y el lepidóptero *Macroglossum stellatarum*) mucho más abundantes en las poblaciones de solana. Este dato es interesante, puesto que como hemos visto, la mayoría de las poblaciones son de umbría, incluyendo las más importantes. En una planta mantenida en maceta, sin posibilidad de ser visitada por insectos, se produjo una producción de esquizocarpos similar a la de plantas de campo (la vida de las flores osciló entre 1 y 3 días, siendo lo más común que sólo se mantuvieran durante dos jornadas). En un año seco se han verificado en la población de La Calderita reducciones en la producción de flores por planta de hasta un 20,73%, mientras que el número de plantas que llega a florecer no supera el 10% del total.

Con los datos aún preliminares, que deberán ser confirmados con datos a largo plazo de los individuos marcados, parece claro que la supervivencia de las plántulas a día de hoy parece casi imposible, ya que apenas un 5-10% de las plántulas superan su primer verano, mientras que ya a los dos o tres meses de su emergencia otoñal el 46,67% de las plántulas de litosuelo habían muerto, en la subpoblación fisurícola lo habían hecho el 42,37%. La causa principal de esta elevada mortalidad cabe atribuirle al excesivo pastoreo de las zonas de pie de cantil (el 100% de las plantas de la subpoblación marcada en litosuelo de pie de cantil se muestran ramoneadas), mientras que en la población rupícola además del ganado, se aprecian daños por heladas y estrés hídrico. Tras las lluvias del otoño encontramos en la subpoblación fisurícola (n=44) un 59% de plántulas, un 11,36% de plantas de segundo año y un 9,09% de plantas que se pueden considerar con seguridad como procedentes de reproducción vegetativa. La situación varía considerablemente en la subpoblación de litosuelo (n=100) donde tan sólo encontramos un 15% de plántulas y un 4% de plantas de segundo año, pero donde el 35% de los individuos procede sin dudas de reproducción vegetativa. Destaca también la elevada mortandad de ejemplares adultos en la población de litosuelo, donde el 35% de los ejemplares marcados murió a los pocos meses (otro 10% perdió por ramoneo toda su parte aérea), frente al 15,79% de los ejemplares fisurícolas.

Con lo visto hasta ahora, todo parece indicar que *Erodium mouretii* sufre un caso similar al de *Erodium paularense* (IRIONDO et al. 1994, IRIONDO, 2004) y otras plantas de montaña (KÖRNER, 2003) en el que los individuos rupícolas, menos productivos, se muestran más seguros sin embargo a la hora de aportar individuos nuevos a la población, mientras que los de pie de cantil producen más plantas pero la mayoría de ellas no son individuos genéticamente originales. La reproducción vegetativa es allí cuantitativamente mucho más importante, estando reservada la reproducción sexual para años muy favorables, algo sin duda de gran relevancia cuando se trata de especies amenazadas con escasos efectivos y poblaciones de poca extensión.



AGRADECIMIENTOS

Isabel Redondo Gutiérrez, Casimiro Corbacho Amado, Luis Galán Flores, Domingo Rivera Dios, Jesús Merino, Juan José Pérez González, Juan Rodríguez Morgado, Rafael Alberto Ruíz.

BIBLIOGRAFÍA

- ALBERT, M.J. ; ESCUDERO, A. & IRIONDO, J.M. (2001). Female reproductive success of narrow endemic *Erodium paularense* in contrasting microhabitats. *Ecology* , 82(6) 1734-1747
- BAÑARES, Á., coord. (2002) Biología de la conservación de plantas amenazadas. Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid
- BAÑARES, Á.; BLANCA, G. ;GÜEMENS,J.; MORENO, J.C. & ORTÍZ, S., eds. (2003) Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- BATTANDIER, J.A. (1919). Contribution à la flore atlantique. Paris.
- DEVESA, J.A., (1995). Vegetación y Flora de Extremadura. Ed. Universitas. Badajoz.
- FRANKLIN, I.R. (1980) Evolutionary change in small populations. In Soulé, M.E. & Wilcox B.A. (eds.): 135-150. Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective. Sinauer. Sunderland.
- HERRERA, C.M. (2000). Measuring the effects of pollinator and herbivores: evidence for non-additivity in perennial herb. *Ecology*, 81 (8) 2170-2176.
- IRIONDO, J.M., GONZÁLEZ-BENITO, M. & MARTÍN, C. (1994). Estudios demográficos en el endemismo madrileño *Erodium paularense* Fdez. Glez. & Izco. *Studia Oecologica* 10-11: 183-189
- JAHANDIER, E. & MAIRE, R. (1932). Catalogue des Plantes du Maroc. Argel.
- KÖRNER, C. (2003). Alpine Plant Life: functional plant ecology of high mountain ecosystems. Springer. Germany.
- LADERO, M., PÉREZ-CHISCANO, J.L. y VALDÉZ-BERMEJO, E. (1978). *Erodium mouretii* Pitard en las Sierras Centrales de la provincia de Badajoz. *Anales del Instituto Botánico Cavanilles* 35.145-153
- NÉGRE, R. (1962) Petite Flore des Régions arides du Maroc Occidental. Paris
- OOSTERMEIJER, J.G.B.; VAN 'T, R. & NIJTS, J.C.M. (1994). Population structure of the rare, long lived perennial *Gentiana pneumonanthe* in relation to vegetation and management in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 12: 32-37
- PÉREZ-CHISCANO, J.L.(1986). Nueva localidad para *Erodium mouretii* Pitard. *Studia Botanica*. Universidad de Salamanca 5 ; 213.
- PITARD, J.C. (1913). Exploration scientifique du Maroc. Botanique. Paris

Ejemplar fisurícola de Erodium mouretii procedente de la población del Cancho de las Palomas en la Sierra de Arroyo (Alberto Gil)



Plántula de Erodium mouretii con la primera hoja ya desarrollada. La imagen fue tomada en otoño de 2004 en la población de La Calderita en La Zarza (Alberto Gil)

Ejemplar de Erodium mouretii procedente de la población de Puebla de Guzmán en Huelva. Hay claras diferencias florales y foliares con los ejemplares extremeños (Alberto Gil)

Vista panorámica de la ubicación de la recientemente localizada población de Alburquerque (Alberto Gil)

Ejemplares fisurícolas de Quintana de la Serena (Alberto Gil)



***Anacamptis pyramidalis*, NUEVA ESPECIE PARA LA ORQUIDOFLORA EXTREMEÑA**

Hugo J. Gómez-Tejedor Alonso

Junta de Extremadura

Consejería de Agricultura y Medio Ambiente

Oficina Comarcal Agraria

Ctra. de los Santos s/n. 06300 Zafra

Desde un punto de vista florístico Extremadura no se sitúa entre las regiones con mayor diversidad vegetal en el contexto de la Península Ibérica (LADERO, 1993; DEVESA, 1995), subrayándose entre las razones argumentadas para interpretar ésta situación la naturaleza de la mayor parte de los substratos que tapizan la región y que le confieren una gran uniformidad geológica. El basamento geológico de la región extremeña es principalmente paleozoico, formado por pizarras y cuarcitas en su mayor parte, con afloramientos de rocas eruptivas de diversos tipos aunque con predominio de granitos, propiciando el desarrollo de suelos de carácter ácido (MAPAS PROVINCIALES DE SUELOS: BADAJOZ, 1972).

A esta relativa parvedad de taxones vasculares presentes en la flora extremeña no escapan las orquídeas (PEREZ CHISCANO et al., 1991). La familia Orchidaceae, está considerada como la más evolucionada del reino vegetal y la segunda en importancia en cuanto al número de componentes (ROBLEDO, 1991), encontrándose representada en Extremadura por 12 géneros y 37 especies (DEVESA, 1995).

A mediados de mayo del 2002 se encontraron varios ejemplares de *Anacamptis pyramidalis* en los términos municipales de Atalaya, Medina de las Torres y Alconera, al suroeste de la provincia de Badajoz, que consideramos la primera cita de la especie para Extremadura. De este modo la orquidoflora extremeña pasaría a quedar integrada por 13 géneros y 38 especies.

El enclave en cuestión lo conforman las estribaciones de la Sierra de Alconera, con altitudes de 400-600 metros. En espera de nuevos hallazgos en cuanto a su distribución, la presencia de *A. pyramidalis* en Extremadura quedaría restringida a las siguientes cuadrículas UTM 1x1 km.:

- 29SQC2047
- 29SQC2048
- 29SQC2148

Aparece en olivares abandonados y zonas de monte bajo. La vegetación arbórea la conforman *Olea europaea*, *Quercus rotundifolia*, *Pyrus bourgaeana* y *Quercus coccifera* (faciación basófila de los encinares luso-extremadurenses mesomediterráneos *Pyro-Quercetum rotundifoliae cocciferetosum*), dominando en el estrato sufruticoso elementos termófilos como *Retama sphaerocarpa*, *Cistus albidus*, *Phlomis purpurea* y *Myrtus communis*. Otros integrantes del matorral son *Daphne gnidium*, *Genista hirsuta* y *Lavandula stoechas*. Como orquídeas acompañantes pero no coetáneas en cuanto a floración hemos encontrado *Barlia robertiana*, *Ophrys fusca*, *O. lutea*, *O. vernixia*, *Orchis champaneuxii*, *O. collina*, *O. italica*, *O. lactea* y *O. papilionacea*.

Anacamptis pyramidalis presenta pseudotubérculos ovoideos y enteros, tallo de 30-60 cm, erecto, con escasas hojas basales que no forman roseta y hojas caulinares lanceoladas. Las flores, pequeñas y dispuestas en inflorescencia cónica y densa, son de color púrpura o rosado. El labelo, más ancho que largo, aparece claramente dividido en tres lóbulos, y el espolón se muestra largo, filiforme y descendente. Florece entre la segunda mitad de mayo y el mes de junio, cuando el resto de la vegetación herbácea suele encontrarse ya agostada, lo que ha podido influir en que haya pasado desapercibida hasta la fecha.

El nombre deriva del griego “anakamptein”, curvado o doblado, posiblemente referido a los polinios, y “pyramidalis”, de aspecto piramidal, referido a la inflorescencia.

Se encuentra distribuida por Gran Bretaña e Irlanda (KEBLE, 1972), así como en el Oeste, Centro y Sur de Europa (DELFORGE, 2002). Las poblaciones conocidas más cercanas se encuentran en las comarcas naturales andaluzas de la Campiña Alta, Subbética y Grazalema (VALDÉS et al., 1987), así como en el Algarve portugués (SAMPAIO, 1988).

Entre las potenciales amenazas que se ciernen sobre esta población recientemente descubierta se encuentran las explotaciones de áridos y las canteras, por lo que resultaría conveniente establecer una zona de reserva que abarcara el mayor número de pies posible, lo cual favorecería además al resto de las especies de orquídeas presentes. La inclusión de *A. pyramidalis* en el Catálogo de Especies Amenazadas de Extremadura y la realización de prospecciones en zonas análogas serían asimismo medidas a considerar.

BIBLIOGRAFÍA

- DELFORGE, P. (2002). “Guía de las orquídeas de España y Europa”. Lynx Edicions.
- DEVESA, J.A. (1995). “Vegetación y Flora de Extremadura”. Universitas Editorial.
- KEBLE, W. (1972). “The Concise British Flora in Colour”. Sphere Books Limited.
- LADERO, M. (1993). Flora y Vegetación de Extremadura. En: “Extremadura: El Último Paraíso”. Diario HOY.
- PÉREZ-CHISCANO, J.L.; GIL LLANO, J.R. y DURÁN OLIVA, F. (1991). “Orquídeas de Extremadura”. Fondo Natural.
- ROBLEDO, A. (1991). Orquídeas españolas. Quercus 59.
- SAMPAIO, G. (1988). “Flora Portuguesa”. Edição Fac-simile. Instituto Nacional de Investigação Científica.
- VALDÉS, B.; TALAVERA, S. y FERNÁNDEZ-GALIANO, E. (1987). “Flora Vascular de Andalucía Occidental”. Ketres.



NUEVAS APORTACIONES A LA FLORA EXTREMEÑA

Alberto Gil Chamorro

La vertiente extremeña del Sistema Central recoge la mayor riqueza florística de Extremadura. Pese a ello, su conocimiento y grado de prospección ha sido tradicionalmente muy escaso, limitándose en la mayoría de los casos a incursiones de investigadores que efectuaban trabajos en la cara norte (CASTROVIEJO, S. *et al.* 1983). Tan sólo tres trabajos específicos, realizados en otras tantas comarcas cacereñas, Sierra de Gata (VALDES, A., 1984), Valle del Jerte (CASASECA, B. *et al.* 1988) y La Vera (AMOR, A., 1994) han paliado en parte este déficit de información.

En el presente trabajo se relacionan algunos taxones nuevos para la flora extremeña localizados en la vertiente extremeña del Sistema Central durante visitas al campo realizadas entre los años 2001 y 2004.

Angelica major Lag.

El Colmenar (La Garganta) a 1300 m, 30TTK66. Escasos individuos en el borde de una turbera. 21-06-2003.

Las Lagunillas (Tornavacas) a 2200 m. 30TTK66. Un individuo en el borde del arroyo de drenaje de una poceta glaciar. 31-07-2003.

Armeria rivasmartinezii Sardinero & Nieto Feliner

El Torreón (Tornavacas) a 2400 m. 30TTK66. Común en prados psicroxerófilos y gleras de cumbre. 28-07-2001.

Armeria salmantica (Bernis) Nieto Feliner

La Bolla (Pinofranqueado) a 1517 m. 29TQE17. Abundante en cambronal cacuminal sobre litosuelo pizarroso. 20-07-2001.

Este endemismo de la Sierra de la Peña de Francia ha sido localizada posteriormente en otras cuerdas de las Hurdes Altas en un hábitat similar (PULIDO y SÁNZ, com. per. 2004).

Coincya cheiranthos (Vill.) Greuter & Burdet

Garganta de San Martín (Tornavacas) a 1600 m. 30TTK75. Aparece de manera dispersa en gleras de tamaño medio. 29-05-2003.

Conopodium buinoides (Boiss.) Calestani

Loma de las Batallas (Villanueva de la Vera) a 2250 m. 30TTK95. Prado de cumbre junto a piornal, donde aparece disperso. 22-07-2004. En años anteriores se localizó a este endemismo de Gredos y Sierra Nevada en El Tapadero, a escasos metros del límite provincial entre Ávila y Cáceres (Tornavacas).

Dactylorhiza maculata (L.) Soó

La Serrá (Tornavacas) a 1900 m. 30TTK75. Esta orquídea aparece dispersa por los cervunales y rezumaderos. 15-07-2001.

Eriophorum latifolium L.

Aparecía recogida ya como probable para la flora extremeña (DEVESA, J. A., 1995). Únicamente hemos encontrado una población, que confirma su presencia en la región, en El Colmenar (La Garganta) a 1300 m. 30TTK66. Aparecen unos pocos cientos de individuos en una turbera. 08-06-2002.

Euphrasia hirtella Jordan ex Reuter

El Colmenar (La Garganta) a 1300 m. 30TTK66. Muy común en bordes de turberas. 08-06-2002.

Regajo de las Yeguas (Tornavacas) a 1900 m. 30TTK75. Común en borde de turbera. 27-07-2002.

Narcissus asturiensis (Jordan) Pugsley

Garganta Buitrera (Gargantilla) a 1350 m. 30TTK55. Población de menos de 1000 individuos en sotobosque de *Betula alba*. 14-02-2004.

Existen otras citas no confirmadas en el Puerto de Santa Clara en San Martín de Trevejo (DELGADO, com. per., 2003), Sierra de Las Pilas en Descargamaría (PÉREZ GONZÁLEZ, com. per., 1995) y en Las Villuercas (GALLARDO, com. per. 2004).

Narcissus graellsii Graells

Muy común en los cervunales y prados de siega de los valles del Ambroz y Jerte. 30TTK54, 30TTK55, 30TTK66, 30TTK75.

Phyteuma spicatum subsp. *pyrenaicum* (Schulz) Láinz

Arroyo del Piornalego (Jerte) a 1600 m. 30TTK65. Megaforbio bajo *Taxus baccata* y *Betula alba*. Aparece rara junto a *Veratrum album* y *Adenostyles alliariae*. 24-06-2003.

Los Altares (Tornavacas) a 2200 m. 30TTK66. Megaforbio en compañía de *Gentiana lutea* y *Doronicum kuepferi*, donde parece común. 31-07-2003.

Silene boryi Boiss.

Vertiente extremeña de El Torreón (Tornavacas) a 2350 m. 30TTK66. Pequeña población de 30 individuos en fisuras y pequeñas repisas umbrosas de rocas graníti-



cas. Existe otra pequeña población, muy cercana a ésta, en la vertiente salmantina. 31-07-2003.

Sparganium angustifolium Michx

Las Lagunillas (Tornavacas) a 2200 m. 30TTK66. Población de unos 200 ejemplares en flor junto a *Isoetes velatum* subsp. *asturicense* en una pequeña laguna de origen glaciar. 31-07-2003. Dada sus exigencias ambientales esta puede considerarse la única población extremeña.

AGRADECIMIENTOS

A Luís Galán Flores que localizó la población de *Narcissus asturiensis* del Valle del Ambroz y a Paulino Gargantilla Cuesta, gran conocedor de la Sierra de Gredos extremeña.

BIBLIOGRAFÍA

1. AMOR, A., 1994. "La flora y la vegetación en La Vera". Editora Regional de Extremadura. Mérida.
2. CASASECA, B., GIRÁLDEZ, X. & RICO, E. 1988 "Precisiones florísticas sobre la Alta Montaña Extremeña". Homenaje a Pedro Monserrat: 143 a 147. Jaca y Huesca.
3. CASTROVIEJO, S., NIETO FELINER, G. & RICO, E. 1983. "Notas y comentarios sobre la flora del Sistema Central español: Sierras de Villafranca, El Barco y Béjar. Anales del Jardín Botánico. Madrid.
4. CASTROVIEJO, S. et al. 1986, "Flora Ibérica I, II, III, IV, V, VI, VII, VIII, X, XIV". C.S.I.C. Madrid.
5. DEVESA, J. A., 1995. "Vegetación y Flora de Extremadura". Universitas. Badajoz.
6. LUCEÑO, M. y VARGA, P. 1991 "Guía Botánica del Sistema Central español". Pirámide. Madrid.
7. RICO, E. 1985 "Aportaciones y Comentarios sobre la Flora del Centro-oeste español". Anales del Jardín Botánico. Madrid.
8. RIVAS MARTÍNEZ, S. 1963. "Estudio de la vegetación y flora de las sierras de Guadarrama y Gredos". Anales Inst. Bot. Cavanilles 21 (1): 7-325. Madrid.
9. SÁNCHEZ MATA, D. 1989. "Estudio de la flora y vegetación del macizo oriental de Gredos (Ávila)". Diputación Provincial de Ávila. Ávila.
10. VALDES, A., 1984. "Flora y Vegetación vascular de la Vertiente sur de la Sierra de Gata (Cáceres). Universidad de Salamanca. Salamanca.
11. VAZQUEZ, F., 2003 in V.V.A.A., 2003. "Extremadura la Tierra que amanece". Diputación de Cáceres. Badajoz.





HONGOS, EL REINO OLVIDADO (Protección y conservación de los Hongos)

Fernando Durán Oliva

I.E.S "Universidad Laboral"

Cáceres

Quizás por el miedo atávico que nuestra especie tiene hacia los hongos o tal vez debido al escaso conocimiento científico que de ellos se ha tenido hasta hace pocos años, los hongos son un reino olvidado en cuanto a su protección y conservación. Y recalco que no se trata de una familia, un orden o una clase biológica, sino que estamos ante todo un reino, el reino Fungi o de los Hongos.

En el Convenio de Berna (Convención para la conservación de la vida silvestre y el medio natural de Europa), que data del 19 de septiembre de 1979 (aunque entró en vigor el 1-6-82 y España no se adhirió hasta el 1-9-86), no encontramos ninguna especie fúngica necesitada de protección.

Posteriormente, el Consejo Europeo para la Conservación de los Hongos ha preparado una propuesta para que se incluyeran a 33 especies de hongos en la lista de especies contempladas en el Convenio de Berna, pero los trámites de aprobación de dicha propuesta aún no han concluido.



Colus hirodinosus

Por lo que respecta a nuestro país, un grupo de especialistas ha elaborado la Lista Roja de los Hongos Españoles, en la que se han incluido 20 especies hasta el momento (ver tabla nº 1). De estas 20 especies, al menos 4 están presentes en los bosques, matorrales y pastizales extremeños.

Las comunidades autónomas tienen competencias medioambientales y están facultadas para elaborar sus propios catálogos de especies amenazadas así como para crear categorías de protección específicas. En base a ello, la Junta de Extremadura aprobó el Decreto 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura. En dicho catálogo aparecen numerosas especies de plantas, insectos, peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos, pero no aparece ninguna especie del reino Hongos.

Durante el II Congreso sobre Especies Protegidas de Extremadura, celebrado en Cáceres los días 19, 20 y 21 de Noviembre de 2003, presentamos una comunicación que, bajo el mismo título del presente artículo, resumía la situación del Reino Hongos en la legislación europea, española y extremeña y solicitaba a las autoridades profundizar y avanzar en la protección de la naturaleza extremeña, contemplando la inclusión de los hongos en dicha política de conservación. Para ello proponíamos tres líneas de trabajo:

1. Inclusión de algunas especies de hongos en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura.
2. Creación de Reservas Micológicas.
3. Regulación de la recogida y comercialización de los hongos en nuestra comunidad.

1. Los hongos y el Catálogo Regional de Especies Protegidas

Como hemos indicado anteriormente, en el actual Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura no se incluye ninguna que pertenezca al reino de los Hongos. Consideramos, y así lo propusimos a la administración regional en el II Congreso de Especies Protegidas, que deben incluirse en la revisión anual de dicho catálogo algunas especies de hongos, como por ejemplo las 4 especies que encontramos en nuestra región y que aparecen recogidas en la Lista Roja de los Hongos Españoles, que son las siguientes:

- *Hericium erinaceus*
- *Myriostoma coliforme*
- *Torrendia pulchella*
- *Tricholoma colussus*



Hericium erinaceus



Myriostoma coliforme

También creemos conveniente la inclusión en el Catálogo Regional de aquellas especies fúngicas que han sido descubiertas para la ciencia en nuestra comunidad autónoma, entre las que podemos citar las siguientes:

- *Odonticum monfraguense*
- *Martellia mediterránea*
- *Tapesia zarza*
- *Marasmiellus virgatocutis*
- *Aleurodiscus dextrinoideocerussatus*
- *Cortinarius cisytoadelphus*
- *Lactarius zugazae*

Además, deberían ser incluidas en dicho catálogo, algunas especies raras e interesantes que habitan en nuestros ecosistemas. Son muchos los taxones que entrarían en esta categoría, de las que citaremos, a modo de ejemplo:

Rhizina inflata, *Mitrula paludosa*, *Poronia punctata*, *Boletus roseoalbidus*, *Colus hirudinosus*, *Omphalina farinolens*, *Mycena cistophyla*, *Amanita lactea*, *Calocybe gambosa*, *Gyrodon lividus*, *Gomphidius roseus*, *Phallus duplicatus*, *Phallus rubicundus*, *Lysurus gardneri*, *Tuber asa*, *Labyrinthomyces donkii*, *Melanogaster tuberiformis*, etc.

Tenemos la esperanza de que en las próximas actualizaciones del Catálogo sean incluidos algunos taxones fúngicos que, a todas luces, están tan necesitados de protección como lo puedan estar el águila imperial, la cigüeña negra, el lince o la “encina terroña”.

2. Reservas micológicas

Consideramos que la inclusión de determinadas especies en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas, con ser importante, no garantiza la protección integral de estas especies fúngicas. Por ellos proponemos la creación de una red de reservas micológicas. Estas reservas tendrían como finalidad el cumplimiento de alguno de los siguientes objetivos:

- Protección de determinadas especies micológicas raras o interesantes y cuya distribución sea muy localizada.
- Salvaguardar determinadas áreas boscosas que hayan alcanzado un grado de

madurez climática, en convivencia con la correspondiente cohorte de hongos y que sean ejemplos notables de la vegetación que caracteriza a la comunidad extremeña. Algunos matorrales también albergan comunidades fúngicas específicas con las que forman micorrizas y, por tanto, podrían incluirse en dichas reservas.

La creación de esta red de reservas (o microrreservas) micológicas necesitaría de estudios exhaustivos sobre las comunidades fúngicas presentes en las diversas zonas de interés, así como el conocimiento de los hábitats y distribución de las rarezas micológicas que encontramos en Extremadura.

La recolección de hongos en las reservas, una vez declaradas como tales, estaría totalmente prohibida y sólo, excepcionalmente, se otorgarían permisos para la toma de muestras con carácter estrictamente científico, realizado bajo control de la administración autonómica.

Estas reservas micológicas serían lugares idóneos para la realización de “educación ambiental” sobre los hongos y su importancia en la conservación de nuestros bosques y matorrales.

3. Regulación de la recogida y comercialización de los hongos en nuestra comunidad autónoma

Los hongos son un importante recurso económico que desde hace algunas décadas está dejando mucho dinero en nuestra región (algunos cálculos indican que cada temporada se ingresan entre 30 y 50 millones de euros). Y ello sin que exista la más mínima regulación o control administrativo. Es decir, cualquiera puede recolectar cuantas setas quiera, donde quiera y por el sistema que quiera, sin que nadie le diga nada. A principios del tercer milenio y con ya casi 50 años de “cultura ecológica”, esta situación es un despropósito más cercano a la Edad Media que a una sociedad moderna y civilizada.

Algunas comunidades autónomas de este país se han dado cuenta de ello y ya



Odontium monfraguense



Torrendia pulchela

llevan años trabajando en la elaboración de directrices y decretos reguladores. En Extremadura aún no hemos iniciado el camino, y no será porque algunos no llevemos ya casi una década levantando nuestra voz para pedir la “ley de las setas”.

En los últimos años han surgido algunas iniciativas reguladoras propuestas por diversos ayuntamientos (como por ejemplo Jarandilla de la Vera), que, al ser gotas de lluvia en el desierto, han creado mas confusión que efectividad. Únicamente si la administración regional (es decir, la Junta de Extremadura), sigue sin entrar en el tema, consideramos que las actuaciones municipales aisladas podrían tener valor, pero creemos que la trascendencia del tema es de tal envergadura que sólo una regulación única para toda Extremadura puede ser la solución al problema.

Por ello, como hicimos ante los representantes de la administración regional en el II Congreso de Especies Protegidas de Extremadura, y como hemos hecho en numerosas ocasiones en los últimos años, solicitamos el inicio de los trabajos administrativos y de investigación que conduzcan a la regulación de la recogida y comercialización de los hongos en Extremadura.



Tricholoma colossum

Y lo hacemos convencidos de la importancia gastronómica, económica y ecológica de los hongos. Muchas personas sólo ven a los hongos como un producto natural con el que pueden obtener beneficios monetarios, olvidando o desconociendo que los hongos constituyen un grupo de organismos que realizan funciones ecológicas importantísimas para el mantenimiento de los bosques y matorrales, con los que conviven en armonía.

Si las poblaciones de setas descienden o desaparecen, no sólo perderemos ingresos económicos, sino que estaremos poniendo en peligro la continuidad de los bosques y matorrales, que tan importantes son para el futuro de la humanidad.

TABLA Nº 1 – LISTA ROJA DE LOS HONGOS ESPAÑOLES

Amanita friabilis
Antrodia albobrunnea
Boletopsis grisea
Boletus dupainii
Bovista paludosa
Cantharellus melanoxeros
Cortinarius ionochlorus
Entoloma bloxamii
Geoglossum atropurpureum
Gomphus clavatus
Hericium erinaceus
Hygrocybe calyptriformis
Leucopaxillus compactus
Myriostoma coliforme
Phylloporus pelletieri
Podoscypha multizonata
Sarcodon fuligineoviolacea
Sarcosphaera coronaria
Torrendia pulchella
Tricholoma colossus



DISTRIBUCIÓN DE LOS FOCOS DE BIODIVERSIDAD DE LAS ESPECIES DE FLORA Y FAUNA DEL ANEXO II DE LA DIRECTIVA HÁBITATS (92/43/CEE) EN EXTREMADURA

⁽¹⁾ Perales Casildo, Alejandra Bettina;

⁽²⁾ Morán López, Ricardo

Área de Zoología. Departamento de Ciencias Morfológicas, Biología Celular y Animal.

Universidad de Extremadura. Av. De Elvas s/n. Badajoz. 06071. España.

⁽¹⁾ bperales@unex.es, ⁽²⁾ r Moran@unex.es,

RESUMEN

En las últimas décadas la legislación se ha convertido en una herramienta fundamental para garantizar la biodiversidad. En la Comunidad Europea la Directiva Hábitats (92/43/CEE) constituye uno de los esfuerzos más importantes para mantener o restablecer, en un estado de conservación favorable, los hábitats naturales y las especies de la flora y fauna de interés comunitario. Es por este motivo que, para una correcta aplicación de la legislación, se hagan indispensables los estudios científicos que revelen la distribución y estado de conservación de los hábitats y los taxones, entre los cuales destacan los inventarios. Los inventarios constituyen el primer nivel en el tratamiento de la información, mientras que el segundo nivel corresponde al análisis de la información que éstos aportan. El presente estudio explota los datos de distribución del Inventario Nacional de Taxones de las especies contempladas en el Anexo II de la Directiva Hábitats. En reconocimiento de su importancia en conservación al ser catalogados de interés comunitario, se trata de un esfuerzo enmarcado dentro del citado segundo nivel de tratamiento de la información. Este tipo de estudios son muy necesarios en Extremadura por su desarrollo aún escaso, y por que permiten conocer la distribución de los taxones de interés en conservación e identificar zonas de alta diversidad, focos de biodiversidad o puntos rojos, en los cuales resulta más rentable concentrar los esfuerzos en investigación y conservación de la biodiversidad.

INTRODUCCIÓN

La Directiva 92/43/CEE (Directiva Hábitats) tiene por objeto contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales, la flora y la fauna silvestres presentes en el territorio europeo de los Estados miembros. La Directiva Hábitats establece la creación de una Red ecológica europea coherente de Zonas Especiales de Conservación (ZEC) denominada "Natura 2000", la cual incluye hábitats de especies amenazadas a nivel comunitario. El Anexo II de esta Directiva recoge las especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar Zonas Especiales de Conservación (ZEC) y las define como aquéllas que en el territorio europeo de los Estados miembros: a) estén en peligro, b) sean vulnerables, c) sean raras, o bien d) sean endémicas y requieran especial atención debido a la singularidad de su hábitat y/o posibles repercusiones que su explotación pueda tener para su conservación. El citado anexo no incluye a las especies de aves, debido a que éstas se encuentran contempladas de forma más específica en la Directiva 79/409/CEE (Directiva Aves). En el ámbito español, la transposición al ordenamiento jurídico interno de la Directiva Hábitats se produce mediante el Real Decreto 1997/1995.

El desarrollo de esta legislación hace indispensable la mejora de los conocimientos científicos y técnicos que permitan el análisis de los componentes de la diversidad biológica y de los procesos que actúan sobre ella. El Convenio sobre Diversidad Biológica ratificado por España en 1993, demanda la identificación y seguimiento de los componentes de la diversidad biológica e impulsa la elaboración de inventarios como herramientas fundamentales para organizar la acción en pro de la biodiversidad. El Real Decreto 1894/1996, de estructura orgánica básica del Ministerio de Medio Ambiente establece la elaboración y actualización de la Base de Datos de la Naturaleza. Un componente importante de dicha Base de Datos lo constituye el Inventario Nacional de Taxones que recoge la información de multitud de inventarios y trabajos realizados a lo largo de las últimas décadas. La información del Inventario Nacional de Taxones se gestiona mediante sistemas de análisis espacial de alta potencia (Sistemas de Información Geográfica - SIG) especializados en la gestión de grandes cantidades de información. Estos SIG permiten explotar de forma eficiente los resultados obtenidos por los inventarios y constituyen una herramienta de valoración relevante.

Es necesario tener presente que el concepto subyacente al término diversidad no se compone de un solo elemento, sino de dos: la variación y la abundancia relativa de las especies. El hecho es que cuando se realiza un inventario de especies de una localidad determinada se pueden obtener uno o ambos valores. Uno es el número de especies, que se denomina riqueza de especies y el segundo es su abundancia relativa, que puede variar para igual riqueza, y que se denomina propiamente como biodiversidad. Las medidas de diversidad registran el número de especies, su abundancia relativa o usan una medida que combine ambos elementos. Sin embargo resulta mucho más costoso, en términos económicos y temporales, determinar la abundancia relativa que la mera riqueza. Como consecuencia es frecuente utilizar la riqueza de especies como un índice de diversidad a falta de uno mejor, pero sin olvidar que no son lo mismo (Magurran, 1988).

Una característica importante de la biodiversidad es que no se encuentra distribuida regularmente en el espacio. Existen lugares de alta diversidad, que reciben la denominación de "puntos rojos" o "focos de biodiversidad", y que reciben una alta valoración por esta cualidad. Ello hace que se constituyan en zonas preferenciales donde



concentrar tanto los estudios como los esfuerzos en conservación. Efectivamente, no sólo son objetivo de gran interés para las ciencias biológicas, sino que además permiten rentabilizar los recursos destinados a la conservación de especies por la concentración de biodiversidad que les caracteriza.

En definitiva, el presente estudio tiene como finalidad conocer la distribución de la biodiversidad de especies de interés comunitario, identificando y describiendo los lugares más significativos para la conservación de los taxones del Anexo II de la Directiva Hábitats.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron los datos de distribución del Inventario Nacional de Taxones (1998) de las especies contempladas en el Anexo II de la Directiva Hábitats que se localizaban en Extremadura. La base de datos recogía la distribución espacial de los mismos referenciada sobre la rejilla de la proyección U.T.M. (Universal Transverse Mercator), con distinta precisión pero de forma mayoritaria en cuadrículas de 10 Km de lado (Figura 1). Para las distintas cuadrículas los datos representaban la presencia de los taxones, siendo muy raros los datos de abundancia.

Figura 1. Distribución en Extremadura de la rejilla de la proyección UTM compuesta por cuadrículas de 10 x 10 Km.

El contemplar la distribución de tan numeroso conjunto de especies a partir de sus diversos estudios de origen conlleva una mayor complejidad en la base de datos. Por ello fue necesario normalizar las diversas tablas de forma que recogieran los datos bajo una misma estructura normalizada. Además hubo de homogeneizar la precisión espacial a utilizar, que fue establecida en cuadrículas de 10 Km por ser como se ha dicho la más

frecuente. Con este doble fin se fueron creando mediante consultas una serie de tablas convergentes en una misma estructura, que finalmente fueron sumadas en una tabla final con todos los datos. En ella la información de cada especie en todas las cuadrículas fue codificada de forma binaria, asignando un 0 para las ausencias y un 1 para las presencias. La tabla final contenía la referencia a cada cuadrícula UTM de 10 Km existente en Extremadura más una columna por cada especie, poblada por el valor 0-1 derivado a partir de los inventarios.

Unificada esta estructura fue posible proseguir con el cálculo de la riqueza de especies mediante el sumatorio de los valores de los taxones en cada una de las cuadrículas. Los resultados se obtuvieron tanto para el total de los taxones (riqueza total) como para cada uno de ellos por separado (riqueza en invertebrados, peces, reptiles y mamíferos). Ello permitió segmentar la información en función del grupo de especies de interés, y en cualquier caso un análisis más detallado.

El último paso consistió en transferir la información tabular ya disponible a un sistema de representación cartográfica, lo que permitiría en definitiva determinar espacialmente los focos de riqueza resultantes. Con este fin se utilizó la cartografía digital integrada en un SIG, que incluía la distribución espacial de las citadas cuadrículas UTM de 10 x 10 Km (Figura 1). Utilizando el sistema relacional entre tablas, los datos de riqueza fueron transferidos al mapa, formando una parte añadida de sus atributos. Ello permitió simbolizar dicho mapa sobre la base a los nuevos atributos, y por tanto crear leyendas para discriminar la distribución espacial de la riqueza de especies. La disponibilidad de estas leyendas y representación final de los datos rindió los resultados esperados, permitiendo la identificación de los focos de biodiversidad resultantes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En un total de 436 cuadrículas de 10 x 10 Km. se encontraron 45 taxones pertenecientes al Anexo II de la Directiva Hábitats. La distribución de estos taxones fue la siguiente: 13 taxones de flora y 32 taxones de fauna (7 de invertebrados, 9 de peces, 4 de reptiles y 12 de mamíferos) (Tabla 1).

TAXONES DEL ANEXO II DE LA DIRECTIVA HÁBITATS (92/43/CEE) PRESENTES EN EXTREMADURA

FLORA	INVERTEBRADOS	PECES	REPTILES	MAMÍFEROS
<i>Drepanocladus vernicosus</i>	<i>Cerambyx cerdo</i>	<i>Petromyzon marinus</i>	<i>Emys orbicularis</i>	<i>Galemys pyrenaicus</i>
<i>Isoetes velatum</i>	<i>Lucanus cervus</i>	<i>Alosa alosa</i>	<i>Mauremys leprosa</i>	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>
<i>Marsilea batardae</i>	<i>Coenagrion mercuriale</i>	<i>Alosa falax</i>	<i>Lacerta schreiberi</i>	<i>Rhinolophus euryale</i>
<i>Marsilea strugosa</i>	<i>Macromia splendens</i>	<i>Anaocypris hispanica</i>	<i>Lacerta monticola</i>	<i>Myotis emarginatus</i>
<i>Festuca elegans</i>	<i>Oxygastra curtisii</i>	<i>Barbus comiza</i>		<i>Myotis myotis</i>
<i>Lythrum flexuosum</i>	<i>Gomphus graslini</i>	<i>Chondrostoma polylepis</i>		<i>Myotis blythii</i>
<i>Narcissus asturiensis</i>	<i>Euphydryas aurinia</i>	<i>Rutilus lemmingii</i>		<i>Miniopterus schreibersii</i>
<i>Narcissus fernandesii</i>		<i>Tropidophoxinelus alburnoides</i>		<i>Micropterus cabreræ</i>
<i>Narcissus pseudonarcissus</i>		<i>Cobitis maroccana</i>		<i>Canis lupus</i>
<i>Silene mariana</i>				<i>Lutra lutra</i>
<i>Festuca summilusitana</i>				<i>Lynx pardina</i>
<i>Verónica micrantha</i>				

Tabla 1. Taxones del Anexo II de la Directiva Hábitats (92/43/CEE) presentes en Extremadura



La distribución de la riqueza no fue uniforme en todo el territorio. Se encontraron zonas con una riqueza baja (1 a 2 taxones por cuadrícula), media (3 a 5 taxones por cuadrícula) y alta (6 a 12 taxones por cuadrícula). Las cifras de la Figura 2 contabilizan las cuadrículas UTM de 10 x 10 Km. que contienen un número de especies alto (más oscuro), medio y bajo (más claro), mientras que la Figura 3 muestra su distribución espacial en Extremadura.

Figura 2. Frecuencia de los valores de riqueza de especies de fauna y flora del Anexo II de la Directiva Hábitats en las cuadrículas UTM de 10 Km. en Extremadura. Los tonos diferencian tres clases de riqueza – alta, media y baja – de arriba a abajo.

Figura 3. Distribución espacial de los valores de riqueza de especies de fauna y flora del Anexo II de la Directiva Hábitats en las cuadrículas UTM de 10 Km. en Extremadura. Leyenda conforme a Fig. 2.

La distribución lineal de los peces, asociada a los cursos de agua, generó zonas de alta riqueza a lo largo de los ríos de la Cuenca Media del Guadiana y del Tajo (Figura 3). Dado que esta distribución lineal desfigura el patrón espacial del resto de los taxones, se realizó un nuevo análisis de la riqueza excluyendo a los peces. Se encontró como resultado de este segundo análisis una distribución más agregada de la riqueza, es decir un menor número de cuadrículas de 10 x 10 Km. agrupadas espacialmente que concentraban una mayor riqueza (Figura 4).

Figura 4. Frecuencia de los valores de riqueza de especies de fauna (excluye Peces) y flora del Anexo II de la Directiva Hábitats en las cuadrículas UTM de 10 Km. en Extremadura. Los tonos diferencian tres clases de riqueza – alta, media y baja – de arriba a abajo.

Los focos de biodiversidad más relevantes se localizaron en (1) la Sierra de Gata y Las Hurdes (zona noroccidental), (2) Monfragüe, (3) el Valle del Jerte y la Sierra de Gredos (zona nororiental), (4) la Sierra de las Villuercas (zona centro oriental) y (5) la Sierra de San Pedro (zona centro occidental), tal como se muestra en la Figura 5.

Por último se realizó un análisis diferenciando las especies por grupos taxonómicos (flora, invertebrados, peces, reptiles y mamíferos). La riqueza de los peces como se ha señalado anteriormente, mostró una distribución lineal asociada a su presencia en los ríos de la Cuenca Media del Guadiana (Gévora, Alcarrache, Ardila, Matachel y Zújar) y del Tajo (Salor, Tiétar y Jerte). La zona norte (oriental y occidental) representada por la Sierra de Gredos y las Hurdes, se mostró como foco de biodiversidad para los taxones de flora, invertebrados, reptiles y mamíferos. El Valle del Jerte y la Sierra de Gata constituyeron focos de biodiversidad para los invertebrados. Esta última zona determinó también un foco de biodiversidad para los mamíferos, los cuales a diferencia de los demás grupos se concentraron también en la Sierra de San Pedro y en la Sierra de las Villuercas.

Los resultados obtenidos muestran que la riqueza no se encuentra distribuida regularmente en el espacio. En la mayoría de los casos áreas con mayor altitud (Sierra de Gata, Las Hurdes, Sierra de Gredos, Sierra de las Villuercas y Sierra de San Pedro) presentan una mayor riqueza – a excepción de los cursos de agua de los ríos de la Cuenca Media del Tajo y del Guadiana que presentan una alta riqueza para los peces y algu-



nos reptiles. Dicho patrón de agrupación de la riqueza en el caso de las áreas con mayor altitud puede ser explicado por la mayor calidad de estos hábitats debida a su menor transformación, permitiendo a través de su mayor naturalidad la conservación de numerosas especies a ellos asociadas. En las zonas bajas los cursos fluviales constituyen corredores de riqueza que, igualmente, conservan un notable conjunto de elementos de interés en conservación. Ambos extremos han de ser considerados por tanto como áreas prioritarias para la conservación de las especies del Anexo II de la Directiva Hábitats.

Figura 5. Distribución espacial de los valores de riqueza de especies de fauna (excluye Peces) y flora del Anexo II de la Directiva Hábitats en las cuadrículas UTM de 10 Km. en Extremadura. Leyenda conforme a Fig. 4.

BIBLIOGRAFÍA

- Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo sobre una Estrategia de la Comunidad Europea en Materia de Biodiversidad. 1998. Bruselas.
- CBD (Convention on Biological Diversity) secretariat, 2002. First and second national reports on biodiversity. <http://www.biodiv.org/world/reports.asp>
- Estrategia Española para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica. Ministerio de Medio Ambiente. 1999. Secretaria General de Medio Ambiente. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. 160 pp. http://www.mma.es/conserv_nat/planes/estrateg_biodiv/diversidad.htm
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton, NJ: Princeton University Press. 179 pp.





PARQUE NATURAL DEL TAJO INTERNACIONAL: UN PROYECTO DE FUTURO. DESCRIPCIÓN DEL MEDIO NATURAL

Anega Morales A.

Director de la ZEPA Tajo Internacional y Riberos
Servicio de Conservación de la Naturaleza y Espacios Protegidos.
Dirección General de Medio Ambiente.
Junta de Extremadura

GEOLOGÍA

Desde el punto de vista geológico, el área ocupada por el Espacio Natural se encuadra dentro del Macizo Hespérico, y más concretamente dentro de la zona meridional de la Unidad Geológica Centroibérica (Julivert *et al.*, 1974).

La inmensa mayoría de la superficie del Espacio Natural está ocupada por sedimentos del Complejo Esquisto Grauváquico, atribuido al Precámbrico Superior, a los que intruyen las rocas graníticas del Batolito de Cabeza de Araya, que afloran a lo largo del Río Erjas, y multitud de pequeños diques diabásicos que constituyen el denominado Haz de Brozas. Aparte, existen depósitos cuaternarios de tipo aluvial y coluvionar, y sedimentos pliocuaternarios tipo raña, representados únicamente por un pequeño afloramiento situado al Oeste y fuera del término municipal de Piedras Albas, en las inmediaciones del Río Erjas.

En cuanto a los materiales del Complejo Esquisto Grauváquico, se trata de grauvacas, esquistos y pizarras que se disponen en niveles alternantes de muy diversa potencia, que varían entre niveles milimétricos y capas métricas.

La característica tectónica más acusada desde el punto de vista regional es la existencia de una primera fase de deformación hercínica que origina pliegues de dirección próxima NO-SE ó NO-ESE, de plano axial subvertical y fallas asociadas sensiblemente paralelas. Posteriormente tienen lugar movimientos tardihercínicos que son los responsables de fracturas de desgarre y de los pliegues de dirección perpendicular y oblicua a las estructuras de la primera fase.

GEOMORFOLOGÍA

El territorio del Espacio Natural posee unas características geomorfológicas a grandes rasgos homogéneas, propias de los valles fluviales más o menos encajados. Como unidad geomorfológica, este tipo de sistemas suelen estar íntimamente asociados a ecosistemas naturales con ciertas características ecológicas típicas de los mismos y cuya presencia responde precisamente al criterio en el que se ha basado la protección del área ocupada por el Espacio Natural.

Las particularidades morfológicas a escala más detallada responden a variaciones en la naturaleza, potencia y orientación de los materiales que constituyen el sustrato geológico en cada sector concreto. Asimismo, la orientación de cada tramo de río está condicionada por la estructuración tectónica del sustrato.

Los procesos fluviales asociados a la dinámica de los ríos Tajo, Erjas y Sever son principalmente la erosión de los materiales precámbricos (grauvacas, esquistos y pizarras) y la formación de coluviones en las zonas de mayor pendiente.

El Río Tajo discurre en el Espacio Natural por un valle fluvial muy encajado, con pendientes de hasta el 100%, desniveles de 100 metros y una anchura de 200 metros. Entre la presa de Cedillo y su confluencia con la Rivera de Aurela, presenta un perfil de gran simetría. Entre ésta última y el río Salor es asimétrico, con laderas de hasta el 100% en la vertiente portuguesa y pendientes más suaves (30-40%) en la española; los desniveles en este tramo pueden llegar a alcanzar los 150 metros. Aguas arriba de su confluencia con el Río Salor, el Tajo presenta también un valle asimétrico muy encajado pero con las vertientes más pronunciadas (100%) en la parte española.

CLIMATOLOGÍA

Climatológicamente, el territorio del Espacio Natural y su entorno se encuentran en el dominio de la circulación del oeste, afectándole de manera esencial los desplazamientos estacionales en latitud y las ondulaciones de la corriente superior del oeste con el “jet – stream”, enlazando a su vez con el vaivén de las masas de aire, el frente polar y los centros de acción atlánticos, principalmente el anticiclón de las Azores, que se desplazan hacia el norte en verano y hacia el sur en invierno.

En general presenta inviernos poco extremados en cuanto a temperaturas, con un máximo de precipitaciones en otoño-invierno, que vuelve a repetirse, pero con menos intensidad, en el paso de invierno a primavera. El aumento de las temperaturas es progresivo y parejo a un brusco descenso de las precipitaciones en los meses de verano, lo que determina un prolongado estiaje. El mismo fenómeno se produce, pero a la inversa, al comenzar el otoño, con un brusco aumento de las precipitaciones paralelo a un descenso suave y progresivo de las temperaturas.

Durante los meses de calor, presenta el tipo de los climas mediterráneos y en los meses de frío la influencia atlántica atenúa el descenso de las temperaturas.

La pluviometría media anual es de 563,6 mm y la temperatura media anual se encuentra en torno a los 16° C, lo que en conjunto define el clima de la zona como Mediterráneo continental templado.

Otros factores de orden puramente geográficos que inciden en el clima del entorno del Espacio son:



- Los vientos procedentes del SO, que penetran por el valle del Tajo procedentes del Atlántico, producen lluvias.
- Microclimas locales debido a la orientación de vertientes de los cursos de agua.
- La existencia de embalses acarrea modificaciones climáticas locales al aumentar la humedad que originan las masas de agua.

Según el índice de pluviosidad de Lang, la zona se clasifica como árida. Según el índice de aridez de Martonne, presenta características de estepas y países secos mediterráneos. Según la clasificación agroclimática de Papadakis, el tipo climático sería mediterráneo continental templado (mediterráneo subtropical en la zona de Alcántara).

PAISAJE

El paisaje constituye uno de los aspectos más singulares y sobresalientes del Espacio Natural. En la zona de los valles fluviales se pueden diferenciar dos unidades:

Unidad de paisaje 1: valle del Río Sever, hasta la presa de Cedillo

La presa de Cedillo es un elemento muy importante en esta unidad, por su magnitud y por los numerosos elementos antrópicos que lleva asociados: presa, central hidroeléctrica, líneas de alta tensión, carreteras de acceso, edificaciones, etc.

Las características intrínsecas que definen esta unidad son: textura de grano grueso (presa y otros elementos asociados, eucaliptales, etc), en contraste con el grano fino que proporciona de la lámina de agua en calma, gran variedad cromática y abundancia de líneas (agua, hormigón, central, vegetación).

La cuenca visual es pequeña debido a la morfología del valle fluvial, a las masas de eucalipto que rodean la zona y a la escasez de accesos.

Tanto la fragilidad como la calidad de la unidad de paisaje se han valorado como media-alta.

Unidad de paisaje 2: valles fluviales del Río Tajo y del Río Sever

Se trata de la unidad paisajística con mayor entidad, por ser la más representativa del Espacio Natural, tanto por su alto valor como por sus dimensiones (250 km.).

Los elementos principales que encierra esta unidad son, por un lado, la lámina de agua continua, con un alto grado de presencia debido a su magnitud (entre 200-250 m de ancho), y por otro lado el relieve, con laderas de fuertes pendientes que definen claramente el valle fluvial, cubiertas con vegetación típica de bosque mediterráneo denso (encinares, acebuchales...) con gran cobertura.

Las características intrínsecas de esta unidad son: textura de grano grueso (laderas, vegetación), en contraste con la textura de grano fino del agua en calma, variación cromática entre la lámina de agua y los verdes y pardos de las laderas y escasa presencia de líneas. No obstante, las líneas presentes (contornos de laderas, límite de lámina de agua, contorno superior del relieve con el cielo) adquieren gran importancia por

marcar claramente la silueta con alto grado de percepción.

La cuenca visual es pequeña, ya que se trata de un valle encajado, desde el cual solo se percibe hasta la cota máxima de la ladera vertiente al propio valle. Los accesos al valle son muy escasos.

Tanto la fragilidad como la calidad de esta unidad de paisaje se han valorado como muy altas.

Fuera de lo que son los propios valles fluviales, ya en la parte de la penillanura, existen otras unidades de paisaje claramente marcadas por la vegetación. Son las siguientes:

Dehesa

Las dehesas presentes en el territorio del Espacio Natural son superficies arboladas de encina o alcornoque, de baja densidad, con sotobosque de pastos, matorral o cultivos, generalmente de especies forrajeras. El relieve de estas zonas de penillanura se caracteriza por pequeñas lomas de escasa pendiente. La percepción del espacio es de gran amplitud.

Otro elemento característico de esta unidad de paisaje es el ganado (vacuno, porcino, ovino) ya que se pueden observar casi de forma constante.

Se puede definir como un paisaje de textura fina, con abundancia de líneas (siluetas de árboles, caminos) y con variación cromática a lo largo del año dependiendo del tipo de aprovechamiento agro-forestal. Las dehesas de alcornoque con explotación de corcho son muy llamativas ya que el tronco del alcornoque descorchado adquiere un color naranja de gran intensidad.

Las cuencas visuales son muy amplias. La fragilidad y la calidad de las dehesas desde el punto de vista paisajístico son muy altas.

Penillanura con formaciones de bosque mediterráneo denso

Esta unidad es similar a la anterior en cuanto a orografía se refiere, pero difiere en lo que respecta a vegetación.

Presenta formaciones vegetales de encinas, acebuches, cornicabras, etc y otros matorrales (piorno, jara,...) de alta densidad, hasta el punto de que es difícil el tránsito por ellas. Se trata pues de un paisaje de textura gruesa, con variación cromática según el estado fenológico de las especies que lo integran (las especies de hoja caduca ofrecen variaciones de color en las distintas estaciones del año) y escasa presencia de líneas.

La cuenca visual es pequeña debido a la alta densidad de la vegetación.

La calidad de esta unidad de paisaje es muy alta y la fragilidad alta ya que existe cierta capacidad de absorción ante algunas actuaciones.

Alisedas

Se localizan en el tramo medio del Río Sever, hasta que este entra totalmente en Portugal. Se caracterizan por un predominio de los bosques de ribera mayoritariamente compuestos por alisos situados en las márgenes del río. Es un paisaje de textura fina (siluetas de los árboles), con variación cromática según la fenología de las especies y totalmente lineal (río, vegetación, etc.).



HIDROGRAFÍA

La red hidrográfica del territorio del Espacio Natural es regular y compleja. Está vertebrada fundamentalmente por el río Tajo, cuyas aguas están embalsadas, y por tres afluentes importantes: ríos Erjas, Salor y Sever.

El Tajo atraviesa el territorio de este a oeste y queda embalsado en la presa de Cedillo, situada en el extremo más occidental del Espacio. Las aguas del embalse llegan hasta la presa de Alcántara, en su límite oriental. Gran parte de la extensión del embalse, desde la presa del Cedillo hasta la confluencia con el río Erjas, constituye la frontera natural con Portugal.

Al río Tajo vierten sus aguas los importantes ríos Erjas, Salor y Sever. Recoge además el caudal de riveras como las de Carbajo y Aurela, y de los arroyos Jartín, Galavís, Nuestra Señora y Cabrioso.

El río Erjas nace en las sierras noroccidentales de la provincia de Cáceres (Sierra de Gata) y desciende hacia el sur haciendo frontera natural con Portugal.

Del lado español, al Erjas tributan sus aguas, entre otros, los arroyos de Martín Albarrán, de la Murta, Pizarroso, de Helechal, Tarraguera, de las Toreras, Apertura y Boquerón, conformando unos y otros, sobre todo en sus tramos finales, paisajes abruptos de gran belleza.

El río Salor atraviesa la penillanura cacereña con dirección SE-NO. En él desembocan numerosas riveras: Araya, en el extremo más oriental, de los Molinos, Jumadiel, y la de Membrío. También numerosos arroyos, entre los que destacan los Ladrones, la Higuera, del Lugar, Arquillo, de Monroy y de la Torre.

El río Sever nace en la sierra de San Mamede y desciende hacia el Tajo con dirección SE-NO. Al Sever tributan sus aguas el río Alburrel y el arroyo de Mayomao, y actúa como frontera natural con Portugal y como límite suoriental del Espacio Natural.

EDAFOLOGÍA

Los suelos predominantes en el Espacio Natural son tierras pardas meridionales, más o menos conservadas, sobre rocas metamórficas, en la inmensa mayoría de su superficie, y sobre granitos, en el tramo medio del Río Erjas.

La tierra parda meridional desarrollada sobre pizarras cubre el extenso pizarral paleozoico de la penillanura cacereña. Se caracteriza por el predominio de suelos de color pardo y pardo amarillento; ocasionalmente se encuentran horizontes (B) rojo amarillentos, incluso rojos, sobre pizarras, areniscas y arcillas con lechos de cuarzo; a partir de pizarras carbonosas se forman suelos de color gris oscuro.

La profundidad aparente de los perfiles es baja, entre 20 y 50 cm., pero la real es difícil de precisar, especialmente cuando las pizarras son blandas o están dispuestas en lajas verticales. En efecto, las raíces de las plantas penetran entre los paquetes y planos de exfoliación provocando canales de edafización dentro del roquedo; esto suele interpretarse como que las plantas buscan el potasio, pero parece lógico pensar que lo que encuentran es la humedad que necesitan durante los secos y largos periodos estivales.

El espesor del horizonte de humus rara vez sobrepasa los 20 cm. Los niveles de materia orgánica oscilan entre 2% y 4% en suelos no labrados y son inferiores al 2% en suelos cultivados. Resulta excelente el grado de humificación, situándose la relación

C/N alrededor de 10.0. En la fracción mineral, el limo y la arena fina son los componentes fundamentales. La distribución de las precipitaciones y el relieve favorecen la formación de horizontes iluviales; no obstante, durante los periodos de lluvias intensas parte de la fracción arcillosa del horizonte A es arrastrada por aguas superficiales.

En los perfiles no erosionados se aprecia liberación de óxidos de hierro de escasa movilidad; la edafización química es apreciable aunque moderada. En cuanto al grado de acidez, el pH oscila entre 5,3 y 6,5 en horizontes superficiales, y entre 5,0 y 5,9 en los (B) y (B) / C1; la tendencia a disminuir con la profundidad es casi general; en el mismo sentido lo hacen el nitrógeno total y el potasio asimilable; las reservas en calcio y fósforo asimilables son extremadamente bajas.

La fracción arenosa del suelo está compuesta de circón, turmalina, andalucita, epidota y minerales de titanio. El circón aparece con una frecuencia del 75%. Hay abundancia de minerales opacos, en su mayoría de alteración (124 granos por 100 transparentes). En la fracción ligera predomina el cuarzo.

En cuanto a la fracción arcillosa, está compuesta por illita, caolín e interestratificación de illita y clorita, siendo la illita el mineral predominante.

Variabilidad y asociación

A nivel de subvariedades y formas locales, las diferencias atañen más a las propiedades físicas que a las químicas. Los suelos labrados son muy erosionables, por lo que si no se logra una cuidadosa ordenación de cultivos se degradan a litosuelos en zonas onduladas y fases de pendiente.

En algunas zonas suavemente depresionadas se forman suelos profundos sobre sedimentos provenientes de pizarras.

El hidromorfismo es a veces más acusado en suelos delgados si las condiciones topográficas y la impermeabilidad de las pizarras favorecen los encharcamientos prolongados.

Vocación

Dada la profundidad media, el clima y la susceptibilidad a la erosión, se deduce que la vocación es de pastos y bosque esclerófilo abierto (dehesa). Cuando la topografía es suave y la mecanización posible (afloramientos nulos o poco frecuentes) el cultivo de cereales puede ser rentable.

Desde el punto de vista agrónomo, los suelos reúnen buenas condiciones para el laboreo. Las diferencias se establecen entre fases llanas, de pendiente y rocosas.

En general, gran parte de los suelos del área de influencia del embalse de Cedi-llo están caracterizados por el predominio de un substrato rocoso de pizarras cámbri-cas, cuyos afloramientos junto a los cursos de agua originan característicos escarpes fluviales. Los suelos de ellos derivados son muy pobres, poco profundos, con gran porcentaje de elementos gruesos, e innumerables afloramientos rocosos, muchas veces expuestos a elevadas pendientes, lo que, unido a deficiencias hídricas durante gran parte del año, les confiere una capacidad de uso muy baja. El uso agrícola del suelo está sujeto a estas severas limitaciones, que conllevan fuertes restricciones a cualquier tipo de aprovechamiento.



Los suelos sobre granitos son de color pardo o pardo amarillento, arenosos o areno - arcillosos, sueltos, poco profundos (30-50 cm.), débilmente estructurados, con drenaje rápido, pobres en materia orgánica, ácidos (pH más frecuente entre 5,0 y 5,5) y con bajos niveles de elementos asimilables.

En perfiles naturales, los horizontes se aprecian con nitidez, aunque la separación es difusa. El horizonte de humus tiene un espesor inferior a 25 cm. La edafización química no es intensa, pero sí apreciable, especialmente en las formas areno arcillosas. Los suelos arenosos y delgados resultan extremadamente secos y erosionables.

En zonas de topografía suave hay una tendencia a la formación de horizontes B textuales; esta diferencia, si no es muy acusada, resulta favorable para la economía del agua y para limitar el lavado de bases.

Cuando la profundidad aumenta, disminuyen, en general el nitrógeno total y el potasio asimilable.

En cuanto a la mineralogía de la fracción arena, predomina el circón, con una frecuencia del 50% en los dos horizontes superiores, aumentando hasta el 70% en los inferiores. Siguen turmalina (25%) y anatasa (23%) en los horizontes superiores, disminuyendo con la profundidad. También aparece rutilo, broquita y titanatos. El número de minerales opacos aumenta con la profundidad.

Los minerales encontrados en la fracción arcilla son ilita y caolín. La proporción de la primera aumenta con la profundidad desde un 30 hasta un 70%, mientras que la de caolín es constante en los dos horizontes superiores y disminuye en los dos inferiores.

VEGETACIÓN

Vegetación Potencial

En el territorio ocupado por el Espacio Natural están presentes cuatro series de vegetación potencial:

Sanguisorbo agrimonoidis-Quercetum suberis

La serie silicícola y luso extremadurensis del alcornoque (*Quercus suber*) aparece fundamentalmente en el extremo occidental del Espacio Natural y de forma puntual en algunos barrancos y laderas de umbría. El bosque maduro es un alcornocal que puede alcanzar 15 metros de altura, rico en elementos lianoides y plantas nemorales, sobre todo geófitos. Sin embargo los elementos de vegetación más frecuentes son algunas de sus etapas seriales, sobre todo un madroñal denso e impenetrable (*Phillyreo-Arbutetum unedoni*), brezales de talla mediana (*Halimio-Ericetum umbellatae ericetosum australis*) y nano-brezales (*Halimio-Ericetum umbellataeericetosum umbellate*). En ocasiones y siempre sobre suelos profundos y bien conservados, al pie de laderas o cantiles orientados a septentrión, aparecen piornales, o por lo menos alguno de sus elementos característicos (*Cytisetum scopario-eriocarpi*), y jarales con jaguarzo macho (*Genisto-Cistetum ladaniferi cistetosum populifolii*). También resulta diagnóstico la presencia de brezales de *Erica lusitanica* (*Cisto psilosepali-Ericetum lusitanicae*) que marcan la transición hacia las comunidades riparias en algunos barrancos especialmente bien conservados.

Como ocurre en otras zonas peninsulares de carácter termomediterráneo, no resulta rara la presencia de acebuches (*Olea sylvestris*), constituyendo una faciación característica en áreas de tránsito termomediterráneo [*Sanguisorbo-Quercetum suberis oleetosum sylvestris*]. La presencia de charnecales de Pistacia terebinthus (*Asparago-Rhamnetum spiculosae pistacietosum terebinthi*) es probablemente el elemento más diagnóstico de la potencialidad de los alcornoques en el Espacio Natural. Otros elementos diagnósticos de estos alcornoques termófilos son los jaral-brezales (*Genisto-Cistetum ladaniferi ericetosum australis*) y las comunidades pteridofíticas del *Anogrammo-Selaginellum denticulatae*).

Pyro bourgeanae-Quercetum rotundifoliae. Faciación típica

La serie silicícola de la encina (*Quercus rotundifolia*), pese a estar ampliamente representada en la comunidad extremeña, queda relegada en el territorio del Espacio Natural a las zonas llanas que se sitúan fuera de los riberos. La etapa madura de esta serie es un encinar con piruétanos (*Pyrus bourgeana*) de notable talla. En el Espacio está representada por encinares adhesionados y formaciones preclimácicas de carácter arbustivo. Las etapas seriales son: retamar con piorno blanco sobre suelos todavía bien desarrollados (*Cytiso multiflori-Retametum sphaerocarpace*), jaral ahulagar sobre suelos poco evolucionados (*Genisto hirsutae-Cistetum ladaniferi*), que también se comparte con la serie siguiente, y herbazal graminoide gran talla, denominado berceal (*Melico magnolii-Stipetum giganteae*). Otros elementos muy frecuentes y típicos, dada la frecuencia de las dehesas en la zona, son toda una serie de comunidades pratenses, como majadales (*Poo bulbosae-Trofolietum subterranei*), vallicares anuales (*Pulicario paludosae-Agrostietum pourretii*) o comunidades crasicales sobre litosuelos (por ejemplo *Crassulo-Sedetum caespitosi*).

Pyro bourgeanae-Quercetum rotundifoliae. Faciación toledano-tagana con Olea sylvestris

Sin duda alguna se trata de la serie que tiene una mayor extensión en el territorio del Espacio Natural, ya que buena parte de las laderas que limitan el valle del Tajo están ocupadas por formaciones ligadas genéticamente a esta serie.

La etapa madura de esta serie de vegetación correspondería a un encinar de pequeña talla, pobre en elementos nemorales, pero no así en elementos termófilos de origen termomediterráneo y que de forma sistemática ve completado su dosel arbóreo por acebuches (*Olea sylvestris*).

Desde un punto de vista fitosociológico se denominan *Pyro-Quercetum rotundifoliae oleetosum sylvestris*). Generalmente estos bosques hoy en día resultan muy fragmentarios a lo largo de los riberos de los grandes ríos que atraviesan Extremadura, debido a que su estructura forestal ha sido sistemáticamente alterada, lo cual ha favorecido la entrada de elementos seriales en dichos encinares. Sin duda alguna el elemento más conspicuo y diagnóstico de esta serie de vegetación lo constituyen los cambrionales con acebuches, también denominados acebuchales (*Asparago-Rhamnetum spiculosae*) ó también los madroñales con lentisco, que sobre todo durante el otoño resultan fácilmente localizables debido al carácter caducifolio del lentisco (*Phillyreo-Arbutetum unedi pistacietosum lentisci*).



Series riparias: Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae

Son las alisedas termo-mediterráneas. Se trata de bosques ribereños umbrosos, con marcada influencia atlántica, dominados por el aliso (*Alnus glutinosa*) y localizados a lo largo del Río Sever.

Llevan asociados también fresnos (*Faxinus angustifolia*) y sauces *Salix* sp; y en el estrato herbáceo especies como *Brachypodium sylvaticum*, *Carex broteriana*, *Carex pendula*, *Galium broterianum*, *Osmunda regalis*, además de pterófitos *Athyrium filix-floemina*, *Dryopteris filix-mas*, y *Pteridium aquilinum*.

Otros elementos de vegetación que resultan característicos de esta serie son los herbazales graminoides de gran talla, dominados por *Hyparrhenia hirta* (*Dauco-hyparrhenietum hirtae*), y las comunidades nitrófilas y subnitrófilas de carácter nitrófilo del *Torilido nodosae-Paritarietum mauritanici* y el *Bromo tectori-Stipetum capensis*.

Finalmente, también resultan típicas de estos bosques las comunidades pteridofíticas que aparecen generalmente en grietas y rellanos terrosos (*Anogrammo-Selaginellum denticulatae*).

Vegetación Real

En el Espacio Natural están presentes las siguientes formaciones:

- Acebuchales
- Encinares
- Alcornocales
- Eucaliptares
- Comunidades forestales riparias
- Madroñales
- Matorrales
- Pastizales

Acebuchales

Los acebuchales son probablemente uno de los elementos paisajísticos más característicos en el Espacio Natural. Se trata de una formación muy intrincada en la cual, junto al acebuche (*Olea sylvestris*), que puede llegar a alcanzar 3 metros de altura, aparecen numerosos elementos termófilos como *Rhamnus oleoides* y *Asparagus albus*. En general resulta frecuente y constante la presencia de encinas (*Q. rotundifolia*) e incluso alcornoques (*Q. suber*), como recordatorio de la potencialidad de buena parte de estas formaciones.

Los acebuchales constituyen en ocasiones la primera etapa de sustitución de los encinares con acebuches (*Pyro-Quercetum rotundifoliae oleetosum sylvestris*), pero en muchas ocasiones, sobre todo en espolones rocosos de solana, constituyen comunidades permanentes de carácter edafoxerófito, y por consiguiente, la máxima expresión evolutiva de la vegetación. Amplias extensiones fueron ordenadas para explotación del olivar y en muchos casos se plantaron variedades de interés agrícola. Hoy en día, al menos en la vertiente española, estos olivares aparecen abandonados y dominados por elementos típicos de acebuchales y comunidades fruticasas seriales.

De forma muy generalizada, sobre todo en las umbrías y valles más cerrados, la formación se enriquece con la presencia de la cornicabra (*Pistacia terebinthus*), para

constituir una subasociación (*pistacietosum terebinthi*) que indica el desarrollo de la comunidad en condiciones de mayor humedad ambiental. Cuando el dominio de la cornicabra es notable, la formación se denomina en Extremadura charnecal. Como en el caso de los acebuchales típicos, los charnecales también pueden comportarse como comunidades permanentes en suelos livianos pero ricos en materia orgánica de los espollones rocosos orientados al norte. En cualquier caso, la presencia de estos charnecales sugiere que la vocación del territorio es la de un alcornocal.

Encinares

Aunque desde un punto de vista potencial constituyen la vocación de buena parte del territorio del Espacio, son muy pocas y fragmentarias las zonas donde aparecen encinares bien conservados. Cuando esto ocurre, se trata de formaciones presididas por la encina en su estrato arbóreo y que pueden llegar a alcanzar hasta 15 m de altura. Desde un punto de vista fitosociológico reciben el nombre de *Pyro-Quercetum rotundifoliae*. A veces, en este estrato arbóreo también pueden aparecer esporádicamente algunos perales silvestres (*Pyrus bourgeana*), algunos enebros (*Juniperus oxycedrus*), alcornoques (*Quercus suber*) en las zonas más frescas, y sobre todo acebuches (*Olea sylvestris*) en las laderas que rodean el cauce del Tajo.

Son numerosos los elementos lianoides como madreselvas (*Lonicera implexa*), rubias (*Rubia peregrina*) y nueza negra (*Tamus communis*), algunos nanofanerófitos como el torvisco (*Daphne gnidium*) o el jazmín silvestre (*Jasminum fruticans*), así como numerosos elementos nemorales como *Arisarum vulgare* o algunos helechos como *Asplenium onopteris*.

En los claros que aparecen en su seno o conformando las orlas herbáceas que con carácter natural limitan estas masas aparecen plantas como *Origanum virens* o *Clinopodium villosum*. La orla arbustiva está constituida por diferentes plantas de hábito retamoide como *Cytisus multiflorus* y *Retama sphaerocarpa*, los cuales, por otro lado, están ampliamente extendidos en el territorio. Sólo en algunos barrancos aparecen retazos de lo que debieron ser estos bosques.

Hoy en día están presentes dos tipos de estructuras forestales desarrolladas por la intervención del hombre a partir de estos bosques primitivos. En las laderas que limitan el río aparecen algunas manchas de encinar mantenidas en forma de monte bajo, es decir, con pies desarrollados a partir de rebrotes de cepa y que raramente superan los 5 metros de altura. Estas formaciones establecen un intrincado mosaico con formaciones pre-arbóreas de carácter preclimácico, como madroñales o, sobre todo, acebuchales, y con formaciones arbustivas, como jarales y cantuesales. Su origen probablemente se relacione con un aprovechamiento energético de estos encinares a través de carboneo o extracción de leñas y con su posterior aprovechamiento cinegético, dado que constituyen excelentes refugios para el ganado debido a su carácter lacerante e impenetrable y a que son una fuente importante de alimento. Estos condicionantes determinan que la estructura sea muy abierta y que en estos encinares sean frecuentes las plantas propias de los matorrales seriales, como jaras (*Cistus ladanifer*, *C. salvifolius* y *Halimium viscosum*), aulagas (*Genista hirsuta*) y cantuesos (*Lavandula stoechas* subsp. *sampaiana*).

En las zonas llanas que aparecen una vez que se abandona el valle del Tajo y sus barrancos tributarios, el encinar se explota desde antiguo en forma de dehesa, un aprovechamiento silvopascícola genuinamente ibérico que favorece el desarrollo de pastizales para su aprovechamiento en régimen extensivo por parte del ganado. Las encinas se



mantienen formando un dosel de baja cobertura, tanto para mantener la fertilidad del sistema al recuperar nutrientes que de otra forma abandonarían el sistema como para mantener algunos aprovechamientos forestales tradicionales como carbones y leñas. Son numerosos los pastizales que aparecen en estas zonas. Estos se organizan espacialmente en función básicamente de la disponibilidad de agua, así como de la actividad del ganado. Los pastos más importantes desde un punto de vista trófico para el ganado son los majadales, comunidades presididas por *Poa bulbosa* y *Trifolium subterraneum*.

Alcornocales

En el Espacio Natural no hay alcornocales como tales, pero sí formaciones arbustivas en las que son frecuentes los elementos característicos de estos bosques y, en los que de forma puntual, aparecen algunos alcornocales. Esto ocurre en algunos barrancos umbrosos del Espacio Natural, donde aparecen algunos fragmentos razonablemente bien conservados de estas formaciones y, sobre todo, muchos de sus elementos característicos, como durillo (*Viburnum tinus*), jaguarzo macho, (*Cistus populifolius*) o algunos representantes mediterráneos del género *Erica* que generalmente aparecen asociados a estos bosques como *Erica australis* o *E. umbellata*.

En general, la presencia de brezales y nano-brezales (*Halimio-Ericetum umbellatum ericetosum australis* y *ericetosum australis*), y sobre todo de jaral-brezales (*Genisto hirsutae-Cistetum ladaniferi ericetosum australis*), indican con precisión los territorios adscribibles a la serie de los estos alcornocales.

Por otro lado, la presencia, constante en muchas zonas de umbría, de cornicabras (*Pistacia terebinthus*), sugiere que quizás la extensión del alcornocal en el Espacio Natural es mayor de la que en principio se ha indicado por diferentes autores y sobre todo por lo indicado en el mapa de series de vegetación de España (Rivas Martínez 1987). La abundante presencia de estos charnecales indica que el alcornocal potencial en estas zonas dejaría de ser la variante típica y constituiría el dominio de los alcornocales termófilos que presentan en su vuelo acebuches (*Sanguisorbo-Quercetum suberis oleetosum sylvestris*).

Acompañando al alcornocal en el estrato arbóreo, suelen aparecer algunos elementos lauroides como el durillo, la olivilla (*Phyllirea latifolia*), y sobre todo, el madroño (*Arbutus unedo*), plantas todas ellas que caracterizan las formaciones preforestales que constituyen las primeras etapas de sustitución de estos alcornocales. Además, también destaca la presencia de elementos nemorales de carácter vivaz, como son las peonías (*Peonia broteroi*, *Sanguisorba híbrida*) y los helechos (*Asplenium onopteris* y *Thapsia máxima*), junto con algunas plantas subesciófilas de la orla herbácea, como *Origanum virens*, *Teucrium scorodonia* o *Satureja vulgaris* subsp. *arundana*.

La orla arbustiva del alcornocal típico del Espacio Natural es un piornal en el que aparece *Cytisus striatus*, aunque resulta francamente raro. Por otro lado, el contacto con los ecosistemas riparios viene marcado por la presencia de zarzales y rosales en los cuales destaca la presencia de zarzamoras, como *Rubus ulmifolius*, y rosas, como *Rosa agrestis*. Finalmente, es necesario comentar que los alcornocales termófilos presentan también elementos muy exigentes desde el punto de vista térmico, como *Rhamnus oleoides*, el propio acebuche y la cornicabra.

En las zonas más elevadas tal como ya se ha comentado para el caso de los encinares, estas formaciones se han mantenido en forma de dehesa, siendo el elenco de comunidades pascícolas semejantes a las comentadas en aquel caso. El resto de los

alcornocales se han deteriorado como consecuencia del aprovechamiento energético de estos bosques.

Eucaliptares

En algunas zonas del Espacio Natural se han realizado plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis*, sobre todo en las inmediaciones del Embalse de Alcántara. Estas plantaciones se han ejecutado tanto sobre territorios que potencialmente son alcornocales como sobre otros que son encinares. Además, en general se han realizado sobre suelos de escaso desarrollo, desplazando normalmente a comunidades fruticasas de carácter primocolonizador como jarales y jaral-brezales.

Desde un punto de vista florístico, estas plantaciones son muy pobres, no detectándose ningún elemento nemoral, y sólo esporádicamente algún arbusto, como jaras (*Cistus ladanifer*, *C. monspessulanus*), cantuesos (*Lavandula sampaiana*) y/o aulaga (*Genista hirsuta*).

Comunidades forestales riparias

Hoy en día estas formaciones son francamente raras en el ámbito geográfico del Espacio Natural, sin duda alguna debido a la inundación de estas zonas riparias tras la construcción de las presas. Una excepción la constituye el Río Sever, que no presenta inundación.

Las choperas de *Rubio-Populetum albae*, que con toda probabilidad debieron orlar el cauce del río Tajo antes de los represamientos, no existen en la actualidad. Sólo de forma puntual se detecta la presencia de algunos álamos blancos y otros árboles riparios asociados a estos bosques, como *Salix alba*, en las inmediaciones del cauce. Esto probablemente se debe a que el nivel del agua suele mantenerse constante. No obstante, los retazos que se originan siempre presentan un escaso desarrollo y no llegan a formar choperas, por lo menos desde un punto de vista estructural y florístico.

En algunos barrancos y en las zonas de mayor compensación edáfica de las zonas elevadas, aparecen algunos fresnos, en algunos casos adhesados para el aprovechamiento pascícola de la zona. En las zonas más soleadas aparecen algunos fresnos (*Fraxinus angustifolia*) y almeces (*Celtis australis*). Los pastos aprovechados por el ganado son juncales de junco churrero (*Trifolium resupinati-Holoschoenetum*) que, normalmente debido al sobrepastoreo, se transforman en gramadales (*Trifolium resupinati-Caricetum chaetophyllae*). La presencia de zarzales del *Lonicero-Rubetum ulmifolii*, indica las zonas potenciales de las fresnedas. Las fresnedas, que en estas zonas son adscribibles sintaxonómicamente al *Ficario ranunculoidis-Fraxinetum angustifoliae*, son bosques sombríos que se asientan normalmente sobre suelos arenosos de *pseudogley*. Sobre suelos más frescos y profundos la primera etapa de sustitución es un zarzal, mientras que en zonas que sufren un mayor estiaje, cede paso a los tamujares (comunidades de *Securinega tinctoria*). En caso de que la geoserie riparia no estuviera alterada en el territorio del Espacio Natural, las fresnedas se instalarían siempre más alejadas del cauce que las alamedas. Además, el contacto con el río se realizaría en muchas ocasiones gracias a la presencia de mimbreras y saucedas, que hoy en día prácticamente no aparecen como tales.

Madroñales

Los madroñales (*Phyllireo-Arbutetum unedoni*) son formaciones de carácter preforestal dominadas en su estrato arbóreo por el madroño (*Arbutus unedo*), que además



suele estar acompañado por la olivilla (*Phyllirea angustifolia*), el brezo arbóreo (*Erica arborea*) y, de forma esporádica, por árboles que indican la vocación climatófila del territorio. De forma general, constituyen la primera etapa de sustitución de alcornoques y, ocasionalmente, de encinares, aunque puntualmente también pueden constituir comunidades permanentes.

En general, el grado de conservación del madroñal es bueno, y constituye una etapa bastante estabilizada, a lo que sin duda ha contribuido el uso cinegético a que han sido destinadas la mayor parte de las fincas en los últimos 40 años.

Cuando se degrada, con la consiguiente erosión y decapitación de los suelos, es sustituido por brezales de *Erica australis*, al menos en zonas más frescas, y sobre todo por nano-brezales de *Erica umbellata* en los suelos más degradados.

En el territorio del Espacio Natural está muy extendida la variante más termófila de estos madroñales, que se caracteriza por la presencia de lentisco (*Pistacia lentiscus*) y por una disminución notable de la presencia del madroño y del brezo arbóreo. Además del lentisco, son frecuentes en estas zonas otras especies termófilas como el acebuche y la encina. Además, en las umbrías más resguardadas y rocosas se hace especialmente frecuente la presencia de la cornicabra (*Pistacia terebinthus*) y de algún otro elemento mesofítico, como el durillo (*Viburnum tinus*) y otra olivilla (*Phyllirea latifolia*).

Matorrales

Buena parte del territorio estudiado está dominado por la presencia de comunidades fruticasas de muy diferente naturaleza. Sin ningún género de duda destacan los jarales de jara pringosa (*Cistus ladanifer*) que se desarrollan sobre los suelos menos desarrollados y representan la etapa de sustitución más avanzada de los encinares luso-extremadurenses. Además de la jara son frecuentes otras plantas como la lacerante aula-ga (*Genista hirsuta*), el cantueso (*Lavandula stoechas* subsp. *sampaiana*) o alguna otra jara como *C. mospeliensis*, la cual parece denunciar el carácter termófilo de la comunidad. La presencia de algunos brezos y sobre todo la de *C. populifolius* o *Lavandula luisieri* parece indicar el ecotono con los brezales del mundo del alcornoque o por lo menos una cierta compensación hídrica en el suelo.

En general estos jarales se mantienen en un estado estacionario de escasa o nula utilidad, aprovechado sólo ocasionalmente por ganado cabrío o por ganado cinegético, lo cual contribuye a su estabilización, retardando o incluso impidiendo la recuperación del bosque climácico. A ello también hay que sumar el control alelopático ejercido por la jara y que minimiza el riesgo de desplazamiento por plantas más exigentes desde un punto de vista dinámico. En general se observa como algunos pastizales de zonas adherados son sistemáticamente invadidas por elementos camefíticos como *Halimium viscosum*, *Cistus salvifolius* o *Lavandula sampaiana* que rápidamente son sustituidos por los típicos de estos jarales.

En suelos más profundos, pero también bajo ombroclima seco, encontramos retamares dominados por la presencia de *Retama sphaerocarpa* y *Cytisus multiflorus*. Estos retamares constituyen también la orla natural de los encinares. Ocupa buenas extensiones en las dehesas, donde se ha mantenido para favorecer el desarrollo de pastizal y no resulta raro en las laderas que caen al Tajo. En las zonas más protegidas a veces se enriquece con la presencia de *Cytisus scoparius*.

En las zonas más frescas, bajo ombroclimas subhúmedos, sobre todo en el extremo occidental del Espacio Natural y en algunas zonas de umbría, lo que aparecen

son brezales. Sobre suelos oligótrofos de muy escaso desarrollo, degradados y lixiviados y generalmente instalados en crestas rocosas, aparecen nanobrezales dominados por *Erica umbellata*, *Calluna vulgaris* y *Halimium ocymoides*. Constituyen una etapa muy avanzada de degradación del alcornocal que suele aparecer asociada a las plantaciones de eucaliptos. En suelos un poco más evolucionados aparecen jaral-brezales dominados por *Erica australis* y *Cistus ladanifer*.

Pastizales

En el territorio estudio los pastizales, tanto naturales como de origen antrópico, presentan gran relevancia, sobre todo los asociados a las dehesas. Allí encontramos en el que alternan pastizales anuales, aprovechados durante la primavera por el ganado y majadales presididos por *Poa bulbosa* y *Trifolium subterraneum*, que tienen un gran valor desde el punto de vista ganadero por la palatabilidad de sus elementos característicos y su resistencia al agostamiento. Tal como he comentado con anterioridad en algunas dehesas, estos pastos han sido invadidos por jarales debido al abandono de las mismas.

En zonas de mayor compensación edáfica aparecen también pastos de alto interés ganadero como los juncales de *Scirpus holoschoenus*, o los gramadales de *Cynodon dactylon*, a los que se degradan por sobrepastoreo.

En algunos crestones aparecen también berceales de *Stipa gigantea*, pero de forma muy puntual. Estos crestones, por otro lado, son muy ricos en todo tipo de elementos rupícolas, que desde el punto de vista florístico recogen muchos de los elementos más valioso de la zona como *Pethroragia saxifraga*, *Dianthus lusitanus*, *Digitalis thapsus*, *Selaginella denticulata*, *Cheilantes maderensis*, *C. hispanica* o algunos representantes anuales del género *Sedum*.

FAUNA

Uno de los valores fundamentales que posee el Espacio Natural es la riqueza faunística. Además de ser numerosas las especies que en ella habitan, muchas están catalogadas por la legislación nacional o autonómica con distintos niveles de protección.

Ictiofauna

En cuanto a las especies autóctonas, la situación actual es la siguiente:

- TENCA (*Tinca tinca*). Localizada en algunas charcas. Su población está siendo favorecida constantemente con la introducción de ejemplares en numerosas charcas de fincas ganaderas. Poco exigente con la calidad de las aguas, se adapta con gran facilidad a todo tipo de charcas y lagunas.
- BARBO COMÚN (*Barbus bocagei*) y BARBO COMIZA (*Barbus comiza*). Son abundantes en el embalse y en los remansos y trazos finales de los ríos donde la corriente no es fuerte. Los ejemplares jóvenes se agrupan en cardúmenes muy numerosos que pululan en la superficie de las aguas.
- BOGA DE RÍO (*Chondrostoma toxostoma*). Es bastante común en el embalse de Cedillo. Allí es capturada preferentemente con redes en las orillas poco profundas y con abundante vegetación acuática. En la época de freza,



remonta los ríos y pequeños arroyos en busca de aguas más oxigenadas y menos profundas. Durante estos viajes reproductores, son capturadas masivamente con “trasmallos”, sin control alguno, en pequeñas represas de piedra construidas para la ocasión.

- COLMILLEJA (*Cobitis maroccana*). Catalogada como Rara. Endemismo ibérico y del norte de África. Habita en aguas limpias y poco profundas, con fondos limosos o arenosos.
- CALANDINO (*Tropidophoxinellus alburnoides*), PARDILLA (*Rutilus lemningil*), CACHO (*Leuciscus pyrenaicos*). Son otros endemismos ibéricos presentes en numerosos ríos y arroyos. No muestran preferencias claras por las diversas corrientes de agua, el Cacho puede encontrarse incluso en las aguas del embalse y la Pardilla es más abundante en ríos de poco caudal, de corriente lenta y con escasa vegetación.
- ANGUILA (*Anguilla anguilla*). Vive de forma relicta en el embalse de Cedillo y sube por los ríos de medio caudal. Todavía con cierta frecuencia, los pescadores locales las capturan con los llamados “reales durmientes”, utilizando cebos vivos (generalmente lombrices). La población de anguilas en el río Tajo, como en tantos otros ríos, es residual y en regresión, debido a la serie de presas que jalonan todo el curso y que constituyen auténticos muros infranqueables para las formas juveniles (angula) en sus viajes migratorios de remonte fluvial.
- PEJERREY (*Atherina boyeri*). Especie muy interesante. Un ejemplar fue capturado en la orilla del embalse el 12/04/90. Hasta ahora sólo estaba descrita en Extremadura una población sedentaria relicta en el embalse de Torrejón (río Tajo, Cáceres; I Doadrio, 1986).

En cuanto a la especies introducidas de ictiofauna la situación actual es la siguiente:

- PERCA SOL (*Leponis gibbosus*). Especie originaria de América del Norte. Ha sido introducida recientemente en Extremadura. La presencia de esta especie en el embalse de Cedillo se debe posiblemente a su uso como cebo vivo muy empleado por pescadores. Por sus hábitos carnívoros, supone una amenaza más a la ictiofauna autóctona, ya afectada por otras especies foráneas voraces y de conducta agresiva como el Lucio y la Perca Americana. Abundantes.
- CARPA COMÚN (*Cyprinus carpio*) y CARPÍN (*Carassius auratus*). Especie originaria de Asia. Muy abundante en el embalse de Cedillo y en grandes charcas de los ríos con elevado caudal (Salor, Erjas, Sever).
- GAMBUSIA (*Gambusia affinis*). Originaria de América del Norte. Introducida en la década de los veinte para combatir el paludismo. Abundante en el embalse y en los ríos de elevado caudal. También habita las charcas de las dehesas utilizadas como abrevaderos para el ganado. Es presa habitual de especies voraces como la Perca Americana.
- TRUCHA ARCO IRIS (*Salmo gairdneri*). Rara. Introducida por pescadores. Según afirmaciones de paisanos, se han capturado ejemplares en el río Sever. Estos aseguran que fueron traídos del río Gévora (cuenca del Guadiana), donde anualmente los servicios oficiales de pesca repueblan esas aguas con formas juveniles de esta especie.

Herpetofauna

En cuanto a los anfibios, la situación actual de la población en el Espacio Natural es la siguiente:

- GALLIPATO (*Pleurodeles walt*). Frecuente en los pozos, manantiales, charcas y arroyos de aguas lentas. Conocido popularmente en la zona como “Marrajo”. Perseguido por los pescadores porque “entra al cebo” de las tencas.
- SALAMANDRA (*Salamandra salamandra*). Rara. Aparece en terrenos muy umbrosos, oculta bajo piedras y troncos, en las cercanías de las corrientes de agua. Muchos ejemplares mueren atropellados en la carretera, sobre todo en desplazamientos las noches lluviosas.
- TRITÓN IBÉRICO (*Triturus boscai*). Raro. Aparece en remansos o pequeñas pozas de arroyos con aguas limpias y corrientes rápidas.
- TRITÓN JASPEADO (*Triturus marmoratus*). Frecuente. Habita lugares de umbría, arroyos y sitios próximos al agua. En el estío aparece bajo piedras y troncos donde hay cierta humedad edáfica.
- SAPO PARTERO IBÉRICO (*Alytes cisternasii*). Frecuente. Habita arroyos o sus cercanías, bajo lajas de pizarra.
- SAPILO PINTOJO (*Discoglossus pictus*). Frecuente. Hallado en las orillas de aguas poco profundas o entre la vegetación húmeda de prados o riberas.
- SAPO DE ESPUELAS (*Pelotabes cultripes*). Raro y localizado. Hallado en espacios más o menos abiertos, con suelos sueltos de arena.
- SAPILO MOTEADO (*Pelodytes punctatus*). Raro. Hallado en umbrías entre matorrales o entre la vegetación de la base de las paredes de piedra.
- SAPO ESCUERZO (*Bufo bufo*). Frecuente entre la vegetación rala del matorral y espacios abiertos, como dehesas y pastizales. También cerca del agua.
- SAPO CORREDOR (*Bufo calamita*). Frecuente en alcornoques y entre la vegetación densa de matorral mediterráneo.
- RANITA DE SAN ANTONIO (*Hyla arborea*). Rara y localizada.
- RANITA MERIDIONAL (*Hyla meridionalis*). Frecuente. Hallada en hábitats con abundante vegetación, sobre todo arbustos, carrizales y tifaes junto al agua.
- RANA COMÚN (*Rana perezi*). Frecuente en todos los hábitats acuáticos. Especialmente abundante durante la época de reproducción en charcas poco profundas con abundante vegetación. Perseguida para consumo.

En cuanto a los reptiles, la situación actual de la población en el Espacio Natural es la siguiente:

- GALÁPAGO LEPROSO (*Mauremys caspica*). Abundante en cualquier tipo de hábitat acuático, independientemente de la calidad de las aguas. Es capturado para su consumo.
- GALÁPAGO EUROPEO (*Emys orbicularis*). Raro. Distribuido irregularmente y confinado a los cursos de agua de gran calidad.
- SALAMANQUESA COMÚN (*Tarentola mauritanica*). Frecuente. Habita zonas rocosas, huecos de árboles, pilas de madera y cualquier tipo de construcciones (molinos, puentes, casas, etc...).
- SALAMANQUESA ROSADA (*Hemidactylus turcicus*). Rara. Localizada en



- hábitats rocosos y en algunos molinos y muros de piedra.
- CULEBRILLA CIEGA (*Blanus cinereus*). Frecuente. Hallada normalmente bajo piedras y troncos, en suelos húmedos o arenosos con gran cantidad de humus.
 - LAGARTIJA COLIRROJA (*Acanthodactylus erithrurus*). Frecuente. Localizada únicamente en tomillares y retamares abiertos sobre suelos de granito.
 - LAGARTO OCELADO (*Lacerta lepida*). Frecuente. Prefiere lugares secos con matorrales abiertos, dehesas, olivares viejos, y algunas áreas rocosas o arenosas más abiertas.
 - LAGARTO VERDINEGRO (*Lacerta schreiberi*). Raro y localizado.
 - CULEBRA BASTARDA (*Malpolon monspessulanus*). Abundante. Prefiere terrenos calurosos y secos, con vegetación arbustiva abierta, suelos pedregosos, dehesas abiertas, cultivos, etc...
 - CULEBRA DE COGULLA (*Macroprotodom cucullatus*) Rara. Localizada en terrenos pedregosos con rocas y vegetación rala.
 - CULEBRA DE COLLAR (*Natrix natrix*). Rara. Hallada generalmente cerca del agua.
 - CULEBRA VIPERINA (*Natrix maura*). Frecuente en charcas y ríos con vegetación acuática. También presente en embalses y entre la vegetación húmeda de las orillas.
 - VÍBORA HOCICUDA (*Vipera latasti*). Frecuente en hábitats rocosos, soleados y abiertos, como pizarrales y cúmulos de cuarcitas en el pie de monte de cumbres más altas.

Avifauna

El total de especies contabilizadas es de 194, agrupadas en 43 familias. Este importante número de especies se reparte de la siguiente forma según su grado de presencia:

- 125 son nidificantes
- 37 invernantes
- 24 se observan en los pasos pre o postnupciales
- 8 son visitantes accidentales que se reproducen en las cercanías

Avifauna indicadora: Situación de la población reproductora, distribución

Aguila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*)

En el entorno del Espacio Natural hay localizada 2 parejas nidificantes. Su actual emplazamiento de nidificación está situado en una encina del tercio bajo de una ladera de umbría. El hábitat de nidificación es el característico para el bosque mediterráneo: densas manchas de matorral con algunos alcornoques de porte mediano a grande.

Cigüeña Negra (*Ciconia nigra*)

La población reproductora es de 12 parejas. La mayor parte nidificada a lo largo del embalse de Cedillo y en tramos finales de los cursos de agua que desembocan en el mismo.

Los nidos, generalmente, están ubicados en oquedades o repisas pizarrosas de escarpes, protegidas por acebuches o lentiscos o por lajas de pizarras desprendidas. El medio físico donde se localizan estas parejas reproductoras está caracterizado por ásperos y estrechos valles con multitud de pequeños cantiles, ideales como sustrato de nidificación. La altura de los nidos oscila entre los 2 y 15 metros sobre el nivel del agua.

Buitre Negro (*Aegypius monachus*)

La población reproductora es de 40 parejas.

Estos enclaves están situados en profundos barrancos de riberas con una espesa cobertura de matorrales que los convierten en parajes tranquilos y difícilmente transitables. Los nidos se ubican dispersos, sobre encinas achaparradas en laderas con pronunciadas pendientes protegidas por espesas manchas de jaral.

Alimoche (*Neophoron percnopterus*)

La población de Alimoches es de 20 parejas reproductoras, distribuidas mayoritariamente a lo largo de los angostos valles donde van encajados los cursos de agua. El número más importante de parejas nidificantes se localiza a lo largo del embalse de Cedillo y en los tramos finales de las corrientes de agua que desembocan en el mismo.

Los nidos están ubicados en pequeñas oquedades o protegidos por lajas de pizarra extraplomadas, encinas achaparradas o acebuches. La altura de los emplazamientos sobre el nivel del agua oscila entre 1,50 y 20 m. en los cantiles más altos. En muchos casos los nidos están ubicados en pequeñas repisas de pizarra protegidas en su parte superior, en laderas sin cantiles pero con pronunciados desniveles.

Buitre Leonado (*Gyps fulvus*)

La población del Buitre Leonado es de 17 parejas reproductoras.

Las colonias están asentadas sobre canchales de pizarra, frágiles y desprendibles, que forman paredes más o menos grandes que caen en resalto sobre el embalse. La altura de los nidos sobre el nivel del agua oscila entre los 10 y 35 metros.

Buitre africano

Esta especie es algo menor de tamaño que el buitre leonado pero se le ha visto compartiendo territorio con esta especie. Según información de los agentes forestales se le empezó a ver por la zona la primavera del 98.

Aguila Perdicera (*Hieraetus fasciatus*)

El número de parejas nidificantes es de 4. El sustrato de nidificación preferente es el cantil fluvial de pizarras. Los nidos están ubicados en repisas y a una altura sobre el nivel del agua que oscila entre los 6 y los 10 metros.



Mamíferos

Situación de la población: Distribución

La situación de la población de mamíferos se analiza tomando como referencia tres especies: Lince Ibérico (*Lynx pardina*), Lobo (*Canis lupus*) y Nutria (*Lutra lutra*), ya que son unos buenos indicadores del grado de conservación de los hábitats terrestre y acuático.

Del resto de las especies, únicamente se presentan comentarios generales de algunas familias referidos a aspectos importantes de su ecología y los factores de amenaza.

Lince Ibérico (*Lynx pardina*)

Es muy escasa la información disponible sobre la población y distribución del Lince en el entorno del Espacio Natural. Las dificultades de detección de una especie muy escasa, esquiva, y de hábitos tan selectos y recatados como ésta, dificulta el conocimiento exacto de su situación actual. La información disponible ha sido obtenida y seleccionada con rigor. Aunque la información es muy escasa y hay algunas lagunas sobre su distribución, se pueden dar cifras estimadas válidas sobre su población y distribución, fundamentadas, por una parte, en las informaciones recabadas en encuestas a campesinos y monteros y por otra, en las características de los hábitats donde es probable su presencia y donde se han analizado sobre todo las disponibilidades de alimento, bebederos durante todo el año, refugios, tranquilidad, etc...

El hábitat donde actualmente se encuentra recluido el Lince está constituido por valles abruptos con una densa cobertura de matorral y canchales para protegerse, amplias vegas de suelo arenoso donde pueden abundar los conejos, charcones que permanecen con agua durante el estío y dunas superficiales con arbustos de umbría y vegas, olivares, retamares, pastizales y dehesas más o menos abiertas. En conjunto, conforman paisajes variados que diversifican las presas y aumentan las posibilidades de alimentación, frecuentemente mermadas por la drástica disminución del conejo.

La conservación del Lince en esta comarca no entraña grandes dificultades, pues ocupa áreas muy reducidas. Bastaría con restablecer unas condiciones semejantes a las primitivas creando “querencias” para los conejos y repoblando con estos lagomorfos en los sitios donde su escasa densidad lo aconseje. Es importante también la conservación de sus zonas de refugio y hábitats de alimentación preferidos, donde abundan sus presas, como retamares, zarzales de vegas, bordes de cultivo como olivares, siembras, etc...

Por último, cabe destacar que esta población está prácticamente aislada en un rincón, por lo que debería favorecerse el contacto con las poblaciones de la Sierra de San Pedro. La posibilidades de contacto o trasvase con las sierras del noroeste de Cáceres y Malcata a través del corredor del río Erjas son nulas, debido al obstáculo de las extensas superficies de agua embalsada.

Lobo (*Canis lupus*)

Según las informaciones disponibles fue una especie común hasta la década de los sesenta, habiendo desaparecido posteriormente casi por completo. Actualmente, está prácticamente extinguido en el entorno del Espacio Natural, si bien ocasionalmen-

te, ejemplares procedentes de la Sierra de San Pedro y posiblemente del noroeste de Cáceres y Sierra de Malcata, transitan por las dehesas y riberos.

Las últimas camadas de lobos que se conocieron en la zona fueron una en Cedi-
llo, en el año 1963, y el resto en la Sierra de Santiago en el año 1990.

La informaciones más actuales se reducen a varios ejemplares abatidos u obser-
vados en los riberos de los términos municipales de Santiago de Alcántara, Carbajo y
Membrío, y más recientemente varias observaciones de una hembra con jóvenes y
machos adultos en la Sierra de Santiago.

En Santiago de Alcántara era popular la figura del “tío lobero”, que vivía de los
donativos que los aldeanos le daban cuando éste les enseñaba los lobeznos capturados
en la Sierra de Santiago.

Nutria (*Lutra lutra*)

Es común en el Espacio Natural, donde habita prácticamente en la totalidad de
los cursos de agua con un mínimo caudal y pequeños embalses tranquilos, que mantie-
nen un buen nivel durante el estío.

En general, cada pareja o individuo aislado ocupa 4 ó 5 km. de río si éste dis-
pone de abundante pesca y caudal suficiente. Los cubiles de cría o guaridas suelen estar
entre las densas raíces de alisos y fresnos de las orillas, canchales de granito o lajas de
pizarras semisumergidas, y más raramente en molinos.

Familia Rinolófidos y Vespertiliónidos

No existe una completa información sobre las especies que habitan el Espacio
Natural, debido a los hábitos nocturnos y crepusculares de estos interesantes mamífe-
ros, a la escasez de algunos de ellos, a sus conductas recatadas y a la selección de refu-
gios durante el día, difíciles de encontrar y en muchos casos, muy localizados. Las carac-
terísticas del medio y la geografía de distribución de algunas especies no detectadas hace
no descartar su posible presencia en esta zona.

Las especies localizadas son:

Murciélago mediano de herradura (*Rhinolophus mehelyi*. Matschie)

Murciélago mediterráneo de herradura (*Rhinolophus euryale*. Blasius)

Murciélago ratonero grande (*Myotis myotis*. Borkhausen)

Murciélago ratonero mediano (*Myotis blythi*. Tomes)

Murciélago de cueva (*Miniopterus schreibersii*. Kuhl)

Murciélago bigotudo (*Myotis mystacina*. Kuhl)

Los murciélagos utilizan como refugio viviendas, grietas de roquedos, cuevas,
abrigos, minas abandonadas, huecos de árboles, molinos, etc...

Familia Mustélidos, Vivérridos y Félidos

La importante información recogida de campesinos, cazadores, lugareños, etc.,
unida a las observaciones directas y al análisis de huellas y otros indicios, permiten
deducir que la población de estas tres familias está ampliamente distribuida por la geo-
grafía del Espacio Natural.

La Garduña (*Martes foina*) prefiere las zonas más abiertas y altas, con cancha-
les y vegetación rala. El Meloncillo (*Herpestes ichneumos*), zonas de matorral espeso,



aunque deambula frecuentemente por retamares abiertos, olivares y otros cultivos. Densas manchas de matorral, con árboles y canchales son lugares muy apetecidos por el Tejón (*Meles meles*). Más forestal es la Gineta (*Genetta genetta*), que se cobija en el ramaje de encinas y alcornoques. Cercas de piedra, casa abandonadas o arboledas viejas son preferidas por la Comadreja (*Mustela nivalis*). La vegetación de orillas es el lugar habitual de refugio y área de campeo del Turón (*Felis sylvestris*), aunque éste es mucho más esquivo y selecciona terrenos más espesos, sobre todo vegetación densa de vaguadas, madroñeras, zarzales o arboledas enmarañadas.

Familia Lagomorfos

La población del Conejo (*Oryctolagus cuniculus*) es muy escasa y está localizada en pequeños núcleos, cuya densidad es inestable, fluctuando notablemente cada temporada.

Familia Múridos

Cabe hacer mención especial a la presencia de Topillo de Cabrera (*Microtus cabreræ*).

ECOSISTEMAS

En el Espacio Natural están representados cuatro ecosistemas diferentes caracterizados por su homogeneidad interna con respecto a las variables físicas y bióticas:

- Ecosistema dulceacuícola
- Ecosistema de riberos
- Ecosistema de dehesa
- Ecosistema de bosque mediterráneo en penillanura.

Ecosistema dulceacuícola

- Caracterización: Cauce fluvial con régimen de aguas propio de zona embalsada, gran caudal, anchura de cauce de 150-200 m, curso bajo de río.
- Flora: Comunidades vegetales propias de aguas embalsadas, con cierto grado de eutrofización.
- Fauna: Especies autóctonas como Barbo común (*Barbus bocagei*), Barbo comiza (*Barbus comiza*) y Boga de río (*Chondrostoma polylepis*). Especies introducidas como Perca sol (*Leponis gibbosus*), Carpa común (*Cyprinus carpio*), Carpín (*Carassius auratus*), Gambusia (*Gambusia affinis*)
- Usos: Pesca. Navegación. Aprovechamiento hidroeléctrico de las presas de Alcántara y Cedillo.
- Estado de conservación: Medio, debido a los vertidos urbanos de los núcleos cercanos. Calidad del agua: C. bacteriológica media. C. biológica media. C. química media-buena.

La época estival es en la que más se acusa la eutrofización de las aguas apareciendo comunidades de algas indicadoras de estos procesos.

Ecosistema de riberos

- Caracterización: Valle fluvial definido con laderas vertientes con pendientes pronunciadas de materiales pizarrosos, alcanzando desniveles de 100 m., con abundante vegetación entre la que destacan acebuchales y encinares, zonas escarpadas de afloramientos rocosos.
- Flora: Encinares y acebuchales y, en barrancos más húmedos, alcornocales. De forma esporádica aparecen repoblaciones de eucalipto y formaciones de matorral.
- Fauna: Área de nidificación de muchas especies de avifauna catalogadas de Interés Especial. Aprovechan los afloramientos rocosos para anidar especies como cigüeña negra (*Ciconia nigra*), buitre leonado (*Gyps fulvus*), águila perdicera (*Hieratus fasciatus*) y alimoche (*Neophron percnopterus*), entre otros. Los barrancos con densa vegetación y de difícil acceso son los lugares elegidos por el buitre negro (*Aegypius monachus*) para anidar.
- Usos: En la vertiente española se pueden ver antiguas explotaciones de olivar hoy abandonadas e invadidas por la vegetación natural. No ocurre lo mismo en la vertiente portuguesa donde persiste este tipo de aprovechamiento a pesar de las acusadas pendientes.
- Estado de conservación: Muy bueno. Se trata de un ecosistema de gran valor ecológico, tanto por su singularidad como por su rareza, entendiéndose por rareza la dificultad de hoy día de encontrar algunas especies faunísticas presentes en esta zona y con colonias de varios individuos, y en expansión.

Ecosistema de dehesa

- Caracterización: Penillanura extremeña, terreno alomado, grandes extensiones con formaciones de dehesa, tanto de encina como de alcornoque, bien con cultivos de secano, forrajeras, pastizales o incluso matorral.
- Flora: La especie predominante es la encina (*Quercus rotundifolia*), aunque en el extremo occidental del Espacio la dehesa es de alcornoques (*Quercus suber*). La dehesa es un aprovechamiento silvopascícola genuinamente ibérico. Las encinas se mantienen formando un dosel de baja cobertura con numerosos pastizales (majadales)
- Fauna: Las formaciones de dehesa en Extremadura debido a su estructura, a su extensión y a su manejo, son el hábitat ideal para muchas especies cinegéticas (ciervos, conejos, perdices, etc.), tanto de caza menor como de caza mayor. También suponen el lugar idóneo para especies de aves que anidan en árboles de áreas con bosques de baja densidad. Este es el caso del Águila imperial Ibérica (*Aquila adalberti*) entre otras. La presencia de balsas o pequeñas lagunas creadas para el manejo de estas explotaciones agro-forestales ha proporcionado un lugar idóneo para algunas especies avícolas, así como comederos y dormideros de Grulla común.
- Usos: Agrícolas, ganaderos, cinegéticos, forestales (carbón, leña y corcho en alcornocales)
- Estado de conservación: Bueno, aunque se puede apreciar por la sobreexplotación en algunas zonas, encinas enfermas por podas abusivas, sobrepastoreo y sobrecarga de algunas especies cinegéticas.



Ecossistema de bosque mediterráneo en penillanura

- Caracterización: Penillanura ocupada en su mayor parte por formaciones de bosque mediterráneo con elementos característicos típicos de estas formaciones.
- Flora: Son formaciones con dos estratos: arbóreo y de matorral. Al igual que en el ecosistema anterior, la especie arbórea predominante es la encina (*Quercus rotundifolia*) y, dependiendo de la zona, el alcornoque (*Quercus suber*). En el dosel arbustivo de los encinares son frecuentes las plantas propias de los matorrales seriales como jaras (*Cistus ladanifer*, *C. salvifolius* y *Halimium viscosum*), aulagas (*Genista hirsuta*) y cantuesos (*Lavandula stoechas* subsp. *sampaiana*); en el dosel de los alcornocales, son frecuentes el durillo (*Viburnum tinus*), el jaguarzo macho (*Cistus populifolius*), o algunos representantes mediterráneos del género *Erica*, que generalmente aparecen asociados a estos bosques como *Erica australis* o *E. Umbellata*; en muchas zonas de la umbría hay presencia constante de cornicabras (*Pistacia terebinthus*).
- Fauna: Estas formaciones que además ocupan gran extensión en el Espacio Natural proporcionan un buen refugio a muchas especies entre otros mamíferos como el lince (*Lynx pardina*) catalogado en peligro de extinción. Otros mamíferos como el meloncillo (*Herpestes ichneumos*), el tejón (*Meles meles*) la garduña (*Martes foina*) tienen preferencias por estos hábitats. Por otro lado la presencia de estas especies es un claro indicador de la existencia de otras especies cinegéticas de caza menor base de alimentación de las anteriores.
- Usos: ganaderos, cinegéticos, forestales (carbón y leña)
- Estado de conservación: Muy bueno; alberga gran riqueza.

Interrelaciones entre ecosistemas

Los ecosistemas definidos en los apartados anteriores son unidades homogéneas internamente con respecto a variables físicas y bióticas.

Estas unidades no funcionan aisladamente sino que lo hacen íntimamente ligadas a otras unidades que le rodean geográficamente, sobre todo desde el punto de vista de la fauna.

Así, en el territorio del Espacio Natural, el ecosistema dulceacícola está íntimamente ligado con el de los riberos, ya que supone una fuente de abastecimiento de agua y de comida a la fauna que alberga los riberos.

Por otro lado, aunque las áreas de nidificación sean más restringidas, no hay duda de que las zonas colindantes, en este caso encinares, acebuchales y alcornocales en la penillanura, o dehesas, son tan importantes como ellas para el buen desarrollo de las poblaciones, ya que en ellas encuentran alimento, presas, lugares de reunión, áreas de campeo, etc.

Es por ello que el buen estado de conservación de todos y cada uno de los ecosistemas es imprescindible para la protección del Espacio Natural.





FACTORES DE AMENAZA Y CONSERVACIÓN DE LA ICTIOFAUNA DE LOS CURSOS FLUVIALES DE LA CUENCA MEDIA DEL GUADIANA

C. Corbacho, R. Morán y J.M. Sánchez

Grupo de Investigación en Conservación. Área de Biología Animal
Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura
Avda. de Elvas s/n. 06071 Badajoz

INTRODUCCIÓN

La fauna piscícola de la Cuenca del Guadiana muestra una identidad propia frente a otras cuencas ibéricas, lo que le infiere un notable interés biogeográfico y en Conservación. Así, existen elementos de transición europeo-africanos (Gén. *Cobitis* y algunos *Barbus*); faltan salmónidos nativos debido a la ausencia casi total de ríos de montaña; aparecen endemismos propios como el Jarabugo (*Anaocypris hispanica*) y el Barbo cabecicorto (*Barbus microcephalus*); cuenta con especies muy amenazadas y en peligro de extinción como el Fraile (*Salaria fluviatilis*) y, todavía conserva importantes poblaciones de especies migradoras como la lamprea marina (*Petromyzon marinus*), la anguilla (*Anguilla anguilla*) o el sábalo (*Alosa alosa*) (DOADRIO et al., 1991).

Pero, debido a su carácter endémico y a su pequeño área de distribución, esta ictiofauna muestra una elevada sensibilidad hacia la alteración de hábitat. Ello, ha derivado a que gran número de taxones se hallen bajo status de conservación de amenaza (ELVIRA, 1995a, 1996). A esta vulnerabilidad propia hay que añadir el elevado número de procesos degradativos que interesan a los cursos fluviales y que no hacen más que acentuar el problema (DOADRIO et al., 1991; ELVIRA, 1996). Entre éstos destacan la contaminación de los ríos, la destrucción de hábitats, la regulación hídrica (embalses, canalizaciones, etc.), la sobreexplotación del recurso agua, la introducción de especies, etc. (ALMAÇA, 1995; LOBÓN-CERVIÁ et al., 1989; RINCÓN et al., 1990; ELVIRA, 1995a, b, c, 1996).

Ante estas circunstancias, es prioritario analizar y determinar aspectos básicos en la biogeografía de la Ictiofauna autóctona de esta área a fin de diseñar adecuados Planes de conservación (CRIVELLI y MAITLAND, 1995). En este sentido, los principales objetivos del presente estudio son:

- 1) Determinar los factores que determinan la riqueza de especies autóctonas e introducidas en los cursos fluviales de la Cuenca del Guadiana.

- 2) Evaluar la importancia relativa que cada uno de estos factores de amenaza muestra sobre este componente biótico, describiéndose las relaciones que a este efecto se manifiestan.
- 3) Extraer una serie de conclusiones acerca de la estrategia de conservación de la ictiofauna autóctona del área de estudio.

ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

El presente estudio tuvo como sujeto un total de 33 cursos fluviales de la Cuenca Media del Guadiana (en adelante, CMG), todos ellos tributarios de 1ª, 2ª y 3ª categoría del curso principal, el Río Guadiana (Figura 1).

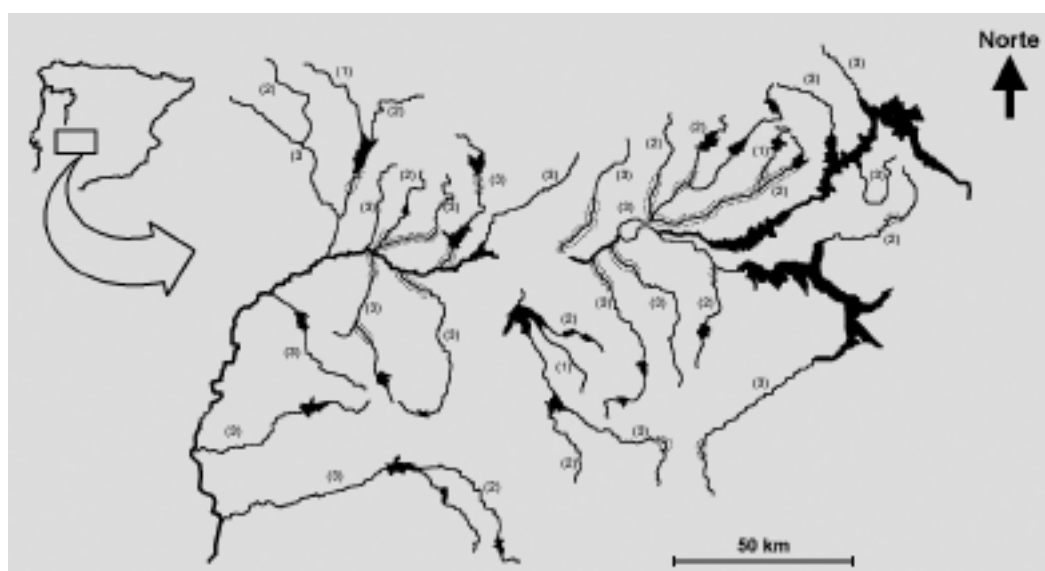


Figura 1. Mapa representativo del área de estudio donde se muestra la red hidrográfica estudiada y el orden fluvial de los distintos cursos fluviales.

El patrón biogeográfico de las especies en los ríos del área de estudio tuvo en cuenta tanto la recopilación de datos bibliográficos como la realización de encuestas y muestreos propios (CORBACHO, 1997). Tomando como base el listado de especies, para cada uno de los ríos se derivaron una serie de variables bióticas:

- Riqueza de especies
- Número de especies autóctonas e introducidas
- Porcentaje de especies introducidas.

Se consideraron igualmente otra serie de variables abióticas:

- Orden fluvial o categoría de la vía de agua dentro de la red hidrográfica en la que se incluye (ver Figura 1)
- Longitud (km.) del curso fluvial



- Superficie (km²) de la Cuenca hidrográfica
- Intensidad del Régimen de Usos
- Número de Presas y Longitud (km y %) del curso embalsada, canalizada y en óptimo estado de conservación.

Previa transformación $[(x+1)^{1/2}]$ de los datos y eliminación de variables muy correlacionadas entre sí, se realizó un análisis factorial de componentes principales a fin de reducir la dimensionalidad y esbozar los gradientes y tendencias de variación. Con posterioridad se procedió según un análisis de regresión múltiple ‘paso a paso’ para evaluar la importancia relativa de las variables hidrológicas sobre una variable biótica dependiente (TABACHNICK y FIDELL, 1989). En todos los análisis se eliminaron aquellos casos que eran señalados como ‘casos extremos’ por el programa estadístico utilizado (Statistica 5.0; Statsoft Com. 1997).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La ictiofauna autóctona de la CMG incluye un total de 15 especies (Tabla 1). De éstas, 9 especies (65%) se catalogan como endemismos ibéricos, mientras dos taxones (jarabugo y barbo cabecicorto) son endemismos de la propia Cuenca. Destaca la elevada categoría de amenaza de numerosas de las especies piscícolas citadas; así, 9 taxones se catalogan como ‘Vulnerables’ y 3 como ‘En peligro’ según la última revisión del Libro Rojo (Doadrio, 2001). Según ello, 12 de las 15 especies autóctonas (el 80%) se encuadran en las dos máximas categorías de amenaza. Junto a estas especies nativas, en los ríos de la CMG se citaron hasta 8 especies introducidas (35% del total de especies) (Tabla 1).

Como resultado del análisis factorial de componentes principales y el análisis de regresión múltiple se pueden extraer las siguientes conclusiones:

1. Se demuestra un ‘gradiente área-especie’ en los ríos de la CMG: Aquellos cursos fluviales de mayor longitud y cuenca cuentan con ictiofaunas con un mayor número de especies. Este patrón general (véase MCARTHUR y WILSON, 1967; SHELDON, 1988) hace referencia tanto al total de especies, como al número de especies autóctonas e introducidas por separado. El incremento en la disponibilidad y diversidad de hábitats que tiene lugar en las grandes cuencas fluviales se aparece como el principal factor determinante de esta dinámica, habida cuenta la elevada dependencia de la riqueza de especies para con cantidad y diversidad de hábitats (GORMAN y KARR, 1978).
2. En cuanto al estado de conservación de la ictiofauna autóctona, las cuencas menos alteradas por embalses y canalizaciones, muestran ictiofaunas mejor conservadas (mayor riqueza de especies autóctonas y una menor proporción de especies introducidas) (Figura 2). En este sentido coincidimos con lo apuntado por ciertos autores al respecto de la mayor tasa de éxito en la colonización por parte de especies alóctonas que tiene lugar en hábitats alterados (Moyle, 1986). A este respecto, en ambientes mediterráneos como el área de estudio, la ictiofauna autóctona muestra estrategias adaptativas hacia las severas condiciones ambientales que definen a sus cursos fluviales

(elevada estacionalidad de caudales y alternancia de sequías e inundaciones). Es por ello, que en cursos fluviales bien conservados donde la variabilidad ambiental es dominante, las especies nativas resisten bien la introducción de especies ('hipótesis de la resistencia ambiental'; Moyle, 1986).

Pero, embalses y canalizaciones conllevan la anulación de estos patrones estacionales y flujos hidrológicos naturales y por ende, la homogeneización estructural del medio. Esta situación determina por sí misma un descenso en la diversidad de especies. Sin embargo y como contrapartida, las especies autóctonas muestran una elevada capacidad de recuperación ante procesos degradativos, por lo que éstos por sí solos raramente desencadenan procesos de extinción y disminución del número de especies. Pero, en el presente estudio la riqueza de especies autóctonas se mostró negativamente relacionada con factores como embalses y canalizaciones, lo que sugiere la intervención simultánea en este fenómeno de las especies introducidas. Por tanto, si la alteración va acompañada de la introducción de especies se demuestra una elevada vulnerabilidad de la ictiofauna nativa. La introducción de estas especies predatoras (*Esox*, *Micropterus*, *Lepomis*) en sistemas biológicos carentes de este biotipo conlleva elevados riesgos y amenazas para las comunidades nativas, habida cuenta que la predación es uno de los efectos más comunes de las introducciones. Procesos de extinción local de ciertas especies y desplazamiento a nuevos hábitats han sido registradas, en especial de pequeños *Cyprinidae* y *Cobitidae* (Moyle, 1986; Crivelli y MAITLAND, 1995)

3. El régimen de usos establecido sobre las márgenes del curso fluvial es una variable clave en esta dinámica: A medida que es mayor la intensidad de usos es mayor el grado de canalización del curso fluvial; pero y al contrario, aquellas cuencas localizadas en entornos mejor conservados y menos transformados (menor intensidad de usos) son las que presentan un mayor grado de regulación hídrica (embalses). Este fenómeno es especialmente preocupante y viene a agravar la problemática anterior: la segregación espacial que en el área de estudio manifiestan los fenómenos de canalización (tramos bajos) por un lado y la regulación hídrica (embalses; cabeceras) por otro. Como tal y habida cuenta la participación e importante papel que ambos fenómenos desempeñan en el empobrecimiento de las faunas piscícolas y en la introducción de especies respectivamente, se demuestra que la problemática de conservación de la ictiofauna, tiene su origen en unos procesos que actuarían de un modo sinérgico, acentuando en este caso sus efectos sobre esta comunidad faunística, al afectar e interesar a áreas espacial y ecológicamente muy diferenciadas. Como resultado de la interacción de ambos se deriva un fenómeno de gran transcendencia para la viabilidad futura de estos sistemas biológicos: la fragmentación y el aislamiento de poblaciones (Soulé, 1986; Sheldon, 1988).
4. Nuestros resultados ponen de manifiesto que la ictiofauna de las pequeñas cuencas fluviales es más sensible a los procesos de alteración que la de grandes cuencas. Así, en pequeñas cuencas fluviales se demostró un descenso en el número de especies autóctonas, a la par que un incremento en el porcentaje de especies introducidas, a medida que el grado canalización fue mayor. Al contrario, en grandes cursos fluviales canalizaciones y embalsa-



mientos no tuvieron influencia sobre la riqueza de taxas nativas o introducidas (Figura 3).

- Actualmente y debido a la elevada alteración de numerosas cuencas fluviales, los pequeños cursos de agua (tributarios de pequeña categoría) en óptimo estado de conservación, se constituyen en el único refugio de los pequeños endemismos ibéricos y especies autóctonas. Es por ello, que la conservación de aquellos cursos y o tramos fluviales en óptimo estado de conservación se constituye en una prioridad. Pero, de la misma magnitud si cabe se presenta la restauración ambiental de tramos fluviales alterados, la cual se constituye en uno de los factores más importantes a tener en cuenta en la conservación de las comunidades ícticas del área de estudio. En este sentido, la recuperación de la complejidad ambiental en áreas canalizadas y el establecimiento de 'caudales ecológicos' adaptados al régimen hidrológico del área se constituyen en elemento fundamentales (MAITLAND, 1995).

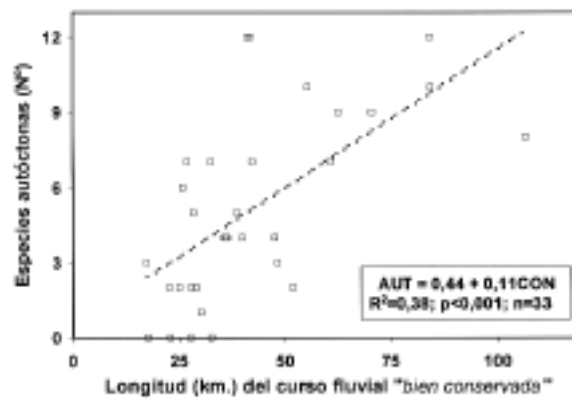


Figura 2. Riqueza de especies autóctonas en los cursos fluviales del área de estudio en relación a la longitud del mismo en óptimo estado de conservación

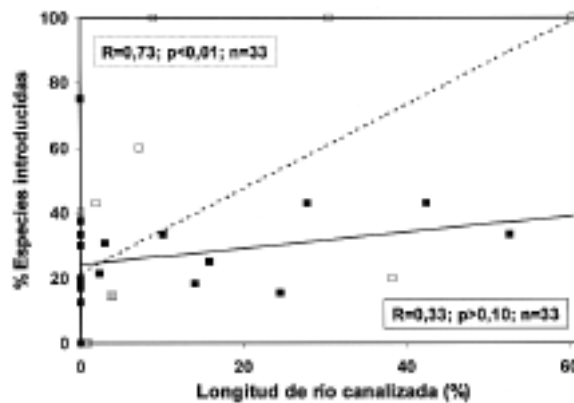


Figura 3. Efecto de la alteración de cursos fluviales por canalizaciones, sobre el componente exótico (% especies introducidas) en los ríos de la Cuenca Media del Guadiana

Tabla 1. Listado de especies citadas en los cursos fluviales de la Cuenca Media del Guadiana considerados en el presente estudio. Se indica el status taxonómico (Doadrio, 2001), el grado de endemismo (CEE; Directiva Hábitats), español (LR_2001; Doadrio, 2001) y extremo amenaza de los mismos a nivel mundial (UICN), europeo (CEE; Directiva Hábitats), español (LR_2001; Doadrio, 2001) y extremo (Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura; CREA). (EN: En peligro, V: Vulnerable, R: Raro, NT: No amenazado) (+= endemismo ibérico, ++= endemismo de cuenca)

	END	UICN	CEE	LR (1992)	LR (2001)	CREA
Especies nativas (autóctonas):						
Lamprea marina <i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758			II	VU	VU	EN
Anguilla <i>Anguilla anguilla</i> Linnaeus, 1758				VU	VU	
Sábalo <i>Alosa alosa</i> Linnaeus, 1758			II, V	VU	VU	
Jarabugo <i>Anaecypris hispanica</i> Steindachner, 1866	++	EN	II, IV	EN	EN	EN
Barbo comizo <i>Barbus comiza</i> Steindachner, 1864	+	VU	II, V	VU	VU	
Barbo cabecicorto <i>Barbus microcephalus</i> Almeida, 1967	++	VU	V	R	VU	VU
Barbo gitano <i>Barbus sclateri</i> Gunther, 1868	+	LR/nt	V	NT	LR/nt	
Boga del Guadiana <i>Chondrostoma willkommii</i> Steindachner, 1866	+		II	NT	VU	
Pardilla <i>Chondrostoma lemmingii</i> Steindachner, 1866	+	VU	II	R	VU	
Tenca <i>Tinca tinca</i> Linnaeus, 1758				NT	NT	
Cacho <i>Squalius pyrenaicus</i> Günther, 1868	+	VU		NT	VU	
Calandino <i>Squalius alburnoides</i> Steindachner, 1866	+		II	NT	VU	
Colmilleja <i>Cobitis paludica</i> de Buen, 1930	+	LR/nt		VU	VU	
Espinoso <i>Gasterosteus gymnurus</i> Cuvier, 1829				VU	EN	EN
Fraille o Blenio de río <i>Salaria fluviatilis</i> Asso, 1801			II	EN	EN	EN
Especies introducidas:						
Trucha arco-iris <i>Oncorhynchus mykiss</i> Walbaum, 1792						
Lucio <i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758						
Carpín o pez rojo <i>Carassius auratus</i> Linnaeus, 1758				NT		
Carpa <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758				NT		
Gobio <i>Gobio gobio</i> Linnaeus, 1758				VU		
Pez sol <i>Lepomis gibbosus</i> Linnaeus, 1758					VU*	
Black-bass o perca americana <i>Micropterus salmoides</i> Lacépède, 1802						
Gambusia <i>Gambusia holbrooki</i> Agassiz, 1859						



BIBLIOGRAFÍA

- ALMAÇA, C. (1995).- Freshwater Fish and their Conservation in Portugal. *Biological Conservation* 72:125-127.
- CORBACHO, C. (1997).- Sistema de Indicadores Biológicos aplicados a la Evaluación del Estado de Conservación de Cursos Fluviales. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura.
- CRIVELLI, A.J. y P.S. MAITLAND (1995).- Introduction. *Biological Conservation* 72:121-122.
- DOADRIO, I. (Ed.) (2001). Atlas y Libro Rojo de los peces continentales de España. Ministerios de Medio Ambiente-DGCN. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- DOADRIO, I.; ELVIRA, B. y Y. BERNAT (1991).- Peces Continentales Españoles. Inventario y Clasificación de Zonas Fluviales. ICONA. CSIC. Colección Técnica.
- ELVIRA, B. (1995a).- Conservation Status of Endemic Freshwater Fish in Spain. *Biological Conservation* 72:129-136.
- ELVIRA, B. (1995b).- Freshwater Fishes Introduced in Spain and Relationship with Autochthonous Species. En: Voigtlander, C.W. (Ed.). *The State of the World's Fisheries Resources. Proceedings of the World's Fisheries Congress. Theme 3.* Oxford and IBH Publishing Co. Pvt. Ltd. New Delhi. pp:261-264.
- ELVIRA, B. (1995c).- Native and exotic freshwater fishes in Spanish river basins. *Freshwater Biology* 33:103-108.
- GORMAN, O.T. y J.R. KARR (1978).- Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59(3):507-515.
- MAITLAND, P.S. (1995).- The conservation of freshwater fish: past and present experience. *Biological Conservation* 72:259-270.
- McARTHUR, R.H. y E.O. WILSON (1967).- *The theory of Island Biogeography.* Princeton University Press. Princeton.
- MOYLE, P.B. (1986).- Fish introductions into North America: Patterns and Ecological Impact. En: *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii. Ecological Studies Vol. 58.* Mooney, H.A. & J.A. Drake (Ed.). Springer-Verlag New York Inc. pp 27-43.
- SHELDON, A.L. (1988).- Conservation of stream fishes: Patterns of diversity, rarity and risk. *Conservation Biology* 2:149-156.
- SOULÉ, M.E. (1986).- *Conservation Biology: The Science of scarcity and diversity.* Sinauer Associates, Inc. Sunderland.
- TABACHNICK, B.G. y L.S. FIDELL (1989).- *Using multivariate statistics.* Harper Collings Publ. New York.





SITUACIÓN Y FACTORES DE AMENAZA SOBRE LAS POBLACIONES DE PECES MIGRADORES EN LA CUENCA EXTREMEÑA DEL GUADIANA. I EL SÁBALO *Alosa alosa* (LINNAEUS, 1758)¹

*José Luis Pérez-Bote, Rafael Roso, Antonio José Romero,
Mario Perianes y María Teresa López*

Área de Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad de Extremadura
06071 Badajoz. Email: jlperez@unex.es

RESUMEN

El sábalo es un clupeido migrador que en las últimas décadas ha desaparecido de muchas zonas de su área natural de distribución. En la Península Ibérica es una especie cada vez más escasa debido a factores antropogénicos, siendo considerada como una especie vulnerable. Desde noviembre de 2001 hasta julio de 2002 se ha llevado a cabo un muestreo con tres objetivos:

- Determinar la distribución y abundancia del sábalo en la cuenca extremeña del Guadiana
- Localizar barreras que impidan la migración del sábalo
- Localizar potenciales zonas de puesta para la especie en el área de estudio.

En la cuenca del Guadiana el sábalo fue localizado en el propio río y en el Zújar, siendo las capturas muy escasas. La presencia de barreras físicas (embalses, azudes, vados) condiciona la distribución del sábalo en el río forzándolo a ocupar zonas profundas. Actualmente, la población de sábalos localizada en esta zona constituye una población bloqueada, debido a la construcción de un embalse en el tramo portugués del río. La talla de los ejemplares capturados es muy similar a la observada en otras poblaciones ibéricas encerradas. Estos ejemplares podrían tener una edad entre 3 y 4 años. A pesar de haberse localizado zonas potenciales para la puesta y de haberse observado el comportamiento reproductor de los sábalos no se ha detectado la presencia de alevines.

Palabras clave: *Alosa alosa*, río Guadiana, distribución, abundancia, amenazas.

¹ Este trabajo es parte del informe "Situación y factores de amenaza sobre las especies de peces migradores (el sábalo, la anguila y la lamprea marina) en la cuenca extremeña del Guadiana", financiado por la Consejería de Educación, Ciencia y Tecnología de la Junta de Extremadura (proyecto: 2PR01C004).

INTRODUCCIÓN

El sáballo es un clupeido migrador que se reproduce a considerables distancias aguas arriba en los cauces principales de los grandes ríos (Hoestlandt, 1991). Tras la reproducción los adultos pueden regresar inmediatamente al mar para alimentarse, aunque la presencia de peces con marcas de freza en las escamas son escasos, lo que sugiere que la mayoría de ellos muere tras la reproducción. Los alevines se desplazan lentamente hacia la desembocadura de los ríos durante su primer año de vida.

Actualmente el área de distribución del sáballo se ha reducido debido a factores antropogénicos (Baglinière & Ellie, 2000; Freyhof, 2002). De este modo está presente en zonas costeras y estuarios fundamentalmente, pero durante la migración reproductora los adultos ascienden por los grandes ríos, principalmente en Francia, España y Portugal. En los ríos británicos e irlandeses es considerado como una especie rara (Maitland & Hatton-Ellis, 2002). En la Península Ibérica está presente en los ríos Bidasoa, Ason, Miño, Duero, Tajo, Guadiana, Guadalquivir, Ebro (Doadrio et al., 1991; Doadrio, 2001), y Lima (Alexandrino, 1996). Además se han localizado dos poblaciones encerradas en agua dulce en los embalses portugueses de Castelo da Bode (río Zézère, cuenca del Tajo, Eiras, 1983) y Agueira en el río Mondego (Collares-Pereira et al., 1999). En las aguas ibéricas es una especie amenazada y cada vez más escasa a consecuencia de las actividades humanas (Assis, 1990; Collares-Pereira et al., 1999). A causa de este declive se encuentra actualmente protegido. De este modo está incluido en los Anexos II y IV de la Directiva de Hábitats y en el Apéndice III del Convenio de Berna. En España y Portugal es considerado como una especie vulnerable (SNPRCN, 1991; Doadrio, 2001).

Los propósitos de este estudio son:

- Determinar la distribución y abundancia del sáballo en el río Guadiana en Extremadura.
- Localizar las barreras más importantes para la migración.
- Localizar potenciales zonas de freza para esta especie.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El río Guadiana discurre a lo largo de 810 km desde su nacimiento hasta su desembocadura en Portugal. De ellos, 250 km discurren por Extremadura, 150 km por Portugal y 110 km constituyen la frontera natural entre ambos países (Fig. 1). La pendiente del río Guadiana es muy escasa ya que apenas supera el 1,16‰. El mayor desnivel que supera es el llamado “Pulo do Lopo” a 88 km de la desembocadura, una cascada natural de 15 m de altura (Zamora, 1987). La precipitación media anual en el área de estudio es de 440 mm y el caudal oscila entre 7,4 y 234 m³ s⁻¹. En verano, la temperatura media del agua no supera los 27,3°C, pudiendo bajar en invierno hasta los 8,6°C. El oxígeno disuelto está normalmente próximo a la saturación, excepto en verano cuando se han recogido valores mínimos de 3,7 mg l⁻¹. El pH oscila entre 5,9-8,6 y la conductividad entre 153 y 640 μS cm⁻¹.

En la cuenca del Guadiana el uso del suelo está basado principalmente en la agricultura de secano, junto con las dehesas, un bosque seminatural típico del suroeste



de la Península Ibérica. Sin embargo, en las últimas décadas un total de 200000 ha han sido convertidas en tierras de regadío.

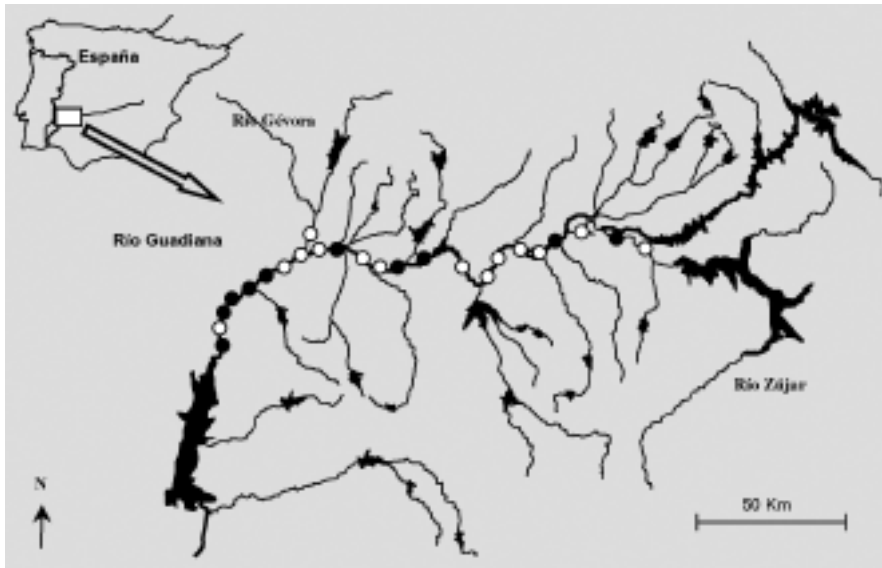


Figura 1.- Área de estudio y situación de las estaciones de muestreo en las que se han localizado sábalo (círculos negros) y en las que no (círculos blancos).

De este modo se han construido un total de 27 embalses (5 en el río Guadiana, Figs. 1 y 2) para beneficio agrícola. De igual forma, los ríos que discurren por zonas de regadío han sido a menudo canalizados para acomodarlos al uso agrícola (Corbacho & Sánchez, 2001). En el área de estudio la comunidad piscícola incluye a 15 especies además del sábalo (Doadrio, 2001). Aunque esta comunidad está claramente dominada por especies exóticas como *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758); *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) y *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859), también se han localizado ejemplares de las especies nativas *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758); *Barbus microcephalus* Almaça, 1967; *B. comizo* Steindachner, 1865; *B. sclateri* Günther, 1868; *Chondrostoma willkommii* (Steindachner, 1866); *Squalius alburnoides* (Steindachner, 1866); *S. pyrenaeus* (Günther, 1868); *Cobitis paludica* (de Buen, 1930) y de las exóticas *Esox lucius* Linnaeus, 1758; *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758) *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758) y *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758).

Muestreos

Para la realización del presente estudio se seleccionaron 24 estaciones de muestreo (el río Guadiana y los tramos bajos de los afluentes Gévora y Zújar; Fig. 1). La distancia entre las estaciones de muestreo fue de 10 km aproximadamente y no se muestrearon los embalses. Los muestreos se realizaron desde noviembre de 2001 hasta julio de 2002.

En cada zona de muestreo las capturas se prolongaron durante 12 horas empleando redes de agalla construidas con cinco paños de 20 x 2 m (capturas por unidad de esfuerzo, CPUE). Los paños, con luces de malla de 2.5 a 10 cm, fueron conectados a lo largo, situándose las menores luces de malla próximas a las orillas. Las redes se situaron en las zonas más profundas y/o con menor velocidad de corriente ($< 2 \text{ m s}^{-1}$) y separadas entre sí 50 m. Una vez capturados los ejemplares fueron medidos (longitud total, LT, cm) e inmediatamente devueltos al agua. El sexo de los ejemplares no fue determinado porque esta especie no muestra un dimorfismo sexual acusado (Hoestlandt, 1991; Baglinière & Elie, 2000) que permita diferenciarlos.

En cada área de muestreo, aguas arriba y abajo de la zona de captura, se identificaron las barreras para la migración, considerándose como tal a cualquier obstáculo con una altura superior a 1 m. De igual modo se localizaron las zonas activas de extracción de gravas. Las barreras y las zonas de extracción de áridos fueron localizadas en un mapa escala 1: 25000.

Las potenciales zonas de puesta presentes en cada estación de muestreo fueron caracterizadas en función de las características físicas del medio: profundidad, velocidad de corriente y tipo de sustrato (Boisneau *et al.*, 1990; Baglinière & Elie, 2000). Posteriormente, en abril, mayo y junio de 2002 se visitaron, tres noches por semana (durante tres horas), las potenciales zonas de puesta con la intención de observar el comportamiento reproductor de los sábalos (para la descripción ver Baglinière & Elie, 2000). En aquellas zonas donde se obtuvieron resultados positivos se procedió a realizar un muestro intensivo con redes de plancton (1 m de diámetro, 560 μm de luz de malla) para localizar alevines de sábalo. Los alevines fueron muestreados diez días después de haberse observado el comportamiento reproductor de sus progenitores. Estos muestreos se prolongaron durante cinco días (20 minutos por hora durante seis horas), siendo especialmente intensos en zonas abiertas donde la velocidad de corriente no era demasiado fuerte.

Análisis de datos

Las diferencias en los parámetros del hábitat entre las estaciones donde se detectaron sábalos y en las que no se detectaron fueron evaluadas empleando el test de la F (MANOVA, SPSS). Para normalizar las variables los porcentajes fueron transformados obteniéndose su raíz cuadrada y las restantes, con excepción del pH, fueron normalizadas obteniéndose su logaritmo en base diez (Zar, 1996).

RESULTADOS

Los sábalos fueron detectados en el río Guadiana (en nueve estaciones de muestreo) y en el río Zújar (una estación de muestreo), a 400 km de la desembocadura (Fig. 1). Las capturas variaron entre 16 (en las proximidades de San Francisco de Olivenza) y dos ejemplares (bajo la presa de Montijo y en el tramo bajo del Zújar, CPUE = 0.078 ind./ 100 m de red por día). La longitud media para los ejemplares capturados fue de 304.90 mm (S.D. = 43.47; rango = 262 – 444 mm). El primer ejemplar se capturó en enero de 2002, mientras que el último se capturó en julio de ese mismo año.



No se detectaron diferencias significativas en las variables del medio analizadas, excepto para la profundidad ($F= 15.18$, d.f.=1, $P< 0.05$) y el porcentaje de piedras ($F= 4.25$, d.f.=1, $P< 0.05$), entre las estaciones donde los sábalos están presentes y en las que no lo están.

Con excepción de los grandes embalses se han encontrado seis barreras que pueden impedir la migración de los sábalos en el Guadiana español (Fig. 2). Aguas abajo de la ciudad de Badajoz existe un azud (dos metros de altura) que es infranqueable, a pesar de existir un paso para los peces. Este azud podría ser superado en períodos de elevados caudales del río, pero la velocidad que alcanza el agua en lo alto del muro es tan elevada ($> 3 \text{ m s}^{-1}$) que impide que los sábalos puedan sobrepasarlo en estos períodos. Entre la ciudad de Badajoz y el límite de distribución del sábalos en Extremadura existen cinco vados: Talavera la Real, Torremayor, Valverde de Mérida, Medellín y Valdetorres. La presa de Montijo es parcialmente franqueable, debido a que se trata de un embalse que regula el caudal del río Guadiana y permanece abierto (las compuertas están en la base de la presa) en los períodos en los que el caudal es muy alto. De igual modo se identificaron seis zonas activas de extracción de gravas (Fig. 2).

En el área de estudio sólo se han encontrado tres zonas potenciales de puesta para el sábalos (Fig. 2). Sin embargo, su comportamiento reproductor se observó solo en dos lugares (st1 y st2; Fig. 2). En ningún caso se detectaron alevines.



Figura 2.- Principales amenazas para la migración del sábalos en la cuenca extremeña del Guadiana y localización de las potenciales áreas de puesta para la especie.

DISCUSIÓN

Distribución

La distribución actual del sábalo en el Guadiana español coincide con la señalada por Doadrio (2001), aunque en el presente estudio se han localizado ejemplares en una nueva localidad: el río Zújar, que es la más distante de la desembocadura del río Guadiana (400 km). La distancia recorrida por los sábalos en los ríos varía en función de las barreras que encuentren en su migración (Baglinière & Elie, 2000). De este modo hay poblaciones de sábalo que han sido localizadas incluso a 800 km de la desembocadura, como es el caso del Río Loira (Mennesson-Boisneau & Boisneau, 1990).

Actualmente, la población de sábalos situada por encima del “Pulo do Lopo” constituye una población cerrada, tratándose del único caso en el que ha sido cerrada por una barrera natural: el “Pulo do Lopo”. Esta cascada natural solo puede ser sobrepasada cuando el caudal es muy elevado, circunstancia que en los últimos años solo ha ocurrido en el invierno de 1997-1998 (Bernardo *et al.* 2002). De acuerdo con estos autores y teniendo en cuenta nuestros propios resultados, la población de sábalos del río Guadiana quedaría dividida en dos sectores. El primer sector comprendería el tramo situado entre la desembocadura del río Guadiana y el “Pulo do Lopo”, donde se localizaría una población migradora. El segundo sector estaría ocupado por ejemplares residentes que se localizarían en dos subsectores: uno situado entre el “Pulo do Lopo” y la Presa de Alqueva y, otro en el tramo español desde ésta hasta el tramo bajo del río Zújar, que constituye su límite de distribución en la cuenca del Guadiana. Esta población estaría, a su vez, dividida en dos subpoblaciones, una que ocuparía el tramo hasta la localidad de Badajoz, y otra aguas arriba de esta ciudad. La población de sábalos aguas arriba de la ciudad puede fragmentarse en función del caudal del río, ya que los vados no pueden sobrepasarse cuando el caudal es bajo. Por otro lado el embalse de Montijo funciona como regulador del caudal del río Guadiana y puede ser sobrepasado, fundamentalmente, en invierno.

Aprahamian (1982) y Steinbach *et al.* (1986) han observado que un mayor número de ejemplares de saboga (*Alosa fallax*) remontan los ríos coincidiendo con niveles relativamente altos de caudal. Este hecho podría explicar porque las capturas en el río Guadiana aguas arriba del “Pulo do Lopo” fueron muy escasas (0.078 ind./100 m de red por día en España y 0.08 ind./100 m de red por día en Portugal) en comparación con las realizadas aguas abajo del “Pulo do Lopo”, donde las CPUE fueron de 12 ind./100 m de red por día (Bernardo *et al.*, 2002). El efecto barrera provocado por el “Pulo do Lopo” es anulado sólo cuando el elevado caudal permite la continuidad hídrica, circunstancia que en los últimos años solo ha ocurrido en el invierno de 1997-1998. Por tanto, la población de sábalos que actualmente ocupa el río Guadiana aguas arriba del “Pulo do Lopo” corresponde a los que remontaron el río en el periodo de crecidas de 1997-1998, ya que en el tramo portugués no se tiene constancia de que se hayan reproducido durante este periodo (Bernardo *et al.*, 2002).

Fechas de captura

Las fechas de captura confirman el hecho de que la población de sábalos del Guadiana español constituye una población cerrada. La temperatura es el principal fac-



tor que desencadena la migración en los sábalos (Maitland & Hatton-Ellis, 2002) existiendo, en general, un gradiente longitudinal en las fechas de entrada en los ríos, de modo que las poblaciones meridionales inician antes su entrada en los mismos, de modo que las poblaciones septentrionales (Baglinière & Elie, 2000). Así, la mayor parte de los sábalos europeos inician su migración desde abril hasta junio (Maitland & Hatton-Ellis, 2002). En el río Tajo lo hacen en marzo (Alexandrino, 1996) y en el Guadiana portugués a finales de febrero (Bernardo *et al.*, 2002). En el presente estudio los primeros ejemplares fueron capturados en enero, por tanto no podría tratarse de ejemplares migradores, sino de individuos adultos que quedaron bloqueados en años anteriores.

Biometría

Eiras (1983) señala que las poblaciones de sábalo confinadas en ambientes dulceacuícolas presentan características morfológicas diferentes a las migradoras, circunstancia también observada en otras especies con poblaciones cerradas (e.g. Potter, 1980; Nigro & Ney, 1982). Eiras (1983) estima unas longitudes entre 268 y 498 mm de longitud total para ejemplares de dos y tres años de edad capturados en el embalse de Castelo da Bode (cuenca del Tajo). Por otro lado, Collares-Pereira *et al.* (1999) obtuvieron longitudes de 375 mm y de 404 mm para machos y hembras de dos años de edad en el embalse de Agueira (río Mondego), mientras que los ejemplares de tres años alcanzaron tallas de 430 mm (machos) y de 453 mm (hembras), respectivamente, con tres años de edad. En este mismo embalse Gordo (2002) determina longitudes máximas de 536.2 mm y 539.8 mm para machos y hembras de cinco. Sin embargo, las poblaciones migradoras presentaron tallas mayores 560.2 mm (machos) y 642 mm (hembras) con la misma edad. En el Guadiana portugués los ejemplares adultos situados aguas arriba del "Pulo do Lopo" alcanzaron tallas de 301-378 mm (machos) y 302-487 mm (hembras), mientras que los localizados aguas abajo tendrían unas longitudes medias de 49 cm (machos) y 55.2 cm (hembras) (Bernardo *et al.*, 2002). Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en poblaciones portuguesas encerradas (Eiras, 1983; Alexandrino, 1996; Collares Pereira *et al.*, 1999) la edad máxima de los sábalos localizados en el Guadiana español podría oscilar entre tres y cuatro años. Esta edad es similar a la establecida para las poblaciones del embalse de Castelo da Bode (tres años, Eiras, 1983) y del río Mondego (cuatro años, Alexandrino, 1996) e inferior a la establecida para la población del embalse de Agueira (cinco años, Collares-Pereira *et al.*, 1999; 6 años, Gordo, 2002).

Selección del hábitat

El sábalo no muestra unas preferencias claras a la hora de seleccionar el hábitat, excepto durante el periodo reproductor, cuando selecciona zonas con determinadas características físicas (Baglinière & Elie, 2000). En el Guadiana portugués los adultos migradores no muestran unas preferencias significativas por determinadas variables, aunque prefieren zonas profundas, mientras que por el contrario, los adultos residentes prefieren zonas poco profundas y con sustrato grueso (Bernardo *et al.*, 2002). En nuestro estudio hemos encontrado que el sábalo ocupa zonas profundas y con sustrato grueso, no habiendo sido localizado en zonas más idóneas para la especie. Nosotros cree-

mos que en el Guadiana español coloniza zonas profundas que le son impuestas por la presencia de barreras, como ha ocurrido en cuencas francesas (ver Baglinière & Elie, 2000), marroquíes (Sabatié, 1993) y portuguesas (Alexandrino, comm. pers.).

Reproducción

A pesar de que se han detectado potenciales zonas de puesta y de que se ha observado el comportamiento reproductor de los sábalos, no se han detectado alevines, a diferencia de las poblaciones cerradas portuguesas de Castelo da Bode (Eiras, 1983) y embalse de Aguieira (Collares-Pereira, 1998) donde los sábalos se reproducen, al menos, una vez en su vida con éxito. La población del embalse de Castelo da Bode usa el propio embalse para frezar (Eiras, 1983), mientras que la del embalse de Aguieira remonta el río Mondego para frezar aguas arriba. El hecho de que las poblaciones del Guadiana español no se estén reproduciendo puede estar relacionado con el hecho de que no puedan alcanzar frezaderos óptimos debido a la presencia de barreras.

Barreras

A la presencia de barreras físicas, que impedirían el acceso a las zonas de puesta, habría que añadir otros factores que expliquen la no presencia de reproductores en zonas más idóneas, como la extracción de áridos y la contaminación (Baglinière & Elie, 2000; de Groot, 2002). La extracción de áridos produce unas fuertes perturbaciones de las propiedades físico-químicas del agua que pueden alterar considerablemente la calidad de las mismas (Larinier, 1980), pudiendo provocar la desaparición de la zona de puesta y de alevinaje para los sábalos (Baglinière & Elie, 2000). La extracción de áridos amenaza la supervivencia no solo de alósidos (e.g. Almaça, 1995; Baglinière & Elie, 2000) si no también de otras especies que depositan sus huevos en el sustrato como blénidos (e.g. Côté et al., 1999) o salmónidos (e.g. Gibson, 1993). En la cuenca extremeña del río Guadiana la extracción de áridos es una actividad muy frecuente (Pérez-Bote & Pula, 2002), que influye notablemente en la distribución de las especies nativas (Corbacho & Sánchez, 2000). La contaminación industrial no es un factor limitante para la distribución del sábalo en Guadiana español, ya que la actividad industrial es muy escasa (Pérez-Bote & Pula, 2002). Sin embargo, la contaminación puede crear barreras que impidan el movimiento de la especie (Doherty & McCarthy, 2002; Maitland & Hatton-Ellis, 2003) y provocar desórdenes fisiológicos (Taverny, 1991) a pesar de mostrar cierta tolerancia a niveles bajos de contaminación (Labat *et al.*, 1984).

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido financiado por la Junta de Extremadura (Proyecto: 2PRO1C004).



BIBLIOGRAFÍA

- Alexandrino, P. J. (1996). *Estudo de populações de Sável (Alosa alosa L.) e Savelha (Alosa fallax). Análise de diferenciação interespecífica, subestruturação e hibridação*. Tesis Doctoral, Universidad de Oporto.
- Almaça, C. (1995). Freshwater fish and their conservation in Portugal. *Biological Conservation* 72, 125-127.
- Aprahamian, M. V. (1982). *Aspects of the biology of the twaite shad Alosa fallax in the rivers Severn and Wye*. PhD Thesis, University of Liverpool.
- Assis, C. A. (1990). Threats to the survival of anadromous fishes in the River Tagus, Portugal. *Journal of Fish Biology* 37, 225-226.
- Baglinière, J. L. & Elie, P. (eds.) (2000). *Les aloses (Alosa alosa et Alosa fallax spp.)*. Paris: INRA.
- Bernardo, J. M., Sousa, L., Matos, L., Matano, P., Maximo, P. & Costa, A. M. (2002). *Biología e ecología dos peixes migraores no rio Guadiana*. EDIA-Universidad de Évora.
- Boisneau, P., Mennesson-Boisneau, C. & Baglinière, J. L. (1990). Description d'une fra-yère et comportement de reproduction de la grande alose (*Alosa alosa* L.) dans le cours supérieur de la Loire (France). *Bulletin Française de la Pêche et de la Pisciculture* 316, 15-23.
- Collares-Pereira, M. J., Cowx, I. G., Sales Luis, T., Pedrosa, N. & Santos-Reis, M. (1999). Observations on the ecology of a landlocked population of allis shad in Agueira Reservoir, Portugal. *Journal of Fish Biology* 55, 658-664.
- Corbacho, C. & Sánchez, J. M. (2001). Patterns of species richness and introduced species in native freshwater fish faunas of a Mediterranean-type basin: The Guadiana river [southwest Iberian Peninsula]. *Regulated Rivers: Research & Management* 17, 699-707.
- Côté, I. M., Vinyoles, D., Reynolds, J. D., Doadrio, I. & Perdices, A. (1999). Potential impacts of gravel extraction of Spanish populations of river blennies *Salaria fluviatilis* (Pisces, Blenniidae). *Biological Conservation* 87, 359-367.
- De Groot, S. J. (2002). A review of the past and present status of anadromous fish species in the Netherlands: is restocking the Rhine feasible?. *Hydrobiologia* 478 (1-3), 205-218.
- Doadrio, I. (Ed.) (2001). *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales-MMA.
- Doadrio, I., Elvira, B. & Bernat, Y. (1991). *Peces continentales españoles. Inventario y clasificación de zonas húmedas*. Madrid: ICONA.
- Doherty, D. & McCarthy, T. K. (2002). Aspects of the ecology, parasites and future conservatin of twaite shad, *Alosa fallax*, and allis shad, *Alosa alosa*, in south-eastern Ireland. In *Conservation of freshwater fishes. Options for the future* (Collares-Pereira, M. J., Coelho, M. M. & Cowx, I. G., eds) pp. 98-112. Oxford: Fishing New Books.
- Eiras, J. G. C. (1983). *Some aspects on the biology of a landlocked population of an anadromous shad Alosa alosa L.* Oporto: Publicações do Instituto de Zoologia Dr. Augusto Nobre 180, 1-16.
- Freyhof, J. (2002). Freshwater fish diversity in Germany, threats and species extinction. In *Conservation of freshwater fishes. Options for the future* (Collares-Pereira, M. J., Coelho, M. M. & Cowx, I. G., eds) pp. 3-22. Oxford: Fishing New Books.

- Gibson, R. J. (1993). The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing, and production. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3, 39-73.
- Gordo, L. (2002). Growth characteristics of allis shad from the River Mondego. In *Conservation of freshwater fishes. Options for the future* [Collares-Pereira, M. J., Coelho, M. M. & Cowx, I. G., eds] pp. 113-120. Oxford: Fishing News Books.
- Hoestlandt, H. (1991). *The Freshwater Fishes of Europe. Vol.2. Clupeidae, Anguillidae*. Wiesbaden: Aula-Verlag.
- Labat, R., Cassou-Leins, F. & Cassou-Leins, J. J. (1984). Problèmes posés par les poissons migrateurs dans le bassin de la Garonne: cas de l'aloise (*Alosa alosa*). *Bulletin de la Société de Histoire Naturelle de Toulouse* 119, 99-102.
- Larinier, M. (1980). Effets mésologiques des extractions de granulants dans le lit mineur des cours d'eau. Vichy: CEPCI.
- Maitland, P. S. & Hatton-Ellis, T. W. (2002). *Ecology of the Allis and Twaite Shad*. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 3. English Nature, Peterborough.
- Mennesson-Boisneau, C. & Boisneau, P. (1990). *Recherches sur les aloses du bassin de la Loire: migration, répartition, reproduction, caractéristiques biologiques et taxonomie des Aloses (Alosa sp.)*. Tesis Doctoral, Universidad de Rennes.
- Nigro, A. A. & Ney, J. J. (1982). Reproduction and early-life accommodation of landlocked alewives to a southern range extension. *Transactions of the American Fisheries Society* 111, 559-569.
- Pérez-Bote, J. L. & Pula, H. J. (2002). Problemática ambiental y usos del agua en la cuenca extremeña del Guadiana. *Revista de Estudios Extremeños* 58, 723-729.
- Potter, I. C. (1980). The Petromyzontiformes with particular reference to paired species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 1595-1615.
- Sabatié, M. R. (1993). *Recherches sur l'Écologie et la Biologie des aloses au Maroc (Alosa alosa Linné, 1758 et Alosa fallax Lacépède, 1803): exploitation et taxonomie des populations atlantiques, bioécologie des aloses de l'Oued Sebou*. Tesis Doctoral, Universidad de Bretagne Occidentale, Brest.
- SNPRCN, (1991). *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal. Vol. 2. Peixes dulceaquícolas e migradores*. Lisboa: SNPRCN.
- Steinbach, P., Gueneau, P., Autouro, A. & Broussard, D. (1986). Radio-pistage des grandes aloses adultes en Loire. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 302, 106-117.
- Taverny, C. (1991). Pêche, biologie, écologie des aloses dans la système Gironde-Garonne-Dordogne. Tesis doctoral, Universidad de Bordeaux I.
- Zamora, J. F. (1987). *El río Guadiana. Fisiografía, geoquímica y contaminación*. Badajoz: Diputación Provincial.
- Zar, J.H. (1996). *Biostatistical Analysis*. Engelwood Cliffs, New Jersey : Prentice Hall.



SITUACIÓN Y FACTORES DE AMENAZA SOBRE LAS POBLACIONES DE PECES MIGRADORES EN LA CUENCA EXTREMEÑA DEL GUADIANA. II. LA ANGUILA *Anguilla anguilla* (LINNAEUS, 1758) Y LA LAMPREA MARINA *Petromyzon marinus* LINNAEUS, 1758

*José Luis Pérez-Bote, Rafael Roso, Antonio José Romero,
Mario Perianes y María Teresa López*

Área de Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad de Extremadura
06071 Badajoz. Email: jlperez@unex.es

RESUMEN

Se ha establecido la distribución de la lamprea marina y de la anguila en el río Guadiana en base a muestreos realizados en 24 estaciones desde noviembre de 2001 hasta julio de 2002, habiéndose localizado lampreas en una estación, mientras que las anguilas fueron detectadas en seis. Los embalses, azudes, vados y graveras constituyen las principales amenazas para estas especies en el río Guadiana.

Palabras clave: Lamprea marina, anguila, río Guadiana, distribución, amenazas, conservación.

INTRODUCCIÓN

La lamprea marina *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758 y la anguila *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758) son dos de las siete especies de peces migradores que pueden localizarse en las aguas epicontinentales ibéricas. La lamprea marina es una especie fundamentalmente atlántica ya que se extiende desde Noruega y Canadá hasta Marruecos y México, aunque en estos dos últimos países experimenta una importante regresión (Doadrio, *com. pers.*), llegando a penetrar en el Mediterráneo occidental (Renaud, 1997; Maitland, 2003). La anguila asciende por los ríos que desembocan en el Atlántico norte y en los mares Báltico y Mediterráneo llegando, incluso, hasta el Mar Negro (Wirth & Bernatchez, 2001). En la Península Ibérica la lamprea se extiende por toda la cornisa cantábrica (Rodríguez Muñoz, 2001) (aunque falta en la mayor parte de los ríos vascos y cántabros), Galicia, estuarios de los ríos Guadalquivir, Guadiano, Guadalete y Barba-

te, por el río Guadiana y afluentes y el delta del Ebro (Doadrio, 2001). En Portugal ocupa la mayor parte de los ríos del norte, centro y sur del país, faltando sólo en el área suroeste (Almeida *et al.*, 2002). Por su parte, la anguila puede localizarse en todas las grandes cuencas ibéricas (Da Costa, 1995; Doadrio, 2001; Almeida, *com. pers.*, 2004).

El ciclo de vida de estas especies incluye el remonte de los grandes ríos hasta llegar a los tramos medios y altos donde encuentran frezaderos (caso de la lamprea) o zonas idóneas donde se alimentan y crecen hasta alcanzar la madurez. La sobrepesca, la contaminación, las graveras y la construcción de presas constituyen los principales factores de amenaza para estas especies en la Península Ibérica (Almaça, 1988, 1995; Doadrio, 2001) siendo los responsables del declive poblacional sufrido por estas especies en muchas cuencas. A causa de este declive ambas especies se encuentran actualmente amenazadas, de tal modo que son consideradas como especies vulnerables en los libros rojos de España y Portugal (Blanco & González, 1992; SNPRCN, 1991). Además, la lamprea se encuentra citada en el Anexo II de la Directiva de Hábitats y en el Apéndice III del Convenio de Berna. En Extremadura es considerada como una especie “sensible a la alteración de su hábitat” (Catálogo Regional de Especies Amenazadas, Decreto 37/2001, de 6 de marzo). Por último, en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas se haya catalogada como especie en peligro de extinción (Orden MAM/2734/2002, de 21 de octubre).

Extremadura puede considerarse como una de las regiones españolas sobre las que existe un mayor desconocimiento en relación a distribución de las especies piscícolas que pueblan sus aguas. En este sentido, solo cabe señalar dos estudios previos (Doadrio, 1984; Doadrio *et al.*, 1991) que han abordado la distribución (con mayor o menor amplitud) de las especies piscícolas en la Comunidad Autónoma. Estas carencias quedan recogidas en el Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (Doadrio, 2001), que en gran medida palia esta falta de conocimientos. Con este trabajo pretendemos contribuir al estudio de la distribución de la lamprea marina y de la anguila en la cuenca del Guadiana extremeño e identificar las principales barreras que impiden el desplazamiento de estas especies a lo largo del cauce principal del río.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Para una detallada descripción del área de estudio ver Pérez-Bote *et al.* (2005) en este mismo volumen.

Métodos de captura

Para la captura de anguilas, y debido a sus hábitos depredadores, se emplearon líneas de cebo situadas a lo ancho del río y en contacto con el fondo, lugar por donde se desplaza este pez. Como cebo se utilizaron lombrices y cangrejos. Por su parte, la lamprea marina, al ser una especie de hábitos parásitos, es difícil detectar con redes o mediante cebos, por tanto se emplearon trampas de tipo nasa, que fueron colocadas en el lecho del río utilizándose restos de peces como atrayentes. En algunas ocasiones, y cuando las condiciones del fondo lo permitían, se procedió a utilizar una red de barri-



do con objeto de intensificar los muestreos en las estaciones elegidas. En los muestreos nocturnos, principalmente destinados a las capturas de anguilas ya que éstas muestran mayor actividad durante este periodo del día, solo se emplearon líneas de cebos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el presente estudio la lamprea marina ha sido detectada en una estación de muestreo, situada a la altura de la desembocadura del río Gévora (Fig. 1). La distribución actual de esta especie en el Guadiana español coincide con la señalada por Doadrio (2001), al haberla localizado en el tramo comprendido entre la ciudad de Badajoz y la presa de Montijo y en el río Gévora (Doadrio, *com. pers.*). Por otro lado, la anguila ha sido detectada en seis estaciones de muestreo (Fig.1) localizadas en el sector que se extiende desde la frontera portuguesa y hasta la presa de Montijo. En estudios previos ha sido citada en el embalse del Cíjara (Doadrio, 1984), en los ríos Gévora (Doadrio *et al.*, 1991, 2001) y Guadiana (a la altura de Montijo), Alcarrache (Doadrio *et al.*, 1991), y Zújar (Pérez-Bote, *obs. pers.* 1996).

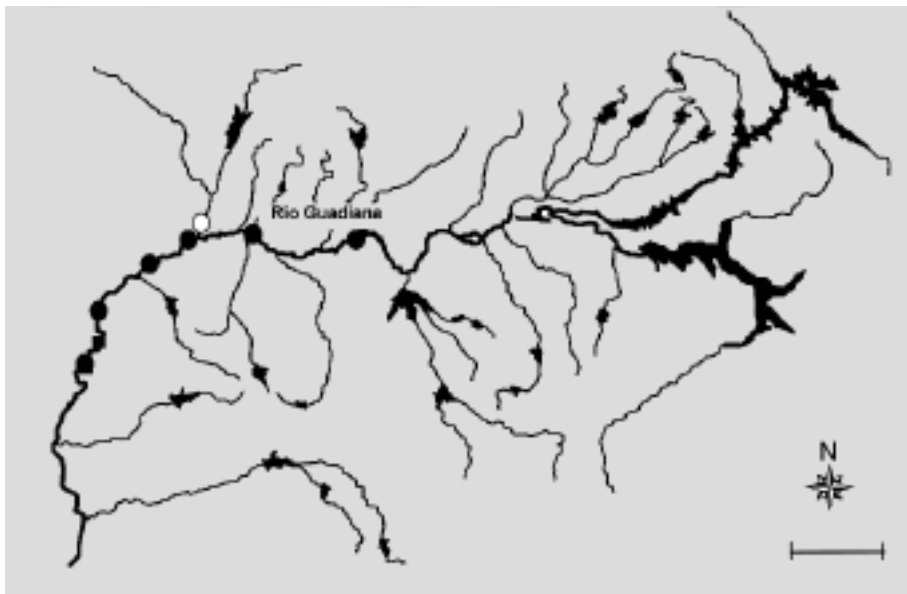


Figura 1. Distribución de la anguila (círculos negros) y de la lamprea marina (círculo blanco) en el área de estudio.

En el Guadiana portugués lampreas y anguilas se localizan en todo su recorrido hasta la recién construida (fecha de cierre de compuertas: marzo de 2002) presa de Alqueva (Bernardo *et al.*, 2002). Según estos autores, las poblaciones de lampreas marinas y anguilas situadas actualmente por encima del “Pulo do Lopo” podrían constituir poblaciones cerradas, que han sido bloqueadas por una barrera natural: el “Pulo do Lopo”. Esta cascada natural, cuya formación data del Carbonífero (Giese *et al.*, 1999), solo puede ser sobrepasada cuando el caudal es muy elevado, circunstancia que en los

últimos años solo ha ocurrido en los inviernos de 1997-1998 y 2001-2002 (Bernardo *et al.*, 2002). De acuerdo con estos autores y teniendo en cuenta nuestros propios resultados, las poblaciones de estas especies, al igual que ocurre con el sábalo, en el río Guadiana podrían estar divididas en dos sectores. El primer sector comprendería el tramo situado entre la desembocadura del río Guadiana y el “Pulo do Lopo”, donde se localizarían poblaciones migradoras. El segundo sector estaría ocupado por ejemplares residentes, que se localizarían en dos subsectores: uno situado entre el “Pulo do Lopo” y la presa de Alqueva (que carece de dispositivos para el paso de peces) y otro en el tramo español desde la presa de Alqueva hasta la de Montijo, que constituye su límite de distribución en la cuenca del Guadiana.

MEDIDAS CORRECTORAS

Las medidas propuestas a continuación tienen como objeto la conservación y/o recuperación de las especies migradoras en el sentido de invertir la tendencia regresiva que sufren sus poblaciones:

Legislación

Objetivo. Reducir el esfuerzo de pesca sobre estas especies.

Justificación. Aunque estas especies no son de las más apreciadas por los pescadores, si son capturadas en determinadas épocas y en ciertas zonas con frecuencia.

Actuaciones. Sería conveniente declarar a estas especies como protegidas y, por tanto, no pescables.

Viabilidad. Alta.

Eficacia. Depende del grado de cumplimiento.

Costos. Nulos.

Efectos negativos. Ninguno.

Entidades implicadas. Junta de Extremadura, Guardia Civil.

Eliminación de barreras

Objetivo. Facilitar la progresión de las especies aguas arriba y reducir la mortalidad asociadas a las estructuras que interrumpen el cauce del Guadiana.

Justificación. Los azudes y pesqueras ya no cumplen las funciones para las que fueron creados, por tanto no existen justificaciones para mantenerlos.

Actuaciones. Eliminación total o parcial de estas estructuras.

Viabilidad. Muy alta.

Eficacia. Muy alta.

Costos. Muy elevados.

Efectos negativos. Ninguno.

Entidades implicadas. Junta de Extremadura, Confederación Hidrográfica del Guadiana.



Repoblaciones

Objetivo. Reforzamiento de las poblaciones existentes..

Justificación. Las repoblaciones son actuaciones relacionadas normalmente con la conservación o recuperación de especies que sufren un acusado descenso poblacional. La problemática asociada a este tipo de intervenciones radica en el hecho de que previamente es necesaria la recuperación del hábitat y en que los individuos con los que se repuebla, normalmente, proceden de cultivos y presentan unas bajas tasas de supervivencia en el medio natural.

Actuaciones. Repoblación de tramos donde se ha detectado a las distintas especies, fundamentalmente el tramo bajo del Guadiana.

Viabilidad. Alta.

Eficacia. Baja.

Costos. Elevados.

Efectos negativos. Desconocidos.

Entidades implicadas. Junta de Extremadura.

Educación ambiental

Objetivo. Dar a conocer la singularidad y especial interés de estas especies y aquellas otras que pueblan nuestros ríos. Fomentar en los pescadores una actitud que favorezca la conservación de las especies autóctonas.

Justificación. Los usuarios del río, fundamentalmente pescadores, poseen un desconocimiento generalizado no solo sobre la mayoría de las especies que pueblan la cuenca del Guadiana, sino también sobre actitudes que favorezcan la conservación de las especies piscícolas.

Actuaciones. Charlas y conferencias en asociaciones de pescadores, colegios e institutos. Campañas publicitarias y mayor presencia de los “peces” en medios de comunicación.

Viabilidad. Alta.

Eficacia. Muy alta.

Costos. Bajos.

Efectos negativos. Ninguno.

Entidades implicadas. Junta de Extremadura, Universidad de Extremadura.

Caudales Ecológicos

Objetivo. Permitir la entrada de reproductores a los tramos bajos de los ríos y la progresión de las especies aguas arriba y el mantenimiento de zonas de puesta y alevinaje.

Justificación. El respeto de los caudales ecológicos permite el mantenimiento de las condiciones naturales de los medios acuáticos, tan alterados por los aprovechamientos hidráulicos.

Actuaciones. Mantenimiento del caudal ecológico natural.

Viabilidad. Alta.

Eficacia. Muy alta.

Costos. Nulos. Los caudales ecológicos no deberían ser considerados como pérdidas.

Efectos negativos. Ninguno.

Entidades implicadas. Junta de Extremadura, Confederación Hidrográfica del Guadiana.

CONCLUSIONES

Sábalo

A tenor de las capturas realizadas, el sábalo puede considerarse como una especie muy escasa en el Guadiana extremeño. El movimiento de los peces se inicia en febrero posiblemente en busca de lugares idóneos para la puesta o la alimentación, permaneciendo en el río durante todo el año, debido a la imposibilidad de retornar al mar. De este modo, el movimiento de los sábalos queda limitado a desplazamientos a lo largo del río siempre que no existan barreras que imposibiliten alcanzar tramos más altos. De cualquier forma, la población extremeña puede considerarse como una población aislada genéticamente, aislamiento que se ve incrementado por el de las distintas subpoblaciones presentes a lo largo del río.

Para esta especie se recomienda su inclusión en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas como especie en Peligro de Extinción.

Anguila

Las poblaciones de anguilas en el Guadiana extremeño están constituidas únicamente por formas adultas, sin posibilidad de que exista reclutamiento debido al efecto barrera producido por la presa de Alqueva. Se trata, de igual modo, de una especie escasa y básicamente presente en el tramo bajo del río. No obstante, y debido a su carácter nocturno y bentónico, es posible que esté presente en más tramos.

Para esta especie se recomienda su inclusión en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas como especie en Peligro de Extinción.

Lamprea marina

La lamprea marina es, de las tres especies migradoras, la que presenta una situación más preocupante al no haberse detectado ejemplares. Esta precaria situación, previamente puesta de manifiesto por otros investigadores, y recientemente confirmada por informes portugueses parece estar relacionada, en primer lugar, con la imposibilidad que manifiesta esta especie para ascender el salto natural de Pulo do Lobo en Portugal. De hecho, en el tramo portugués del Guadiana no se capturan ejemplares de esta especie. En segundo lugar, las alteraciones del medio en los tramos bajos del río Gévora y zonas próximas a su desembocadura en el Guadiana pueden haber impedido el reclutamiento en los últimos años y es posible que sólo queden algunos ejemplares adultos aislados en estos tramos.



BIBLIOGRAFÍA

- Almaça, C. (1988). Fish and their environment in large European river ecosystems: Tejo and Guadiana. *Sciences de l'Eau* 7 (1), 3-19.
- Almaça, C. (1995). Freshwater fish and their conservation in Portugal. *Biological Conservation* 72, 125-127.
- Almeida, P.R., Quintella, B.R, Dias, N.M. & Andrade, N. (2002). *The anadromous sea lamprey in Portugal: Biology and conservation perspectives*. In: M. Moser, J. Bayer & D. Mac Kinlay (eds.). *The biology of lampreys, Symposium Proceedings of the International Congress on the Biology of Fish*. American Fisheries Society, 21-25 July, Vancouver, Canada: 49-58.
- Bernardo, J.M., Sousa, L., Matos, L., Matano, P., Maximo, P. & Costa, A.M. (2002). *Biología e ecología dos peixes migradores no rio Guadiana*. EDIA-Universidad de Évora.
- Blanco, J.A. & González, J.L. (1992). *Libro rojo de los vertebrados de España*. ICONA, Madrid.
- Da Costa, N. (1995). The freshwater fishes of the Iberian Peninsula. *Arquivos do Museu Bocage* 30 (2), 473-458.
- Doadrio, I. (1984). *Distribución geográfica de la ictiofauna en la Comunidad Autónoma de Extremadura*. Dirección General de Medio Ambiente, Junta de Extremadura, Mérida (no publicado).
- Doadrio, I. (Ed.) (2001). *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-MMA, Madrid.
- Doadrio, I., Elvira, B. & Bernat, Y. (1991). *Peces continentales españoles. Inventario y clasificación de zonas húmedas*. ICONA, Madrid.
- Giese, U., Hoymann, K.H., Glodny, J., Kramm, U. & Dallmeyer, R.D. (1999). Age constraints for the tectonometamorphic evolution of the Pulo do Lobo Zone in SW Spain. *Journal of the German Geological Society* 150 (3), 565-582.
- Maitland, P.S. (2003). *Ecology of the River, Brook and Sea Lamprey*. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 5. English Nature, Peterborough.
- Renaud, C.B. (1997). Conservation status of Northern Hemisphere lampreys (Petromyzontidae). *Journal of Applied Ichthyology* 13(3), 143-148.
- Rodríguez Muñoz, R. (2001). *Reproducción y desarrollo larvario de una población anádroma de lamprea marina (Petromyzon marinus)*. Tesis Doctoral, Universidad de Oviedo.
- SNPRCN (1991). *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal*. Vol. 2. Peixes dulceaquícolas e migradores. SNPRCN, Lisboa.
- Wirth, T. & Bernatchez, L. (2001). Genetic evidence against panmixia in the European eel. *Nature* 409,1037-1039.





ESTUDIO Y CONSERVACIÓN DE MICROMAMÍFEROS AMENAZADOS DE EXTREMADURA: EL DESMÁN IBÉRICO Y EL TOPILLO DE CABRERA

Julio Gisbert¹ y Rosa García-Perea²

1 - Galemia Proyectos S.L., C/ Modesto Lafuente 90, Madrid 28003, España

2 - Museo Nacional de Ciencias Naturales, C/ J. Gutierrez Abascal 2, Madrid 28006, España

RESUMEN

Durante 2003 y 2004, se han realizado diversos trabajos de prospección en el norte de la provincia de Cáceres, con el objeto de determinar la presencia o ausencia de dos micromamíferos amenazados, endémicos de la península Ibérica: el desmán ibérico y el topillo de Cabrera. En el caso del desmán, se han muestreado 26 gargantas que vierten a los ríos Tiétar, Jerte y Alagón, habiéndose detectado su presencia en tan sólo 2 de ellas. El muestreo secuencial de una de estas dos gargantas (23 puntos a lo largo de 3.309 m de cauce) ha permitido estimar una densidad de población de 3,2-5,5 individuos/Km. También se ha detectado una limitación del espacio ocupado por el desmán y que la población está fragmentada en 3 núcleos, debido a tres factores: los asentamientos humanos junto al cauce, una central hidroeléctrica que altera el caudal y la fauna de invertebrados que constituyen su dieta, y los efectos de un incendio de la vegetación del entorno que inundó de cenizas 420 m de cauce después de las lluvias. Se ha detectado la presencia de visón americano en 16 de las gargantas muestreadas (no en las que contienen desmán), y su expansión representa una amenaza importante para el desmán. En cuanto al topillo de Cabrera, se han prospectado 129 puntos, de los cuales, 60 situados en las comarcas de La Vera y el Campo Arañuelo han resultado positivos. No se ha detectado la especie en el alto valle del Jerte ni en el valle del Ambroz. Las colonias de topillo de Cabrera en esta zona geográfica suelen aparecer en vallicares y en áreas marginales, no superando los 300 m² de extensión en un 30% de los casos. Las principales amenazas identificadas para esta especie son la roturación de herbazales, la quema de pastos, rastrojos y vegetación de ribera, la eliminación de la vegetación de las cunetas, la excesiva presión ganadera, la eliminación indiscriminada de matorrales y el vertido de basuras.

INTRODUCCIÓN

La fauna ibérica de micromamíferos es rica en endemismos (ver García-Perea y Gisbert, 1997) y aunque este grupo no despierta, en general, grandes inquietudes de conservación, lo cierto es que desconocemos en qué situación se encuentran muchas de estas especies. Dos de ellas son especialmente singulares: el desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*), que no tiene ningún pariente actual a excepción del desmán ruso, y el topillo de Cabrera (*Microtus cabreræ*), representante de un linaje que ha evolucionado en la península Ibérica desde el Mioceno (Ayarzagüena y López-Martínez, 1976).

El desmán ibérico es un pequeño mamífero de hábitos semiacuáticos que habita en los ríos y arroyos de Pirineos, Cordillera Cantábrica, Galicia, norte de Portugal, Sistema Central y Sistema Ibérico septentrional (Palomo y Gisbert, 2002). Su hábitat se sitúa en ríos de montaña, siendo muy sensible a la contaminación, por lo que es considerado como un bioindicador de aguas limpias y oxigenadas. Esta especie está incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como “de interés especial” y, tanto en el Atlas de los Mamíferos terrestres de España (Nores et al., 2002) como en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura, figura como especie “en peligro de extinción”.

Según los registros históricos, esta especie estaba ampliamente distribuida por todas las gargantas de montaña del Sistema Central, desde la Sierra de Ayllón hasta la Sierra de Gata, pero las sucesivas prospecciones que se han realizado en la zona a lo largo de las dos últimas décadas, indican que la especie está prácticamente extinguida en todo el Sistema Central (Gisbert et al., 2001).

El topillo de Cabrera, *Microtus cabreræ*, es un roedor microtino que ocupa hábitat muy específicos, de elevado nivel freático, generalmente situados en zonas montañosas (Fernández-Salvador et al., 2005). Se agrupa en varios núcleos situados en las proximidades de algunos sistemas montañosos de la zona mediterránea: Sistema Central, Sistema Ibérico meridional, sierras Béticas, pre-Pirineo (Palomo y Gisbert, 2002), así como algunas regiones de la mitad sur de Portugal. Esta especie está considerada “de interés especial” tanto en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como en el Regional de Extremadura, aunque recientemente ha sido evaluada como “Vulnerable” (Fernández-Salvador, 2002) debido a la cada vez mayor fragmentación de sus poblaciones.

En este artículo se aportan datos sobre la distribución, el estado de las poblaciones y las amenazas que afectan a estos dos micromamíferos en el norte de Extremadura, resultados de dos proyectos realizados en 2003 y 2004 (Gisbert y García-Perea, 2004 a y b).

MATERIAL Y MÉTODOS

Los 25 ríos y gargantas muestreados para presencia/ausencia de desmán (Tabla 1) son tributarios de los ríos Alagón, Jerte y Tiétar, y recorren la vertiente sur de las Sierras de Gredos, en el nordeste de la provincia de Cáceres (Figura 1). Para realizar los muestreos, se utilizaron nasas ligeras de tensión continua, especialmente diseñadas. En cada punto de muestreo se instaló una media de 20 nasas, situadas semisumergidas, con una separación entre ellas de 10 a 50 metros (dependiendo de las condiciones del cauce) y manteniéndose durante un período de 48 horas continuadas, basándonos en el método



descrito por Richard (1973) y Nores (1992). Una vez instaladas, las nasas se revisaron cada 2 ó 3 horas, para evitar el posible ahogamiento de los individuos capturados. En cada punto de muestreo, se tomaron datos del entorno, para caracterizar el hábitat. También se tomaron datos biológicos de los individuos capturados, que fueron marcados para su identificación en caso de recaptura. El cauce de los ríos Ambroz-Forero se muestreó secuencialmente entre los 800 m y 1.403 m de altitud, con el objeto de determinar la densidad de la población de desmán, su distribución espacial y los posibles factores de amenaza. En total, se realizaron 23 muestreos a lo largo de 3.309 m de cauce.

Tabla 1. Gargantas muestreadas para presencia/ausencia de desmán en los valles del Alagón, Jerte y Tiétar. Se indican los muestreos negativos, es decir, sin captura (N), y en el caso de los positivos, se indica el número de individuos capturados. Los datos relativos a los ríos Ambroz-Forero del año 2003 se refieren a 1 punto de muestreo de presencia/ausencia, y los del año 2004 se refieren a 23 muestreos secuenciales a lo largo del cauce.

	GARGANTA / RÍO (CUENCA)	2003	2004
1	Ríos Ambroz-Forero (Alagón)	2 ind.	7-10 ind.
2	Río Santihervás (Alagón)	N	N
3	Garganta Beceda (Jerte)	N	
4	Garganta de San Martín (Jerte)	N	
5	Garganta de la Serrá (Jerte)	N	
6	Garganta de Asperones (Jerte)	N	
7	Garganta del Collado de las Yeguas (Jerte)	N	
8	Garganta de los Infiernos (Jerte)	N	
9	Garganta Mayor (Tiétar)	N	
10	Gargantas Guachos-Chorrera la Mora (Tiétar)	1 ind.	
11	Garganta Jaranda (Tiétar)	N	
12	Garganta del Viento (Tiétar)	N	
13	Garganta del Campanario (Tiétar)	N	
14	Garganta de Cuartos (Tiétar)	N	
15	Garganta del Cogorzal (Tiétar)	N	
16	Garganta del Escobarejo (Tiétar)	N	
17	Garganta de la Hoz (Tiétar)	N	
18	Garganta de las Covachuelas (Tiétar)	N	
19	Garganta de Vahillo (Tiétar)	N	
20	Garganta de Río Moros (Tiétar)	N	
21	Garganta de Gualtaminos (Tiétar)	N	
22	Garganta de Minchones (Tiétar)	N	
23	Garganta de la Hoz (Tiétar)	N	
24	Garganta del Hornito (Tiétar)	N	
25	Garganta de Alardos (Tiétar)	N	
	Total ejemplares capturados	3 ind.	7-10 ind.

Los 129 puntos muestreados para presencia/ausencia de topillo de Cabrera se encuentran situados en el valle del Ambroz, el valle del Jerte y las comarcas de La Vera y el Campo Arañuelo (Figura 2). Los muestreos consistieron en una inspección visual previa, con identificación de áreas mostrando características potencialmente adecuadas para la presencia de la especie. En una fase posterior, se visitaron dichas áreas para buscar indicios de su presencia, en concreto, pasillos entre la hierba y letrinas (las heces se pueden distinguir de las de otras especies que viven en hábitat similares). En los casos en que la identificación de los indicios no fue inequívoca, se realizaron muestreos nocturnos de 12 horas con trampas de vivo. Como en el caso del desmán, en cada punto de muestreo se tomaron datos del entorno, para caracterizar el hábitat.

RESULTADOS

Galemys pyrenaicus

Se han encontrado las siguientes citas históricas en el área de estudio (Nores, 1992; Gisbert y García-Perea, 2004 a): Río Ambroz, Hervás (1985); Piscifactoría de Hervás, río Ambroz (1989, 2000); garganta de Segura de Toro (1982); garganta de Casas del Monte (1981, 1989); Garganta del Hornillo, Tornavacas (1992); Río Jerte, Cabezuela del Valle (1988, 1991); Río Jerte, Jerte (1980); Garganta Mayor, Garganta la Olla (2000); Garganta Jaranda, Jarandilla de la Vera (1988, 1989); Garganta Vahillo, Losar de la Vera (1987, 1992, 2001); Garganta del Yedron, Aldeanueva de la Vera (1985); Garganta de Minchones, Villanueva de la Vera (1994, 1995), que se indican en el mapa de la Figura 1. La elección de los puntos de muestreo para comprobar la presencia/ausencia actual de la especie en la zona se basó en dichas citas históricas, aunque en algunos casos se desechó la garganta citada por no reunir condiciones adecuadas en la actualidad para albergar una población de desmán (por ejemplo, cauce seco), y se sustituyó por otra cercana con condiciones ambientales más adecuadas.

Los resultados de dichos muestreos indicaron que sólo 2 de las 25 gargantas muestreadas (Tabla 1) albergaban en la actualidad una potencial población de desmán.

Los resultados del muestreo secuencial de 3.309 m del cauce de los ríos Ambroz-Forero nos permitieron estimar una densidad de población de 3,2-5,5 individuos/Km. La población no se distribuye homogéneamente a lo largo del cauce, si no que se detectó fragmentada en tres núcleos aparentemente aislados. Si nos movemos aguas arriba, el primer núcleo se sitúa a lo largo de 1.208 m de cauce, por debajo de la central hidroeléctrica del Ambroz; tras 775 m de cauce sin desmán, su presencia se reanuda durante otros 770 m, interrumpiéndose de nuevo en la zona de influencia del incendio que asoló la vegetación del entorno el verano de 2003, lo que afecta a 420 m de cauce; por encima de este tramo, la población se restablece en su tercer núcleo hasta los 1.400 m de altitud, a partir de los cuales las condiciones del río ya no son adecuadas para su supervivencia.

La vegetación riparia que acompaña al cauce de los ríos Ambroz-Forero es una aliseda mediterránea en buen estado de conservación que proporciona gran cantidad de sombreado; esto se mantiene incluso por encima de los 1.200 m, donde la aliseda se transforma en saucedada, hasta los 1.400 m, en que desaparece el bosque ripario. Las características físicas del cauce se describen en la Tabla 2.

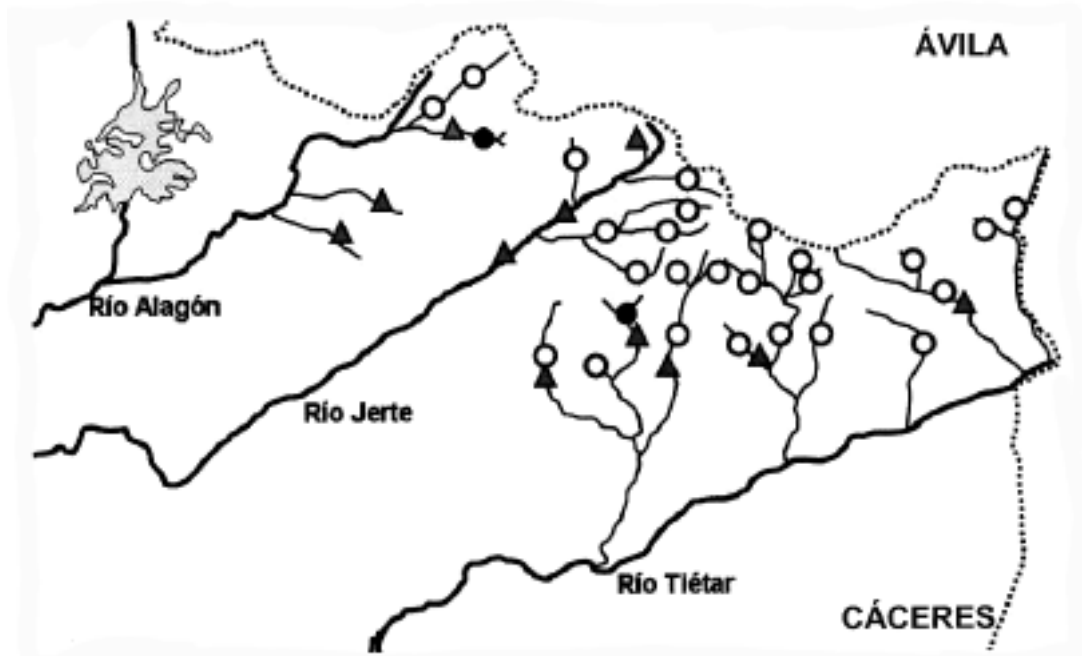


Figura 1. Localización de los puntos de muestreo de desmán ibérico en las cabeceras de las principales gargantas del Alagón, Jerte y Tíetar (ver Tabla 1), en la vertiente sur de Gredos. La línea interrumpida indica el límite provincial Ávila – Cáceres. Círculos negros: muestreos positivos, círculos blancos: muestreos negativos. Se indican las citas históricas de presencia con un triángulo gris.

Tabla 2. Comparación de las características descritas como favorables para el desmán, según datos de Nores (1995) para 50 ríos ibéricos con presencia de desmán, con las observadas en el cauce de los ríos Ambroz-Forero.

DESCRIPTORES FÍSICOS	Requerido por o favorable para el desmán	Observado en Ambroz-Forero
Granulometría	Bloques	Bloques (88%)
Anchura	Superior a 1 m	3.35 m
Profundidad	máxima 50-75 cm	29 cm
Pendiente	10-30 %	12%
Sombreo	—	Bueno-excelente
Cobertura arbórea	Indiferente	Buena
Macroinvertebrados	Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera, Plecoptera	Los mismos órdenes, 65% familias comunes
Orillas	Sin alterar, con refugios	Sin alterar, con refugios
Especies acompañantes	Trucha, mirlo acuático	Trucha, mirlo acuático
Depredadores presentes	Nutria	Nutria

En cuanto a la disponibilidad de presas para el desmán en los ríos Ambroz-Forero, se han identificado 23 familias de macroinvertebrados bentónicos, pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera (5 familias), Trichoptera (8 familias), Diptera (6 familias), Plecoptera (1 familia) y Coleoptera (3 familias). De estas familias, 15 (65,2%) coinciden con las identificadas previamente en estómagos de desmán (datos propios).

Microtus cabreræ

Se han recogido citas históricas en 14 localidades cacereñas (San Miguel, 1992; Gisbert y García-Perea, 1988; Gisbert, datos propios) que están en el área de estudio (nordeste de Cáceres): Garganta la Olla (1975); Jarandilla de la Vera (1975); Talaveruela (1975); Madrigal de la Vera (1975); Pico de los Campanarios (1975); Casatejada (1992), Losar de La Vera (1992), Malpartida de Plasencia (1992), Pasarón de La Vera (1992), Plasencia (1992), Tejeda del Tiétar (1992), Toril (1992), Torremenga (1992) y Villanueva de La Vera (1992), que están indicadas en la Figura 2. Se han realizado numerosos recorridos en busca de zonas potenciales para la especie, aunque se han prospectado especialmente los términos municipales incluidos en la lista anterior. Se han prospectado en total 129 puntos, en los cuales se han detectado 60 colonias de topillo de Cabrera (Figura 2) que se encuentran casi exclusivamente en La Vera y el Campo Arañuelo (Tabla 3). No se han encontrado colonias en el Alto Jerte ni en el valle del Ambroz.

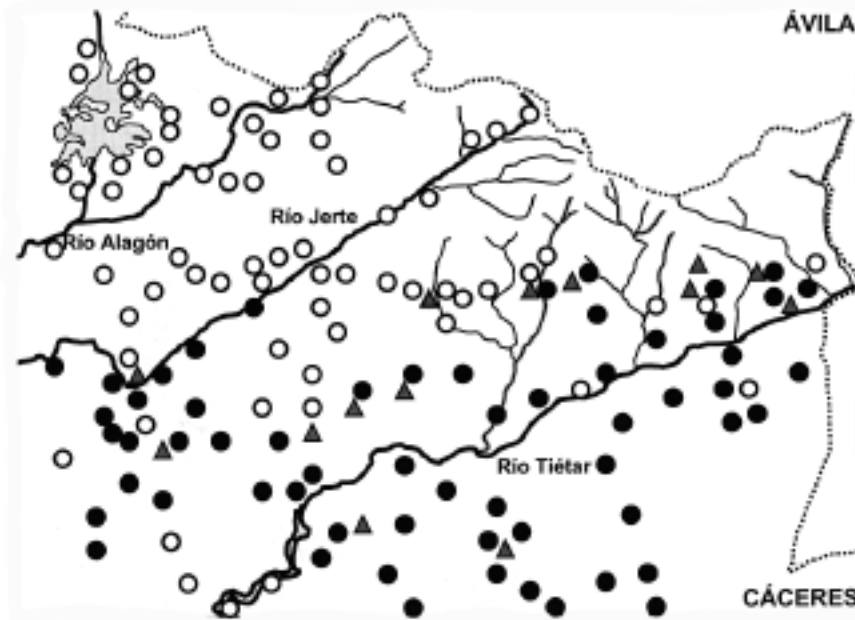


Figura 2. Localización de los puntos de muestreo de topillo de Cabrera en las comarcas de La Vera, el Campo Arañuelo, Alto Jerte y valle del Ambroz. La línea interrumpida indica el límite provincial Ávila - Cáceres. Círculos negros: muestreos positivos, círculos blancos: muestreos negativos. Se indican las citas históricas de presencia con un triángulo gris.

Las poblaciones identificadas se sitúan entre los 235 y 600 m de altitud, aunque la mayoría se encuentran en la franja de los 350-500 m. Están ligadas siempre a zonas con elevada humedad edáfica, ya que sólo en dichas zonas se encuentran los herbazales de gramíneas perennes que requieren para vivir. En el área estudiada, esta especie se asienta principalmente en "vallicares", herbazales perennes dominados por *Agrostis castellana* que ofrecen alimento verde y cobertura adecuada todo el año. Los juncales constituyen otro tipo de microhábitat usado habitualmente por el topillo de Cabre-



ra, siempre que estén acompañados de una cierta cantidad de hierba verde. Las zarzas, jaras y retamas son también importantes refugios para los topillos en zonas con poca cobertura herbácea y en estaciones desfavorables, como el verano.

De las 60 poblaciones inventariadas, sólo la mitad supera los 1000 m² y el 30% tiene una superficie inferior a los 300 m². La gran mayoría de las poblaciones se encuentran instaladas en las cunetas, en los restos de herbazales que se mantienen fuera de las fincas ganaderas y en el borde de las áreas cultivadas, ya que su hábitat potencial ha sido degradado.

Los principales factores de amenaza detectados son aquellas actividades que conllevan la transformación de los específicos hábitat utilizados por el topillo de Cabrera, a saber, las prácticas agrícolas y ganaderas, la construcción de vías de comunicación y la sobreexplotación de acuíferos que reduce el nivel freático.

Tabla 3. Relación de términos municipales del nordeste de Cáceres donde se han encontrado colonias de topillo de Cabrera

Términos municipales con muestrros positivos	Nº de colonias	Comarca
<i>Casas del Castañar</i>	1	<i>La Vera</i>
<i>Casatejada</i>	4	<i>Campo Arañuelo</i>
<i>Collado</i>	2	<i>La Vera</i>
<i>Jaraíz de La Vera</i>	1	<i>La Vera</i>
<i>Jarandilla de La Vera</i>	1	<i>La Vera</i>
<i>Losar de La Vera</i>	1	<i>La Vera</i>
<i>Majadas</i>	2	<i>Campo Arañuelo</i>
<i>Malpartida de Plasencia</i>	12	<i>La Vera</i>
<i>Millanes</i>	1	<i>Campo Arañuelo</i>
<i>Navalmoral de la Mata</i>	3	<i>Campo Arañuelo</i>
<i>Pasarón de La Vera</i>	1	<i>La Vera</i>
<i>Plasencia</i>	6	<i>Valle de Jerte</i>
<i>Robledillo de La Vera</i>	2	<i>La Vera</i>
<i>Rosalejo</i>	1	<i>Campo Arañuelo</i>
<i>Saucedilla</i>	3	<i>Campo Arañuelo</i>
<i>Serrejón</i>	2	<i>Campo Arañuelo</i>
<i>Talayuela</i>	6	<i>Vera-Campo Arañuelo</i>
<i>Tejeda de Tiétar</i>	2	<i>La Vera</i>
<i>Toril</i>	3	<i>Campo Arañuelo</i>
<i>Torremenga</i>	1	<i>La Vera</i>
<i>Valverde de La Vera</i>	2	<i>La Vera</i>
<i>Villanueva de La Vera</i>	3	<i>La Vera</i>
<i>Total colonias detectadas</i>	60	

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Galemys pyrenaicus

De las 10 gargantas o ríos donde se había detectado históricamente la presencia de desmán, sólo se ha podido confirmar su presencia actual en 2 gargantas, por lo que podemos hablar de una pérdida del 80% de las poblaciones potenciales. No obstante, son las únicas poblaciones que se han detectado en el Sistema Central en la última década, y podrían constituir el último reducto de esta especie en el límite sur de su distribución mundial.

Los estudios sobre distribución y ecología de desmán han sido realizados fundamentalmente en ríos eurosiberianos (cornisa cantábrica y Pirineos) o de fuerte influencia atlántica (norte de Portugal). Nuestros resultados obtenidos en un río mediterráneo muestran algo que ya esperábamos: unos valores de densidad poblacional algo más bajos que los observados en dichos ríos (Nores *et al.*, 1998). Esto está relacionado con las características climáticas de la zona, que presenta en verano largos períodos de sequía que pueden comprometer la supervivencia del desmán, por afectar al caudal de los ríos y, en consecuencia, a su fauna de macroinvertebrados.

El factor negativo más importante que afecta a la población de desmán del valle del Ambroz es, sin duda, la actividad de una minicentral eléctrica en el tramo medio-alto del cauce, con una toma doble de agua en el tramo alto. La captación constante de agua, tanto si la central está activa como si está inactiva, provoca una disminución del caudal en una zona de 775 m de cauce (donde no se ha detectado desmán). Además, durante los meses que la central está activa, el caudal fluctúa notablemente. Estas fluctuaciones afectan a la composición de la fauna de macroinvertebrados bentónicos (Bertrand, 1992), disminuyendo la abundancia de algunas familias importantes para la alimentación del desmán, concretamente tricópteros de las familias *Rhyacophilidae* e *Hydropsychidae*. De hecho, sólo se han identificado riacófilidos en 3 de los 23 tramos muestreados, lo que evidencia una alteración de la fauna de macroinvertebrados.

El otro factor negativo que ha contribuido a la fragmentación actual de la población fue el incendio ocurrido el verano de 2003, que afectó a la vegetación del entorno (piornal, cervunal y plantaciones de pinos y castaños) y en parte a la riparia, a una altitud de 1.000-1.200 m. Sus secuelas se han observado a lo largo de unos 420 m de cauce aguas abajo: numerosos árboles y arbustos infestados por insectos y otros parásitos, pozas colmatadas de ceniza, abundancia reducida de macroinvertebrados y ausencia de desmán en el lugar donde en 2003 se capturaron dos ejemplares.

Las características del hábitat donde se encuentra esta población de desmán (Tabla 2) entran dentro de los rangos seleccionados positivamente por el desmán en otros ríos ibéricos, según datos de Nores (1995) (n=50). El bosque ripario presenta un buen estado de conservación. Los macroinvertebrados bentónicos identificados ofrecen una adecuada disponibilidad de alimento al desmán. Las aguas están bastante limpias y no existe una gran presión ganadera en los tramos de presencia de desmán, apareciendo vertebrados indicadores de aguas limpias y oxigenadas, como el mirlo acuático y la trucha. No se han detectado en el valle ni la presencia de visón americano ni el establecimiento de garza real en verano.

Los resultados obtenidos en los ríos Ambroz-Forero nos muestran una población altamente vulnerable debido a su aislamiento y fragmentación, principalmente como resultado de la actividad de la central hidroeléctrica, pero también del incendio ocurri-



do en 2003. Dada la situación, si no se adoptan medidas urgentes para restablecer el contacto entre los tres núcleos, es muy probable que la población se extinga totalmente en el transcurso de 2 a 4 años. Para ello, serían necesarios la restauración del caudal del río en el tramo por encima de la central hidroeléctrica y el tratamiento de los problemas fitosanitarios detectados en el área de influencia del incendio.

Además, como medidas preventivas para garantizar la conservación de esta frágil población, se recomienda una intensa vigilancia contra incendios y contra cualquier otra acción que pueda significar una degradación del medio, así como un estricto control del avance de las poblaciones de visón americano en las “entradas naturales” hacia el valle del Ambroz. En este sentido, sería muy útil que se estableciese un acuerdo de acción conjunta con la Junta de Castilla y León, para luchar de forma más eficaz contra este depredador alóctono. Asimismo, sería especialmente deseable la coordinación efectiva entre los distintos departamentos de la Administración central y/o regional, de forma que cualquier actuación que implique una transformación del entorno del valle del Ambroz fuera evaluada en relación con la supervivencia del desmán.

Microtus cabreræ

A diferencia del desmán, en el caso del topillo de Cabrera se han encontrado más áreas de presencia de las que se conocían previamente (Palomo y Gisbert, 2002), con lo que se han ampliado en Extremadura los límites de distribución de la especie. No obstante, la situación en que se han encontrado estas poblaciones no invita al optimismo.

El hecho de que un 30% de las poblaciones de topillo de Cabrera no supere los 300 m² es un dato preocupante, ya que se ha demostrado que los fragmentos de hábitat con superficies por debajo de este valor no pueden sustentar poblaciones estables. Por un lado, su ocupación depende de la presencia de otros fragmentos cercanos de mayor tamaño que actúen como “poblaciones fuente”, y por otro, no cuentan con recursos suficientes para permitir la reproducción continuada (Fernández-Salvador et al., en prensa).

Puesto que esta especie tiene unos requerimientos muy estrictos de hábitat, su principal amenaza es la pérdida de ese hábitat, que casualmente coincide con los lugares tradicionalmente utilizados por el hombre para establecer carreteras, cultivos y zonas de pasto, porque son enclaves llanos con humedad edáfica que ofrecen suelos fértiles y productivos. Por esta razón, los hábitat propicios para la especie se han ido reduciendo cada vez más de tamaño, encontrándose la mayoría de las poblaciones inventariadas en áreas marginales, lo que las hace extremadamente vulnerables.

Se consideran especialmente peligrosas para la supervivencia de la especie las siguientes actividades: roturación de áreas con herbazales en las proximidades de los cultivos; quemas incontroladas de herbazales, rastrojos y vegetación de bordes de acequias (usuales en zonas agrícolas y ganaderas para la producción de nuevos pastos y “limpieza” del terreno); eliminación de los herbazales que permanecen en las cunetas (principal refugio del topillo de Cabrera en las comarcas agrícolas y ganaderas del nordeste de Cáceres) para obras de ensanchamiento, mejora o mantenimiento de las carreteras, atizando el rociado de herbicidas; pastoreo del ganado fuera de las fincas; eliminación de zarzas y otros matorrales en bordes de cultivos, vallas de fincas y otros enclaves. Por ello, se recomienda fuertemente evitar dichas actividades en los lugares donde haya poblaciones de topillo de Cabrera, o al menos realizarlas de forma controlada, con el asesoramiento de técnicos o agentes medioambientales.

Figura 3. Ejemplar de desmán ibérico del valle del Ambroz

Figura 4. Ejemplar de topillo de Cabrera de La Vera

AGRADECIMIENTOS

Este artículo recoge los principales resultados de los proyectos PNSERV 030/02 (2003) y Expdte. 0432041D127 (2004), ambos iniciativa de la Dirección General de Medio Ambiente de la Junta de Extremadura. El apoyo de José Manuel López Caballero y Alberto Gil Chamorro ha sido imprescindible, aunque también agradecemos su ayuda a Pedro Muñoz Barco, Atanasio Fernández y José Antonio Díaz Caballero. El equipo de trabajo que ha participado en estos proyectos es el siguiente: Rosa Fernández-Salvador, Patricia Cuadrado, Sergio Hernández, Laura Redal, Julio Rojo, Alicia Arilla, Andrea Antón, Iván Aguado, Irene Carrasco, María Sanguino, Marta Bonet, Raquel Albano, Marta Enríquez, Juan Martínez, Yaiza Luque, Eva Hernández y Lisi Díaz. Sin el apoyo de los agentes medioambientales de las distintas áreas muestreadas, mencionados a continuación, no habiéramos podido realizar nuestro trabajo: Alberto Pablos, Gregorio Castillo, Jesús Carretero, Arturo Díaz, Domingo Hernández, Fabián Hernández, Serafín Luis, Carlos Blázquez, José Barroso y Froilán Acosta; no obstante, deseamos agradecer de manera especial a Jesús Montero, agente medioambiental del Valle del Ambroz, por su entusiasta cooperación. Las fotografías han sido tomadas por J. Gisbert, R. García-Perea y A. Gil.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ayarzagüena, J. y N. López-Martínez. 1976. Estudio filogenético y comparativo de *Microtus cabreræ* y *Microtus brecciensis*. Doñana, Acta Vertebrata 3: 181-204.
- Bertrand, A. 1992. Le Desman des Pyrénées en France: statut, écologie et conservation. Ministère de l'Environnement. Informe inédito.
- Fernández-Salvador, R. 2002. *Microtus cabreræ* Thomas, 1906. Topillo de Cabrera: 386-389. En "Atlas de los mamíferos terrestres de España". Palomo, L.J. y J. Gisbert (eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU. Madrid.
- Fernández-Salvador, R., García-Perea, R. y J. Ventura. 2005. Effect of climatic fluctua-



- tions on body mass of a Mediterranean vole, *Microtus cabreræ*. *Mammalian Biology*, 70(2): 73-83.
- Fernández-Salvador, R., Ventura, J. y R. García-Perea. En prensa. Breeding patterns and demography of a population of the Cabrera vole, *Microtus cabreræ*. *Animal Biology*.
- Gisbert, J. y R. García-Perea. 1988. Los mamíferos de las Sierras de Gredos. *Boletín Universitario (Ávila)*, 7: 103-113.
- García-Perea, R. y J. Gisbert. 1997. Lista patrón de los mamíferos de la península Ibérica, islas Baleares y Canarias. *Galemys*, 9 (nº esp.): 1-38.
- Gisbert, J. y R. García-Perea. 2004 a. Estudio sobre la distribución de la almizclera (*Galemys pyrenaicus*) en Extremadura. Informe para la Junta de Extremadura. 285 pp.
- Gisbert, J. y R. García-Perea. 2004 b. Estudio cuantitativo sobre la población de desmán ibérico en el valle del Ambroz y topillo de Cabrera en el norte de Extremadura. Informe para la Junta de Extremadura. 286 pp + 8 mapas.
- Gisbert, J., García-Perea, R. y R. Fernández-Salvador. 2001. New evidence of decline of Iberian Desman, *Galemys pyrenaicus*, in Central mountains of Iberian Peninsula. 4^{ème} Rencontres sur les Desmans, Moulis (France).
- Nores, C. 1992. Aproximación a la metodología y estudio del área de distribución, estatus de población y selección de hábitat del Desmán (*Galemys pyrenaicus*) en la Península Ibérica. Informe inédito. 103 pp.
- Nores, C. 1995. Valoración del hábitat de *Galemys pyrenaicus* en España: 58-61. En "Seminar on the Biology and Conservation of European Desmans and Water Shrews (*Galemys pyrenaicus*, *Desmana moschata*, *Neomys* sp.)". Council of Europe, TPVS (95) 32.
- Nores, C., Ojeda, F., Ruano, A., Villate, I., González, J., Cano, J.M. y H.E. García. 1998. Estimating the population density of *Galemys pyrenaicus* in four Spanish rivers. *Journal of Zoology, London* (246): 454-457.
- Nores, C., Queiroz, A.I. y J. Gisbert. 2002. *Galemys pyrenaicus* [E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811.] Desmán ibérico: 70-73. En "Atlas de los mamíferos terrestres de España". Palomo, L.J. y J. Gisbert (eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU. Madrid.
- Palomo, L.J. y J. Gisbert (eds.) 2002. Atlas de los mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU. Madrid. 564 pp.
- Richard, B. 1973. Capture, transport and husbandry of the Pyrenean desman. *International Zoo Yearbook*, 13: 174-177.
- San Miguel, A. 1992. Inventario de la población española de Topillo de Cabrera (*Microtus cabreræ* Thomas, 1906). Univ. Politécnica de Madrid. Informe técnico.





LOS MURCIÉLAGOS FORESTALES DE EXTREMADURA

Ana I. Cordero y Godfried Schreur.

C/ Gómez del Solar, 28. 06518 La Codosera. Badajoz. E-mail: lutra@ctv.es

INTRODUCCIÓN

Durante los años 2003 y 2004 los autores del presente artículo, por encargo de la Consejería de Agricultura Medio Ambiente de la Junta de Extremadura, han llevado a cabo una serie de trabajos encaminados al estudio de los murciélagos forestales de Extremadura. Hasta este momento el conocimiento sobre los murciélagos arborícolas y de hábitos forestales en región extremeña era prácticamente inexistente debido a que estos animales viven totalmente de espaldas al hombre: de hábitos nocturnos y refugiándose en árboles no entran en contacto con las personas. Además no habían sido objeto de estudios en nuestra Comunidad Autónoma.

En la península Ibérica se consideran especies forestales y por tanto han sido especies objetivo de estos estudios: *Myotis bechsteinii*, *Myotis mystacinus*, *Myotis alcathoe*, *Nyctalus leisleri*, *Nyctalus noctula*, *Nyctalus lasiopterus*, *Plecotus auritus* y *Barbastella barbastellus*. El *Hypsugo savii* también fue una especie objetivo del estudio de 2003, aunque sus hábitos son principalmente montañosos y fisurícolas, también se sabe que puedan albergarse en árboles y frecuentar bosques.

El estudio de 2003, consistió en un estudio introductorio sobre “Los Murciélagos Forestales de Extremadura” cuyo objetivo fundamental fue la detección de presencia de las especies forestales en todo el territorio extremeño, intentando determinar qué especies crían, dónde se ubican sus refugios y una aproximación a su estatus y área de distribución. Teniendo en cuenta las características orográficas, altitud, latitud y vegetación predominante, se seleccionaron 7 comarcas distintas de Extremadura a estudiar: La Vera (Cc), Valle del Ambroz (Cc), Las Villuercas, Los Ibores (Cc), Sierra de San Pedro (Cc y Ba), Pinares de Valencia de Alcántara, Valles de Jola y Gévora (Cc y Ba) y Tentudía (Ba). Aunque todas cuentan con abundante arbolado, la variedad del mismo permitió obtener datos de diversos tipos de hábitat: bosque de castaño, de roble o mediterráneo, dehesas de encina, roble o alcornoque, repoblaciones de pino, bosques galería a lo largo de ríos y arroyos o paisajes rurales.

Como continuación al mencionado estudio introductorio, durante los meses de Junio a Septiembre de 2004 se llevó a cabo exclusivamente en las comarcas de La Vera, Valle del Jerte y Valle del Ambroz un estudio más intensivo sobre los murciélagos forestales cuyo objetivo primordial era profundizar en el conocimiento sobre la presencia,

distribución y abundancia de las especies forestales objetivo, así como localización de colonias de cría de dichas especies.

METODOLOGÍA Y ACTUACIONES

El método fundamental aplicado en los trabajos de campo, tanto en el 2003 como en el 2004, ha sido el trampeo mediante redes invisibles, escuchas con detector de ultrasonidos, transectos al amanecer con el objetivo de localizar colonias de cría de las especies objetivo. Dentro de las comarcas a estudiar se seleccionaron las áreas con mayor potencialidad para albergar murciélagos forestales, es decir, espacios boscosos, con árboles grandes y puntos de agua estables. Los censos de las poblaciones en los refugios arborícolas se han realizado con ayuda de grabaciones de vídeo con focos infrarrojo.

Además se colocaron 50 cajas nido en el Valle de Jola, las cuales se han controlado varias veces a lo largo de los dos años. No se encontró ningún murciélago en su interior pero sí excrementos en una parte de ellas. La causa por la que no había murciélagos puede deberse a dos factores: Por un lado, los pájaros carpinteros que han roto gran parte de las cajas en poco tiempo. Por otro, el enorme incendio que asoló esa zona en el verano de 2003 que llegó a destruir algunas cajas e inundó de humo todo el valle.

Aparte del trabajo de campo se ha realizado un estudio bibliográfico con una recopilación de citas de las especies objetivo.

En el 2003 se efectuaron 52 trampeos en 40 lugares diferentes (puntos de trampeo), con redes invisibles colocadas sobre puntos de agua y sus proximidades, acompañados de detección de ultrasonidos. Además se efectuaron escuchas con detector en otros 18 puntos y se realizaron 9 transectos a pie para búsqueda de colonias.

En el 2004 en la Sierra de Gredos extremeña se han realizado un total de 50 sesiones de trampeo con red en 47 puntos distintos del área de estudio y se efectuaron 21 transectos. En ese año se realizó además un estudio de radioseguimiento de *Nóctulo grande*, en colaboración con la Estación Biológica de Doñana (CSIC). Se colocaron emisores a 4 hembras lactantes de *N. lasiopterus* con el objetivo de localizar sus refugios. En total se llevaron a cabo 12 sesiones de búsqueda de colonias de *N. lasiopterus* en el Castañar de Hervás con radioseguimiento.

RESULTADOS GENERALES

2003

A lo largo del estudio en 2003 se ha capturado y/o detectado un total de 19 especies de murciélagos. Se ha podido confirmar la presencia y reproducción de especies hasta la fecha muy poco documentadas en la región como son *N. leisleri*, *N. lasiopterus*, *M. bechsteinii*, *M. daubentonii* o *H. savii*. La especie que en un mayor número de localidades ha sido encontrada es *P. kuhlii* apareciendo en un 80% de los puntos de trampeo, seguido de *P. pygmaeus* en un 57,5%. El *N. leisleri* ha sido la especie que se ha capturado con mayor frecuencia (84 individuos), seguido por *P. kuhlii* (75 ind.) y *E. serotinus* (51 ind.).



La presencia por comarca da una indicación más precisa sobre las respectivas áreas de distribución de cada una de las especies. Los datos sobre cría están basados en el estudio individual de los animales capturados.

Comarca	N. lasiopterus		N. leisleri		M. bechsteinii		H. savii	
	Pres.	Cría	Pres.	Cría	Pres.	Cría	Pres	Cría
La Vera			+	+	+	+	+	P
Castañar de Hervás	+	+	+	+			+	+
Villuercas/Ibores			+	+	+	+	+	+
Sierra de San Pedro			+	P	+			
Jola/Mayorga/Gévora	D		+	+				
Tentudía	D		+	+	+	+		

Presencia y cría por comarca

+*: Dato de 2.002 en el que se localizó 1 ejemplar de esta especie invernando en una mina.

D: Observación con detector de ultrasonidos

P: Probable, aunque no se ha podido comprobar

Con respecto al uso de los diferentes hábitats se ha comprobado que en los hábitats mediterráneos (con predominio de Encina y Alcornoque) y de pinares se han capturado relativamente menos murciélagos. El robledal puntúa alto para casi todas las especies. Parece que los castañares son también muy buenos para murciélagos, aunque se han realizado pocos muestreos en este hábitat como para afirmar algo al respecto. La diversidad específica de los distintos hábitat da una indicación de la bondad de los mismos para los murciélagos en general. Llama la atención el bajo número medio de especies detectadas por punto de muestreo en los hábitats mediterráneos. El castañar, el robledal, la mezcla forestal y el pinar son los hábitats que mayor diversidad de especies albergan.

2004

Se han capturado en total 424 murciélagos de 22 especies. El Murciélago rabudo (*Tadarida teniotis*) no se capturó pero sí se ha observado mediante detector de ultrasonidos en el área de estudio, por lo que se puede afirmar que todas las especies de murciélagos, cuya presencia en Extremadura está actualmente confirmada, se han detectado durante este estudio en el noreste de la provincia de Cáceres. La pareja de especies gemelas *Pipistrellus pygmaeus* / *Pipistrellus pipistrellus* es la que se ha capturado con más frecuencia, seguido de *Nyctalus leisleri*.

RESULTADOS POR ESPECIE:

Murciélago Ratonero Forestal (*Myotis bechsteinii*)

Datos antiguos y citas del entorno de Extremadura

Hasta el año 2001, la única cita existente del *M. bechsteinii* en Extremadura se debe a un cráneo encontrado en una egagrópila procedente de Madrigal de la Vera (Ibáñez, C. (EBD), 1987). En el 2001, los autores encontraron en 2 ocasiones (hasta 2 ejemplares) del Murciélago ratonero forestal en una mina de la sierra de Montánchez. En el invierno de 2002 los autores también encontraron un ejemplar de esta especie en una mina en la Sierra de San Pedro (Cordero, A.I y Schreur, G., 2002).

En España existen escasas citas repartidas por diferentes comunidades del norte al sur de la geografía nacional. En la Península Ibérica se conocían hasta el 2002 sólo dos colonias de cría. En las provincias colindantes no se conocen citas de esta especie (F. Carro en L.J. Palomo y J. Gisbert, 2002). En Portugal se cita en el Parque Natural da Serra de S. Mamede (A. Rainho, L. Rodríguez & J. Palmeirin, 1997).

Teniendo en cuenta los datos anteriormente expuestos se podía esperar la presencia del *M. bechsteinii* de forma incidental en Extremadura.

Datos obtenidos mediante el estudio de 2003

- Se capturaron 33 ejemplares de *M. bechsteinii*, entre ellos machos, hembras (lactantes) y jóvenes volandones.
- Distribución: se ha detectado su presencia en 7 puntos de trampeo repartidos en las comarcas de La Vera, Las Villuercas/Ibores y en Tentudía.
- Reproducción: se ha podido comprobar la reproducción efectiva de la especie en La Vera, Villuercas e Ibores y en Tentudía.
- Localización de colonia: En La Vera se ha localizado una colonia de cría en un Roble melojo de 15 m. de altura y con un aspecto de enfermizo. Según otros investigadores se trata de la única colonia arborícola de cría de esta especie conocida en territorio español.
- Hábitat: En 6 de los 10 (60%) trampeos con red efectuados en robledal se ha capturado *M. bechsteinii*. Además, 6 de las 7 capturas de esta especie se han efectuado en paisajes con predominio de roble melojo. La captura restante se ha efectuado en un paisaje de mezcla forestal con presencia de roble. Parece tener una clara preferencia por melojares.

Datos obtenidos mediante el estudio de 2004

En el marco de este estudio se capturaron 22 ejemplares de *M. bechsteinii* en 11 puntos, repartidos por las 3 comarcas estudiadas, pero con una presencia sensiblemente mayor en La Vera. 10 puntos son nuevas localidades para la distribución de esta especie. Era la primera vez que se confirma la presencia de esta especie en el Valle de Ambroz y en el Valle del Jerte.

En 4 puntos, situados todos en La Vera, se han capturado hembras lactantes o hembras que habían dejado de dar leche. Sin embargo, al tratarse de una especie muy sedentaria, se puede suponer que se reproducen también en las otras comarcas aunque allí sólo se capturaron machos.



La altitud de las localidades donde se ha encontrado oscila entre 435 m. y 1151 m., encontrándose la hembra lactante más alta a 996 m. Se confirma que los robledales de *Quercus pyrenaica* constituyen su hábitat preferido.

El refugio de cría localizado en 2003 (Cordero & Schreur, 2003) sigue siendo el único conocido ya que este año no se ha conseguido localizar ninguno nuevo. Los censos de esta colonia arrojan una cifra de alrededor de la treintena de hembras reproductoras. Se ha comprobado la fuerte querencia a este árbol, ya que se encontraba ocupado las tres veces que se ha visitado.

Murciélago ratonero bigotudo (*Myotis mystacina*):

Datos antiguos y citas del entorno de Extremadura

No hay citas publicadas de esta especie en Extremadura, sin embargo existe una observación de una colonia numerosa al Oeste de la provincia de Cáceres suscrita a esta especie [com. pers. A. Gil].

Recientemente se ha descubierto que una especie gemela de *M. mystacina*, llamada Murciélago ratonero bigotudo pequeño (*Myotis alcathoe*), también se encuentra en España (Agirre-Mendi, P.T. et al 2004). Morfológicamente son prácticamente idénticas, por lo que visualmente no se pueden distinguir incluso teniendo el murciélago en la mano. Para distinguir con certeza estas especies se requiere de investigación ADN.

Datos obtenidos en el estudio de 2003

Durante la realización de este estudio no se pudo localizar a *Myotis mystacina*.

Datos obtenidos en el estudio de 2004

En el marco del estudio de 2004 se han capturado en La Vera 8 *Myotis mystacina*, 5 hembras lactantes, cuya identificación se ha verificado a través de investigación ADN realizado por la Estación Biológica de Doñana (CSIC). Estas citas son las primeras citas seguras de *Myotis mystacina* en Extremadura. Se ha comprobado, por tanto, la reproducción de esta especie en La Vera.

Murciélago montaño (*Hypsugo savii*)

Datos antiguos y citas del entorno de Extremadura

En Extremadura sólo se conoce 1 cita anterior a este estudio de Murciélago montaño; corresponde a un ejemplar encontrado en una mina en Acebo (Cáceres) en el año 2000 [com. pers. de A. Gil].

En España *H. savii* ha sido encontrado en casi todas las comunidades autónomas, pero la densidad de registros es generalmente baja. La especie parece ausente de las cuencas del Guadiana y del Tajo. Entre las provincias colindantes se conocen citas de Salamanca y Ávila. Las citas más próximas de Andalucía proceden de Cádiz y Málaga (S.G. Prieto en: L.J. Palomo y J. Gisbert, 2002).

Considerando esta recopilación de datos, era de esperar que estuviera presen-

te en mayor medida de lo conocido hasta ahora, por lo menos en la vertiente septentrional de nuestra CCAA.

Datos obtenidos en el estudio de 2003

- Se han capturado 35 ejemplares de *H. savii*, tanto hembras como machos.
- Distribución: se ha detectado su presencia en las 3 comarcas del norte y noreste de Cáceres.
- Reproducción: se ha comprobado la reproducción efectiva de la especie en el Valle de Ambroz y en Las Villuercas/Ibores.
- Hábitat: Se ha encontrado en robledal, castañar, mezcla forestal y pinar, con una mayor incidencia en el robledal.

Datos obtenidos en el estudio de 2004

En el 2004 se capturaron 50 ejemplares en diversos puntos en el Valle de Ambroz y Valle del Jerte. En La Vera sólo se ha detectado con el detector en una localidad.

Nóctulo pequeño (*Nyctalus leisleri*)

Datos antiguos y citas del entorno de Extremadura

Hasta el año 2002 no había citas de *N. leisleri* en Extremadura. En el otoño de ese año, los autores, en el ámbito del Inventario de Refugios cavernícolas de Extremadura, detectaron mediante detector de ultrasonidos la especie en La Vera (Cc) y en la comarca de los Montes en el este de la provincia de Badajoz. Además capturaron varios ejemplares en el Valle de Jola (San Vicente de Alcántara) (Cordero & Schreur, 2.002)

En España presenta una distribución amplia pero discontinua. Está presente, según varias citas, en las provincias de Salamanca, Ávila, Toledo, Huelva (C. Ibáñez et al, 1992; P.T. Agirre-Mendi en: L.J. Palomo y J. Gisbert, 2002). En España sólo se ha constatado la reproducción en dos regiones (P.T. Agirre-Mendi en: L.J. Palomo y J. Gisbert, 2002). En Portugal, además de en otros puntos del país, se cita en el Parque Natural da Serra de S. Mamede (A. Rainho, L. Rodríguez, ... & J. Palmeirin, 1997), fronterizo con Extremadura.

Teniendo en cuenta las citas del 2002 y los datos de las provincias vecinas se podía esperar encontrar el Nóctulo pequeño en diferentes lugares de la geografía extremeña.

Datos obtenidos en el estudio de 2003

- Se han capturado 84 ejemplares de *N. leisleri*, entre ellos machos, hembras y jóvenes volandones, siendo la especie de la cual se han capturado un mayor número de ejemplares. Se encontró en un 40% de los lugares prospectados.
- Distribución: se ha detectado su presencia en todas las comarcas prospectadas, evidenciando una amplia distribución en Extremadura siempre y cuando haya unas condiciones mínimas en cuanto al arbolado.
- Reproducción: se ha comprobado la reproducción efectiva de la especie en



7 puntos diferentes repartidos por casi todas las comarcas, excepto en la Sierra de San Pedro donde no se ha podido comprobar con certeza la cría aunque es muy probable que se dé dado el gran número de ejemplares detectados con detector y la cría constatada en zonas colindantes.

- Hábitat: Se ha encontrado en todo tipo de hábitat y no parece tener una preferencia significativa por un tipo de paisaje en particular.

Datos obtenidos en el estudio de 2004

En el marco del estudio intensivo en “los tres valles” se han capturado 76 ejemplares en 13 puntos repartidos por todo el área de estudio. Además, se ha detectado con ayuda del detector de ultrasonidos en 6 puntos más. En un solo punto de trapeo situado en el castañar de Hervás se han capturado 50 individuos. Se ha comprobado la cría en las 3 comarcas.

Considerando también los lugares donde se había capturado anteriormente (Cordero & Schreur, 2003) se puede concluir que el *N. leisleri* es una especie relativamente abundante y ampliamente distribuida en las zonas boscosas del área de estudio.

No se han encontrado colonias de esta especie a pesar del esfuerzo realizado para tal fin.

Nóctulo mediano

No existen citas de *N. noctula* en Extremadura. En los dos estudios de 2003 y 2004 no se ha podido detectar su presencia. No se puede afirmar de forma categórica su ausencia pero, quizás es el más improbable en función de la bibliografía consultada.

Nóctulo grande (*Nyctalus lasiopterus*)

Datos antiguos y citas del entorno de Extremadura

Las citas de esta especie en España son, en general, recientes y dispersas en Sevilla, Cádiz, Rioja, Navarra y País Vasco, y puntos de los sistemas Central e Ibérico. Las únicas colonias de cría conocidas están en las provincias de Sevilla y de Cádiz (J. Juste en: L.J. Palomo y J. Gisbert, 2002). En Portugal existe una cita de un ejemplar encontrado en la aldea de Alegrete, muy cerca con la frontera con España a la altura de La Codosera - Valencia de Alcántara (com. pers. Luisa Rodríguez).

Hasta el presente estudio no había citas del Nóctulo grande en Extremadura, pero teniendo en cuenta los datos anteriores, se podía esperar que estuviera presente de forma puntual.

Datos obtenidos en el estudio de 2003

- Se han capturado 14 ejemplares de *N. lasiopterus* entre ellos machos, hembras y jóvenes volandones.
- Distribución: se ha detectado su presencia en 3 puntos de muestreo pero sólo en 1 de ellos, el Castañar de Hervás, se ha capturado. Los otros dos puntos corresponden a citas de detector. No se poseen datos suficientes

para afirmar una distribución precisa, aunque, es evidente que no está ampliamente distribuido.

- Reproducción: Las hembras lactantes capturadas, además de algún joven volandón, en el Castañar de Hervás indican que la especie se reproduce en ese lugar.
- Hábitat: El Castañar de Hervás es un bosque con predominio de Castaño, aunque también hay roble entremezclado y en los alrededores.

Datos obtenidos en el estudio de 2004

La población de *N. lasiopterus* encontrada en el 2003 en el Castañar de Hervás (Cordero & Schreur, 2003) sigue siendo la única conocida en Extremadura tras el estudio de 2004. De hecho sólo hay un punto, en el interior del castañar, donde se ha capturado, el mismo lugar donde se capturó el año anterior y se vuelve a constatar que se reproduce allí dada la captura de hembras lactantes, pudiéndose afirmar con bastante seguridad que no existe otro grupo reproductor en el noreste de Cáceres.

El Monte público del Castañar Gallego es gestionado con mucho cuidado y de forma sostenible por el Servicio Forestal de la Junta de Extremadura con un sistema de entresaca. Se talan los árboles afectados por “La Tiña”, los insanos y curvos. El resultado es un bosque con árboles de diversa edad y porte, habiendo muchos árboles grandes y altos. Hay una población residente de Pico Picapinos y de Pito Real, por lo que hay bastantes árboles con agujeros de pájaro carpintero.

En los excrementos de algunos ejemplares capturados a finales de agosto se ha encontrado restos de plumas, por lo que se confirma que en la zona de estudio también incluye aves en su dieta, aunque no se sabe en qué medida.

Mediante el empleo de radioseguimiento y la realización de búsquedas de colonias al amanecer con ayuda de detector de ultrasonidos se han podido localizar 13 refugios utilizados por *Nyctalus lasiopterus* en el Castañar de Hervás. Con ayuda del radioseguimiento se localizaron 11 de los 13 árboles-refugio descritos.

Todos los árboles-refugio encontrados son castaños (*Castanea sativa*), la medida media de su perímetro es de 1,29 m., la altura media del árbol es de 15,2 m. y los agujeros se encuentran a una altura media de 6,38 m.

Las 4 hembras lactantes marcadas pertenecen a la misma subpoblación, ya que cada animal, en algún momento u otro, ha ocupado un árbol ocupado también por otro animal marcado. Los árboles 3 – 13 han sido utilizados en algún momento por los murciélagos marcados pertenecientes a la subpoblación estudiada. La distancia máxima entre los árboles ocupados por esta subpoblación es de 754 m. La superficie aproximada cubierta por los árboles 3 - 13 es de sólo 0,3 km². En cuanto a la altitud, ésta varía de 817 m. a 923 m.

Se han efectuado 3 sesiones de censo de algunos de los árboles refugio con el siguiente resultado: El 14/07/04 se censaron 3 árboles desde donde salieron un total de 28 ejemplares. El 15/07/04 se censaron 5 árboles desde donde salieron de nuevo 28 ejemplares y el 26/08/04 se censaron 9 árboles de los cuales salieron en total 21 individuos. El nº máximo de individuos encontrado en 1 árbol ha sido 17.

El árbol 11 era el árbol más utilizado en el periodo de estudio. Ha sido visitado por 3 de los 4 murciélagos marcados y en 5 de los 11 controles realizados estaba ocupado. También ha sido el árbol donde se ha escuchado con más frecuencia los chillidos de un grupo de murciélagos. El árbol 6 que se encuentra relativamente cerca del



árbol 11, también ha sido ocupado con frecuencia.

El árbol-refugio nº 11 (el más utilizado) estaba marcado para su tala en el invierno 2004/2005. Gracias a este estudio y la buena disposición del Servicio Forestal de la Junta de Extremadura se ha podido conservar éste y los demás árboles-refugio. En coordinación con los responsables de la gestión forestal del Castañar de Hervás se ha acordado proteger los árboles-refugio conocidos.

Barbastela (*Barbastella barbastellus*)

Datos antiguos y citas del entorno de Extremadura

En España, la mayor parte de las observaciones se ha realizado en la mitad septentrional, aunque existen algunas citas aisladas en Andalucía. Es una especie citada en zonas montañosas, especialmente cuando se refieren al centro y sur de la Península (F. González en: L.J. Palomo y J. Gisbert, 2002).

No existen citas publicadas de *B. barbastellus* en Extremadura, sin embargo existe una posible cita de un animal encontrado en el interior de un castaño hueco en la comarca de La Vera (com. pers. de M. A. Vazquez).

En los alrededores de Extremadura existen varias citas. En la Sierra de Gredos cercana a Extremadura hay 5 citas repartidas entre las provincias de Salamanca y Ávila. De las provincias colindantes a Extremadura por las vertientes este y sur no se conocen citas (F. González en: L.J. Palomo y J. Gisbert, 2002).

Datos obtenidos mediante el estudio de 2003

En el 2003 no se capturó esta especie.

Datos obtenidos mediante el estudio de 2004

Por primera vez se confirma la presencia del Barbastela en Extremadura. Se han capturado 2 ejemplares en dos lugares diferentes con 5,6 km. de distancia entre ellos, ambos pertenecientes al Valle del Jerte. En los dos casos se trataba de hembras lactantes. A pesar del gran esfuerzo realizado en los dos estudios en encontrar esta especie en las otras dos comarcas, no se ha conseguido capturar ni detectar. Por lo tanto, por ahora, sólo se puede confirmar la presencia y la cría de esta especie en el Valle del Jerte.

Con el fin de tratar de capturar esta especie se prospectaron zonas a bastante altitud y se colocaron redes, además de sobre puntos de agua, en otros emplazamientos como entre árboles, bordes de camino, vaguadas y en las entradas a cobertizos y otras construcciones que pudieran servirle de refugio nocturno. Los dos ejemplares capturados cayeron en redes situadas entre árboles.

El primer sitio donde se capturó fue en la Dehesa boyal de Jerte, a 1318 m. de altura, en un robledal abierto con robles de porte medio agrupados en pequeños bosquetes y con pasto entre medio. El segundo hallazgo se realizó en un robledal más denso a 705 m de altitud, en una ladera expuesta al sur, colindando a la Garganta de los Buitres con una zona de cerezos, huertos y una pequeña explotación agroganadera.

Orejudo Dorado (*Plecotus auritus begognae*):

Datos antiguos y citas del entorno de Extremadura

En Extremadura sólo se conocía una cita de la especie Orejudo dorado (subespecie *P. auritus begognae*: Paz, O. de 1994). En octubre de 2002 se encontraron dos ejemplares de la especie en cajas nido de aves en el Castañar Gallego de Hervás (Cordero, A.I. & Schreur, G. 2002).

Datos obtenidos en el estudio de 2003

Durante la realización de este estudio no se pudo localizar *Plecotus auritus*.

Datos obtenidos en el estudio de 2004

Durante el estudio más reciente se ha comprobado la presencia de *P. auritus* mediante la captura de 3 ejemplares (1 hembra lactantes) en 2 lugares cercanos a Hervás. Así se ha comprobado (por primera vez) la reproducción de esta especie en Extremadura.

CONCLUSIONES

- **Aumento del conocimiento:** Se ha podido descubrir algunos de los secretos mejor guardados de los bosques extremeños. Los presentes estudios suponen un paso adelante importante en el conocimiento de los murciélagos forestales en Extremadura. Se han encontrado cuatro especies totalmente nuevas para la Fauna Extremeña, además de las otras especies forestales sólo se tenía una cita de cada una anteriores a estos estudios. Se ha comprobado, pues, que viven 23 especies en nuestra Comunidad Autónoma. Es muy probable que las 23 especies detectadas son las que regularmente están en Extremadura. Queda una especie que nunca se ha detectado pero que puede que esté en invierno, de forma más o menos regular: *Nyctalus noctula*. Aparte de la mera presencia se sabe ahora más sobre distribución, abundancia y cría. También se han descubierto novedades sobre ecología de las especies.
- **Importancia Extremadura:** Una vez más se confirma la importancia excepcional de Extremadura para la fauna silvestre y para el grupo de los Quirópteros en concreto.
- **Importancia de bosques de árboles caducifolios:** Según este estudio los bosques de caducifolios en Extremadura son de excepcional valor para los murciélagos forestales.
- **Importancia de robledales para *M. bechsteinii*:** La preferencia mostrada por el *M. bechsteinii* por los bosques de Roble melojo (*Q. Pyrenaica*) es evidente. De aquí en adelante haya que tener en cuenta esta especie, catalogada “En peligro de Extinción” a la hora de la gestión forestal de estos bosques.
- **Importancia de los puntos de agua:** La presencia de un bebedero es imprescindible para la ubicación de un refugio, sobre todo para especies con



un radio de actividad reducido, como el *M. bechsteinii*. La creación y mantenimiento de bebederos en bosques puede ser una medida de mejora de los hábitats para murciélagos.

- **Contribución a la Conservación:** El aumento en el conocimiento de los murciélagos forestales debería tener como resultado una mayor conservación de los mismos. Gracias a la información recogida se podrá dirigir mejor la labor de conservación y se sabrá con más fundamento qué lagunas quedan en el conocimiento.
 - La conservación de las especies pasa por la conservación de su hábitat, los bosques principalmente, los árboles-refugio, pero también los claros como cazaderos. Sería conveniente conservar un nº determinado de pies de árboles añosos en cada parcela forestal, así como los árboles que presentan agujeros adecuados que pudieran ser utilizados como refugios por los murciélagos.
 - A la hora de las Evaluaciones de Impacto Ambiental se deben tener en cuenta los murciélagos forestales. Los cambios de cultivo que prevén eliminación de melojares deben de ser valorados negativamente en caso de (posible) presencia del Murciélago Ratonero Forestal catalogado como “En Peligro de Extinción”.
 - Se ha confirmado el valor excepcional del Castañar Gallego de Hervás para los murciélagos forestales y se debería proteger legalmente este enclave.
 - Ha habido un resultado muy directo al proteger de inmediato los árboles-refugio de *N. lasiopterus* localizados en el Castañar Gallego de Hervás.
 - Una prioridad para la conservación es la localización de colonias de cría para la protección de los árboles-refugio y su entorno directo. Sería conveniente hacer un seguimiento periódico de los refugios conocidos.
 - En cuanto al Catálogo Regional de Especies Amenazadas se propone elevar el estatus de protección de Barbastela y Nóctulo Grande a “En Peligro de Extinción”. Por otro lado, se acentúa la necesidad de cumplir con la legislación vigente, redactando los Planes de Recuperación o de Conservación de Hábitat, correspondiente a cada especie.
- **Investigación:** Los presentes estudios han sido sólo un primer paso. Los resultados han sido reveladores, pero no deja de ser el primer paso. Por tanto, con vistas a una labor de conservación adecuada, es preciso saber más sobre la presencia, distribución, abundancia (tamaño de población), ecología, localización de sus refugios, y necesidad y forma de protección de los Quirópteros forestales.

AGRADECIMIENTOS

Nuestro particular reconocimiento y agradecimiento a Rafael Sanabria, Manuel Iglesias, René Janssen, Laurens Vogelaers, Bart Kranstauber, Carlos Ibáñez (EBD-CSIC), Ana Popa (EBD-CSIC), Alberto Gil (DGMA) y Jesús Montero (DGMA) por su gran ayuda, entusiasmo y disponibilidad, así como a todas aquellas personas que de un modo u otro han colaborado con nosotros haciendo posible la realización de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Agirre-Mendi, P.T. et al 2004; Presence of *Myotis alcaethoe* (Helvesen & S  ller, 2001) in the Iberian Peninsula, *Acta Chiropterologica*, 6(1): 49-57
- Cordero, A.I. y G. Schreur, 2002; Inventario de Refugio de Quirópteros de Extremadura, Informe interno de la Dirección General de Medio Ambiente, Junta de Extremadura, La Codosera.
- Cordero, A.I. & Schreur, G. 2003; Estudio sobre los Murciélagos Forestales de Extremadura, Informe interno de la Dirección General de Medio Ambiente, Junta de Extremadura, La Codosera.
- Ibáñez, C. et al, 1992; Iberian distribution of some little known bat species. *Mammalia*, t. 56, n   3.
- Palomo, L.J. & J. Gisbert, 2002; Atlas de los Mamíferos Terrestres de España. Ministerio de Medio Ambiente, SECEMU y SECEM. Madrid. Capítulos de los autores F. Carro, P.T. Agirre-Mendi, J. Juste y S.G. Prieto.
- Paz, O. de 1994; Systematic position of *Plecotus* (Geoffroy, 1818) from the Iberian Peninsula. *Mammalia*, t. 58, n   3, p. 423 – 432.
- Rainho, A., L. Rodríguez & J. Palmeirin, 1997; Morcegs das áreas protegidas Portuguesas (I). *Estudos de Biologia e Conservação da Natureza*, Lisboa



INVENTARIO DE REFUGIOS DE MURCIÉLAGOS CAVERNÍCOLAS DE EXTREMADURA

Ana I. Cordero y Godfried Schreur.

C/ Gómez del Solar, 28. 06518 La Codosera.

Badajoz. E-mail: lutra@ctv.es

INTRODUCCIÓN

Durante el periodo 2001 - 2002, los autores de este artículo, por encargo de la Dirección General de Medio Ambiente de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura, han llevado a cabo un Inventario de los refugios de murciélagos cavernícolas de Extremadura cuyo objetivo fundamental era el elaborar un inventario de refugios determinando las especies de murciélagos que lo ocupan, el tamaño aproximado de las colonias, el uso, el nivel de importancia, el grado de vulnerabilidad y las medidas de conservación requeridas.

Los únicos estudios de referencia anteriores sobre los murciélagos cavernícolas y sus refugios en Extremadura han sido: Malo de Molina, J.A. y Solana P. 1987 y Benzal, J. y De Paz, O. 1991.

El trabajo consistió en la localización de potenciales refugios para especies cavernícolas como cuevas, minas abandonadas, túneles, bodegas y construcciones similares y la prospección de los mismos en dos épocas del año para recavar información sobre su utilización por parte de los murciélagos, así como las amenazas que pudieran existir sobre ellos. Se han visitado más de 96 términos municipales, realizándose 218 prospecciones en refugios potenciales.

RESULTADOS

En el inventario se han incluido 127 refugios, de los cuales 8 son túneles abandonados de ferrocarril, 14 cuevas y abrigos naturales, 89 minas abandonadas y 16 otros refugios como construcciones diversas. En invierno se han prospectado 118 refugios y en verano, una selección de 62, la mayoría de los cuales ya se habían visitado en invierno.

De los 127 refugios, 27 se consideran de importancia alta, 27 media, 62 de menor importancia y 11 requieren un mayor conocimiento para su justa valoración. Esta clasificación se basa en los siguientes criterios: nº de especies encontradas, catalogación

de las mismas, nº de individuos y el uso que le dan los murciélagos (cría, hibernación y/o tránsito).

Número de refugios utilizados por las distintas especies

El *R. ferrumequinum* es, con diferencia, la especie que se ha detectado en un mayor número de refugios, en un 65% del total, seguido, aunque a gran distancia, del *Myotis myotis* encontrado en un 35% de los refugios y el *Miniopterus schreibersii* presente en un 31%.

Especie	Nº Refugios invierno	% del total en invierno	Nº Refugios verano	% del total en verano	Nº total Refugios utilizados	% del total de refugios
Rfer.	79	67%	31	50%	83	65%
Rmeh.	25	21%	11	18%	27	21%
Reur.	24	20%	2	3%	25	20%
Rsp2*	14	12%	22	35%	30	24%
Rhip.	22	19%	11	18%	28	22%
Mmyo.						
Msp2	28	24%	33	53%	45	35%
Mbly.	3	3%	8	13%	10	8%
Mnat.	3	3%	4	6%	6	5%
Mema.	2	2%	5	8%	7	6%
Msch.	32	27%	21	34%	39	31%

Refugios utilizados por las distintas especies consideradas

Rsp2* = *Rhinolophus euryale* o *mehelyi*

Tamaño mínimo aproximado de las poblaciones:

La información recogida con respecto al tamaño mínimo de las poblaciones de las distintas especies de murciélagos cavernícolas en Extremadura ha de ser vista con precaución ya que en un solo año biológico de investigación y con los medios disponibles no es posible obtener datos completos, siendo conscientes de la existencia de muchas lagunas.

Entre los murciélagos de herradura hay especies como *Rhinolophus ferrumequinum* y sobre todo *R. hipposideros*, que utilizan con mucha frecuencia construcciones diversas como refugio, en las cuales no se ha incidido en este estudio, de modo que se pueden esperar números mucho mayores de estas especies.

El censo de invierno de *Miniopterus schreibersii* es bastante mayor que el de cría. Esto puede indicar una mayor importancia de nuestra región para la hibernación de esta especie y menos para la reproducción, sin embargo hemos apreciado la falta, en determinados refugios, de grandes colonias de cría que, según las acumulaciones de guano, deberían encontrarse allí. La causa la achacamos a lo imprevisible que es su llegada a los refugios de cría, por lo cual pudiera ser que visitáramos algún refugio demasiado pronto.



La distinción entre *Myotis myotis* y *M. blythii* es difícil si no se tienen en la mano. Para esta estadística hemos considerado que todos los Msp2 son *Myotis myotis* hasta que se pueda demostrar algo más concreto. Los *Myotis nattereri* y *M. emarginata* son especies que también utilizan con asiduidad otro tipo de refugios como los puentes y desvanes.

Especie	Censo total estimado invierno	Censo total estimado verano
Rfer.	2.481	4.538
Rmeh.	1.283	1.515
Reur.	562	207
Rsp2	121	2.912
Rhip.	156	131
Mmyo./Msp2	378	7.959
Mbly	10	123
Mnat.	5	815
Mema.	2	721
Msch.	44.615	12.874

Tamaño mínimo aproximado de las poblaciones

Importancia de los refugios para las distintas especies cavernícolas:

Murciélago de herradura grande: Rhinolophus ferrumequinum

El *R. ferrumequinum* es la especie encontrada en un mayor número de refugios, en un 65 % del total. Uno de los refugios localizados, el Monasterio de Yuste, es, hasta la fecha, el mayor refugio conocido de cría para la especie en España, albergando más de 1.800 individuos. Además, destacan, como refugios de cría, una mina en la Sierra de San Pedro, con más de 1.500 y en menor medida otros refugios en Tierra de Barros y las Villuercas. En cuanto a refugios de invernada los de mayor importancia se encuentran en Las Villuercas, con más de 600 animales y también merece especial mención una mina en La Siberia.

Murciélago de herradura mediano: Rhinolophus mehelyi

Para *R. mehelyi* destaca la importancia de un refugio en el límite con Ciudad Real cuya colonia de cría supera los 700 individuos, pudiendo ser la mayor colonia conocida en España para esta especie, seguido de otro en el Suroeste de nuestra comunidad con más de 300 en época de cría y uno más en La Siberia. Como refugio de invernada destaca una mina en Las Villuercas que llega a los 400 ejemplares y también constituye el mayor refugio de invernada conocido en España, seguido de otra en la Sierra de Gata. Una cueva natural en el límite sur de la provincia de Badajoz alberga una gran colonia de invernada y muy probablemente también de cría, aunque por el momento aparece como Rsp2, suponiendo que la colonia de más de 300 ejemplares es mixta entre *R. mehelyi* y *euryale*.

Murciélago de herradura mediterráneo: Rhinolophus euryale

Los refugios de invernada más destacados para *R. euryale* son un refugio en la Sierra de Gata con más de 150 ejemplares, la cueva que limita con Andalucía, con una población estimada de 100 individuos y una mina en Las Hurdes con casi 100 ejemplares. También una mina en Los Baldíos destaca en época de tránsito primaveral con 70 animales. Con respecto a las colonias de cría, el Monasterio de Yuste se muestra como el más importante conocido (alrededor de 200). En verano y en plena actividad es difícil identificar los *R. euryale*, por lo que muchas veces se han considerado como Rsp2 (*R. mehelyi/euryale*) en este sentido, pensamos que la colonia de un refugio en la Sierra de San Pedro, con más de 700 ejemplares está constituida en su gran mayoría por esta especie.

Murciélago de herradura pequeño: Rhinolophus hipposideros

Como se ha mencionado en alguna ocasión, el *R. hipposideros* utiliza con frecuencia refugios que quedaban fuera del objetivo principal de este estudio por lo que los datos aquí recogidos sólo muestran una parte de los refugios existentes. De todos modos, destaca como refugio de hibernación una mina en los Baldíos de Albuquerque con más de 70 ejemplares y como refugios de reproducción la Central Eléctrica en una presa en la cercanía de Jerez de los Caballeros y una mina en la cercanía de Zafra.

Murciélago ratonero grande: Myotis myotis

El *M. myotis* está presente en un 35% de los refugios inventariados. Se ha considerado que todos los Msp2 (*Myotis myotis/blythii*) son *Myotis myotis* hasta que se pueda demostrar algo más concreto. Hemos podido constatar la menor presencia visible de *Myotis myotis* y otras especies del género, en los refugios durante el invierno, algo que ocurre en toda España. Como refugios de cría destacan, en orden de importancia, una cueva en La Campiña Sur, dos refugios más en las dehesas del Guadiana Internacional, otro en la Sierra de Gata y otro más en el sur de la Tierra de Barros albergando de 800 a 1.400 Murciélagos ratoneros grandes.

Murciélago ratonero gris: Myotis nattereri

Se han encontrado 3 colonias de cría importantes en refugios, todos situados en el sur de la provincia de Badajoz con, 500, 200 y 100 ejemplares aproximadamente. En invierno, como ocurre con otras especies del género, aparentemente, desaparecen los Murciélagos de patagio aserrado.

Murciélago ratonero pardo: Myotis emarginata

Un refugio en la Siberia extremaña se conoce como el refugio de cría, posiblemente, más importante de esta especie a nivel nacional, habiendo encontrado durante el estudio una colonia de cría de 300 ejemplares. Otros refugios de cría importantes son dos refugios de Las Villuercas con 250 y 100 individuos respectivamente, así como el Monasterio de Yuste con una población de 70 animales.



*Murciélago de cueva: *Miniopterus schreibersii**

El *M. schreibersii* es una especie que también ha sido hallada en una gran cantidad de refugios, en el 31% del total. Es una especie muy gregaria y las colonias pueden alcanzar números espectaculares. Así un refugio en Las Villuercas con alrededor de 25.000 ejemplares hibernando constituye uno de los refugios más importantes de España para esta especie en invierno. También merecen mención otros refugios en el misma comarca y otro en la Sierra de San Pedro rondando los 5.000 Murciélagos de Cueva. Con respecto a las colonias de cría es importante mencionar que el dinamismo de esta especie ha hecho que no encontráramos colonias de cría en algunos refugios en los cuales, según los indicios, debería de haberlas. Aún así destacan por su importancia para la cría de esta especie dos refugios en la Sierra de San Pedro y una cueva en el extremo sur de Extremadura con entre 2.000 y 4.000 ejemplares.

CONCLUSIONES

Con este estudio se ha conseguido una considerable mejora de conocimientos y una importante herramienta de conservación de los quirópteros cavernícolas de Extremadura, a pesar de que aún existen bastantes lagunas de conocimiento.

Se ha podido constatar la existencia de grandes e importantes poblaciones de *R. ferrumequinum*, *R. mehelyi*, *R. euryale*, *M. myotis*, *M. emarginata*, *M. nattereri* y *M. schreibersii*, confiriéndole un altísimo valor (y responsabilidad) a Extremadura para la conservación de los murciélagos a nivel nacional e internacional.

En cuanto a las amenazas se apuntan como las más importantes: la pérdida de refugios, especialmente el cerramiento total de minas por cegamiento natural debido al abandono y deterioro de las mismas o su clausura artificial inadecuada, así como obras de restauración de edificios; destrucción de hábitat, molestias directas a las colonias y vandalismo.

Se proponen diversas líneas de actuación, especialmente: protección física y legal de los refugios importantes, seguimiento, restauración y recuperación de refugios, estudios para aumentar el conocimiento, ser tenidos en cuenta en evaluaciones de impacto ambiental, disminuir el uso de pesticidas, concienciar a la población, dar solución y alternativas cuando surjan problemas de incompatibilidad.

AGRADECIMIENTOS

Nuestro particular reconocimiento a Sheila García Sánchez y Alberto Gil Chamorro por su gran ayuda, entusiasmo y disponibilidad, así como a todas aquellas personas que de un modo u otro han colaborado con nosotros haciendo posible la realización de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

Benzal, J. y De Paz, O. 1991; Los murciélagos de España y Portugal. ICONA, Madrid
Malo de Molina, J.A. y Solana P. 1987; Atlas de los Mamíferos insectívoros y Quirópteros de Extremadura, Tomo 1, Torrejon el Rubio.



DISTRIBUCIÓN DEL MELONCILLO (*Herpestes ichneumon*) EN EXTREMADURA

Hidalgo de Trucios, S. J., Merchán Sánchez, T., Gómez Correa, F., Cortazar Hurtado, G., Rocha Camarero, G., y Serrano Pérez, S.

Grupo de Investigación en Recursos Cinegéticos y Biodiversidad RCB, Universidad de Extremadura, Facultad de Veterinaria, Avda. de la Universidad s.n., 10071 Cáceres

INTRODUCCIÓN

El Meloncillo (*Herpestes ichneumon*), perteneciente al Orden Carnívora, Suborden Feliformia, Familia Herpestidae, es la única especie de mangosta presente en Europa. En cuanto a su distribución europea, se considera autóctono, ya que su área de asentamiento se circunscribe a la porción sur-occidental de la Península Ibérica.

No se trata, como se ha sugerido, de una especie introducida, puesto que se ha encontrado registro fósil que demuestra que el género *Herpestes* ya estaba presente en el Terciario en Europa.

En cuanto a los hábitats, prefiere los de mayor cobertura vegetal, como el maquis mediterráneo espeso. Ocupa zonas de vegetación "termomediterráneas de tipo ibérico normal", "mesomediterránea siliciola del alcornoque", pequeñas islas "atlántico mediterránea con *Q. pyrenaica*" o "supramediterránea con *Quercus caducifolios*" (Ozendas, 1979). No se trata de un animal de montaña, aunque en la provincia de Málaga se ha encontrado por encima de los 1000 m. Muestra cierta preferencia por las orillas de arroyos y zonas húmedas con vegetación densa de zarzales, adelfas y juncos. Se ha comprobado que la presencia de un superpredador como el lince ibérico determina que sean muy escasos en zonas aparentemente óptimas para la especie.

Se trata de un pseudoespecialista trófico (Palomares y Delibes, 1991a y b) que consume en cada momento la presa más provechosa y de mayor valor nutritivo (Palomares, 1993). Destaca la importancia del conejo, en especial gazapos y conejos pequeños con mayor frecuencia que adultos, pero también incluyen en la dieta micromamíferos, reptiles y carroña, sobre todo si son abundantes en las zonas que habita (Delibes, 1976; Delibes et al., 1984; Palomares y Delibes, 1991a y b; Palomares, 1993). A diferencia de otros depredadores carnívoros tiene hábitos diurnos y desarrolla su actividad en grupos familiares, lo que hace más eficiente su actividad cazadora.

Atendiendo a la información relativa a su status, presenta la siguiente situación legal y de protección internacional y nacional: consta con una categoría UICN (2001) de "Datos insuficientes", con categoría de amenaza en España K ("insuficientemente

conocida"). Figura en el Anejo III del Convenio de Berna como "especie protegida, cuya explotación se regulará de tal forma que las poblaciones se mantengan fuera de peligro". La Directiva 92/43/CEE de Hábitats en sus Anejos II y V indica que "puede ser objeto de medidas de gestión-cazable-". Consta en el Catálogo Nacional (R. D. 439/90, 5 de abril de 1990), Anexo II como "De interés especial" y, finalmente, en el Catálogo Regional (D. 37/ 2001, 13 marzo de 2001) también como "De interés especial".

En resumen, se trata pues de una especie, considerada "de interés especial", de la que, al parecer, no existen datos poblacionales y de status suficientes, estando considerada por ello "insuficientemente conocida", y donde se contempla que, una vez garantizada la viabilidad de sus poblaciones, puede ser susceptible de gestión y control.

Según todos los indicios, los últimos años se ha evidenciado una cierta expansión de la especie, apareciendo, en nuestra Comunidad, nuevas citas en áreas donde no había sido vista con anterioridad. Dicha aparente ampliación del área de distribución puede haber sido consecuencia de desajustes en el equilibrio ecológico, al haber descendido o desaparecido totalmente las poblaciones de otros depredadores competidores, fundamentalmente los especialistas, y algunos de ellos que se ha demostrado que ejercen un control, directo o indirecto, sobre el Meloncillo. También se pueden apuntar otras posibles causas, como el reciente y paulatino abandono de las tierras de cultivo que ha conllevado la proliferación de matorral, lo que supone una clara ampliación del hábitat potencial del Meloncillo. Casi con seguridad no se trata de una sola causa, sino más probablemente de la interacción de varias. Todo ello ha generado una gran polémica, especialmente entre agricultores, ganaderos y cazadores, que creen ver en el Meloncillo el origen de algunos de sus problemas, atribuyéndole indiscriminadamente ataques a la ganadería, incluso con pérdidas de cabezas de ganado, o achacándole una parte importante de la culpa de la disminución de las especies de caza menor.

A la vista de todo lo anterior, nuestro objetivo es aportar información veraz sobre la distribución actual del Meloncillo en Extremadura

METODOLOGÍA

Para establecer una primera aproximación a la distribución del Meloncillo en Extremadura se ha recurrido a diversas técnicas de recopilación de datos. Primeramente, se ha realizado una exhaustiva búsqueda bibliográfica retrospectiva de información referida a la presencia de la especie en nuestra región. Por otra parte, se ha analizado la información recopilada a nivel regional en anteriores estudios llevados a cabo por este equipo. Para ello, además de la información recogida en fichas técnicas de cuestionarios a personas en contacto con el medio natural de toda la región, se han tenido en cuenta también citas de presencia aportadas por avistamientos de personal técnico cualificado y guardería. La información se ha completado con trabajo directo de campo durante censos.

Entendemos por Cita: Cada observación específica realizada en un día y localidad independientemente del número de individuos [Falcón y Clavel, 1987].

Una vez obtenida, la información fue procesada mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG), utilizando para ello el programa informático ArcView.



RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Centrándonos en la información retrospectiva, recopilada a partir de los estudios de distribución del meloncillo en España y de datos históricos recopilados para Extremadura, hay que indicar que los datos son muy escasos. Cabe destacar los de Delibes (1982) y Palomares (2003) que recogen y sintetizan toda la información existente sobre la especie en esos momentos (Figura 1).

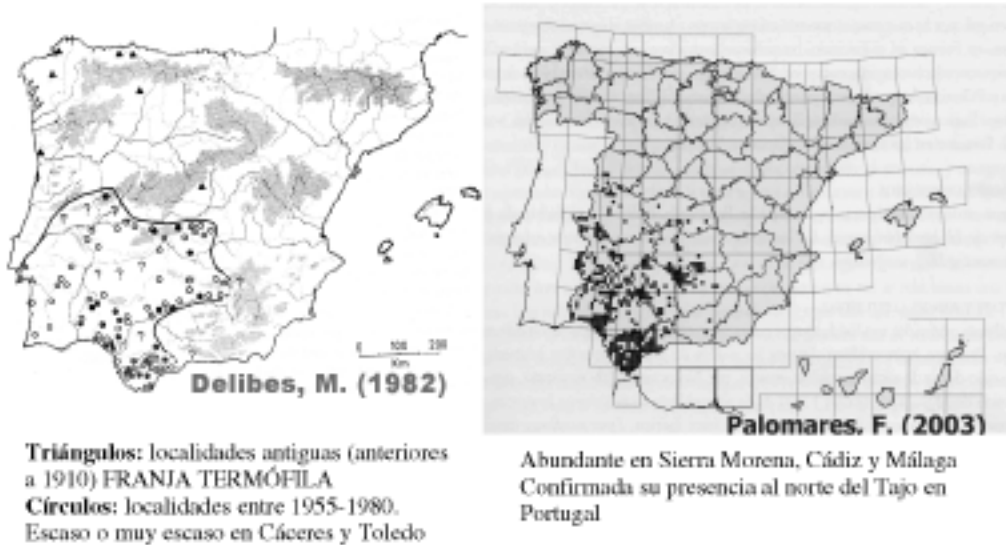


Figura 1.- Distribución del Meloncillo según Delibes (1982) y Palomares (2003)

Por lo que respecta a datos concretos históricos de distribución en Extremadura, se limitan a escasas, dispersas y muy puntuales citas (Madoz, P., 1846-1850; Graells, 1852; Henao, M., 1870 -Crónica de la provincia de Badajoz-; Maestre, M. D., 1995; y Gragera, F. et al., 1992; Gragera, F., 1996 y 1998).

En cuanto a los datos obtenidos en el presente estudio, constituyen un total de 609 citas confirmadas (figura 2). Dichas citas reportando presencia de la especie han sido recopiladas de diversas formas: principalmente realizando cuestionarios a personas conocedoras y en contacto directo con el medio natural en toda Extremadura, pero también a través de comunicaciones directas de los Agentes de Medio Ambiente, Avistamientos de miembros del equipo y colaboradores, citas bibliográficas y material aportado por el Centro de Recuperación de Fauna Salvaje.

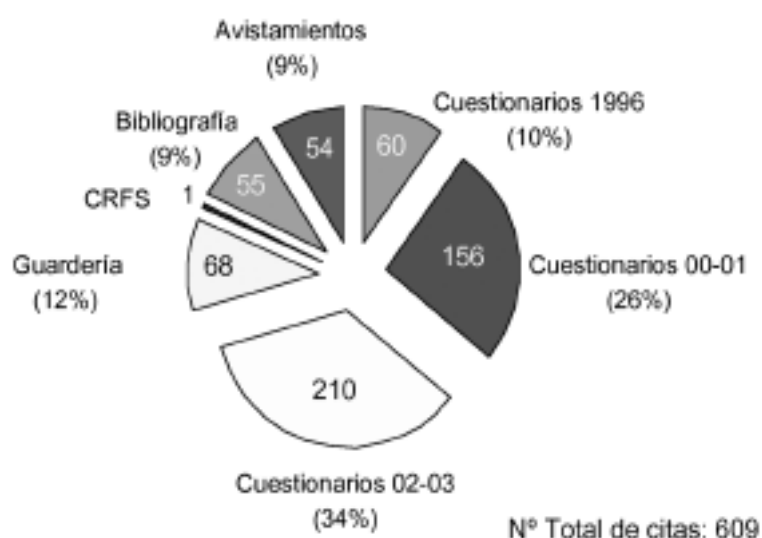


Figura 2.- Procedencia de las citas recopiladas

Mediante el empleo de Sistemas de Información Geográfica (SIG) se han georeferenciado las citas y se ha constatado la presencia de esta especie en 289 cuadrículas UTM de 10x10 km, sobre un total de 479 cuadrículas, lo que supone el 60,33% de la superficie regional. En la Figura 3 se han representado las cuadrículas de presencia obtenidas frente a las indicadas en el Atlas de Mamíferos (Palomares, 2003).

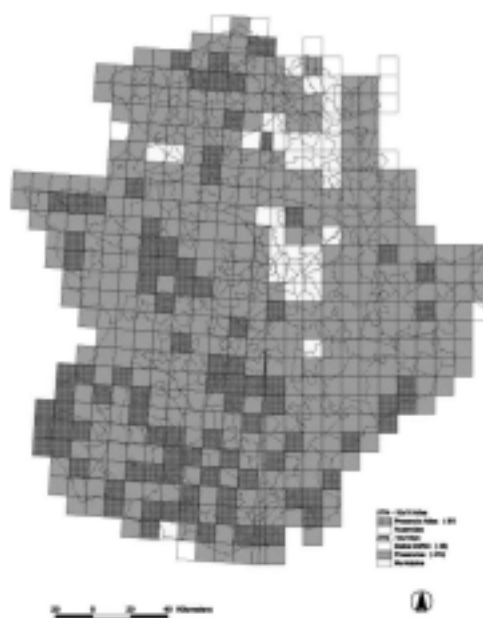


Figura 3.- Distribución del Meloncillo en cuadrículas UTM 10x10 obtenida en este estudio. En rojo se señalan las cuadrículas de presencia en el Atlas de los mamíferos terrestres de España (2003).

Más concretamente (Figura 4), en la provincia de Cáceres se ha detectado la presencia de Meloncillo en 28 términos municipales, que suponen una superficie total



de 527.778 hectáreas, frente a 191 [con superficie total de 1.461.192 has] en los que podría considerarse ausente. En la provincia de Badajoz, la proporción de municipios donde está presente el meloncillo es mayor (57 términos, con una superficie total de 1.005.494 has, frente a 106 donde está ausente, con 1.174.067 has de extensión). Esta mayor presencia en Badajoz coincide con los datos retrospectivos de distribución de la especie.



Figura 4.- Representación por municipio de citas de presencia confirmada (color lila), ausencia confirmada (color rojizo) sin datos, desconocido o sin confirmar (verde claro). N° total Citas: 609. N° total Municipios: 382

Mediante el empleo de SIG, se intenta explicar la distribución actual del meloncillo en relación a diferentes períodos recientes (Figura 5). Los datos sugieren que se está produciendo una posible expansión de la especie en los diez últimos años hacia el noreste de la Comunidad extremeña, como se pone de manifiesto, en los datos recogidos a través de los cuestionarios realizados en la provincia de Cáceres y en algunas citas provenientes del sur de la limítrofe provincia de Salamanca. Dicha aparente expansión de este herpéctido, puede deberse, por una parte, a la proliferación de matorral que, en los últimos años, viene acaeciendo en muchas localidades. Otra razón adicional, derivaría de su condición de depredador generalista. Habiendo sustituido el conejo (una de sus principales presas, que ha disminuido notoriamente su densidad los últimos años) por otros recursos tales como micromamíferos y reptiles (Palomares y Delibes, 1991c), e incluso,

algún animal doméstico, como ha sido denunciado en alguna ocasión. También habría influido en esta supuesta proliferación, la progresiva desaparición de otros carnívoros de tamaño medio con los que el meloncillo mantiene una clara competencia (Palomares et al., 1998).

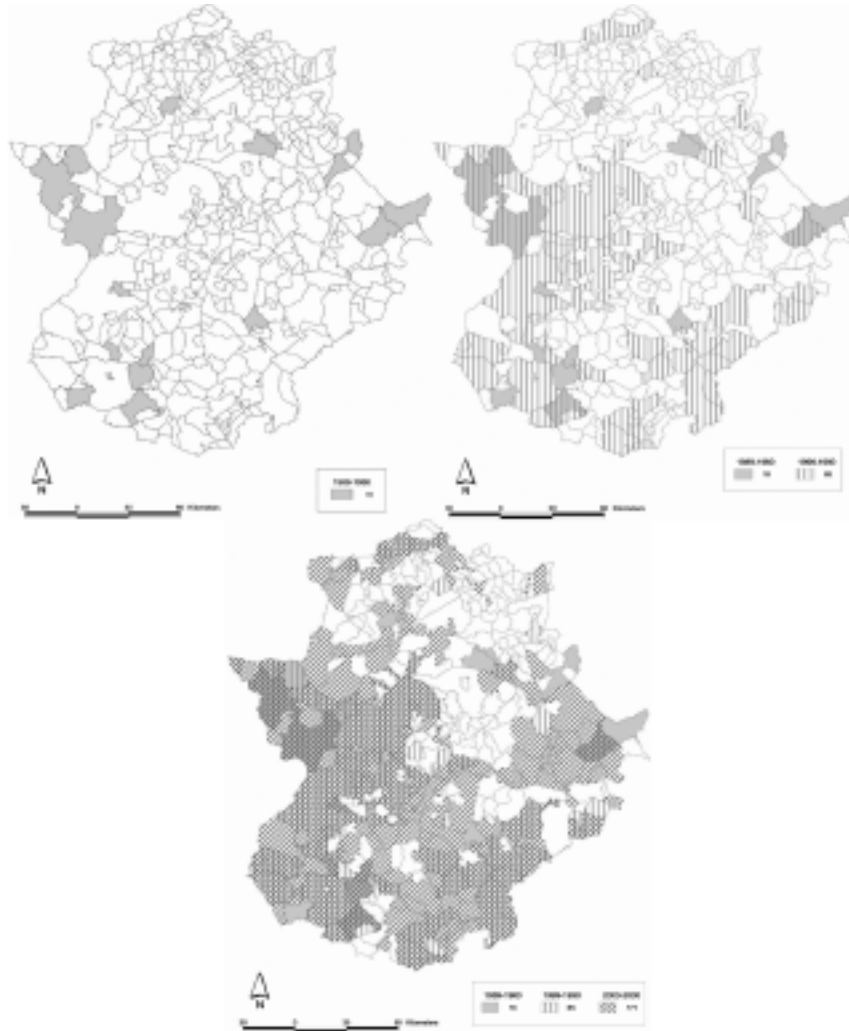


Figura 5.- Representación de citas de presencia confirmada por municipio para los Periodos: 1960-1989 (n= 21), 1990-1999 (n= 126), 2000-2003 (n= 451). N° total Citas: 609. N° total Municipios: 382

En cualquier caso, parece apreciarse (Figura 8) una asociación clara en la distribución del Meloncillo y la distribución y abundancia del Conejo en Extremadura. Pero, como ya se ha comentado, la precaria situación actual del Conejo en la mayor parte del área de su distribución, deja entrever que, si bien la presencia de conejo es importante en la distribución del meloncillo, debe haber otros factores, como posiblemente la paulatina desaparición de depredadores especialistas, que justifican esta aparente expansión del herpéctido.

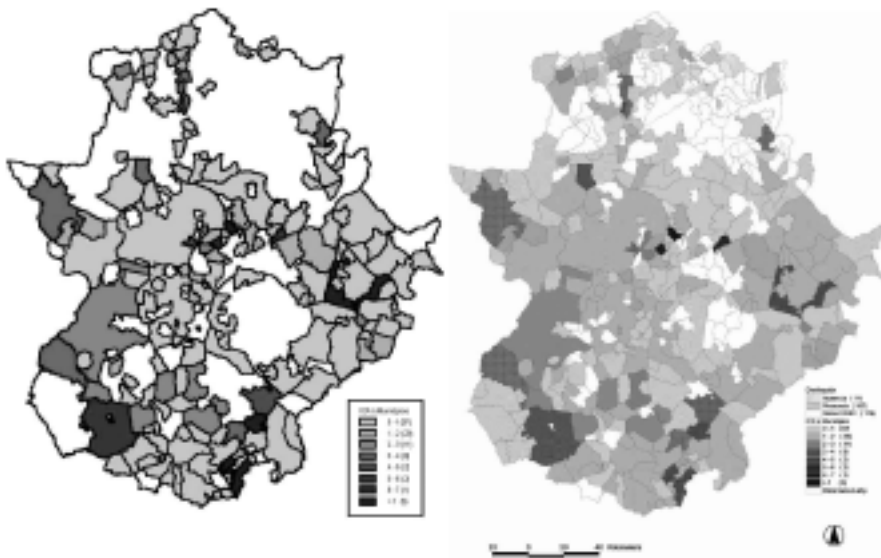


Figura 7.- Izquierda: abundancia del Conejo en Extremadura; Derecha: comparación de distribución del Conejo frente a la del Meloncillo

A la vista de todo lo anterior, se hace necesario profundizar en los factores causantes de esta distribución, revisando la situación en áreas donde se constaten crecimientos demográficos del meloncillo a partir de la situación actual, para lo cual será necesario conocer el status, en esas áreas, de otros depredadores que por sus características se revelen como posibles competidores del primero.

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio ha sido posible gracias a la financiación de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura y a la confianza depositada en nosotros por parte de don Guillermo Crespo Parra, Director General de Medio Ambiente, y de los Jefes de Servicio don Isidro Lázaro Santos y don Pedro Muñoz del Barco. También queremos agradecer a los Agentes de la Dirección General, al Centro de Recuperación de Fauna "los hornos" y a un gran número de colaboradores voluntarios la inestimable ayuda prestada en la obtención de datos por toda Extremadura.

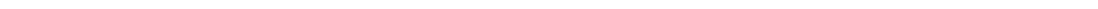
BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, F., Braza, T., Azcárate, E. & Martín R. (1981). Circadian activity tythmes in a vertebrate community of Doñana National Park, en Actas XV. Congr. Int. Fauna Cinegética y Salvaje, Trujillo, pg: 379-387
- Beltrán, J. F., Delibes M. & Ibáñez C. (1985). Immobilization and marking of the Eryp-

- tian mongoose, *Herpestes ichneumon* (L.) in Spain *Z. Säugetierk*, 50:243-244.
- Ben-Yaacov, R.; Yom-Tov, Y. (1983). On the Biology of the Egyptian mongoose, *Herpestes ichneumon*, in Israel. *Z. Säugetierk.*, 48: 34-35.
- Blanco J.C. & Gonzalez, J. L.(1992). Libro Rojo de los Vertebrados de España. ICONA.Colección técnica. Madrid.
- Blas Aritio, L. (1964). Estudio de la distribución de algunas alimañas españolas incluidas en la clase mammalia. Servicio Nacional de la Pesca Fluvial y Caza. Madrid.
- Delibes M. (1976). Datos sobre la alimentación del Meloncillo *Herpestes ichneumon widdringtoni* (gray, 1842) en España. . *Säugetierk, Mitteil.*, 24: 38-42
- Delibes, M. (1982). Notas sobre la distribución pasada y actual del meloncillo *Herpestes ichneumon* (L.) en la Península Iberica. Doñana *Acta Vertebrata*, 9:341-352.
- Delibes, M. (1983).Distribution and ecology of the Iberian carnivores: a short review. EN: XV. Congr. Int. Fauna Cinegética y Salvaje, Trujillo, España:356-378
- Delibes, M., Aymerich M., y Cuesta L.,(1984): Feeding habits of Egyptian mongoose or *Herpestes ichneumon* in Spain. *Acta Theriol.*, 29:205-218.
- Delibes, M. & Beltrán J.F (1985) Activity, daily movements and home range of an *Ichneumon* or Egyptian mongoose (*Herpestes ichneumon*) in Sourthern Spain.. *Journal Zoology, Londres*. Pp 610-613
- Eisenberg, J. F. 1981. Te mammalian radiations. The athlone press. London.
- Fedriani J. M. (1994). Uso de tejoneras por zorros *Vulpes vulpes* y meloncillos *Herpestes ichneumon* en el parque nacional de Doñana. *Boletín SECEM* nº 3: 9-10.
- Falcón, J. M. y F. Clavel, (1987). Nuevas citas de Anfibios y Reptiles de Aragón. *Revista Española de Herpetología*, 2: 83-130.
- Graells, M. de la P. (1852). Catálogo Metódico de los Mamíferos observados hasta el día por la Sección zoológica en el área de fauna matritense. Pp 66-76. En: F. Deluxan (Ed.) *Memoria de la Comisión del Mapa Geológico*, Madrid.
- Gragera, F.; Corbacho, M.A. y Avalos, J.(1992). Informe provisional del seguimiento de la mortalidad de vertebrados en las carreteras de la provincia de Badajoz. I Jornadas para el estudio y prevención de la mortalidad de vertebrados en carreteras. Tomo I: 136-144. CODA. Madrid.
- Gragera, F. (1996). El incremento de los meloncillos en la provincia de Badajoz. *Quercus* nº 129:24-26.
- Gragera, F. (1998). ¿Qué está ocurriendo con el meloncillo?. *Caza Extremadura*, 83-87.
- Henao M. (1870). Crónica de la provincia de Badajoz (En Crónica General de España). Editores Rubio, Grillo y Vitturi. Madrid.
- Maestre, M.D. (1995). 12 viajes por Extremadura (en los libros de viajeros ingleses desde 1760 a 1843.)
- Madoz P., (1846-1850). *Diccionario Geográfico-Estadístico-Historico de España y sus posesiones de Ultramar*: 16 tomos. Edición facsímile de la Biblioteca de Santa Ana. Almedralejo.
- Ozendas, P. (1979). Map of the Council of Europe Member States. European Comité for the Conservation of Nature and Natural Resources. Council of Europe, Strasbourg.
- Palomares F. (1993). Opportunistic feeding of the Egyptian mongoose, *Herpestes ichneumon* (L.) in south-western Spain. *Revue Ecologie (Terre Vie)*, 48: 295-304.
- Palomares F. (2003). *Herpestes ichneumon* (Linnaeus, 1758) Meloncillo. Atlas de los mamíferos terrestres de España.



-
- Palomares F. & Delibes M. (1991a). Dieta del meloncillo, *Herpestes ichneumon*, en Coto del Rey, norte del Parque Nacional de Doñana.. Doñana Acta Vertebrata, 18:187-194.
- Palomares F. & Delibes M. (1991b). Alimentación del Meloncillo *Herpestes ichneumon* y de la gineta *Genetta genetta* en la reserva Biológica de Doñana, SO de la Península Iberica, Doñana Acta Vertebrata, 18 (1): 5-20
- Palomares F. & Delibes M. (1991c). Ecología comparada de la gineta, *Genetta genetta* (L.) y el meloncillo. *Herpestes ichneumon*, (L.) (Mammalia, Viverridae) en Doñana (SO de la Península Iberica). Bol. R. Soc. Esp. His. Nat. (Secc. Biol.), 87:257-266
- Palomares F., Ferreras P., Travaini A. & Delibes M. (1998). Co-existence between Iberian Lynx and Egyptian mongooses: estimating and testing by an observational study. *Journal of Animal Ecology* 67: 967-978.





LOS ANFIBIOS Y REPTILES DE EXTREMADURA

Antonio Muñoz del Viejo

Área de Zoología. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura

Con motivo del desarrollo de un Proyecto Docente con estudiantes de la licenciatura de Ciencias Biológicas en el Parque Natural de Monfragüe, se tuvo la oportunidad de revisar la información existente sobre la presencia y distribución de las especies de Anfibios y Reptiles en Extremadura.

El Proyecto Docente consistió básicamente en la introducción al conocimiento de las especies de anfibios y reptiles por parte de los estudiantes, los cuales dedicaron parte de su tiempo a la búsqueda de información bibliográfica, cartográfica y digital de las especies potencialmente localizables en el entorno del Parque Natural de Monfragüe, así como de aquella otra dedicada a la caracterización biológica y ecológica de las mismas. Los trabajos se completaron con tres jornadas de prospección de campo, llevadas a cabo a principios del mes de mayo de 2002, en las que se realizaron recorridos lineales visualizando, buscando y capturando los ejemplares en una banda de doscientos metros. La captura se realizó manualmente, o mediante el empleo de redes para el caso de larvas de anfibios, y una vez capturados, los ejemplares se determinaron por medio de las “Claves para la Identificación de la Fauna Extremeña, nº 3: Anfibios y Reptiles” (Pérez-Bote et al. 2002), y posteriormente se liberaron. Para cada registro se tomó también información de las características del hábitat y las coordenadas geográficas.

Se podría decir que los resultados de este pequeño estudio fueron interesantes, máxime si se tiene en cuenta que se registraron algunas especies no datadas para la zona del Parque natural de Monfragüe, al menos cuya existencia no estaba plasmada en la bibliografía consultada (tablas 1 y 2). Esta circunstancia fue ratificada al comprobar los presentados en el recientemente elaborado “Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España” (Pleguezuelos et al. (eds.) 2002). Así, para especies como el Sapillo Moteado Ibérico (*Pelodytes ibericus*) no aparecen registros en el Parque Natural de Monfragüe. Para otras especies, los registros bibliográficos en la zona del Parque Natural de Monfragüe son escasos o incompletos, como es el caso del Sapo Partero Cumún (*Alytes obstetricans*), el Sapillo Pintojo Ibérico (*Discoglossus galganoi*), la Ranita Meridional (*Hyla meridionalis*), la Ranita de San Antón (*Hyla arborea*), la Culebra Lisa Meridional (*Coronella girondica*) o la Culebra de Collar (*Natrix natrix*).

TABLA 1. Especies de reptiles encontradas en el P. N. de Monfragüe en el Presente estudio¹, y la relación del número de especies con otros trabajos² (Rodríguez 1989); y la relación del número de especies en Extremadura³ (Palomo 1993), con respecto al de la Península Ibérica⁴ (Pleguezuelos et al. (eds.) 2002).

Monfragüe 10 ¹ / 20 ²	Extremadura 23 ³ / 25 ⁴	Península Ibérica 41 ⁴
Salamanquesa Común		<i>Tarentola mauritanica</i>
Culebrilla Ciega		<i>Blanus cinereus</i>
Lagartija Cololarga		<i>Psammodromus algirus</i>
Lagarto Ocelado		<i>Lacerta lepida</i>
Cluebra de Herradura		<i>Coluber hippocrepis</i>
Culebra Lisda Meridional		<i>Coronella girondica</i>
Culebra de Escalera		<i>Elaphe scalaris</i>
Culebra Bastarda		<i>Malpolon monspessulanus</i>
Culebra Viperina		<i>Natrix maura</i>
Culebra de Collar		<i>Natrix natrix</i>

En Extremadura, el Decreto 37/2001 (DOE 2001), que regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Región, incluye a todas las especies de anfibios y reptiles presentes en Extremadura, excepto *Rana perezi*, por considerarse una especie abundante y con sus poblaciones en buen estado. Sin embargo, cuando se repasan las actuaciones y proyectos para la conservación de especies de Anfibio y Reptiles en Extremadura, la única actuación conocida en nuestra Comunidad Autónoma es el proyecto financiado por la antigua Agencia de Medio Ambiente de la Junta de Extremadura para la elaboración del Atlas de Anfibios y Reptiles de la provincia de Badajoz llevado a cabo por el Área de Zoología de la Universidad de Extremadura (da Silva 1994, 1995, Márquez & Lizana 2002).

A *Triturus pygmaeus*, *Pelodytes ibericus* y *Podarcis carbonelli*, habría que considerarlas con alguna figura dentro del Catálogo Regional de Especies Amenazadas, ya que se trata de especies recientemente consideradas como tales, al haber sido diferenciadas sus poblaciones cuando anteriormente se agrupaban en las especies *Triturus marmoratus*, *Pelodytes punctatus* y *Podarcis bocagei* respectivamente (Pleguezuelos et al. (eds.) 2002).

A pesar de la posición geográfica envidiable de la región, que determina la presencia de la mayor parte de las especies de anfibios y reptiles mediterráneos del país junto a otras de afinidad atlántica, que hacen de la comunidad herpetológica extremeña una de las más ricas de España (Mateo 2002), y de que el estado poblacional de la mayoría de las especies presentes en Extremadura se considera de buena salud, debido principalmente a la baja densidad poblacional humana de la región, a los escasos focos de contaminación y la ausencia de grandes transformaciones del suelo (Blasco & da Silva 2002, Mateo 2002), se ha pretendido poner de manifiesto algo que los autores del "Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España" ya destacan, y es que la región de Extremadura se encuentra poco prospectada, y que deberían intensificarse las pros-



pecciones por aquellas zonas donde existen lagunas claras que permitan esclarecer la información sobre el estado poblacional de algunas especies (Blasco & da Silva 2002, Mateo 2002), y en aquellas consideradas prioritarias para la herpetofauna (tabla 3).

TABLA 2. Especies de anfibios encontradas en el P. N. de Monfragüe en el Presente estudio¹, y la relación del número de especies con otros trabajos² (Rodríguez 1989); y la relación del número de especies en Extremadura³ (Palomo 1993), con respecto al de la Península Ibérica⁴ (Pleguezuelos et al. (eds.) 2002)

Monfragüe 12 ¹ / 14 ²	Extremadura 15 ³ / 16 ⁴	Península Ibérica 29 ⁴
Gallipato		<i>Pleurodeles waltl</i>
Tritón Pígemeo		<i>Triturus marmoratus (pygmaeus)</i>
Tritón Ibérico		<i>Triturus boscai</i>
Sapo Partero Ibérico		<i>Alytes cisternasii</i>
Sapo Partero Común		<i>Alytes obstetricans</i>
Sapo Común		<i>Bufo bufo</i>
Sapo Corredor		<i>Bufo calamita</i>
Sapillo Pintojo Ibérico		<i>Discoglossus galganoi</i>
Sapillo Moteado Ibérico		<i>Pelodytes punctatus (ibericus)</i>
Rana Común		<i>Rana perezi</i>
Ranita Meridional		<i>Hyla meridionalis</i>
Ranita de San Antón		<i>Hyla arborea</i>

Esta escasez y en algunos casos ausencia total de prospección se refleja en los mapas de distribución de algunas especies consideradas generalistas, como es el caso de *Rana perezi*, en el que parece esta especie casi no se encuentra en Extremadura, estando regularmente presente en todas las zonas limítrofes, tanto españolas como portuguesas; sin duda zonas mejor prospectadas (figura 1)

Por tanto, parece urgente la corrección y actualización de la información acerca de la presencia y valoración en conservación de las poblaciones de anfibios y reptiles en la región, para posteriormente proceder a la revisión del Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura, en lo que a anfibios y reptiles se refiere, así a la propuesta y ejecución de las medidas de conservación y protección que se consideren oportunas.

TABLA 3. Zonas de importancia para las especies de anfibios y reptiles en Extremadura.

Código	Área	Superficie	VU	nº	End
06.1	Sierras de Tentudía y Padrona	799	4	29	10
06.2	Embalses del Zújar y de la Serena	245	3	27	12
06.3	P. N. Cornalvo y Sierra Bermeja	105	3	26	10
06.4	Campaña de Olivenza	764	3	21	9
06.5	Cijara	903	3	28	10
10.1	P. N. Monfragüe	179	4	28	11
10.2	Sierra de San Pedro	347	5	28	11
10.3	Sierras de Guadalupe y Las Villuercas	2500	5	31	12

Alrededores del río Tamuja, Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes
Tomado de Mateo (2002)

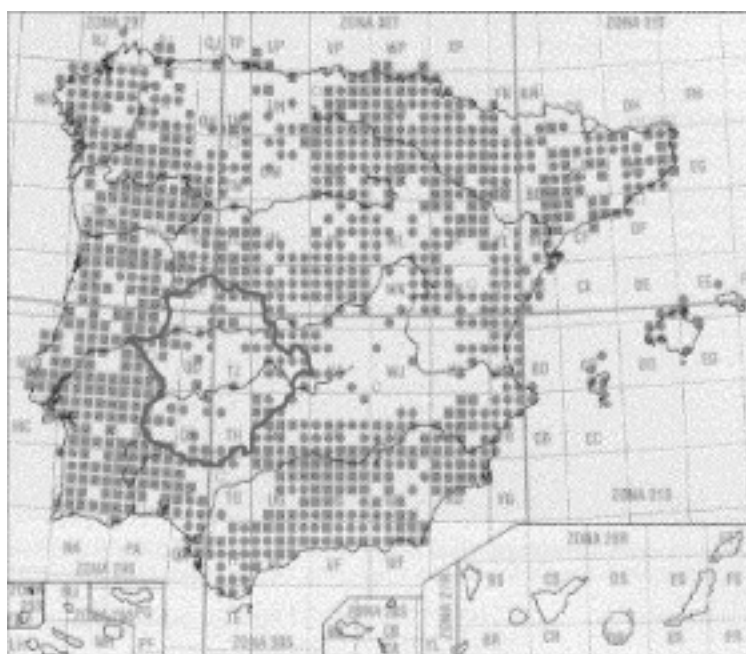


Figura 1. Distribución de la Rana Común (Rana perezi) en la Península Ibérica (Pleguezuelos (ed.) 1997).



BIBLIOGRAFÍA

- Blasco, M. y da Silva, E. 2002. Análisis regional de la herpetofauna española (Extremadura). En: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España* (Pleguezuelos, J. M., Márquez, R. y Lizana, M., eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid: 464.
- Da Silva, E. 1994. Contribución al Atlas herpetológico de la provincia de Badajoz I: Anfibios. *Revista Española de Herpetología* 8: 87-94.
- Da Silva, E. 1995. Contribución al Atlas herpetológico de la provincia de Badajoz II: Reptiles. *Revista Española de Herpetología* 9: 49-56.
- DOE 2001. Decreto 37/2001, que regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura (Diario Oficial de Extremadura de 6 de marzo de 2001).
- Márquez, R. y Lizana, M. 2002. Conservación de los Anfibios y Reptiles de España. En: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España* (Pleguezuelos, J. M., Márquez, R. y Lizana, M., eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid: 347-386.
- Mateo, J. A. 2002. Áreas importantes para la herpetofauna española. En: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España* (Pleguezuelos, J. M., Márquez, R. y Lizana, M., eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid: 483-500.
- Palomo, J. A. 1993. Atlas provisional de los Anfibios y Reptiles de Extremadura. *Aegyptus* 11: 7-20.
- Pérez-Bote, J. L., Blasco, M. y Gómez de Berrazueta, J. M. 2002. *Claves para la identificación de la fauna extremeña, nº 3. Anfibios y Reptiles*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Extremadura. Cáceres.
- Pleguezuelos, J. M. (ed.) 1997. *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Universidad de Granada. Granada.
- Pleguezuelos, J. M., Márquez, R. y Lizana, M. (eds.) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid.
- Rodríguez, J. L. 1989. *Guía el Parque Natural de Monfragüe*. Ed. Fondo Natural. Madrid.





LA ARAÑA NEGRA DE LOS ALCORNOCALES *Macrothele calpeiana* (WALKENAER, 1805)

Díaz Rodríguez, E.

(esdiazr@yahoo.com)

RESUMEN: Se comenta la situación actual de *Macrothele calpeiana*, la única araña protegida por dos convenios internacionales, localizada en Extremadura y posteriormente incluida en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas.

PALABRAS CLAVE: Araneae, *Macrothele calpeiana*, conservación, distribución, Badajoz, Extremadura, España

THE BLACK SPIDER OF THE CORK OAK WOODLANDS

Macrothele calpeiana (Walkenaer, 1805)

ABSTRACT: Current state of *Macrothele calpeiana* in Extremadura (Spain) is discussed. It is the only European spider protected by two international treaties.

KEY WORDS: Araneae, *Macrothele calpeiana*, conservation, distribution, Badajoz, Extremadura, Spain

INTRODUCCIÓN

Macrothele calpeiana está incluida a nivel europeo en el Convenio de Berna (1979) como especie estrictamente protegida (Anejo II) y en la Directiva Hábitats (1992) en el Anejo IV, que engloba las especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta.

En España sienta precedente la ley 4/1989 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, que es seguida años después por la transposición de la Directiva Hábitats en el Real Decreto 1.997/1995 (Medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de hábitats naturales y fauna y flora silvestres).

Finalmente, Extremadura incluyó a este arácnido en su Catálogo Regional de Especies Amenazadas (Decreto 37/2001) en la categoría de Interés Especial, convirtiéndose así en la única araña protegida tanto a nivel de dicha comunidad, como a nivel estatal.

DESCRIPCIÓN

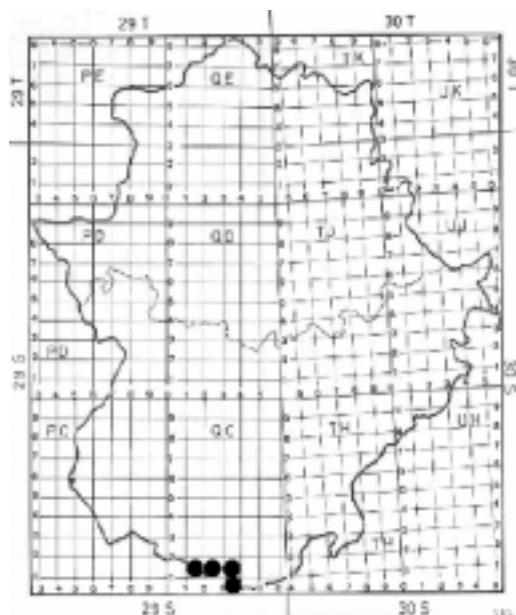
Dentro del Orden Araneae, en la fauna europea, existen dos Subórdenes: Theraphosomorpha y Araneomorpha.

Macrothele calpeiana pertenece al Suborden Theraphosomorpha y dentro de éste, a la familia Hexathelidae. Esta especie es el único representante de dicha familia en la Península Ibérica.

Puede alcanzar un tamaño de hasta 3,5 cm (hembras), siendo los machos de menor tamaño (<2,5 cm). El adulto presenta un color negro mate y destacan sus largas hileras, con tres artejos, distinguibles hasta en los individuos más jóvenes. (Foto 1.)

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La araña negra de los alcornoques tiene presencia en siete de las ocho provincias andaluzas (Ferrández y Fernández de Céspedes, 2001) y al sur de Badajoz (Díaz Rodríguez y García-Villanueva, 2000). Localizaciones, éstas últimas, que se señalan en el siguiente mapa:





Los núcleos poblacionales descritos para la especie son (Ferrández y Fernández de Céspedes, 2001):

- La población principal, repartida por las provincias de Málaga y Cádiz
- Sierra de Aracena (Huelva y Sevilla)
- Sierra de Huétar (Granada)

Su nombre vulgar hace referencia al hábitat donde normalmente se ha encontrado, serie mesomediterránea lusoextremaduraense subhúmeda y húmeda del alcornoque (*Sanguisorbo agrimonioidis-Querceto suberis*), es decir, altas precipitaciones, entre 800-2.000 mm, con temperaturas suaves para el invierno y cálidas en verano. No obstante, en encinar y olivar del mismo piso bioclimático también ha sido localizada (obs. pers.). Esto explicaría que el principal núcleo de población se encuentre en el Parque de los Alcornocales (Cádiz).

Las localidades pacenses donde ha sido descrita coinciden, en su mayoría, con las características de los alcornocales de la Sierra de Aracena, dehesas privadas destinadas a la ganadería extensiva (ganado bovino) con un grado medio de alteración humana. Dichas fincas soportan una carga ganadera baja y la acción antrópica directa se limita a la extracción del corcho (“saca”) cada ocho o nueve años.

Esta araña no excava madrigueras para su protección, sino que aprovecha oquedades en troncos a diferentes alturas, ranuras entre antiguos muros de piedra (distribuyéndose los nidos a lo largo de aquellos), en el suelo debajo de las piedras, etc. Es fácil encontrar ciertos grupos de nidos muy cercanos entre sí, pero no se puede hablar de una formación de colonias en este Filo, dado su tendencia al canibalismo, por lo que la proximidad de los mismos se cree que está propiciada por la abundancia de alimento.

La abertura de los nidos está recubierta por una tela tupida de color muy blanco, en forma de mantel, que destaca entre las tonalidades propias del paisaje. Esta tela recubre íntegramente el nido, protegiendo la estructura del mismo y generando unas condiciones de temperatura y humedad idóneas para *M. calpeiana*.

DISCUSIÓN

Uno de los graves problemas con los que se encuentra este tipo de grupos es la falta de interés general hacia ellos, que muy poco pueden hacer para competir ante otros Filos más llamativos. Pero a parte de los problemas de tipo social, esta especie se encuentra con el freno de la pérdida de hábitat, considerado por muchos entomólogos como factor esencial para el Filo Artrópodos.

Un aumento de la carga ganadera de las dehesas generaría una presión excesiva sobre el entorno del arácnido provocando una disminución de diversas especies vegetales y lugares de cobijo para el mismo, tanto por el paso del ganado como por su alimentación. De igual manera sucedería si la afluencia del hombre aumentara en éstas zonas, ya que el uso de maquinaria y la acumulación de desechos, por ejemplo, serían fatales para la araña.

La posible solución al peligro de que las poblaciones resulten más dañadas de lo que están actualmente es la puesta en marcha de un plan de manejo por parte de la Administración, que determine las medidas para mantener las poblaciones en un nivel adecuado, según lo especifica el Decreto 37/2001 de la Comunidad extremeña.

Este plan de manejo podría consistir en la realización del estudio completo de su biología, ecología y distribución, además de la divulgación en las zonas donde tiene presencia este arácnido.

CONCLUSIÓN

Parece ser que las poblaciones encontradas al sur de la provincia de Badajoz son continuación de la existente en la Sierra de Aracena, simplemente por proximidad, pero aún faltan muchos datos por concretar. Incluso su límite de distribución en la misma provincia pacense es desconocido.

Finalmente, se quiere hacer notar que todo el desinterés ante estos grupos, genera una falta de información que entra en un círculo vicioso, provocando que sus poblaciones vayan degenerando sumiéndose más en el anonimato, que a su vez, implica la desatención de dichas poblaciones y su pérdida para siempre.

BIBLIOGRAFÍA

- Blasco, A. y Ferrández, M. A., 1986. El género *Macrothele* Ausserer, 1871 (Araneae: Dipluridae) en la Península Ibérica. *Actas del X Congreso Internacional de Aracnología*, Jaca, 1: 311-320.
- Calvo Hernández, D. y Santos Lobatón, C., 2000. Variabilidad morfológica en las poblaciones de *Macrothele calpeiana* (Walkenaer, 1805) (Araneae, Hexathelidae) en la provincia de Cádiz (España). *Rev. Iber. Aracnol.*, 3: 43-45.
- Díaz Rodríguez, E y García Villanueva, V., 2000. Primeros datos sobre la presencia de *Macrothele calpeiana* (Walkenaer, 1805) en Extremadura (España). *Rev. Iber. Aracnol.*, 1: 57-58.
- DOCUMENTO OFICIAL DE EXTREMADURA (D.O.E.). 2001. Decreto 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura. D.O.E. N° 30 (13 de marzo): 2349-2364.
- Ferrández, M. A. y Fernández de Céspedes, H., 2001. *Macrothele calpeiana* (Walkenaer, 1805). En: Ramos, M. A.; Bragado, D.; Fernández, J. Los invertebrados no insectos de la "Directiva Hábitats" en España. Organismo Autónomo de Parques Nacionales (MMA). 186 págs. + ils.
- Ferrández, M. A.; Fernández de Céspedes, H. y Perucho, A., 1998. *Macrothele calpeiana*, la araña negra de los alcornocales. *Quercus*, 164: 14-19.
- Gallon, R. C., 1994. Observations on *Macrothele calpeiana* (Walkenaer, 1805) in Southern Iberia. *Journal of the British Tarántula Society Study Group*, (1): 1-12.
- Ruiz Luque, F. J., 2000. Nuevos datos de *Macrothele calpeiana* (Walkenaer, 1805) para Jaén (España). *Rev. Iber. Aracnol.*, 4: 34.
- Santos Lobatón, M. C., 1996. Estudio sobre *Macrothele calpeiana* Walkenaer, 1805 (Araneae: Hexathelidae) en dos pinares de la provincia de Cádiz (España). *Aracnología* (Montevideo), 24: 1-10.



ODONATOS INCLUIDOS EN EL CATÁLOGO REGIONAL DE ESPECIES AMENAZADAS

*J.L. Pérez-Bote, J. M. García Jiménez, F. Ferri Yáñez
y J.M. Torrejón Sanromán*

Área de Biología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad de Extremadura
06071Badajoz. Tel. y fax: 924 289 417; email: jlperez@unex.es

RESUMEN

Se presentan los datos actualizados de la fauna odonitológica de Extremadura, la cual está compuesta por 47 especies, de las cuales 20 son anisópteros y 27 zigópteros. Se aporta información sobre las especies incluidas en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas y recomendaciones sobre futuros estudios.

Palabras clave: Odonata, Extremadura.

En razón de su abundancia, diversidad, interés en conservación o sus exigencias ecológicas, los Odonatos constituyen un grupo taxonómico privilegiado para el estudio y la preservación de los medios acuáticos (Domangnet, 1998). Su valor como indicadores de biodiversidad y estado de conservación de los hábitat que ocupan está bien documentado (Van Tol y Verdonk, 1988; Collins y Thomas, 1991; Samways, 1994), incluso una de sus familias, los Coenagrionidae, ha sido propuesta recientemente como el mejor taxón indicador de biodiversidad de invertebrados en charcas (Briers y Biggs, 2003).

La fauna odonitológica de Extremadura se puede considerar como bien conocida en relación a otros grupos de Artrópodos. Exceptuando las citas puntuales o aquellas aparecidas en obras de carácter general existen trabajos que con mayor o menor amplitud geográfica han abordado la distribución de los Odonatos en la Comunidad Autónoma. De este modo, López-González (1983) realiza un estudio en la Sierra de Gredos en el que obtiene la distribución de 13 especies de Odonatos en una amplia zona del noreste cacereño. Posteriormente Ocharán (1985) cita 34 especies en un estudio realizado en toda la región extremeña. A este trabajo le sigue el de Benítez-Donoso (1990) que amplía el estudio de la distribución de los Odonatos en Extremadura y cita un total de 44 especies. Blanco y de Castro (1995) obtienen la distribución de estos insectos en la provincia de Cáceres, haciendo referencia a un total de 41 especies. Por último, Pérez-Bote y Ledesma Carpi (2001) realizan una nueva revisión y estiman un total de 47 especies, de las cuales 20 son anisópteros y 27 zigópteros (Tabla I).

Los Odonatos son el grupo de invertebrados que, comparativamente, tienen una mayor representación en catálogos y convenios sobre especies amenazadas (Tabla II), contando con 6 especies incluidas en las diferentes categorías del Catálogo Nacional (B.O.E. nº 72, de 24 de marzo de 2000). Además, los Odonatos son uno de los pocos grupos de invertebrados que ha sido objeto de actuaciones específicas para el mantenimiento e incremento de su diversidad, consistente en la recuperación, creación o modificación de zonas húmedas, en espacios naturales protegidos (Usher y Jefferson, 1991).

En el Catálogo Regional de Especies Amenazadas se incluyen a cuatro especies de Odonatos:

Coenagrion mercuriale

Distribución general: Europa meridional y central, norte de África.

Distribución ibérica: Presente en toda la Península. En Extremadura ha sido citada en: Barrado (Ocharán, 1985), La Garganta (Ocharán, 1985; Benítez-Donoso, 1990; Blanco y Castro, 1995), Jerte (Benítez-Donoso, 1990) y Jerez de los Caballeros (Benítez-Donoso, 1990).

Tabla I. Relación de los Odonatos de Extremadura

Suborden Zygoptera

- Familia Calopterygidae Buchecker, 1876
 - Caleopteryx haemorrhoidalis* (Van der Linden, 1825)
 - C. virgo* (Linnaeus, 1758)
 - C. xanthostoma* (Charpentier, 1825)
- Familia Lestidae Sélys, 1840
 - Sympetma fusca* (Van der Linden, 1820)
 - Lestes virens* (Charpentier, 1825)
 - L. barbarus* (Fabricius, 1798)
 - L. viridis* (Van der Linden, 1825)
 - L. dryas* Kirby, 1890
- Familia Platycnemididae Tillyard, 1938
 - Platycnemis acutipennis* Sélys, 1841
 - P. latipes* Rambur, 1842
- Familia Coenagriidae Needham, 1930
 - Pyrrhosoma nymphula* (Sulzer, 1776)
 - Ischnura graellsii* (Rambur, 1842)
 - I. pumilio* (Charpentier, 1825)
 - Coenagrion lindeni* (Sélys, 1840)
 - C. scitulu* (Rambur, 1842)
 - C. caerulescens* (Fonscombe, 1838)
 - C. tenellum* (Villers, 1758)
 - C. mercuriale* (Charpentier, 1840)
 - Enallagma cyathigerum* (Charpentier, 1840)
 - Erythromma viridulu* (Charpentier, 1840)



Suborden Anisoptera

- Familia Gomphidae Sélys, 1850
Gomphus pulchellus Sélys, 1840
G. graslini Rambur, 1842
Mesogomphus genei Sélys, 1841
Onychogomphus forcipatus (Linnaeus, 1758)
O. uncatus [Charpentier, 1840]
- Familia Aeshnidae, Sélys, 1850
Boyeira irene (Fonscolombe, 1838)
Aeshna cyanea [Müller, 1764]
A. mixta Latreille, 1805
Anax imperator Leach, 1815
A. parthenope Sélys, 1839
- Familia Cordulegasteridae Fraser, 1940
Cordulegaster boltonii (Donovan, 1807)
Sympetrum sanguineum [Müller, 1764]
S. fonscolombei [Sélys, 1840]
S. striolatum [Charpentier, 1840]
Trithemis annulata [Palisot de Beauvois, 1805]

Hábitat: Vive preferentemente asociada a cursos fluviales pequeños y de corriente moderada, con abundante vegetación acuática. En ocasiones se encuentra en aguas estancadas, igualmente con vegetación bien desarrollada.

Período de vuelo: Se extiende principalmente desde primeros de mayo hasta finales de septiembre, aunque existen citas de abril y de noviembre.

Estatus de conservación: En peligro, aunque en España está ampliamente distribuida. Es poco frecuente o muy rara en el resto de Europa. El principal factor de amenaza sobre esta especie es la destrucción de sus hábitats debido a cambios en los usos del suelo.

Tabla II. Catalogación de los Odonatos extremeños: 1, catálogo Regional de Especies Amenazadas (2001); 2, Catálogo Nacional de Especies Amenazadas; (2000) 3, Directiva de Hábitats; 4, Convenio de Berna; 5; Comité Europeo para la Protección de la Naturaleza y de los Recursos Naturales del Consejo de Europa (1988) (V, vulnerable; I.E., de interés especial; S.H.A., sensible a la alteración del hábitat; P.E., en peligro de extinción).

	C.R.E.A ¹	C.N.E.A ²	D.H ³	BERNA ⁴	C.E.P.N.R.S ⁵
<i>Coenagrion mercuriale</i>	V	I.E.	II	I.E.	P.E.
<i>C. caeruleum</i>	V	-	II	-	V
<i>Oxygastra curtisii</i>	I.E.	S.H.A.	II, IV	S.H.A.	P.E.
<i>Macromia splendens</i>	I.E.	P.E.	II, IV	P.E.	P.E.
<i>Gomphus graslinii</i>	I.E.	I.E.	II, IV	I.E.	V.

Coenagrion caerulescens

Distribución general: Suroeste de Europa y norte de África.

Distribución ibérica: Presente en toda la Península, salvo algunas zonas de la región cantábrica. En Extremadura ha sido citada en: Villafranca de los Barros (Navas, 1907) y Malpartida de Plasencia (Benítez-Donoso, 1990; Blanco y Castro, 1995).

Hábitat: Vive preferentemente asociada a cursos fluviales y de corriente moderada.

Período de vuelo: Se extiende principalmente desde primeros de mayo hasta finales de agosto.

Estatus de conservación: Es una especie poco abundante en la Península. El principal factor de amenaza es la destrucción de los habitats en los que vive.

Oxygastra curtisii

Distribución general: Sur de Francia, Península Ibérica y norte de Marruecos.

Distribución ibérica: Presente en Galicia, Asturias, Cataluña y Andalucía. En Extremadura ha sido citada en: Horcajo, Plasencia (Ocharán, 1985; Blanco y Castro, 1995), Carcaboso (Benítez-Donoso, 1990; Blanco y Castro 1995) y Casas del Castañar.

Hábitat: Ocupa zonas remansadas de ríos relativamente grandes, donde los fondos son de barro. Prefiere los tramos soleados y con orillas provistas de árboles o arbustos de ribera que hundan sus raíces en la orilla y sombrean el borde de las aguas.

Período de vuelo: Se inicia a principios de abril.

Estatus de conservación: No es una especie rara, aunque parece estar muy localizada. El principal factor de amenaza sobre esta especie es la altercación de los cauces que ocupa.

Macromia splendens

Distribución general: Francia y Península Ibérica.

Distribución ibérica: Fundamentalmente en la mitad oeste. En Extremadura ha sido citada en Plasencia (Benítez-Donoso, 1990; Blanco y Castro, 1995).

Hábitat: Vive preferentemente asociada a cursos fluviales pequeños y de corriente moderada, con abundante vegetación acuática. En ocasiones se encuentra en aguas estancadas, igualmente con vegetación bien desarrollada.

Período de vuelo: Se extiende principalmente desde primeros de mayo hasta finales de septiembre, aunque existen citas de abril y de noviembre.

Estatus de conservación: La especie es muy rara y parece muy localizada. El principal factor de amenaza sobre esta especie es la destrucción de sus habitats.

Gomphus graslini

Distribución general: Península Ibérica y sur de Francia.

Distribución ibérica: Es una especie muy rara, que aparece fundamentalmente en la mitad oeste. En Extremadura ha sido citada en: Cadalso (Ocharán, 1987), Casas del Castañar (Benítez-Donoso, 1990) y Plasencia (Ocharán,



1985; Blanco y Castro, 1995).

Hábitat: Aguas corrientes más bien lentas (con fondos terrosos), cauces medios (entre 1 y 4 m de anchura), con las márgenes sombreadas y el centro soleado, con vegetación emergente en los bordes, y sin estiaje de las aguas.

Período de vuelo: Entre primeros de junio y finales de julio.

Estatus de conservación: Las poblaciones parecen estabilizadas pero están sometidas a un peligro real debido al hecho de que son pequeñas y están bastante separadas. El principal factor de amenaza sobre esta especie es la alteración de los ríos que ocupa.

Los estudios sobre Odonatos en Extremadura se han limitado, hasta la fecha, a determinar la presencia o ausencia de las especies en determinadas áreas de mayor o menor extensión, sin que se haya abordado un exhaustivo inventariado que incluya todo el territorio de la Comunidad Autónoma. Dado que muchos de estos trabajos no son recientes, se puede afirmar que, en la actualidad, no existe un perfecto conocimiento de la distribución de los Odonatos en Extremadura ni, por tanto, de sus requerimientos ecológicos, estado de conservación y factores de amenaza. Dado que cuatro de las especies que pueblan la región extremeña se encuentran recogidas bajo diversas figuras de protección, sería conveniente llevar a cabo las siguientes acciones:

- Cartografiado de las especies en cuadrículas 10 x 10.
- Determinación del estado de conservación de las especies.
- Análisis de los factores de amenaza.
- Propuesta de medidas correctoras.
- Establecimiento de zonas de protección en base a la fauna odonitológica.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguesse, P. 1962. Quelques Odonates du Coto Doñana. Archivos del Instituto de Acclimatación, Almería, (CSIC), 11: 9-12.
- Aguesse, P. 1968. Les Odonates de l'Europe occidentale, du nord de l'Afrique et des Iles Atlantiques. Masson et Cie, Paris, 258 pp.
- Benítez-Donoso, A. 1990. Los Odonatos de Extremadura. Tesis de Licenciatura, Universidad de Oviedo, 178 pp.
- Benítez Morera, A. 1950. Los Odonatos de España. Trabajos del Instituto Español de Entomología, Madrid, 101 pp.
- Blanco, I. y de Castro, J. 1995. Los Odonatos de la provincia de Cáceres. *Aegyptus*, 13: 1-61.
- BRIERS, R.A. y BIGGS, J., 2003. Indicator taxa for the conservation pond invertebrate diversity. *Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems*, 13: 323-330.
- COLLINS, N.M. y J.A. THOMAS, 1991. The conservation of insects and their habitats. Academic Press Ltd., London, 450 pp.
- D'Aguilar, J., Dommanget, J.L y Préchac, R. 1987. Guía de los libélulas de Europa y África del Norte. Omega, Barcelona, 352 pp.

-
-
- DOMMANGET, J.L. 1998. Les libellules et leurs habitats. Eléments de gestion et restauration. Société Française d'Odonatologie, 20 pp.
- Ferreras Romero, M. 1982. Los Odonatos de Sierra Morena Central (Córdoba): aspectos faunísticos. Bol. Asoc. esp. Ent., 5: 13-23.
- Huertas, D. y Sánchez, J.I. 2000. Los Odonatos de la provincia de Huelva (Andalucía, España). Boletín de la Sociedad Entomológica Cordobesa, 12: 35-81.
- López González, R. 1983. Estudio de los Odonatos de la Sierra de Gredos. Aspectos faunísticos. Actas I Congreso Ibérico de Entomología, León: 399-408.
- Navas, L. 1907. Neurópteros de España y Portugal. Broteria, 6: 42-100.
- Ocharán, F.J. 1985. Odonatos de Extremadura y Salamanca de la colección del Departamento de Zoología de la Universidad de Oviedo. Bol. Cien. nat. I.D.E.A., 36: 109-125.
- SAMWAYS, M.J., 1994. Insect Conservation Biology. Chapman & Hall, Londres, 358 pp.
- TOL, J. VAN y VERDONK, M.J. 1988. The protection of dragonflies (odonata) and their biotopes. European Committee for the Conservation of Nature and Natural Resources. council of Europe. Strasburg. 181 pp.
- USHER, M.B. y R.G. JEFFERSON, 1991. Creating New and Successional Habitats for Arthropods. In: COLLINS, N.M. & J.A. THOMAS (EDS.). The conservation of insects and their habitats: 263-291. Academic Press Ltd., London.



LAS MARIPOSAS DEL CORREDOR ECOLÓGICO Y DE BIODIVERSIDAD “RÍO ALCARRACHE” (SUROESTE DE EXTREMADURA)

(Insecta, Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea)

Manuel Martín Alzás

Director del C. E. B. Río Alcarrache

INTRODUCCIÓN

Los estudios lepidopterológicos en España se iniciaron a finales del S. XVII y principios del XIX, entre los que destacan los de RAMBUR(1842) y GRAELLS (1853), continuados por Ajenjo (1966) y después por toda una serie de entomólogos, entre los que hay que citar a Viejo Montesinos, Marín Cano, García Barros, López Munguira, y un largo etc. Estos estudios se han dirigido a territorios siempre fuera de Extremadura.

Los estudios lepidopterológicos en la Comunidad Autónoma de Extremadura se han dirigido, sobre todo, al norte de la provincia de Cáceres, entre los que figuran los de CALLEJO (1974, 1975 Y 1977), DE CASTRO (1983), HILADERAS (1978), NOVOA (1995), SÁNCHEZ PASCUAL (1985) Y VICENTE ORELLANA (1996). En lo que respecta a la provincia de Badajoz, más escasos, podemos citar a EXPÓSITO (1975), NOVOA (1995) y [MARTÍN, 1992 y 2000]. Referido a todo el territorio extremeño cabe destacar a VILLANUEVA et al (1997).

El trabajo que presentamos se circunscribe al área del río Alcarrache, recientemente declarado ENP y LIC, bajo la figura de “Corredor Ecológico y de Biodiversidad” (D.O.E. nº 82 de 17-julio-2001). Esta cuenca hidrográfica, situada en el sw de Extremadura, queda situada desde el punto de vista geológico en terrenos Precámbricos y Paleozoicos.

El área, enmarcada en el piso mesomediterráneo, queda definida por la facie mariaánico pacense, con las series luso-extremadurenses y termófila. La vegetación riparia, está definida por formaciones de tamujos [*S. tinctoria*] y de adelfas [*N. oleander*].

Actualmente la cubierta vegetal está formada por distintas formaciones seriales de aquella climáx (matorrales de *Retama* sp, *Cistus* sp. y áreas adhesadas), además de olivares y otros cultivos.

Durante ocho temporadas (1992-99) se tomaron muestras, con periodicidad mensual (febrero-noviembre), en las ocho cuadrículas UTM (10X10) que cubren la cuenca del Alcarrache, durante hora y media, con dos mangas (30 y 40 cm. de diámetro).

Con los datos obtenidos se calculó la diversidad (SHANNON-WEAVER, 1957), similitud faunística entre cuadrículas (SORENSEN, 1948).

Quedando, por tanto, definida la fauna de ropalóceros de Corredor Ecológico y de Biodiversidad del Río Alcarrache por que allí viven 50 especies (34% del total extremo, 35% con respecto a Cáceres y 52% de las citadas para Badajoz), agrupadas en 35 géneros y 5 familias, estando ampliamente representado el satirino *C. pamphilus*, seguido del piérido *P. rapae* y escasamente representadas las especies *E. tagis*, *P. batsheba*, *L. roboris* y *Q. querecus*. Parece exclusiva del tramo alto *N. polychloros* y del medio y bajo *S. esculi*. Las medidas de diversidad indican que este parámetro disminuye con la altitud. Quedando los índices de similitud por encima del 80%.

ÁREA DE ESTUDIO

El río Alcarrache discurre por el SW de Extremadura, dejando fluir sus aguas al Guadiana por su margen izquierda, en Portugal.

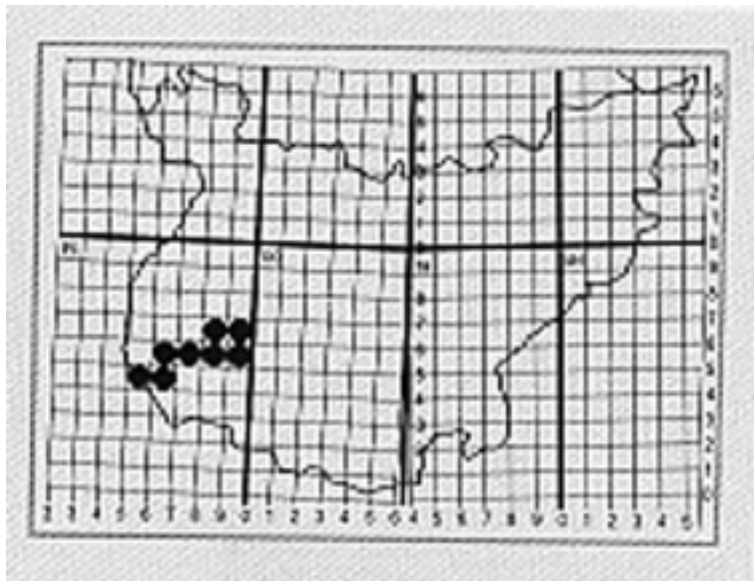
El valle excavado queda delimitado al norte por los llanos de Olivenza y al sur por las Sierras de Jerez de los Caballeros. Se inicia entre las sierras de Santa María y Brava. Con un régimen temporal, dependiente de las precipitaciones anuales, riega los términos de Barcarrota, Higuera de Vargas, Alconchel y Villanueva del Fresno.

El río ha excavado terrenos del Precámbrico y Paleozoico, dejando al descubierto esquistos, grauvacas y pizarras, que contactan con areniscas cámbricas. En su tramo medio discurre por terrenos intrusivos, los granitos hercínicos de Barcarrota. Antes de entrar en Portugal desgasta sedimentos cámbricos (pizarras, areniscas, calizas y dolomías), ordovícicos medio y superior (pizarras) y silúricos (pizarras con graptolitos).

Sobre los suelos (tierras pardas meridionales) se ha instalado una vegetación característica, enmarcada el piso mesomediterráneo (RIVAS-MARTÍNEZ, 1985), representada por la encina carrasca (*Q. ilex*). El valle comienza en la faciación mariánico-pacense calcícola para, inmediatamente, continuar en la serie mesomediterránea luso-extremadurensis seco subhúmeda silícola de la encina. La vegetación de este valle termina siendo característica de un mayor grado de termicidad.

La vegetación riparia queda caracterizada por formaciones de adelfas (*N. olean-der*) y tamujos (*S. tinctoria*), además de áreas de juncales (*Juncus* sp.).

Actualmente en el área se han instalado distintas formaciones seriales, como consecuencia de incendios los incendios periódicos y, sobre todo, de la actividad humana. De esta forma podemos distinguir en los primeros metros del recorrido del río un espeso matorral de retama (*R. sphaerocarpa*), termina con áreas de cultivos de olivar y, en la mayor parte del valle se mantienen importantes dehesas de encinas con algunas agrupaciones de alcornoques. Pueden reconocerse, sobre todo en los tramos más bajos, algunos cultivos hortícolas (pequeñas huertas).



MATERIAL Y MÉTODO

Se tomaran muestras en ocho cuadrículas UTM de 10 km. de lado, con periodicidad mensual, entre febrero y noviembre. El material utilizado es el habitual cuando el objeto de estudio son los imagos de estos insectos, es decir la típica manga entomológica.

El método utilizado consistía en hacer recorridos (transectos) siguiendo siempre la misma dirección y durante hora y media se capturaron todas las mariposas que nos fue posible. También se tuvieron en cuenta aquellos ejemplares que, a pesar de no poder capturarlos, fueron reconocidos de "visu". Todas las capturas se hicieron con dos mangas entomológicas de 30 y 40 cm. de diámetro, respectivamente. Todas las capturas efectuadas se conservan depositadas en el laboratorio de Ciencias Naturales del I.E.S. de Barcarrota (Badajoz).

Para la determinación de los ejemplares capturados se utilizaron diferentes claves y guía. En la ordenación sistemática se siguió principalmente a VIVES MORENO (1994).

Con los datos de cada estación de muestreo se confeccionó la lista de especies y se determinó la diversidad (SHANNON-WEAVER, 1957), así como la similitud faunística (SORENSENS, 1948) entre las ocho cuadrículas.

RESULTADOS

Lista sistemática de especies

Resumimos tabulada la lista de especies que viven en el área estudiada, con indicación de superfamilia, familia y subfamilia:

Superfamilia	Familia	Subfamilia	Especie
HESPERIOIDEA (Latreille, 1809)	Hesperiidae (Latreille, 1809)	Hesperiinae (Latreille, 1809) Pterginae (Speyer, 1879)	<i>Thymelicus Acteón</i> (Rottemburg, 1775) <i>Carcharodus alceae</i> Esper, 1780 <i>Spialia sertorius</i> Hoffmannsegg, 1804
PAPILIONOIDEA (Latreille, 1802)	PAPILIONIDAE (Latreille, 1809)	PAPILIONINAE (Latreille, 1809)	<i>Papilio machaon</i> Linnaeus, 1758 <i>Iphiclides feisthamelii</i> Duponchel, 1832 <i>Zerynthia rumina</i> Linnaeus, 1858 <i>Colias crocea</i> Geoffroy, 1785 <i>Gonepteryx cleopatra</i> Linnaeus, 1785 <i>Euchloe crmeri</i> Butler, 1869 <i>Euchloe belemia</i> Esper, 1804 <i>Euchloe tagis</i> Hübner, 1804 <i>Pieris brassicae</i> Linnaeus 1758 <i>Pieris rapae</i> Linnaeus, 1758 <i>Pontia daplidice</i> Linnaeus, 1758 <i>Nymphalis polychloros</i> Linnaeus, 1758 <i>Vanessa atalanta</i> Linnaeus, 1758 <i>Vanessa cardui</i> Linnaeus, 1758 <i>Polígona c-album</i> Linnaeus, 1758 <i>Pandoriana pandora</i> Deis&scjfermüller, 1775 <i>Issoria Latona</i> Linnaeus, 1775 <i>Pararge aegeria</i> Linnaeus, 1758
	PIERIDAE Duponchel, 1835	PARNASIINAE Duponchel, 1835 COLIANIDAE (Swainson, 1827) ANTOCHARINAE Scudder, 1889 PIERINAE Duponchel, 1835	
	NYMPHALOIDEA Swainson, 1827	HYMPHALIDAE Swainson, 1827	
		ARGYNNINAE Seitz, 1913	
PAPILIONOIDEA (Latreille, 1802)	NYMPHALOIDEA Swainson, 1827	SATYRINAE Boisduval, 1833	<i>Lasiommata megera</i> Linnaeus, 1758 <i>Coenonympha pamphilus</i> Linnaeus, 1758 <i>Maniola jurtina</i> Linnaeus, 1758 <i>Hyponephele lupina</i> Costa, 1836 <i>Pyronia bathseba</i> Fabricius, 1793 <i>Pyronia cecilia</i> Vallantin, 1894 <i>Melanargia ines</i> Hoffmannsegg, 1804 <i>Hypparchia statilinus</i> , Hufnagel, 1766



.../...

Superfamilia
LYCAENOIDEA
Leach, 1815

Familia
LYCAENIDAE
Leach, 1815

Subfamilia
Theclinae
Swainson, 1831

Especie
Queecusia quercus
Linnaeus, 1758
Laeosopsis roboris
Esper, 1793
Tomares ballus
Fabricius, 1787
Satyrium esculi
Hübner, 1806
Callophrys rubi
Linnaeus, 1758
Lycaena paleas
Linnaeus, 1761
Lampides boeticus
Linnaeus, 1758
Cacyreus marshali
Butler, 1898
Leptotes pirithous
Linnaeus, 1758
Celastrina argiolus
Linnaeus, 1758
Glaucopsyche melanops
Boisduval, 1828
Aricia cramera
Eschscholt, 1921
Polyommatus icarus
Rottemburg, 1775

LYCAENINAE
Leach, 1815
Polyommatinae
Swainson, 1827

PRESENCIA POR CUADRÍCULAS UTM (10X10)

En la siguiente tabla se dan los resultados obtenidos en cuanto a la presencia de cada una de las especies encontradas en la cuenca del río Alcarrache. En ella se hace constar las citas anteriores (+) y las nuevas (++).

	29SPS54	29SPC64	29SPC65	29SPC75	29SPC86	29SPC85	29SPC95	29SPC96
<i>T. Acteón</i>				++	+	++	+	++
<i>C. alceae</i>		+			+		+	++
<i>S. sertorius</i>				+	+	++	+	+
<i>P. machaon</i>		+		+	+	++	+	+
<i>I. feisthamelii</i>	++	+		+	+		+	+
<i>Z. rumina</i>		+	++	+	+	+	+	+
<i>C. crocea</i>	++	+	++	+	+	+	+	+
<i>G. cleopatra</i>								
<i>E. crameri</i>	++	+	++	+	+	++	+	+
<i>E. belemia</i>	++	+	++	+	+	+	+	+
<i>E. tagis</i>								++
<i>P. brassicae</i>	++	+		+	+	+	+	++
<i>P. rapae</i>	++	+	++	+	+	+	+	+
<i>P. daplidice</i>	++	+	++	+	+	+	+	++
<i>N. polychoros</i>				++	+	++	+	++
<i>V. atalanta</i>		+		+	+	+	+	+
<i>V. cardui</i>	++	+	++	+	+	++	+	+
<i>P. c-album</i>					+		+	
<i>P. pandora</i>					+	++	+	++
<i>I. Latona</i>		++			+	++		
<i>P. aegeria</i>	++	+		++	+	+	+	+
<i>L. megera</i>	++	+		+	+	+	+	+
<i>C. pamphilus</i>	++	+	++	+	+	+	+	+
<i>M. jurtina</i>	++	++	++	++	+	++	+	+
<i>H. lupina</i>	++	++	++					++
<i>P. bathseba</i>								++
<i>P. cecilia</i>	++	++		++	+	++	++	++
<i>M. ines</i>			++		+	++	+	+
<i>H. statilinus</i>					+	++	++	
<i>Q. quercus</i>					+			
<i>L. roboris</i>					++			
<i>T. ballus</i>					+	+	+	+
<i>S. esculi</i>	++	++	++		+			
<i>C. rubi</i>	++	+		+	+			+
<i>L. paleas</i>	++	+	++	+	+	+	+	+
<i>L. boeticus</i>		++		++	+	+	+	+
<i>C. marshalli</i>					++			
<i>L. pirthous</i>	++	++		++	+	+	+	+
<i>C. argiolus</i>		+		++	++	++		+
<i>G. melanops</i>		+			+		+	++
<i>A. cramera</i>	++	++	++	++	+	++	+	+
<i>P. icarus</i>	++	+		+	+	+	+	++
Nº de especies	19	29	14	28	40	30	33	36



FENOLOGÍA

Seguidamente se indican tabulados los datos correspondientes a presencia de las especies citadas por meses. Siempre recordando que nos estamos refiriendo a adultos, de la observación de la tabla deduciremos los períodos de vuelo de cada especie en el áreas del Alcarrache.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>T. Acteón</i>					+	+						
<i>C. alceae</i>					+	+	+					
<i>S. sertorius</i>				+			+					
<i>P. machaon</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+		
<i>I. feisthamelii</i>			+	+	+	+	+	+				
<i>Z. rumina</i>			+	+								
<i>C. crocea</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>G. cleopatra</i>	+	+	+			+	+	+		+		
<i>E. crameri</i>		+	+	+	+	+						
<i>E. belemia</i>	+	+	+	+	+	+				+		
<i>E. tagis</i>		+	+									
<i>P. brassicae</i>		+	+	+	+	+		+		+		
<i>P. rapae</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>P. daplidice</i>		+	+	+	+		+	+	+	+		
<i>N. polychoros</i>		+	+		+							
<i>V. atalanta</i>	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+
<i>V. cardui</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>P. c-album</i>						+				+		
<i>P. pandora</i>						+	+	+	+	+		
<i>I. Latona</i>			+	+					+	+		
<i>P. aegeria</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+		
<i>L. megera</i>	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	
<i>C. pamphilus</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>M. jurtina</i>						+	+	+	+	+		
<i>H. lupina</i>					+	+	+	+	+	+		
<i>P. bathseba</i>					+							
<i>P. cecilia</i>					+	+	+	+	+			
<i>M. ines</i>				+	+	+						
<i>H. statilinus</i>							+		+	+		
<i>Q. quercus</i>						+						
<i>L. roboris</i>					+							
<i>T. ballus</i>		+	+									
<i>S. esculi</i>				+	+							
<i>C. rubi</i>				+								
<i>L. paleas</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>L. boeticus</i>					+	+	+	+	+	+		
<i>C. marshalli</i>					+	+	+	+	+	+		
<i>L. pirithous</i>				+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>C. argiolus</i>		+	+		+	+	+	+		+		

.../...

.../...	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>G. melanops</i>			+	+	+							
<i>A. cramera</i>			+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>P. icarus</i>			+	+	+	+	+	+	+	+		
Nº de especies	6	18	25	24	31	29	24	23	20	25	9	1

ÍNDICES DE SIMILITUD

Para el cálculo de este índice hemos utilizado la expresión de Sorensen (1948), en el que se tiene en cuenta la relación entre las especies compartidas por dos inventarios y la suma de las existentes en cada uno de los inventarios, expresándose en porcentaje.

$$IS = [(2C / (A + B)) \times 100]$$

Donde:

c: número de especies que están presentes en ambos inventarios

a: número de especies del inventario A

b: número de especies del inventario B

Cuando hemos comparado los distintos tramos del río, los resultados obtenidos quedan reflejados en la tabla siguiente:

	ALTO	MEDIO	BAJO
ALTO	—	92,1%	96,6%
MEDIO	35	—	86,6%
BAJO	29	29	—

La parte superior de la tabla representa los índices de similitud y la parte inferior las especies compartidas.

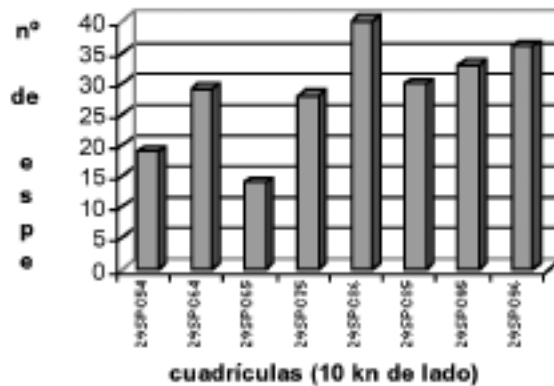
Por otra parte, si consideramos las similitudes entre las distintas cuadrículas consideradas, los resultados son los siguientes:



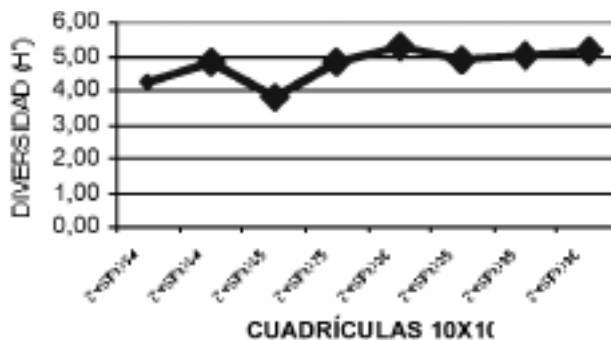
	29SPC96	29SPC95	29SPC85	29SPC86	29SPC75	29SPC65	29SPC64	29SPC54
29SPC96	—	89,6	84,4	87,7	87,1	53,1	84,4	69,1
29SPC95	20	—	88,5	91,4	84,7	52,2	75,4	65,4
29SPC85	22	16	—	86,6	85,7	55,8	65,5	61,2
29SPC86	29	22	22	—	83,1	50,0	53,7	65,5
29SPC75	21	15	16	21	—	53,7	42,9	76,6
29SPC65	13	10	12	13	9	—	93,0	70,6
29SPC64	20	17	16	22	16	12	—	81,6
29SPC54	18	16	13	18	14	12	17	—

NÚMERO DE ESPECIES Y DIVERSIDAD

La comunidad de mariposas del Alcarrache, no se manifiesta de igual forma en toda su extensión como se pone de manifiesto en el siguiente diagrama de barras:



Consecuencia de la distinta distribución de las diversas especies de esta comunidad, cada una de ellas repartida por diferentes cuadrículas UTM (10x10), es la distribución de la diversidad en el área de estudio, como se pone de manifiesto en la siguiente gráfica:

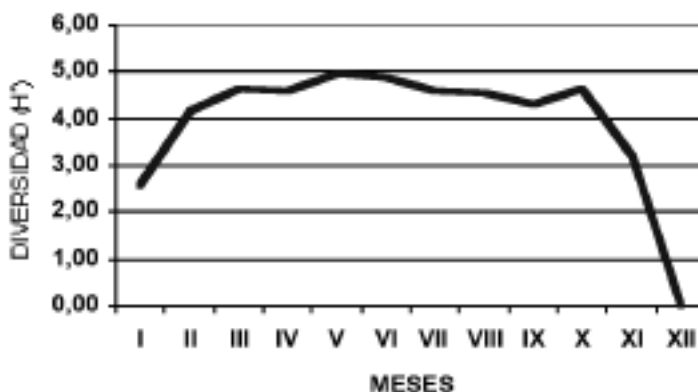
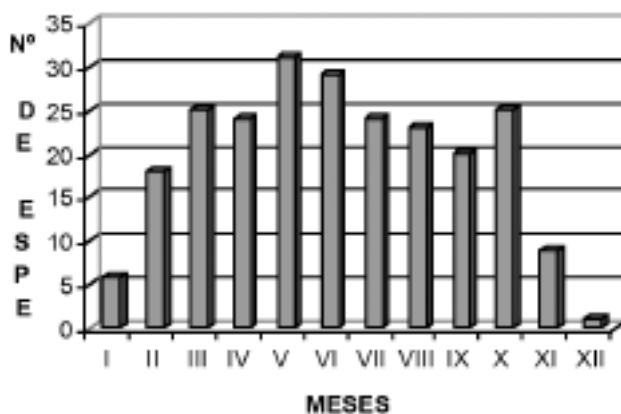


Para el cálculo de la diversidad hemos seguido el más utilizado cuando se pretende medirla a nivel de comunidades, es decir, el de Shannon-Weiner, expresado como:

$$H' = \text{LOG}_2 S$$

Donde: S , es el número de especies y H' , el el valor máximo de diversidad en el supuesto de que todas las especies estuvieran representadas de igual forma en el medio. Es decir cuando la equitatividad de la comunidad es máxima.

Como se desprende de la tabla donde quedan representados los datos fenológicos (en cuanto a período de vuelo) de cada especie, el número de especies y, como consecuencia el valor de la diversidad, es variable a lo largo del año. Esto es precisamente lo que pretendemos representar en las gráficas siguientes:



DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En la cuenca del Alcarrache viven cincuenta especies de lepidópteros ropalóceos (Hesperioidea y Papilionoidea), agrupados en treinta y cinco géneros y cinco familias. Las especies encontradas en el área representan el 34,7% del total extremeño, el 35,6% de las citadas para Cáceres y 51,8% de las de Badajoz.



Si consideramos las especies por separado, podremos deducir que la más abundantemente representada es el satirino *C. pamphilus*, siguiéndole el piérido *P. rapae* (15% y 12%, respectivamente, del total de capturas). Por el contrario las especies menos abundantes son *E. tagis*, *P. bathseba*, *L. roboris* y *Q. Quercus*, que alcanzan sólo el 0,05% de capturas.

Considerando la repartición por el territorio que nos ocupa, debemos destacar que *E. tagis* y *P. bathseba*, sólo las hemos encontrado en la cuadrícula 29SPC96, que se encuentra en el tramo alto del río, y *Q. Quercus* y *L. roboris*, se distribuyen por el tramo medio (cuadrícula 29SPC86). De Todas formas, y según tramos del río, aunque más extendidas, hemos comprobado que *N. polychloros* sólo está en el tramo alto, están presentes en los dos primeros tramos (alto y medio) *P. pandora*, *T. Ballus*, *S. Sertorius* y *T. Acteón* y solamente *S. Esculi* se distribuye por el tramo bajo del río.

En cuanto a similitudes faunísticas (Sorensen, 1948), los tres tramos del río presentan valores por encima del 80%. Esta misma característica se da también cuando consideramos cuadrículas, ya que la mayor parte de los pares considerados están entre 805 y 90%; la que menos parecido presenta con el resto es la 29SPC65.

Los datos obtenidos con respecto a la diversidad, parecen indicar una cierta uniformidad, la gráfica correspondiente refleja pocos altibajos. Sin embargo cuando se analiza con más detalle se observa como las cuadrículas correspondientes al tramo alto del río (mayor altitud) presentan valores más altos que las que forman parte del tramo medio y estas, a su vez, que las del tramo bajo.

A lo largo del año también se aprecian variaciones en los valores de diversidad (número de especies en vuelo). Tal como puede apreciarse en las gráficas correspondientes, el período favorable para el vuelo de estos insectos en el área del Alcarrache, se extiende, preferentemente, entre mediados de febrero (según condiciones climatológicas)-marzo y octubre. A partir de entonces la mayor parte de las especies se encuentran en ibernación (sea como huevo, oruga, pupa o imago). Por tanto, las diversidades mensuales son máximas en abril-mayo-junio, con un repunte que se da en octubre.

BIBLIOGRAFÍA

- AGENJO, R. 1969. Contribución al conocimiento de la faunula lepidopterológica ibérica. Sección de capturas VI. Graellsia.
- 1974. Contribución al conocimiento de la faunula lepidopterológica ibérica. Sección de capturas VIII. Graellsia.
- 1975. Contribución al conocimiento de la faunula lepidopterológica ibérica. Sección de capturas IX. Graellsia.
- DE CASTRO, J. 1983. mariposas diurnas del norte de Cáceres. I. C. El Brocense. Cáceres.
- FERNÁNDEZ-RUBIO, F. 1991. guía de mariposas diurnas de la Península Ibérica, Baleares, Canarias, Azores y Madeira. Pirámide. Madrid.
- FRANCO LÓPEZ, J. 1989. Manual de Ecología. Trillas. México D.F.
- GARCÍA-VILLANUEVA et al. 1997. Atlas de los lepidópteros ropalóceros de Extremadura (hesperioidea y Papilionoidea). Instituto Extremeño de Entomología. Badajoz.
- GÓMEZ BUSTILLO, M.R. Y FERNÁNDEZ RUBIO, F. 1974. mariposas de la península ibérica. Ropalóceros II. ICONA. Madrid.

- HIGGINS, L.G. Y RILEY, N.D. 1973. Guía de campo de las mariposas de España y de Europa. Omega. Barcelona.
- MARTÍN ALZÁS, M. 1992. Mariposas diurnas (Ropalóceros) en el término municipal de Barcarrota (Badajoz). MEC-CP Zafra y Ayuntamiento de Barcarrota.
- . *Cacyreus marshalli* BUTLER, 1889 se extiende por el suroeste de Badajoz. SHILAP Revta. Lepid., 22(87).
- . 1999. Mariposas del Alcarrache. Diputación de Badajoz. Badajoz.
- . 1999. Comunicación "Las mariposas de la cuenca del río Alcarrache (SW de Badajoz). Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperiooidea". XVII Jornadas de la Asociación española de Entomología. Bilbao.
- . 2.000. Comunicación "Las mariposas de la Sierra de Alconera y su entorno (Badajoz)". III Jornadas de la RSEHN en Extremadura. Barcarrota (Badajoz).
- . 2.001. Comunicación: Nuevos datos de la distribución de ropalóceros del SW de Extremadura (Insecta: Lepidoptera). XIX Jornadas de la Asociación española de Entomología.
- . 2.001. Comunicación: Las mariposas del Sw de Extremadura en relación con el paisaje (Lepidoptera: Hesperioidea & Papilionoidea). XIX Jornadas de la Asociación española de Entomología
- . 2.001. Comunicación: La familia Papilionidae en el SW de Extremadura (Insecta: Lepidoptera). XIX Jornadas de la Asociación española de Entomología.
- . 2.00. Comunicación titulada "los géneros Papilio, Iphiclides y Zerynthia en el suroeste de Extremadura. XIV Reunión Biental de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Murcia, 18-21 de septiembre.
- . 2.002. Comunicación: Los Ropalóceros de Extremadura, España (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea). X Congreso Ibérico de Entomología. Zamora, 16-20 de septiembre de 2.002.
- MARGALEF. 1974. Ecología. Omega. Barcelona.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1985. mapas de las series de vegetación de España. Salamanca, Valencia de Alcántara, Badajoz y Sevilla. Hojas nº: 12, 16, 17 y 22. E: 1:400.000. ICONA. Madrid.
- SÁNCHEZ, O. Y LÓPEZ, G.. 1988. A theoretical analysis of some indices of similarity as applied to Biogeography. Folia ent. Nex., 75.
- SCOBLE, M. J. 1992. The Lepidoptera. Form, function and diversity. Oxford. 404 pp.
- VIEDMA, M. G. Y GÓMEZ BUSTILLO, M. R. 1976. Libro Rojo de los lepidópteros Ibéricos. Servicio de publicaciones del Ministerio de Agricultura. ICONA. Madrid.
- . 1985. Revisión del Libro Rojo de los Lepidópteros Ibéricos. ICONA. Monografía nº 42. Madrid.
- VIEJO MONTESINOS, J. L. 1986. Las comunidades de mariposas de la depresión del Tajo (España): Fauna de cada paisaje. Bol. R. Soc. Hist. Nat., 82 (1-4).
- VIEJO MONTESINOS, J.L. Y GARCÍA DE VIEDMA, M. 1988. Nuestros bosques y la conservación de las mariposas en el centro de la Península Ibérica (Lep. Papilionoidea y Hesperioidea). Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Biol.), 84 (1-2).
- VIEJO MONTESINOS et al. 1992. Las regiones lepidopterológicas del norte de España. Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.), 88(1-4).
- VIVES MORENO, A. 1994. catálogo sistemático y sinónimo de los lepidópteros de la Península Ibérica y Baleares (Insecta. Lepidoptera) (Segunda parte). Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid.



CENSO DE AVES ACUATICAS INVERNANTES EN EXTREMADURA 2002/2003

*Tomás Velasco (coordinador); Joaquín Sanz Zuasti;
Jorge Fernández Layna*

Tajo

*José Luis Arroyo (coordinador); José Luis González;
Eduardo Sotolargo*

Alto Guadiana

Francisco Gragera (Coordinador); José María Benítez; José Elias

Bajo Guadiana

AGRADECIMIENTOS:

Marta G. Lozano; Luis Lozano, Juan José Ferrero, Pablo Alonso, Dolores Cuadra, Antonio Acha. María José Aramburu

1.- INTRODUCCIÓN

Los censos de aves acuáticas invernantes comienzan realizarse en España en 1960, coordinándose con los realizados en otros países a través del International Waterfowl Research Bureau (IWRB). En la actualidad se continua esta labor, correspondiendo la coordinación a nivel internacional al International Waterbird Censuses (IWC) (Gilissen *et al.* 2002).

Los primeros censos invernales de acuáticas en nuestro país fueron promovidos y coordinados, en un primer momento, por la Sociedad Española de Ornitología (SEO), pero a partir de los años 90 la mayoría de las Comunidades Autónomas asumen la responsabilidad de su financiación, coordinación y realización.

Los resultados que se han ido obteniendo en estos años han tenido reflejo en una serie de publicaciones que comenzaron con un trabajo recopilatorio del Profesor Bernis en 1964 y continuaron apareciendo de forma más o menos periódica (Bernis, 1972; Araujo y García Rua, 1973; Araujo, 1978; Carbonell y Muñoz-Cobo, 1980; Ena y Purroy, 1982, 1984, 1985; Troya y Bernues, 1990; Martí y Del Moral 2002, 2004). Los datos ofrecidos en estas publicaciones son desiguales, tanto en el número de luga-

res censados como en el esfuerzo que año tras año se ha ido aplicando. Martí y del Moral (2002; 2004) hacen las últimas y más actualizadas de las revisiones sobre estos censos y apuntan que desde 1965 (inicio de los censos) hasta el presente existen datos de más de 15.000 censos procedentes de más de 2.600 humedales.

En el caso concreto de Extremadura la información disponible es ciertamente escasa (Martí, y Del Moral, 2002; 2004). Mientras que en los primeros años de seguimiento (años 70 y 80) se llegaron a censar más de 70 humedales por campaña, a partir de mediados de los 90 no existen datos disponibles.

La necesidad de cubrir este vacío junto al hecho de que informaciones dispersas recientes concedieran una cierta importancia a los humedales extremeños como zonas de invernada para aves acuáticas en el contexto nacional, hacía muy necesario reiniciar el seguimiento y censo de algunos de los humedales más significativos. En este sentido se enmarca el presente artículo que ofrece los resultados de los censos que, promovidos por la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura, se llevaron a cabo en diciembre de 2002 y enero de 2003 en 26 humedales.

2.- HUMEDALES CENSADOS

Los humedales a visitar fueron seleccionados por la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente (Junta de Extremadura). En las Tablas 1a, 1b, se detallan todas las localidades visitadas indicando provincia, término municipal, cuenca y coordenadas UTM (en el caso del río Zújar se referencia el punto de inicio del transecto, que finalizó a la altura de la localidad de Villanueva de la Serena, Badajoz).

Tabla 1a.- Humedales censados en la cuenca del Tajo

NOMBRE HUMEDAL	PROVINCIA	MUNICIPIO	CUENCA
<i>Embalse de Valdecañas</i>	<i>Cáceres</i>	<i>Belvis de Monroy</i>	<i>Tajo</i>
<i>Embalse de Alcántara</i>	<i>Cáceres</i>	<i>Alcántara</i>	<i>Tajo</i>
<i>Embalse de Talaván</i>	<i>Cáceres</i>	<i>Talaván</i>	<i>Tajo</i>
<i>Embalse de Arrocampo</i>	<i>Cáceres</i>	<i>Romangordo</i>	<i>Tajo</i>
<i>Embalse de Guadiloba</i>	<i>Cáceres</i>	<i>Cáceres</i>	<i>Tajo</i>
<i>Embalse de Gabriel y Galán</i>	<i>Cáceres</i>	<i>Zarza de Granadilla</i>	<i>Tajo</i>
<i>Embalse del Borbollón</i>	<i>Cáceres</i>	<i>Moraleja</i>	<i>Tajo</i>
<i>Embalse del Tozo</i>	<i>Cáceres</i>	<i>Torrebillas de la Tiesa</i>	<i>Tajo</i>



Tabla 1b.- Humedales censados en la cuenca del Guadiana

NOMBRE HUMEDAL	PROVINCIA	MUNICIPIO	CUENCA
<i>Embalse de Sierra Brava</i>	<i>Cáceres</i>	<i>Zorita</i>	<i>Guadiana (norte)</i>
<i>Charcas de Casas del Hito</i>	<i>Cáceres</i>	<i>Madrigalejo-Navalvillar de Pela</i>	<i>Guadiana (norte)</i>
<i>Arrozales de Vegas Altas</i>	<i>Cáceres/ Badajoz</i>	<i>Miajadas-Navalvillar de Pela</i>	<i>Guadiana (norte)</i>
<i>Embalse de Orellana</i>	<i>Badajoz</i>	<i>Navalvillar de Pela</i>	<i>Guadiana (norte)</i>
<i>Río Zújar</i>	<i>Badajoz</i>	<i>Villanueva de la Serena</i>	<i>Guadiana (norte)</i>
<i>Embalse del Zújar</i>	<i>Badajoz</i>	<i>Esparragosa de Lares</i>	<i>Guadiana (norte)</i>
<i>Embalse de la Serena</i>	<i>Badajoz</i>	<i>Esparragosa de Lares</i>	<i>Guadiana (norte)</i>
<i>Embalse de Alange</i>	<i>Badajoz</i>	<i>Alange-Almendralejo-La Zarza- Villagonzalo-Oliva de Medida- Puebla de la Reina</i>	<i>Guadiana (sur)</i>
<i>Embalse de los Canchales</i>	<i>Badajoz</i>	<i>La Garrovilla-Montijo</i>	<i>Guadiana (sur)</i>
<i>Embalse de Valueno</i>	<i>Badajoz</i>	<i>Jerez de los Caballeros</i>	<i>Guadiana (sur)</i>
<i>Embalse de Arroyo Conejo</i>	<i>Badajoz</i>	<i>Berlanga-Higuera de Llenera- Llenera</i>	<i>Guadiana (sur)</i>
<i>Embalse de Montijo</i>	<i>Badajoz</i>	<i>Mérida</i>	<i>Guadiana (sur)</i>
<i>Embalse del Cubilar</i>	<i>Cáceres</i>	<i>Logrosán</i>	<i>Guadiana (norte)</i>
<i>Embalse de Rucas</i>	<i>Cáceres</i>	<i>Logrosán</i>	<i>Guadiana (norte)</i>
<i>Balsas del Zújar (3)</i>	<i>Badajoz</i>	<i>Villanueva de la Serena</i>	<i>Guadiana (norte)</i>
<i>Embalse de Gargáligas</i>	<i>Badajoz</i>	<i>Puebla de Alcocer</i>	<i>Guadiana (norte)</i>

3. METODOLOGÍA

Los humedales a censar se dividieron por razones operativas en tres zonas: Tajo, Guadiana norte y Guadiana Sur. Cada zona fue cubierta por un equipo de censo con un responsable o coordinador y un número variable de colaboradores.

Cada uno de estos equipos estuvo formado por al menos tres personas. Para el censo de los grandes embalses del Guadiana (Orellana, La Serena), se emplearon embarcaciones a motor que actuaron de forma simultánea (Alcántara no se considero necesario). En Orellana, además de con los dos equipos de censo, se contó con la ayuda de observadores que realizaron conteos simultáneos en zonas poco accesibles desde el agua.

En todos los humedales, (salvo Embalse de Rucas y Embalse de Gargáligas), se realizaron dos censos uno en Diciembre de 2002 (los días 21/22 y 28/29) y otro en enero de 2003 (18/19 y 25/26). La fecha de enero se eligió pensando en coincidir con el periodo de mayor estabilidad de las poblaciones de aves acuáticas en sus localidades de invernada, periodo que es aprovechado para realizar los conteos coordinados en todo el Paleártico Occidental y Suroeste de Asia (Gilissen et al., 2002). En el segundo censo (enero) se procuro respetar la hora y el itinerario de censo anterior.

En el caso de los ralidos, los datos ofrecidos en el censo no muestran los efectivos de estas especies en los humedales extremeños. Su calculo necesitaría de una metodología concreta para este grupo, que en el trabajo que se presenta no se ha llevado a cabo.

A partir de los datos numéricos obtenidos en cada humedal se han calculado tres índices, a modo de descriptores ecológicos (Blondel 1985, Margalef 1986), habitualmente utilizados para caracterizar las comunidades en humedales:

En cada humedal se calcularon los siguientes índices:

- **Diversidad estacional:** (H') : $-S \sum (p_i)(\log_e p_i)$ donde p_i es la proporción de individuos que pertenecen a la especie i . Según la función de Shannon-Weaver, (H') pondera el número de especies de una población por sus abundancias relativas. Este índice expresa el nivel de complejidad de la población invernante en cada humedal.
- **Riqueza total (S'):** número de especies detectadas auditiva y visualmente.
- **Dominancia de la especie más abundante [D1]:** $(D_i/F)*100$ es el porcentaje que supone la especie más abundante (D_i) con respecto al total de aves censadas (F)

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Población invernante. Número y distribución

Se han censado en total 26 humedales, obteniendo un mínimo de 143.846 aves acuáticas (mes de diciembre) y un máximo de 221.629 aves (en enero) pertenecientes a 55 especies diferentes. En la Tabla 2 (en páginas siguientes) se muestran los resultados globales obtenidos para el conjunto de Extremadura en los meses de diciembre (2002) y enero (2003).

El ánade azulón (*Anas platyrhynchos*) fue la especie más abundante registrada durante el censo invernal acumulando el 23,7% de las aves censadas en diciembre y el 19,1% en enero. En este último mes se contabilizaron más de 40.000 azulones, el 94% invernando en los humedales de la cuenca del Guadiana. Otras dos especies de anátidas con cifras destacables son la cerceta común (*A. crecca*), con el 13,3% en diciembre y el 17,9% en enero (con cerca de 40.000 cercetas censadas en este mes), seguida del cuchara común (*A. clypeata*), con el 12,9% en diciembre y el 17,2% en enero, y 38.000 cucharas censados en enero. En general los anseriformes, fue el orden más abundante, en cuanto a especies, doce, y aves, con un censo superior a las 150.000 aves en enero de 2003.



Tabla 2

GUADIANA	GUADIANA NORTE			GUADIANA N. (VEGAS ALTAS)			GUADIANA SUR			GUADIANA		
	Diciem- bre	Enero	%	Diciem- bre	Enero	%	Diciem- bre	Enero	%	Diciem- bre	Enero	%
ORDEN ANSERIFORMES	74692	138257	90.76	81230	131197	81,01	3446	4121	26.34	78138	142453	74.29
Familia Anatidae	74692	138257	90.76	81230	131197	81,01	3446	4121	26.34	78138	142453	74.29
Ánsar común (<i>Anser anser</i>)	608	1002	0.66	580	1027	0.63	418	705	4.51	1026	1747	0.91
Ánsar indio (<i>Anser indicus</i>)				0	0	0,00						
Silbón europeo (<i>Anas penelope</i>)	456	253	0.17	445	94	0.06	364	514	3.29	820	767	0.40
Ánade friso (<i>Anas strepera</i>)	1561	1548	1.02	1345	1455	0.90	111	179	1.14	1672	1727	0.90
Cerceta común (<i>Anas crecca</i>)	17625	38522	25.29	17466	36165	22.33	155	152	0.97	17780	38674	20.17
Ánade azulón (<i>Anas platyrhynchos</i>)	28006	37742	24.78	22724	33860	20.91	2264	2269	14.50	30270	40046	20.88
Ánade rabudo (<i>Anas acuta</i>)	6720	19268	12.65	19030	18894	11,67	18	117	0.75	6738	19385	10.11
Cerceta carretona (<i>Anas querquedula</i>)		2	0.00	0	2	0,00					2	0.00
Cuchara común (<i>Anas clypeata</i>)	18352	37810	24.82	18362	37805	23.34	102	183	1.17	18454	37993	19.81
Pato colorado (<i>Netta rufina</i>)	6	94	0.06	6	0	0,00				6	94	0.05
Porrón europeo (<i>Aythya ferina</i>)	1218	1939	1.27	1144	1835	1,13	14	2	0.01	1232	1941	1.01
Porrón moñudo (<i>Aythya fuligula</i>)	140	77	0.05	128	60	0,04				140	77	0.04
ORDEN PODICIPEDIFORMES	389	704	0.46	76	65	0,04	123	128	0.82	512	834	0.43
Familia Podicipedidae	389	704	0.46	76	65	0,04	123	128	0.82	512	834	0.43
Zampullín común (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	46	68	0.04	16	8	0,00	18	11	0.07	64	81	0.04
Somormujo lavanco (<i>Podiceps cristatus</i>)	328	571	0.37	52	26	0,02	105	117	0.75	433	688	0.36
Zampullín cuellinegro (<i>Podiceps nigricollis</i>)	15	65	0.04	8	31	0,02				15	65	0.03
ORDEN PELECANIFORMES	357	529	0.35	103	37	0,02	1491	1537	9.83	1854	2069	1.08
Familia Phalacrocoracidae	357	529	0.35	103	37	0,02	1491	1537	9.83	1854	2069	1.08
Cormorán grande (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	357	529	0.35	103	37	0,02	1491	1537	9.83	1854	2069	1.08
ORDEN CICONIIFORMES	688	302	0.20	698	676	0,42	2652	2346	15.00	3857	3232	1.69
Familia Ardeidae	280	170	0.11	513	463	0,29	2609	2140	13.68	3235	2702	1.41
Martinete común (<i>Nycticorax nycticorax</i>)				0	0	0,00	4	1	0.01	4	1	0.00
Garceta bueyera (<i>Bubulcus ibis</i>)	172	41	0.03	339	216	0,13	2400	1930	12.34	2776	2157	1.12
Garceta común (<i>Egretta garzetta</i>)	44	31	0.02	138	177	0,11	149	167	1.07	309	352	0.18
Garceta grande (<i>Egretta alba</i>)		1	0.00		5	0,00	20	12	0.08	20	17	0.01
Garza real (<i>Ardea cinerea</i>)	64	97	0.06	36	65	0,04	36	30	0.19	126	175	0.09

GUADIANA	GUADIANA NORTE				GUADIANA N. (VEGAS ALTAS)				GUADIANA SUR				GUADIANA			
	Diciem- bre	Enero	%	%	Diciem- bre	Enero	%	%	Diciem- bre	Enero	%	%	Diciem- bre	Enero	%	%
Familia Ciconiidae	408	132	0.47	0.09	185	213	0.18	0.13	34	204	0.18	1.30	613	528	0.52	0.28
Cigüeña negra (<i>Ciconia nigra</i>)	5	19	0.01	0.01	0	19	0.00	0.01	1	0.01	0.01	1.30	6	19	0.01	0.01
Cigüeña blanca (<i>Ciconia ciconia</i>)	403	113	0.46	0.07	185	194	0.18	0.12	33	204	0.18	1.30	607	509	0.51	0.27
Familia Threskiornithidae					0	0	0.00	0.00	9	2	0.05	0.01	9	2	0.01	0.00
Espátula común (<i>Platalea leucorodia</i>)					0	0	0.00	0.00	9	2	0.05	0.01	9	2	0.01	0.00
ORDEN FALCONIFORMES	13	20	0.01	0.01	22	36	0.02	0.02	3	4	0.02	0.03	29	42	0.02	0.02
Familia Accipitridae	13	19	0.01	0.01	22	35	0.02	0.02	3	3	0.02	0.02	29	40	0.02	0.02
Aguilucho lagunero occidental (<i>Circus aeruginosus</i>)	12	18	0.01	0.01	19	30	0.02	0.02	3	2	0.02	0.01	26	34	0.02	0.02
Aguilucho pálido (<i>Circus cyaneus</i>)	1	1	0.00	0.00	3	5	0.00	0.00	3	1	0.01	0.01	3	6	0.00	0.00
Familia Pandionidae		1	0.00	0.00	0	1	0.00	0.00	0	1	0.00	0.01		2	0.00	0.00
Águila pescadora (<i>Pandion haliaetus</i>)		1	0.00	0.00	0	1	0.00	0.00	0	1	0.00	0.01		2	0.00	0.00
ORDEN GRUIFORMES	5828	5784	6.64	3.80	8054	12327	7.92	7.61	2932	2000	15.90	12.79	12691	15755	10.67	8.22
Familia Rallidae	2528	2359	2.88	1.55	941	1031	0.93	0.64	1169	617	6.34	3.94	3815	2986	3.21	1.56
Rascón europeo (<i>Rallus aquaticus</i>)	2	0.00	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	3	2	0.02	0.01	5	2	0.00	0.00
Gallineta común (<i>Gallinula chloropus</i>)	38	19	0.04	0.01	125	15	0.12	0.01	397	227	2.15	1.45	545	256	0.46	0.13
Calamón común (<i>Porphyrio porphyrio</i>)					0	0	0.00	0.00	1	0.01	0.01	0.00	1	0.00	0.00	0.00
Focha común (<i>Fulica atra</i>)	2488	2340	2.84	1.54	816	1016	0.80	0.63	768	388	4.16	2.48	3264	2728	2.74	1.42
Familia Gruidae	3300	3425	3.76	2.25	7113	11296	7.00	6.97	1763	1383	9.56	8.84	8876	12769	7.46	6.66
Grulla común (<i>Grus grus</i>)	3300	3425	3.76	2.25	7113	11296	7.00	6.97	1763	1383	9.56	8.84	8876	12769	7.46	6.66
ORDEN CHARADRIIFORMES	5755	6732	6.56	4.42	11478	17613	11.29	10.88	7790	5505	42.24	35.19	21882	27372	18.39	14.27
Familia Recurvirostridae	7	225	0.01	0.15	72	300	0.07	0.19	5	6	0.03	0.04	77	306	0.06	0.16
Cigüeñuela común (<i>Himantopus himantopus</i>)					5	75	0.00	0.05	2	6	0.01	0.04	7	81	0.01	0.04
Avoceta común (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	7	225	0.01	0.15	67	225	0.07	0.14	3	0.02	0.02	0.06	70	225	0.06	0.12
Familia Burhinidae					55	0	0.05	0.00	5	0.03	0.03	0.05	60	0.05	0.05	0.05
Alcaraván común (<i>Burhinus oedicnemus</i>)					55	0	0.05	0.00	5	0.03	0.03	0.05	60	0.05	0.05	0.05
Familia Charadriidae	1717	1123	1.96	0.74	4233	2528	4.16	1.56	189	914	1.02	5.84	5004	3902	4.21	2.03
Chorlito chico (<i>Charadrius dubius</i>)	2	0.00	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	2	0.00	0.00	0.00
Chorlito patinegro (<i>Charadrius alexandrinus</i>)					0	5	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0	5	0.00	0.00
Chorlito dorado (<i>Pluvialis apricaria</i>)		157	0.10	0.10	46	588	0.05	0.36	189	152	1.02	0.97	46	740	0.04	0.39
Avefría europea (<i>Vanellus vanellus</i>)	1715	966	1.95	0.63	4187	1935	4.12	1.19	189	762	1.02	4.87	4956	3157	4.17	1.65



GUADIANA	GUADIANA NORTE				GUADIANA N. (VEGAS ALTAS)				GUADIANA SUR				GUADIANA			
	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%
Familia Scolopaciade	18	0.02	72	0.05	1005	0.99	8129	5.02	45	0.24	14	0.09	1066	0.90	8208	4.28
Correlimos menudo (<i>Calidris minuta</i>)					0	0,00	336	0,21							336	0.18
Correlimos común (<i>Calidris alpina</i>)					0	0,00	737	0,46							737	0.38
Combatiente (<i>Philomachus pugnax</i>)			1	0.00	0	0,00	1	0,00							1	0.00
Agachadiza común (<i>Gallinago gallinago</i>)	2	0.00	50	0.03	900	0,89	7031	4,34	27	0.15	10	0.06	29	0.02	10	0.01
Aguja colinegra (<i>Limosa limosa</i>)					2	0,00	6	0,00	3	0.02			903	0.76	7081	3.69
Zarapito trinador (<i>Numenius phaeopus</i>)	2	0.00			7	0,01	0	0,00					2	0.00	6	0.00
Archibebe oscuro (<i>Tringa erythropus</i>)					80	0,08	3	0,00					7	0.01	3	0.00
Archibebe común (<i>Tringa totanus</i>)					1	0,00	2	0,00	1	0.01	4	0.03	2	0.00	6	0.00
Archibebe claro (<i>Tringa nebularia</i>)	7	0.01	8	0.01	12	0,01	4	0,00					19	0.02	10	0.01
Andarriros grande (<i>Tringa ochropus</i>)			1	0.00	3	0,00	6	0,00	2	0.01			5	0.00	6	0.00
Andarriros bastardo (<i>Tringa glareola</i>)	7	0.01	12	0.01	0	0,00	3	0,00	12	0.07			19	0.02	12	0.01
Andarriros chico (<i>Actitis hypoleucos</i>)	4013	4.57	5312	3.49	6113		6656		7546	40.92	4571	29.22	15675	13.17	14956	7.80
Familia Laridae	1943	2.21	2954	1.94	3843		3624		107	0.58	397	2.54	4231	3.56	5431	2.83
Gaviota reidora (<i>Larus ridibundus</i>)	2070	2.36	2353	1.54	2270		3032		7439	40.34	4174	26.68	11444	9.62	9520	4.96
Gaviota sombría (<i>Larus fuscus</i>)			5	0.00	0		0								5	0.00
Gaviota patiamarilla (<i>Larus michahellis</i>)																
ORDEN CORACIIFORMES	11	0.01	1	0.00	9		3		5	0.03	2	0.01	22	0.02	5	0.00
Familia Alcedinidae	11	0.01	1	0.00	9		3		5	0.03	2	0.01	22	0.02	5	0.00
Martín pescador (<i>Alcedo atthis</i>)					9		3		5	0.03	2	0.01	11	0.01	4	0.00
TOTAL (especies)	87733		152329		101670		161954		18442		15643		118985		191762	
Riqueza	57		57		38		44		59		59		59		59	
Dominancia 1	31.93		25.29		22.35		23,34		40.34		26.68		25.44		20.88	
Diversidad	1.99		1.86		2.12		2.06		2.02		2.39		2.36		2.28	

Las tablas 3a y 3b, muestran las localidades ordenadas según la importancia numérica de los valores obtenidos en el número total de aves, en el mes de diciembre de 2002 (Tabla 3a) y enero de 2003 (Tabla 3b). Además se muestran los índices de diversidad y riqueza en columnas anexas.

Tabla 3a:- Valores obtenidos de número total de aves, diversidad y riqueza de especies en los humedales censados. Diciembre 2002

LOCALIDAD	Zona	TOTAL (aves)	Diversidad	Riqueza
EXTREMADURA	EXTREMADURA	143.846	2,46	48
GUADIANA	GUADIANA	118.974	2,36	47
GUADIANA NORTE (sin arrozales)	GUADIANA NORTE	87.722	1,99	34
TAJO	TAJO	24.872	2,52	29
GUADIANA SUR	GUADIANA SUR	18.442	2,02	37
GUADIANA NORTE (arrozales)	GUADIANA NORTE (arrozales)	12.810	1,83	24
HUMEDAL	Zona	TOTAL (aves)	Diversidad	Riqueza
E. Sierra Brava	GUADIANA NORTE	60.781	1,50	24
Arrozales de Vegas Altas	GUADIANA NORTE	12.810	1,83	24
E. Valdecañas	TAJO	8987	2,50	28
E. Alange	GUADIANA SUR	8458	1,18	23
E. Orellana	GUADIANA NORTE	7221	1,68	20
Casa del Hito	GUADIANA NORTE	5782	1,23	21
E. Serena	GUADIANA NORTE	5330	0,30	10
E. Montijo	GUADIANA SUR	4857	1,50	23
E. Gabriel y Galán	TAJO	3962	1,80	17
E. de Zújar	GUADIANA NORTE	3338	1,01	14
E. Cubilar	GUADIANA NORTE	3323	1,57	13
E. Canchales	GUADIANA SUR	2974	1,91	26
E. Borbollón	TAJO	2869	2,23	18
E. Alcántara	TAJO	2713	1,31	14
E. Arrocampo	TAJO	1990	2,10	20
E. Talaván	TAJO	1816	1,61	19
Guadiloba	TAJO	1504	2,35	21
Valuengo	GUADIANA SUR	1244	1,42	14
Tozo	TAJO	1031	1,91	19
E. Arroyoconejo	GUADIANA SUR	909	1,42	17
Río Zújar	GUADIANA NORTE	497	1,97	19
Balsa 1 Zujar	GUADIANA NORTE	390	1,61	18
Balsa 3 Zujar	GUADIANA NORTE	378	0,91	6
Balsa 2 Zujar	GUADIANA NORTE	49	1,51	7



Tabla 3.b.- Valores obtenidos de número total de aves, diversidad y riqueza de especies en los humedales censados. Enero 2003

ÁREA	Zona	TOTAL (aves)	Diversidad	Riqueza
EXTREMADURA	EXTREMADURA	221.629	2,44	51
GUADIANA	GUADIANA	191.761	2,28	50
GUADIANA NORTE (sin arrozales)	GUADIANA NORTE	152.328	1,86	38
TAJO	TAJO	29.868	2,49	33
GUADIANA NORTE (arrozales)	GUADIANA NORTE (arrozales)	23.790	1,79	28
GUADIANA SUR	GUADIANA SUR	15.643	2,39	33
HUMEDAL	Zona	TOTAL (aves)	Diversidad	Riqueza
E. Sierra Brava	GUADIANA NORTE	101.186	1,38	23
Arrozales Vegas altas	GUADIANA NORTE	23.790	1,79	28
E. Gargaligas	GUADIANA NORTE	18.330	0,24	13
E. Valdecañas	TAJO	13.769	2,41	26
E. Cubilar	GUADIANA NORTE	12.537	1,21	16
E. Orellana	GUADIANA NORTE	8.211	1,86	22
ECasa del Hito	GUADIANA NORTE	6.111	1,39	20
Alange	GUADIANA SUR	5.922	1,39	19
Gabriel y Galan	TAJO	5.540	1,61	19
Guadiloba	TAJO	4.465	0,90	12
Montijo	GUADIANA SUR	3.761	1,52	21
E. Serena	GUADIANA NORTE	3.708	2,08	19
Canchales	GUADIANA SUR	3.223	1,92	23
Arrocampo	TAJO	1.981	2,21	25
E. de Zujar	GUADIANA NORTE	1.568	1,33	7
A. Conejo	GUADIANA SUR	1.489	1,54	16
Tozo	TAJO	1.429	2,26	26
Valuengo	GUADIANA SUR	1.248	1,23	10
Talaván	TAJO	1.048	2,23	21
Borbollón	TAJO	901	1,91	14
Alcantara	TAJO	735	1,84	12
E. Rucas	GUADIANA NORTE	644	1,61	10
Rio Zujar	GUADIANA NORTE	294	1,58	11
Balsa 1 Zujar	GUADIANA NORTE	192	1,60	10
Balsa 2 Zujar	GUADIANA NORTE	157	1,40	9
Balsa 3 Zujar	GUADIANA NORTE	35	0,79	4

De entre todos los humedales censados destaca el embalse de Sierra Brava (Cáceres) que concentró entre 60.781 aves el 21 de diciembre y 101.186 aves el 18 de enero, es decir entre el 42,2% y el 45,6% de todas las aves contabilizadas en los humedales seleccionados. Más lejos, le siguen en importancia numérica, los embalses de Gargáligas (Badajoz), con el 8,3% de las aves censadas en enero de 2003, y el de Valdecañas, o el del Cubilar, ambas por encima de las diez mil aves invernantes censadas.

En cuanto a los valores estudiados de diversidad (medida mediante el índice de Shanon-Weaver) y riqueza (número de especies), destacan las localidades de la cuenca del Tajo. El primer índice alcanza valores altos (por encima de 2) en los embalses del Tajo: Valdecañas, Guadiloba, El Tozo, Talaván, Borbollón y Arrocampo, mientras que en la Cuenca del Guadiana sólo el embalse de La Serena supera este índice, y los arrozales de Vegas Altas (en Palazuelo), el río Zújar o el embalse de Los Canchales, se aproximan. De la misma manera los embalses de la cuenca del Tajo desatan por su mayor riqueza en especies, detectándose valores entre 25 y 28 especies, en los embalses de Valdecañas, El Tozo y Arrocampo, mientras que en la cuenca del Guadiana únicamente el Embalse de Los Canchales alcanza valores de 26 especies en diciembre de 2002

4.2. RESULTADOS POR CUENCAS FLUVIALES

La Tabla 4 (en páginas siguientes) muestra los resultados generales del censo en Extremadura por cuencas fluviales consideradas.

Los humedales de la cuenca del Guadiana (n=18) concentraron entre el 82,7% (en diciembre) y el 86,5% (en enero) del total de aves censadas en cada mes, mientras que los de la cuenca del Tajo (n=8) acumularon entre el 17,3% en diciembre y, el 13,5% en enero del total de aves censadas.

4.2.1. Cuenca del Tajo

En la cuenca del Tajo se incluyen 8 humedales, que corresponden a embalses de importancia en cuanto a superficie e invernada, son los embalses de Alcántara, Arrocampo, Borbollón, Gabriel y Galán, Guadiloba, Talaván, Tozo y Valdecañas.

Los embalses del Tajo (ver tabla 3) no destacaron por su importancia numérica en el conjunto de los humedales extremeños censados. Aportaron al total de Extremadura entre el 17,3% (24.872 aves) de diciembre y, el 13,5% (29.868 aves) de enero.

El embalse de Valdecañas fue el humedal de mayor importancia, superando las trece mil aves en enero, mientras que Alcántara o Borbollón, no llegaban al millar. Por el contrario, los embalses del Tajo desatan en los índices de diversidad y riqueza. 33 de las 51 especies de aves detectadas en Extremadura, se observaron en la cuenca del Tajo, destacando el embalse de Valdecañas, en el índice de diversidad (2,52) y riqueza (28) .



Tabla 5

GUADIANA	GUADIANA NORTE				GUADIANA N. (VEGAS ALTAS)				GUADIANA SUR				GUADIANA			
	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%
ORDEN PODICIPEDIFORMES	389	0.44	704	0.46	76	0.07	65	0.04	123	0.67	128	0.82	512	0.43	834	0.43
Familia Podicipedidae	389	0.44	704	0.46	76	0.07	65	0.04	123	0.67	128	0.82	512	0.43	834	0.43
Zampullin común (<i>Thachybaptus ruficollis</i>)	46	0.05	68	0.04	16	0.02	8	0.00	18	0.10	11	0.07	64	0.05	81	0.04
Somormujo lavanco (<i>Podiceps cristatus</i>)	328	0.37	571	0.37	52	0.05	26	0.02	105	0.57	117	0.75	433	0.36	688	0.36
Zampullin cuellinegro (<i>Podiceps nigricollis</i>)	15	0.02	65	0.04	8	0.01	31	0.02					15	0.01	65	0.03
ORDEN PELECANIFORMES	357	0.41	529	0.35	103	0.10	37	0.02	1491	8.08	1537	9.83	1854	1.56	2069	1.08
Familia Phalacrocoracidae	357	0.41	529	0.35	103	0.10	37	0.02	1491	8.08	1537	9.83	1854	1.56	2069	1.08
Cormoran grande (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	357	0.41	529	0.35	103	0.10	37	0.02	1491	8.08	1537	9.83	1854	1.56	2069	1.08
ORDEN CICONIIFORMES	688	0.78	302	0.20	698	0.69	676	0.42	2652	14.38	2346	15.00	3857	3.24	3232	1.69
Familia Ardeidae	280	0.32	170	0.11	513	0.50	463	0.29	2609	14.15	2140	13.68	3235	2.72	2702	1.41
Martinete común (<i>Nycticorax nycticorax</i>)	172	0.20	41	0.03	339	0.33	216	0.13	4	0.02	1	0.01	4	0.00	1	0.00
Garcilla bueyera (<i>Bubulcus ibis</i>)	44	0.05	31	0.02	138	0.14	177	0.11	2400	13.01	1930	12.34	2776	2.33	2157	1.12
Garceta común (<i>Egretta garzetta</i>)			1	0.00			5	0.00	149	0.81	167	1.07	309	0.26	352	0.18
Garceta grande (<i>Egretta alba</i>)	64	0.07	97	0.06	36	0.04	65	0.04	20	0.11	12	0.08	20	0.02	17	0.01
Garza real (<i>Ardea cinerea</i>)	408	0.47	132	0.09	185	0.18	213	0.13	34	0.18	30	0.19	126	0.11	175	0.09
Familia Ciconiidae	5	0.01	19	0.01	0	0.00	19	0.01	1	0.01	204	1.30	613	0.52	528	0.28
Cigüeña negra (<i>Ciconia nigra</i>)	403	0.46	113	0.07	185	0.18	194	0.12	33	0.18	204	1.30	607	0.51	509	0.27
Cigüeña blanca (<i>Ciconia ciconia</i>)					0	0.00	0	0.00	9	0.05	2	0.01	9	0.01	2	0.00
Familia Threskiornithidae					0	0.00	0	0.00	9	0.05	2	0.01	9	0.01	2	0.00
Espátula común (<i>Platalea leucorodia</i>)																
ORDEN ANSERIFORMES	74692	85.14	138257	90.76	81230	79.90	131197	81.01	3446	18.69	4121	26.34	78138	65.67	142453	74.29
Familia Anatidae	74692	85.14	138257	90.76	81230	79.90	131197	81.01	3446	18.69	4121	26.34	78138	65.67	142453	74.29
Ansar común (<i>Anser anser</i>)	608	0.69	1002	0.66	580	0.57	1027	0.63	418	2.27	705	4.51	1026	0.86	1747	0.91
Ansar indio (<i>Anser indicus</i>)					0	0.00	0	0.00								
Silbon europeo (<i>Anas penelope</i>)	456	0.52	253	0.17	445	0.44	94	0.06	364	1.97	514	3.29	820	0.69	767	0.40
Anade friso (<i>Anas strepera</i>)	1561	1.78	1548	1.02	1345	1.32	1455	0.90	111	0.60	179	1.14	1672	1.41	1727	0.90
Cerceta común (<i>Anas crecca</i>)	17625	20.09	38522	25.29	17466	17.18	36165	22.33	155	0.84	152	0.97	17780	14.94	38674	20.17
Anade azulón (<i>Anas platyrhynchos</i>)	28006	31.92	37742	24.78	22724	22.35	33860	20.91	2264	12.28	2269	14.50	30270	25.44	40046	20.88
Anade rabudo (<i>Anas acuta</i>)	6720	7.66	19268	12.65	19030	18.72	18894	11.67	18	0.10	117	0.75	6738	5.66	19385	10.11
Cerceta carretona (<i>Anas querquedula</i>)			2	0.00	0	0.00	2	0.00							2	0.00
Cuchara común (<i>Anas clypeata</i>)	18352	20.92	37810	24.82	18362	18.06	37805	23.34	102	0.55	183	1.17	18454	15.51	37993	19.81

GUADIANA	GUADIANA NORTE				GUADIANA N. (VEGAS ALTAS)				GUADIANA SUR				GUADIANA			
	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%
Fecha censo																
Pato colorado (<i>Netta ruffina</i>)	6	0.01	94	0.06	6	0.01	0	0.00	14	0.08	2	0.01	6	0.01	94	0.05
Porrón europeo (<i>Aythya ferina</i>)	1218	1.39	1939	1.27	1144	1.13	1835	1.13	14	0.08	2	0.01	1232	1.04	1941	1.01
Porrón moñudo (<i>Aythya fuligula</i>)	140	0.16	77	0.05	128	0.13	60	0.04					140	0.12	77	0.04
ORDEN FALCONIFORMES	13	0.01	20	0.01	22	0.02	36	0.02	3	0.02	4	0.03	29	0.02	42	0.02
Familia Accipitridae	13	0.01	19	0.01	22	0.02	35	0.02	3	0.02	3	0.02	29	0.02	40	0.02
Aguiucho lagunero occidental (<i>Circus aeruginosus</i>)	12	0.01	18	0.01	19	0.02	30	0.02	3	0.02	2	0.01	26	0.02	34	0.02
Aguiucho pálido (<i>Circus cyaneus</i>)	1	0.00	1	0.00	3	0.00	5	0.00			1	0.01	3	0.00	6	0.00
Familia Pandionidae			1	0.00	0	0.00	1	0.00			1	0.01			2	0.00
Águila pescadora (<i>Pandion haliaetus</i>)			1	0.00	0	0.00	1	0.00			1	0.01			2	0.00
ORDEN GRUIFORMES	5828	6.64	5784	3.80	8054	7.92	12327	7.61	2932	15.90	2000	12.79	12691	10.67	15755	8.22
Familia Rallidae	2528	2.88	2359	1.55	941	0.93	1031	0.64	1169	6.34	617	3.94	3815	3.21	2986	1.56
Rascón europeo (<i>Rallus aquaticus</i>)	2	0.00			0	0.00	0	0.00	3	0.02	2	0.01	5	0.00	2	0.00
Gallineta común (<i>Gallinula chloropus</i>)	38	0.04	19	0.01	125	0.12	15	0.01	397	2.15	227	1.45	545	0.46	256	0.13
Calamón común (<i>Porphyrio porphyrio</i>)					0	0.00	0	0.00	1	0.01			1	0.00		
Focha común (<i>Fulica atra</i>)	2488	2.84	2340	1.54	816	0.80	1016	0.63	768	4.16	388	2.48	3264	2.74	2728	1.42
Familia Gruidae	3300	3.76	3425	2.25	7113	7.00	11296	6.97	1763	9.56	1383	8.84	8876	7.46	12769	6.66
Grulla común (<i>Grus grus</i>)	3300	3.76	3425	2.25	7113	7.00	11296	6.97	1763	9.56	1383	8.84	8876	7.46	12769	6.66
ORDEN CHARADRIIFORMES	5755	6.56	6732	4.42	11478	11.29	17613	10.88	7790	42.24	5505	35.19	21882	18.39	27372	14.27
Familia Recurvirostridae	7	0.01	225	0.15	72	0.07	300	0.19	5	0.03	6	0.04	77	0.06	306	0.16
Cigüeñuela común (<i>Himantopus himantopus</i>)					5	0.00	75	0.05	2	0.01	6	0.04	7	0.01	81	0.04
Avoceta común (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	7	0.01	225	0.15	67	0.07	225	0.14	3	0.02			70	0.06	225	0.12
Familia Burhinidae					55	0.05	0	0.00	5	0.03			60	0.05		
Alcaraván común (<i>Burhinus oedicnemus</i>)					55	0.05	0	0.00	5	0.03			60	0.05		
Familia Charadriidae	1717	1.96	1123	0.74	4233	4.16	2528	1.56	189	1.02	914	5.84	5004	4.21	3902	2.03
Chorlitejo chico (<i>Charadrius dubius</i>)	2	0.00			0	0.00	0	0.00					2	0.00		
Chorlitejo patinegro (<i>Charadrius alexandrinus</i>)					0	0.00	5	0.00			152	0.97	46	0.04	5	0.00
Chorlito dorado (<i>Pluvialis apricaria</i>)			157	0.10	46	0.05	588	0.36			762	4.87	4956	4.17	740	0.39
Avefría europea (<i>Vanellus vanellus</i>)	1715	1.95	966	0.63	4187	4.12	1935	1.19	189	1.02	14	0.09	1066	0.90	3157	1.65
Familia Scolopaciade	18	0.02	72	0.05	1005	0.99	8129	5.02	45	0.24					8208	4.28
Correllimo menudo (<i>Calidris minuta</i>)					0	0.00	336	0.21							336	0.18



GUADIANA	GUADIANA NORTE			GUADIANA N. (VEGAS ALTAS)			GUADIANA SUR			GUADIANA		
	Diciem- bre	Enero	%	Diciem- bre	Enero	%	Diciem- bre	Enero	%	Diciem- bre	Enero	%
Correlimos común (<i>Calidris alpina</i>)				0	737	0,46					737	0,38
Combatiente (<i>Philomachus pugnax</i>)		1	0,00	0	1	0,00					1	0,00
Agachadiza común (<i>Gallinago gallinago</i>)	2	0,00		0	0	0,00	27	10	0,06	29	10	0,01
Aguja colinegra (<i>Limosa limosa</i>)		50	0,03	900	7031	4,34	3			903	7081	3,69
Zarapito trinador (<i>Numenius phaeopus</i>)	2	0,00		2	6	0,00				2	6	0,00
Archebebe oscuro (<i>Tringa erythropus</i>)				7	0	0,00				7	0	0,00
Archebebe común (<i>Tringa totanus</i>)				80	3	0,00				80	3	0,00
Archebebe claro (<i>Tringa nebularia</i>)				1	2	0,00	1	4	0,03	2	6	0,00
Andarrios grande (<i>Tringa ochropus</i>)	7	0,01		12	4	0,00				19	10	0,01
Andarrios bastardo (<i>Tringa glareola</i>)		1	0,00	3	6	0,00				5	6	0,00
Andarrios chico (<i>Actitis hypoleucos</i>)	7	0,01		0	3	0,00	12			19	12	0,01
Familia Laridae	4013	4,57	3,49	6113	6656		7546	4571	29,22	15675	14956	7,80
Gaviota reidora (<i>Larus ridibundus</i>)	1943	2,21	1,94	3843	3624		107	397	2,54	4231	5431	2,83
Gaviota sombría (<i>Larus fuscus</i>)	2070	2,36	1,54	2270	3032		7439	4174	26,68	11444	9520	4,96
Gaviota patiamarilla (<i>Larus cachinans</i>)		5	0,00	0	0						5	0,00
ORDEN CORACIIFORMES	11	0,01	0,00	9	3		5	2	0,01	22	5	0,00
Familia Alcedinidae	11	0,01	0,00	9	3		5	2	0,01	22	5	0,00
Martín pescador (<i>Alcedo atthis</i>)				9	3		5	2	0,01	11	4	0,00
TOTAL (especies)	87733			101670	161954		18442	15643		118985	191762	
Riqueza	57	57		38	44		59	59		59	59	
Dominancia 1	31,93	25,29		22,35	23,34		40,34	26,68		25,44	20,88	
Diversidad	1,99	1,86		2,12	2,06		2,02	2,39		2,36	2,28	

4.2.2. Cuenca del Guadiana

La cuenca del Guadiana se ha analizado con mayor detalle, debido a las claras variaciones que presentan los humedales censados. Como queda dicho, en principio, se subdividió en dos zonas: Guadiana Norte y Guadiana Sur. Dentro de Guadiana norte, y en base a los resultados ofrecidos se ha considerado oportuno diferenciar los arrozales de Vegas Altas, de esta forma en la Tabla 5 se muestran los resultados obtenidos en las tres zonas en que se dividió la Cuenca del Guadiana:

- **Embalses (Guadiana norte):** se incluyen siete embalses (Sierra Brava, Cubilar, Rucas, Gargáligas, La Serena, Orellana, y Zújar), así como un pequeño tramo del río Zújar y tres balsas asociadas, próximas a Villanueva de la Serena.
- **Arrozales de Vegas Altas (Guadiana norte):** se trata de una amplia superficie de regadíos al norte de la provincia de Badajoz (arrozales), delimitado por el oeste por la carretera comarcal 520, al sur por la N 430, al este por el límite del término de Acedera, y los poblados de Obando y Vegas Altas en Navalvillar de Pela, y por el norte con el límite provincial con Cáceres, y que han sido censados por medio de transectos entre las distintas localidades.
- **Embalses (Guadiana sur):** incluye cinco embalses al sur de Mérida, Alange, Los Canchales, Valuengo, Arroyo Conejo y Montijo.

En conjunto la cuenca del Guadiana albergó la invernada principal de aves acuáticas en la Comunidad Autónoma, superando ampliamente las cien mil aves en ambos censos. Sumaron entre diciembre y enero, el 82,7% (118.974 aves) y el 86,5% (191.761 aves) respectivamente, del total de aves acuáticas censadas en Extremadura.

Dentro de esta cuenca, la invernada principal se concentró en los embalses y regadíos de la zona noreste: Comarca de Vegas Altas (arrozales y embalses asociados). En la Tabla 6, se muestran los resultados obtenidos en esta comarca, pudiéndose observar que tanto en diciembre como en enero se superaron los cien mil ejemplares (101.670 en diciembre y 161.954 en enero), suponiendo el 70% y 73% del total de invernantes contabilizados en Extremadura en ambos censos. Dentro de esta comarca se encuentra el Embalse de Sierra Brava que con más de 100.000 acuáticas constituye el humedal más importante de Extremadura en invernada.

Muy por debajo, pero con cifras aun relevantes, aparecen los embalses de Gargáligas y El Cubilar, ambos asociados a los regadíos de Vegas Altas, mientras que los grandes embalses de Orellana y Serena, no llegaban a sumar diez mil aves. En los arrozales, los transectos realizados en los municipios de Hernán Cortes, Valdehornillos/Vivares, y Palazuelo, dieron más de tres mil aves, y ya en los embalses censados al sur de Guadiana, destacaron los de Alange y Montijo.

Sin embargo, los índices de diversidad y riqueza fueron altos, en el embalse de La Serena, y río Zújar en la zona norte, y Canchales en la sur, pero sin superar valores de 2. La riqueza fue alta (25 especies) en los embalses del sur del Guadiana (Canchales y Montijo) y en el de Sierra Brava en el norte, mientras que los arrozales de Vegas Altas obtuvieron valores bajos (menos de 10 especies por localidad o transecto), salvo la zona de Palazuelo, donde se detectaron 16 especies de aves.



Tabla 4

CUENCAS FLUVIALES	GUADIANA				TAJO				EXTREMADURA			
	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%
ORDEN ANSERIFORMES	78138	65.6	142453	74.3	8979	35.5	9995	33.2	87117	60.4	152448	68.7
FAMILIA ANATIDAE	78138	65.6	142453	74.3	8979	35.5	9995	33.2	87117	60.4	152448	68.7
Ánsar común (<i>Anser anser</i>)	1026	0.8	1747	0.9	1231	4.9	1682	5.6	2257	1.5	3429	1.5
Ánsar indio (<i>Anser indicus</i>)							1	0.00			1	0.00
Silbón europeo (<i>Anas penelope</i>)	820	0.7	767	0.4	604	2.4	1342	4.4	1424	1	2109	0.9
Anade friso (<i>Anas strepera</i>)	1672	1.4	1727	0.9	1088	4.3	2997	9.9	2760	1.9	4724	2.1
Cerceta común (<i>Anas crecca</i>)	17780	14.9	38674	20.2	1424	5.6	1085	3.6	19204	13.3	39759	17.9
Ánade azulón (<i>Anas platyrhynchos</i>)	30270	25.4	40046	20.9	4033	15.9	2344	7.8	34303	23.7	42390	19.1
Ánade rabudo (<i>Anas acuta</i>)	6738	5.6	19385	10.1	126	0.5	125	0.4	6864	4.7	19510	8.8
Cerceta carretona (<i>Anas querquedula</i>)			2	0.00							2	0.00
Cuchara común (<i>Anas clypeata</i>)	18454	15.5	37993	19.8	140	0.5	182	0.6	18594	13	38175	17.2
Pato colorado (<i>Netta rufina</i>)	6	0.1	94	0.05					6	0.00	94	0.04
Porrón europeo (<i>Aythya ferina</i>)	1232	1.04	1941	1	331	1.3	222	0.7	1563	1.1	2163	1
Porrón moñudo (<i>Aythya fuligula</i>)	140	0.1	77	0.04	2	0.01	15	0.05	142	0.1	92	0.04
ORDEN PODICIPEDIFORMES	512	0.4	834	0.4	297	1.2	293	0.9	809	0.56	1127	0.5
FAMILIA PODICIPEDIDAE	512	0.4	834	0.4	297	1.2	293	0.9	809	0.5	1127	0.5
Zampullín común (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	64	0.05	81	0.04	90	0.3	121	0.4	154	0.1	202	0.1
Somormujo lavanco (<i>Podiceps cristatus</i>)	433	0.3	688	0.3	207	0.8	156	0.5	640	0.4	844	0.4
Zampullín cuellinegro (<i>Podiceps nigricollis</i>)	15	0.01	65	0.03			16	0.05	15	0.01	81	0.04
ORDEN PELECANIFORMES	1854	1.5	2069	1.1	1293	5.1	1132	3.7	3147	2.9	3201	1.4
FAMILIA PHALACROCORACIDAE	1854	1.5	2069	1.1	1293	5.1	1132	3.7	3147	2.2	3201	1.4
Cormorán grande (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	1854	1.5	2069	1.1	1293	5.1	1132	3.7	3147	2.2	3201	1.4
ORDEN CICONIIFORMES	3857	3.2	3232	1.7	639	2.5	589	1.9	4496	3.1	3821	1.7
FAMILIA ARDEIDAE	3235	2.7	2702	1.4	639	2.5	589	1.9	3874	2.7	3291	1.5
Martinete común (<i>Nycticorax nycticorax</i>)	4	0.00	1	0.00					4	0.00	1	0.00
Garcilla bueyera (<i>Bubulcus ibis</i>)	2776	2.3	2157	1.1	325	1.3	270	0.9	3101	2.17	2427	1.1
Garceta común (<i>Egretta garzetta</i>)	309	0.2	352	0.2	28	0.1	37	0.1	337	0.27	389	0.2
Garceta grande (<i>Egretta alba</i>)	20	0.02	17	0.01	2	0.01	1	0.00	22	0.02	18	0.01
Garza real (<i>Ardea cinerea</i>)	126	0.1	175	0.1	284	1.1	281	0.9	410	0.9	456	0.2
FAMILIA CICONIIDAE	613	0.5	528	0.3	199	0.8	330	1.1	812	0.59	858	0.4
Cigüeña negra (<i>Ciconia nigra</i>)	6	0.01	19	0.01					6	0.00	19	0.01

CUENCAS FLUVIALES	GUADIANA				TAJO				EXTREMADURA			
	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%
Cigüeña blanca (<i>Ciconia ciconia</i>)	607	0.5	509	0.3	199	0.8	330	1.1	806	0.59	839	0.4
FAMILIA THRESKIORNITHIDAE	9	0.01	2	0.00					9	0.01	2	0.00
Espátula común (<i>Platalea leucorodia</i>)	9	0.01	2	0.00					9	0.01	2	0.00
ORDEN FALCONIFORMES	29	0.02	42	0.02	11	0.04	11	0.04	40	0.03	53	0.02
FAMILIA ACCIPITRIDAE	29	0.02	40	0.02	11	0.04	10	0.03	40	0.03	50	0.02
Aguiucho lagunero occidental (<i>Circus aeruginosus</i>)	26	0.02	34	0.02	11	0.04	10	0.03	37	0.03	44	0.02
Aguiucho pálido (<i>Circus cyaneus</i>)	3	0.00	6	0.00					3	0.00	6	0.00
FAMILIA PANDIONIDAE			2	0.00			1	0.00			3	0.00
Águila pescadora (<i>Pandion haliaetus</i>)			2	0.00			1	0.00			3	0.00
ORDEN GRUIFORMES	12691	10.67	15755	8.22	4451	17.58	2323	7.71	17142	11.88	18078	8.15
FAMILIA RALLIDAE	3815	3.21	2986	1.56	1103	4.36	894	2.97	4918	3.41	3880	1.75
Rascón europeo (<i>Rallus aquaticus</i>)	5	0.00	2	0.00					5	0.00	2	0.00
Gallineta común (<i>Gallinula chloropus</i>)	545	0.46	256	0.13					545	0.38	256	0.12
Calamón común (<i>Porphyrio porphyrio</i>)	1	0.00							1	0.00		
Focha común (<i>Fulica atra</i>)	3264	2.74	2728	1.42	1103	4.36	894	2.97	4367	3.03	3622	1.63
FAMILIA GRUIDAE	8876	7.46	12769	6.66	3348	13.23	1429	4.74	12224	8.47	14198	6.40
Grulla común (<i>Grus grus</i>)	8876	7.46	12769	6.66	3348	13.23	1429	4.74	12224	8.47	14198	6.40
ORDEN CHARADRIIFORMES	21882	18.39	27372	14.27	9003	35.57	15195	50.44	30885	21.40	42567	19.18
FAMILIA RECURVIROSTRIDAE	77	0.06	306	0.16					77	0.05	306	0.14
Cigüeñuela común (<i>Himantopus himantopus</i>)	7	0.01	81	0.04					7	0.00	81	0.04
Avoceta común (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	70	0.06	225	0.12					70	0.05	225	0.10
FAMILIA BURHINIDAE	60	0.05			28	0.11			88	0.06		
Alcaraván común (<i>Burhinus oedicnemus</i>)	60	0.05			28	0.11			88	0.06		
FAMILIA CHARADRIIDAE	5004	4.21	3902	2.03	2684	10.60	3047	10.11	7688	5.33	6949	3.13
Chorlitejo chico (<i>Charadrius dubius</i>)	2	0.00							2	0.00		
Chorlitejo patinegro (<i>Charadrius alexandrinus</i>)			5	0.00							5	0.00
Chorlito dorado (<i>Pluvialis apricaria</i>)	46	0.04	740	0.39	46	0.18	606	2.01	92	0.06	1346	0.61
Avefría europea (<i>Vanellus vanellus</i>)	4956	4.17	3157	1.65	2638	10.42	2441	8.10	7594	5.26	5598	2.52
FAMILIA SCOLOPACIDAE	1066	0.90	8208	4.28	60	0.24	296	0.98	1126	0.78	8504	3.83
Correlimos menudo (<i>Calidris minuta</i>)			336	0.18							336	0.15
Correlimos común (<i>Calidris alpina</i>)			737	0.38			227	0.75			964	0.43



CUENCAS FLUVIALES	GUADIANA				TAJO				EXTREMADURA				
	Fecha censo	Diciembre	%	Enero	%	Diciembre	%	Enero	%	Diciembre	%	Enero	%
Combatiente (<i>Philomachus pugnax</i>)				1	0.00	14	0.06					1	0.01
Agachadiza común (<i>Gallinago gallinago</i>)	29		0.02	10	0.01			29	0.10			39	0.02
Aguja colinegra (<i>Limosa limosa</i>)	903		0.76	7081	3.69							7081	0.63
Zarapito trinador (<i>Numenius phaeopus</i>)	2		0.00	6	0.00							6	0.00
Archibebe oscuro (<i>Tringa erythropus</i>)	7		0.01									7	0.00
FAMILIA SCOLOPACIDAE													
Archibebe común (<i>Tringa totanus</i>)	80		0.07	3	0.00			1	0.00			4	0.06
Archibebe claro (<i>Tringa nebularia</i>)	2		0.00	6	0.00							6	0.00
Andarrios grande (<i>Tringa ochropus</i>)	19		0.02	10	0.01	8	0.03	9	0.03			19	0.02
Andarrios bastardo (<i>Tringa glareola</i>)	5		0.00	6	0.00	26	0.10	14	0.05			20	0.02
Andarrios chico (<i>Actitis hypoleucos</i>)	19		0.02	12	0.01	12	0.05	16	0.05			28	0.02
FAMILIA LARIDAE	15675		13.17	14956	7.80	6231	24.62	11852	39.34			26808	15.18
Gaviota reidora (<i>Larus ridibundus</i>)	4231		3.56	5431	2.83	3243	12.81	4499	14.93			9930	5.18
Gaviota sombría (<i>Larus fuscus</i>)	11444		9.62	9520	4.96	2988	11.80	7353	24.41			16873	10.00
Gaviota patiamarilla (<i>Larus michahellis</i>)				5	0.00							5	0.00
ORDEN CORACIIFORMES	22		0.02	5	0.00							5	0.02
FAMILIA ALCEDINIDAE	22		0.02	5	0.00							5	0.02
Martin pescador (<i>Alcedo atthis</i>)	11		0.01	4	0.00							4	0.01
TOTAL (especies)	118985			191762		24872		29868				221629	
Riqueza	59			59		59		59				51	
Dominancia 1	25.44			20.88		16.22		24.62				19.13	
Diversidad	2.36			2.28		2.52		2.49				2.44	

Tabla 6.- Resultados por medios en la Comarca de Vegas Altas (Cuenca del Guadiana)

CUENCAS FLUVIALES	VEGAS ALTAS (embalses)				VEGAS ALTAS (arrozales)				VEGAS ALTAS			
	5				14 tramos				19			
	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%
ORDEN PODICIPEDIFORMES												
Familia Podicipedidae	76	0,09	63	0,05			2	0,01	76	0,07	65	0,04
Zampullin común (<i>Thachybaptus ruficollis</i>)	76	0,09	63	0,05			2	0,01	76	0,07	65	0,04
Somormujo lavanco (<i>Podiceps cristatus</i>)	16	0,02	6	0,00			2	0,01	16	0,02	8	0,00
Zampullin cuellinegro (<i>Podiceps nigricollis</i>)	52	0,06	26	0,02				0,00	52	0,05	26	0,02
	8	0,01	31	0,02				0,00	8	0,01	31	0,02
ORDEN PELECANIFORMES												
Familia Phalacrocoracidae	97	0,11	34	0,02	6	0,05	3	0,01	103	0,10	37	0,02
Cormoran grande (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	97	0,11	34	0,02	6	0,05	3	0,01	103	0,10	37	0,02
	97	0,11	34	0,02	6	0,05	3	0,01	103	0,10	37	0,02
ORDEN CICONIIFORMES												
Familia Ardeidae	181	0,20	92	0,07	517	4,04	584	2,45	698	0,69	676	0,42
Martinete común (<i>Nycticorax nycticorax</i>)	167	0,19	71	0,05	346	2,70	392	1,65	513	0,50	463	0,29
Garcilla bueyera (<i>Bubulcus ibis</i>)	135	0,15	30	0,02	204	1,59	186	0,78	339	0,33	216	0,13
Garceta común (<i>Egretta garzetta</i>)	22	0,02	23	0,02	116	0,91	154	0,65	138	0,14	177	0,11
Garceta grande (<i>Egretta alba</i>)		0,00	1	0,00		0,00	4	0,02		0,00	5	0,00
Garza real (<i>Ardea cinerea</i>)	10	0,01	17	0,01	26	0,20	48	0,20	36	0,04	65	0,04
Familia Ciconiidae	14	0,02	21	0,02	171	1,33	192	0,81	185	0,18	213	0,13
Cigüeña negra (<i>Ciconia nigra</i>)	0	0,00	19	0,01		0,00		0,00	0	0,00	19	0,01
Cigüeña blanca (<i>Ciconia ciconia</i>)	14	0,02	2	0,00	171	1,33	192	0,81	185	0,18	194	0,12
Familia Threskiornithidae	0	0,00	0	0,00		0,00		0,00	0	0,00	0	0,00
Espátula común (<i>Platalea leucorodia</i>)	0	0,00	0	0,00		0,00		0,00	0	0,00	0	0,00
ORDEN ANSERIFORMES	81230	91,41	131122	94,90			75	0,32	81230	79,90	131197	81,01
Familia Anatidae	81230	91,41	131122	94,90			75	0,32	81230	79,90	131197	81,01
Ansar común (<i>Anser anser</i>)	580	0,65	987	0,71			40	0,17	580	0,57	1027	0,63
Ansar indio (<i>Anser indicus</i>)	0	0,00	0	0,00				0,00	0	0,00	0	0,00
Silbon europeo (<i>Anas penelope</i>)	445	0,50	94	0,07				0,00	445	0,44	94	0,06
Anade friso (<i>Anas strepera</i>)	1345	1,51	1455	1,05				0,00	1345	1,32	1455	0,90
Cerceta común (<i>Anas crecca</i>)	17466	19,66	36165	26,18				0,00	17466	17,18	36165	22,33
Anade azulón (<i>Anas platyrhynchos</i>)	22724	25,57	33825	24,48			35	0,15	22724	22,35	33860	20,91
Anade rabudo (<i>Anas acuta</i>)	19030	21,42	18894	13,68				0,00	19030	18,72	18894	11,67



CUENCAS FLUVIALES	VEGAS ALTAS (embalses)				VEGAS ALTAS (arrozales)				VEGAS ALTAS			
	5				14 tramos				19			
	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%	Diciem- bre	%	Enero	%
Fecha censo												
Cerceta carretona (<i>Anas querquedula</i>)	0	0,00	2	0,00					0	0,00	2	0,00
Cuchara común (<i>Anas clypeata</i>)	18362	20,66	37805	27,36					18362	18,06	37805	23,34
Pato colorado (<i>Netta ruffina</i>)	6	0,01	0	0,00					6	0,01	0	0,00
Porrón europeo (<i>Aythya ferina</i>)	1144	1,29	1835	1,33					1144	1,13	1835	1,13
Porrón moñudo (<i>Aythya fuligula</i>)	128	0,14	60	0,04					128	0,13	60	0,04
ORDEN FALCONIFORMES												
Familia Accipitridae												
Aguilucho lagunero occ (<i>Circus aeruginosus</i>)	9	0,01	18	0,01	13	0,10	18	0,08	22	0,02	36	0,02
Aguilucho pálido (<i>Circus cyaneus</i>)	9	0,01	17	0,01	13	0,10	18	0,08	22	0,02	35	0,02
Familia Pandionidae	8	0,01	16	0,01	11	0,09	14	0,06	19	0,02	30	0,02
Aguila pescadora (<i>Pandion haliaetus</i>)	1	0,00	1	0,00	2	0,02	4	0,02	3	0,00	5	0,00
	0	0,00	1	0,00					0	0,00	1	0,00
	0	0,00	1	0,00					0	0,00	1	0,00
ORDEN GRUIFORMES												
Familia Rallidae												
Rascón europeo (<i>Rallus aquaticus</i>)	4123	4,64	4356	3,15	3931	30,69	7971	33,51	8054	7,92	12327	7,61
Gallineta común (<i>Gallinula chloropus</i>)	823	0,93	1021	0,74	118	0,92	10	0,04	941	0,93	1031	0,64
Calamón común (<i>Porphyrio porphyrio</i>)	0	0,00	0	0,00					0	0,00	0	0,00
Focha común (<i>Fulica atra</i>)	15	0,02	5	0,00	110	0,86	10	0,04	125	0,12	15	0,01
Familia Gruidae	0	0,00	0	0,00					0	0,00	0	0,00
Grulla común (<i>Grus grus</i>)	808	0,91	1016	0,74	8	0,06			816	0,80	1016	0,63
	3300	3,71	3335	2,41	3813	29,77	7961	33,46	7113	7,00	11296	6,97
	3300	3,71	3335	2,41	3813	29,77	7961	33,46	7113	7,00	11296	6,97
ORDEN CHARADRIIFORMES												
Familia Recurvirostridae												
Cigüeñuela común (<i>Himantopus himantopus</i>)	3141	3,53	2478	1,79	8337	65,08	15135	63,62	11478	11,29	17613	10,88
Avoceta común (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	7	0,01	225	0,16	65	0,51	75	0,32	72	0,07	300	0,19
Familia Burhinidae	0	0,00	0	0,00	5	0,04	75	0,32	5	0,00	75	0,05
Alcaraván común (<i>Burhinus oedicnemus</i>)	7	0,01	225	0,16	60	0,47			67	0,07	225	0,14
Familia Charadriidae	0	0,00	0	0,00	55	0,43			55	0,05	0	0,00
Chorlitejo chico (<i>Charadrius dubius</i>)	0	0,00	0	0,00	55	0,43			55	0,05	0	0,00
Chorlitejo patinegro (<i>Charadrius alexandrinus</i>)	1135	1,28	663	0,48	3098	24,18	1865	7,84	4233	4,16	2528	1,56
Chorlito dorado (<i>Pluvialis apricaria</i>)	0	0,00	0	0,00					0	0,00	0	0,00
	0	0,00	0	0,00			5	0,02	0	0,00	5	0,00
	0	0,00	157	0,11	46	0,36	431	1,81	46	0,05	588	0,36



Tabla 7.- Localidades más importantes para las especies detectadas.

		GUADIANA		TAJO	
Fecha censo	Diciembre	Enero	Localidad (n° de aves inicial mes máx.)	Localidad (n° de aves inicial mes máx.)	
Ansar común (<i>Anser anser</i>)	2.257	3.429	Sierra Brava (983-e / 502-d); Ayo. Conejo (456-e)	Valdecañas (1377-e / 942-d); Borbollón (219-d)	Arrocampo (1-e)
Ánsar indio (<i>Anser indicus</i>)		1			
Silbon europeo (<i>Anas penelope</i>)	1.424	2.109	Sierra Brava (415-d); Alange (329-e / 283-d)	Valdecañas (1271-e / 467-d); Guadiloba (77-d)	
Ánade friso (<i>Anas strepera</i>)	2.760	4.724	Sierra Brava (1165-e / 1135-d); Cubilar (250-e)	Valdecañas (2628-e / 754-d); Tozo (154-e)	
Cerceta común (<i>Anas crecca</i>)	19.204	39.759	Sierra Brava (3094-e / 1690-d); Cubilar (5200-e)	Gabriel y Galán (509-d); Borbollón (332-d); Guadiloba (287-d)	
Ánade azulón (<i>Anas platyrhynchos</i>)	34.303	42.390	Sierra Brava (27150-e / 20500-d); Cubilar (5425-e)	Gabriel y Galán (1368-d); Valdecañas (702-d / 692-e)	
Ánade rabudo (<i>Anas acuta</i>)	6.864	19.510	Gargaligas (17500-e); Serena (5040-d); Sierra Brava (1475-d)	Valdecañas (85-e; 71-d); Gabriel y Galán (54-d)	
Cerceta carretona (<i>Anas querquedula</i>)		2	Cubilar (2-e)		
Cuchara común (<i>Anas clypeata</i>)	18.594	38.175	Sierra Brava (36855-e / 17615-d); Cubilar (940-e)	Valdecañas (98-e / 46-d); Talaván (39-e)	
Pato colorado (<i>Netta rufina</i>)	6	94	Orellana (93-e); Sierra Brava (6-d)		
Porrón europeo (<i>Aythya ferina</i>)	1.563	2.163	Sierra Brava (865-e); Cubilar (650-d / 520-e)	Talaván (96-e / 89-d); Valdecañas (84-d)	
Porrón moñudo (<i>Aythya fuligula</i>)	142	92	Sierra Brava (125-d / 58-e)	Talaván (13-e)	
Zampullín común (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	154	202	Balsa 1 del Zújar (29-e); Balsa 3 del Zújar (26-e)	Tozo (62-e); Talaván (58-e / 51-d)	
Somormujo lavanco (<i>Podiceps cristatus</i>)	640	844	Orellana (391-e / 194-d); Serena (102-e)	Gabriel y Galán (108-d / 88-e); Borbollón (22-d)	
Zampullín cuellinegro (<i>Podiceps nigricollis</i>)	15	81	Sierra Brava (31-e); Orellana (26-e)	Talaván (16-e)	
Cormorán grande (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	3.147	3.201	Montijo (786-d); Valuengo (580-d)	Arrocampo (629-e / 517-d); Valdecañas (342-d)	
Martinete común (<i>Nycticorax nycticorax</i>)	4	1	Montijo (4-d / 1-e)		
Garcilla bueyera (<i>Bubulcus ibis</i>)	3.101	2.427	Montijo (2357-d / 1959-e); Vegas Altas (204-d)	Arrocampo (186-d / 134-e); Valdecañas (112-d)	
Garceta común (<i>Egretta garzetta</i>)	337	389	Vegas Altas (154-e); Valuengo (113-d); Alange (101-e)	Arrocampo (12-e); Tozo (12-e / 10-d)	
Garceta grande (<i>Egretta alba</i>)	22	18	Alange (20-d / 12-e); Vegas Altas (4-e)	Arrocampo (2-d / 1-e)	
Garza real (<i>Ardea cinerea</i>)	410	456	Vegas Altas (48-e); Serena (41-e); Orellana (33-e)	Arrocampo (159-d / 96-e); Gabriel y Galán (111-e)	
Cigüeña negra (<i>Ciconia nigra</i>)	6	19	Valuengo (1-d)		
Cigüeña blanca (<i>Ciconia ciconia</i>)	806	839	Balsa 3 Zújar (250-d); Ayo. Conejo (187-e); Vegas Altas (192-e)	Valdecañas (177-e / 95-d); Arrocampo (76-e)	
Espátula común (<i>Platalea leucorodia</i>)	9	2	Canchales (9-d / 2-e)		
Aguilucho lagunero occ. (<i>Circus aeruginosus</i>)	37	44	Vegas Altas (14-e / 11-d); Sierra Brava (9-e)	Arrocampo (9-d)	
Aguilucho pálido (<i>Circus cyaneus</i>)	3	6	Vegas Altas (4-e)		
Águila pescadora (<i>Pandion haliaetus</i>)	5	3	Cubilar (1-e); Valuengo (1-e)	Gabriel y Galán (1-e)	
Rascón europeo (<i>Falco tinnunculus</i>)	545	256	Montijo (3-d, 2-e); Río Zújar (2-d)		
Gallineta común (<i>Gallinula chloropus</i>)	1	3.622	Montijo (329-d / 216-e); Vegas Altas (110-d); Río Zújar (14-e)		
Calamón común (<i>Porphyrio porphyrio</i>)	4.367	14.198	Montijo (1-d)		
Focha común (<i>Fulica atra</i>)	12.224	81	Orellana (1654-d); Sierra Brava (1000-e)	Valdecañas (589-e / 734-d); Talaván (128-e)	
Grulla común (<i>Grus grus</i>)	7		Vegas Altas (7961-e); Casa del Hito (3300-d); Canchales (1216-e)	Valdecañas (1479-d / 917-e); Talaván (1003-d)	
Cigüeñuela común (<i>Himantopus himantopus</i>)			Vegas Altas (75-e)		

			GUADIANA		TAJO	
Fecha censo	Diciembre	Enero	Localidad (nº de aves inicial mes máx.)	Localidad (nº de aves inicial mes máx.)		
Avoceta común (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	70	225	Sierra Brava (225-e); Vegas Altas (60-d)	-		
Alcaraván común (<i>Burhinus oedipnemus</i>)	88	1.346	Vegas Altas (55-d)	Valdecañas (28-d)		
Chorlito chico (<i>Charadrius dubius</i>)	2	5	Orellana (2-d)	-		
Chorlito patinegro (<i>Charadrius alexandrinus</i>)	92	1.346	Vegas Altas (5-e)	-		
Chorlito dorado (<i>Pluvialis apricaria</i>)	7.594	5.598	Vegas Altas (431-e); Casa del Hito (157-e); Alange (145-e)	Valdecañas (570-e)		
Avefría europea (<i>Vanellus vanellus</i>)		336	Vegas Altas (3052-d/1429-e); Sierra Brava (850-d; 356-e)	Valdecañas (1523-e / 1244-d); Tozo (389-d)		
Correlimos menudo (<i>Calidris minuta</i>)		964	Vegas Altas (336-e)	-		
Correlimos común (<i>Calidris alpina</i>)	14	1	Vegas Altas (737-e)	Guadiloba (224-e)		
Combatiente (<i>Philomachus pugnax</i>)	29	39	Casas del Hito (1-e)	Tozo (6-d); Arrocampo (4-d); Valdecañas (4-d)		
Agachadiza común (<i>Gallinago gallinago</i>)	903	7.081	Orellana (50-e); Alange (19-d)	Arrocampo (20-e)		
Aguja collinera (<i>Limosa limosa</i>)	2	6	Vegas Altas (7037-e / 900-d)	-		
Zarapito trinador (<i>Numenius phaeopus</i>)	7	4	Vegas Altas (6-e); Casas del Hito (2-d)	-		
Archibebe oscuro (<i>Tringa erythropus</i>)	80	4	Vegas Altas (7-d)	-		
Archibebe común (<i>Tringa totanus</i>)	2	6	Vegas Altas (80-d)	Tozo (1-e)		
Archibebe claro (<i>Tringa nebularia</i>)	27	19	Canchales (3-e); Vegas Altas (2-e)	-		
Andarrios grande (<i>Tringa ochropus</i>)	31	20	Vegas Altas (12-d); Río Zújar (6-d)	Tozo (7-e)		
Andarrios bastardo (<i>Tringa glareola</i>)	31	28	Vegas Altas (5-e)	Valdecañas (9-d); Arrocampo (6-d)		
Gaviota reidora (<i>Actitis hypoleucos</i>)	7.474	9.930	Montijo (6-d); Orellana (6-e)	Valdecañas (4-e)		
Gaviota sombría (<i>Larus fuscus</i>)	14.432	16.873	Vegas Altas (2181-d); Casas del Hito (1615-d); Serena (864-e)	Valdecañas (2493-e); Alcántara (1471-d)		
Gaviota patiamanilla (<i>Larus michahellis</i>)		5	Alange (6000-d); Vegas Altas (2998-e); Serena (961-e)	Guadiloba (3240-e); Gabriel y Galán (3055-e)		
Martín pescador (<i>Alcedo atthis</i>)	11	4	Balsa 2 Zújar (5-e)	-		
			Vegas Altas (6-d); Río Zújar (5-d);	-		
Total aves	144.297	221.889	Sierra Brava (101.186-e / 60781-d); Gargaligas (18.330-e); Valdecañas (13.769-e)			
Total especies	48	51	Valdecañas (28-d/26-e); Canchales (26-d); Tozo (26-e); Arrocampo (25-e)			



4.3. GRUPOS Y ESPECIES

En la Tabla 7 se exponen atendiendo a los resultados obtenidos en diciembre y enero los humedales más importantes para cada una de las especies encontradas.

A la vista de los datos expuestos se observa, que dentro de la cuenca del Tajo, de los 8 humedales censados, Valdecañas es el humedal de mayor interés, siendo importante para el 32,7 % del total encontradas (55), le sigue en importancia Arrocampo (importante para el 20% de las especies y Tozo, Talaván y Gabriel y Galán (11%). Alcántara es el embalse aparentemente con menor importancia, siendo relevante tan solo para la gaviota reidora (*Larus ridibundus*).

En cuanto a la cuenca del Guadiana destacan sobre el resto los Arrozales de Vegas Altas y el Embalse de Sierra Brava (47,2% y 27,2% respectivamente). Por el contrario el Embalse del Zújar y el de Rucas parecen no ser importantes para ninguna de las especies.

De manera general en el contexto extremeño y teniendo en cuenta el número de aves contabilizadas destaca sobre los demás humedales el Embalse de Sierra Brava, sin embargo, si atendemos a la variedad de especies contabilizadas es Villacañas el embalse más importante.

Tabla 8.- Especies más abundantes dentro de los distintos grupos considerados

Orden	Nº de aves		Nº de especies	Especies más numerosas (nº de aves-inicial mes censo)
	Dic-02	Ene-03		
Somormujos (ORDEN PODICIPEDIFORMES)	809 (0,56)	1.127 (0,51)	3	Somormujo lavanco (844-e); Zampullín común (202-e)
Cormoranes (ORDEN PELECANIFORMES)	3.786 (2,62)	3.790 (1,71)	1	Cormorán grande (3201-e)
Cigüeñas y espátulas (ORDEN CICONIIFORMES)	821 (0,57)	860 (0,39)	3	Cigüeña blanca (839-e)
Garzas (ORDEN CICONIIFORMES)	3.874 (2,68)	3.291 (1,48)	5	Garcilla bueyera (3101-d); Garza real (456-e); Garceta común (389-e)
Anátidas (ORDEN ANSERIFORMES)	87.117 (60,37)	152.448 (68,70)	12	Ánade azulón (42390-e); Cerceta común (39759-e); Cuchara común (38175-e)
Rapaces ORDEN FALCONIFORMES	40 (0,03)	53 (0,02)	3	Aguilucho lagunero occ. (44-e)
Grullas ORDEN GRUIFORMES	12.224 (8,47)	14.198 (6,40)	1	Grulla común (14198-e)
Fochas ORDEN GRUIFORMES	4.918 (3,41)	3.880 (1,75)	4	Focha común (4367-d)
Limícolas ORDEN CHARADRIIFORMES	8.979 (6,22)	15.759 (7,10)	19	Avefría europea (7594-d); Aguja colinegra (7081-e); Chorlito dorado (1346-e)
Gaviotas ORDEN CHARADRIIFORMES	21.906 (15,18)	26.808 (12,08)	3	Gaviota reidora (26808-e); Gaviota sombría (9930-e)
Martín pescador ORDEN CORACIIFORMES	11 (0,007)	4 (0,002)	1	Martín pescador (11-d)
TOTAL AVES	144.297	221.889	56	Anade azulón (42390-e); Cerceta común (39759-e); Cuchara común (38175-e); Gaviota reidora (26808-e); Ánade rabudo (19510-e); (Grulla común (14198-e)

En la Tabla 8 se tratan las especies por grupos. Se muestra, según el censo (diciembre-enero). Las anátidas fueron el grupo más importante, acumulando más del 60% de las aves censadas, seguido de gaviotas y grullas. Entre las anátidas, el azulón, la cerceta común y el cuchara común, alcanzaron cifras próximas (superadas en la primera especie) a las cuarenta mil aves. Le sigue la gaviota reidora (*Larus ridibundus*) con veintiséis mil aves censadas, y la grulla común (*Grus grus*) con catorce mil.

De los datos expuestos en la tabla anterior, se deduce que en conjunto la Comarca de Vegas Altas presenta una gran importancia para la invernada de acuáticas. Así, los arrozales de Vegas Altas son un humedal importante para 26 de las especies detectadas, le sigue el embalse de Sierra Brava, importante para 16 especies y el del Cubilar para siete.

En la cuenca del Tajo son Valdecañas (importante para 18 especies) y Arrocampo (11 especies) los de mayor interés.

5. VALORACIÓN GENERAL

5.1. Evolución numérica

Como queda recogido en el apartado de metodología, los resultados obtenidos en los diferentes años son difícilmente comparables debido, entre otros a factores, a la falta de homogeneidad respecto al diferente número de humedales muestreados, al diferente esfuerzo de censo empleado, etc. En la tabla 9 se reúnen los datos finales de invernantes que se han podido recopilar.

Tabla 9.- Resultados, por años, de los censos de acuáticas Invernantes en Extremadura (1: Ena y Purroy (1982); 2: Gómez y Doltz (1987); 3: Troya y Bernues (coord. 1990); 4: Martí y del Moral (200; 2004); 5: presente trabajo)

Año	Nº de localidades censadas	Nº total
1978 ¹	19	3.137
1979 ¹	20	9.474
1980 ¹	22	2.895
1985 ²	63	8.190
1986 ²	56	11.048
1987 ²	78	34.014
1989 ³	72	17.962
1990 ⁴	110	67.401
1991 ⁴	65	111.553
1992 ⁴	111	116.011
1993 ⁴	180	212.079
1994 ⁴	234	178.194
1995 ⁴	328	137.452
1999 ⁴	1	147
2001 ⁴	1	4.758
2002 ⁴	77	147.404
2003 ⁵	26	221.629



Los datos ofrecidos en la tabla anterior muestran una situación sumamente variable, tanto por el esfuerzo de censo (humedales censados) como por los resultados obtenidos, por lo que resulta difícil la aplicación de una metodología analítica que permita obtener unas conclusiones fiables. No obstante, comparando los datos obtenidos en el periodo 1991-1995 con los del censo de 2003, parece claro que el número de acuáticas que utilizan Extremadura para invernar va en aumento y que pudieran ser unos pocos humedales, del total de zonas húmedas extremeñas, los que mantienen el grueso de la población invernante de acuáticas.

5.2. Comentario por especies

Para intentar valorar la importancia relativa de Extremadura respecto al conjunto español en cuanto al número total de acuáticas invernantes, se comparan los datos obtenidos con los recopilados por Martí y del Moral, para la campaña de 2003. En total estos autores establecen la cifra de 1.844.944 aves acuáticas invernantes en España en 2003, es decir que el 12 % del total de estas aves han utilizado Extremadura para invernar.

En la Tabla 10 se muestran los valores comparativos para algunas de las especies consideradas más significativas .

Tabla 10. Comparación de los valores obtenidos para diferentes especies en Extremadura respecto al total estimado para España en enero de 2003

Especie	Total España (Martí y del Moral 2004)	Total Extremadura (Presente censo)	% de la población española invernante en Extremadura
Ánade rabudo	34.993	19.510	55,8
Grulla común	25.499	14.038	55,1
Cerceta común	113.292	39.759	35,1
Cuchara común	138.585	38.175	27,5
Ánade friso	17.400	4.724	27,1
Ánade azulón	238.626	42.650	17,9
Somormujo lavanco	5.139	844	16,4
Aguja colinegra	57.299	7.081	12,4

Entre los valores mostrados destaca la gran importancia que para el Ánade rabudo puede llegar a tener Extremadura, donde en enero de 2003 se concentró el 55,8 % del total de invernantes en España de esta especie. Este caso es especialmente reseñable al haberse concentrado en un solo humedal el 89,7 del total de la población Extremeña, o lo que es lo mismo, el 50 % del total español.

5.3. Comarca de Vegas Altas

En la Tabla 11 se comparan los resultados máximos obtenidos para las cinco especies de anátidas anteriormente mencionadas, con los datos disponibles (expresados en mínimos-máximos, y medias de individuos censados) para otras zonas representativas de España.

Tabla 11: Resultados máximos obtenidos en invernada de las cinco especies de anátidas en la Comarca de Vegas Altas comparados con las tres mejores localidades de invernada en España

	Vega Altas	ESPAÑA (1990-2001) Martí y del Moral, 2004
Ánade friso (<i>A. strepera</i>)	1.455	Doñana (288-5.620, med. 2.389); Delta del Ebro (530-4.686, med. 2.092); Orellana (256-1.333, med. 772)
Cerceta común (<i>A. crecca</i>)	36.165	Doñana (910-115.250, med. 31.810); Delta del Ebro (1285-15.310, med. 5.904); Aiguamolls de l'Empordá (1.063-5.396, med. 2.475)
Ánade azulón (<i>A. platyrhynchos</i>)	33.860	Doñana (1.145-34.281, med. 8.086); Delta del Ebro (25.965-43.160, med. 35.076); Aiguamolls de l'Empordá (4.691-16.453, med. 9.078)
Ánade rabudo (<i>A. acuta</i>)	19.030	Doñana (856-43.990, med. 11.188); Delta del Ebro (181-7.967, med. 2.201); Albufera de Valencia (7-1.291, med. 551)
Cuchara común (<i>A. clypeata</i>)	37.805	Doñana (4.881-105.550, med. 34.617); Delta del Ebro (2.103-20.617, med. 10.894); Albufera de Valencia (380-28.752, med. 10.943)

A la vista de los datos expuestos, la Comarca de Vegas Altas se muestra como un área de primer orden en la invernada de anátidas. Para algunas de las especies (cerceta común, ánade rabudo y cuchara común) podría suponer el segundo lugar en importancia dentro del contexto español

6. CONCLUSIONES

- Han sido censados 26 humedales, registrándose un mínimo de 143.846 aves (mes de diciembre) y un máximo de 221.629 aves (en enero) pertenecientes a 55 especies diferentes.
- Los humedales de la cuenca del Guadiana (n=18) concentraron entre el 82,7% (en diciembre) hasta el 86,5% (en enero) de las aves censadas, mientras que los de la cuenca del Tajo (n=8) acumuló entre el 13,5% y el 17,3% de las aves censadas, respectivamente.
- El embalse de Valdecañas fue el humedal de mayor importancia en la Cuenca del Tajo, superando las trece mil aves en enero, mientras que Alcántara o Borbollón, no llegaban a millar.
- Los embalses del Guadiana albergaron la invernada principal de aves acuáticas en Extremadura, superando ampliamente las cien mil aves en ambos cen-



sos. Sumaron entre diciembre y enero, el 82,7% [118.974 aves] y el 86,5% [191.761 aves] respectivamente, del total de aves acuáticas censadas en Extremadura.

- La invernada principal se concentró en los embalses y regadíos de la zona noreste, diferenciado en el censo como zona de Vegas Altas. En el conjunto del censo regional y de la cuenca del Guadiana, el embalse de Sierra Brava, destacó con diferencia como principal humedal, superando las cien mil aves en enero.
- Las anátidas fueron el grupo más importante, acumulando más del 60% de las aves censadas, seguido de gaviotas y grullas. Entre las anátidas, el azulón, la cerceta común y el cuchara común, alcanzaron cifras próximas (superadas en la primera especie) a las cuarenta mil aves. Le sigue la gaviota reidora con veintiséis mil aves censadas, y la grulla común con catorce mil.
- Cinco especies de anátidas -anade friso (*A. strepera*), cerceta común, ánade azulón, ánade rabudo (*A. acuta*) y cuchara común, superaron ampliamente los valores máximos conocidos de la invernada en Extremadura, y en el caso del ánade rabudo supera la media establecida para el conjunto del estado español.
- A la vista de los resultados generales obtenidos para el conjunto de España (excepto Canarias), el 12% del total de ejemplares contabilizados utilizaron humedales Extremeños. De igual forma queda demostrada la extraordinaria importancia que tiene la Comarca de Vegas Altas, incluso en el contexto nacional, como lugar de invernada de aves acuáticas, probablemente debido a la transformación de dehesas en arrozales y otros cultivos de regadío, y a la construcción de grandes embalses para alimentar la superficie regable. Los embalses sirven como áreas de descanso, mientras que el regadío es el área de alimentación (principalmente nocturna) de la mayoría de las aves acuáticas.

BIBLIOGRAFÍA

- Araujo, J. y García-Rua, A. 1973. El censo español de aves acuáticas de enero de 1973. *Bol. Est. Cent. Ecol.*, 4: 11-39.
- Araujo, J. 1978. Censo español de aves acuáticas de enero de 1975. *Ardeola*, 24: 121-205.
- Bernis, F. 1964. *Información española sobre anátidas y fochas en época invernal*. Publ. Espec. Soc. Esp. Ornitología.
- Bernis, F. 1972. El censo español de aves acuáticas de enero de 1972. *Ardeola*, 17-18:37-77.
- Blondel, J. 1985. *Biogeografía y Ecología*. Ed. Academia. León.
- Carbonell, M y Muñoz-Cobo, J. 1980. Censo español de aves acuáticas. Enero 1976. *Ardeola*, 25:3-46.
- Ena, V. y Purroy, F. 1982. *Resultados del censo de aves acuáticas en España (Enero, 1978, 79 y 80)*. ICONA. MAPA. Madrid.
- Ena, V. y Purroy, F. 1984. Resultados del censo de aves acuáticas en España (Enero, 1983). *Ardeola*, 30: 100-105.
- Ena, V. y Purroy, F. 1985. Resultados del censo de aves acuáticas en España (Enero,

-
-
- 1985). *La Garcilla*, 65: 12-16
- Gilissen, N; Haanstra, L.; Delanny, S. Boere G y Hagemeyer W. 2002. Number and distribution of wintering waterbirds in the Western Palearctic and Southwest Asia in 1997, 1998 and 1999. Results from the International Waterbird Census. *Wetlands International Global Series n° 11*, Wageningen, The Netherlands.
- Gómez, J.A. y Dolz, J.C. (1987). *Censo de anátidas y focas invernantes en España* (Enero 1985, 86 y 87). ICONA. MAPA. Madrid.
- Margalef, R. 1986. *Ecología*. Ed. Omega. Barcelona.
- Martí, R. y Del Moral J.C. (eds.) 2002/2004. *La invernada de aves acuáticas en España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Ed. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. MMA. Madrid.
- Troya, A. y Bernues, M. 1990. *Censo de acuáticas invernantes*. Enero 89. ICONA. MAPA. Madrid.



LA POBLACIÓN DE ANÁTIDAS EN EXTREMADURA

P. Corbacho¹, A. Villegas² y M. C Molina³

Grupo de Investigación en Conservación. Área de Biología Animal.
Universidad de Extremadura. Avenida de Elvas s/n. 06071. Badajoz. España.
Email: ¹coramado@unex.es, ²villegas@unex.es, ³mamolina@unex.es

RESUMEN

Ante la falta de información existente respecto a la población de anátidas en Extremadura, se pretende con el presente estudio, caracterizar y poner de manifiesto la importancia de esta comunidad de aves en nuestra región, bien desde un punto de vista de su conservación, o como herramienta de referencia para valorar la importancia de poblaciones, hábitats, etc. Extremadura se caracteriza por una carencia de zonas húmedas naturales, quedando contrarrestada, con una importante masa de agua de carácter artificial lo que ha posibilitado el asentamiento de un importante contingente poblacional para este grupo ornítico.

Entre los años 91-97 se realizaron censos de más de 800 zonas húmedas entre embalses, charcas, arrozales, lagunas, tramos de río, etc., para el conocimiento de estas poblaciones de aves acuáticas en las cuencas medias de los ríos Tajo y Guadiana.

La población de anátidas en Extremadura presenta un total de 17 especies, detectándose 16 en la cuenca media del Guadiana y 14 en la del Tajo. El Ánade Real es la especie dominante en ambas cuencas. Tres especies de anátidas de superficie, el Ánade Real, el Ánade Friso y el Cuchara Común, así como, dos especies de anátidas buceadoras, el Porrón Europeo y el Pato Colorado, muestran una población residente en nuestra comunidad, constatándose la reproducción regular para todas ellas, excepto para el Cuchara Común, donde se ha observado de forma esporádica. La Cerceta Común, el Ánade Silbón, el Ánade Rabudo, el Anzar Común y el Porrón Moñudo se presentan de modo regular en invernada, confirmándose para esta última especie, la reproducción de forma puntual. La Cerceta Carretona por su parte, se observa regularmente durante el paso de migración primaveral principalmente. El resto de especies se presentan esporádicamente durante algún momento del periodo invernal.

Tanto la población reproductora, como invernante de Ánade Friso y A. Real muestran importancia respecto al total nacional.

INTRODUCCIÓN

El estudio de la estructura y requerimientos de las comunidades y poblaciones de aves acuáticas es prioritario en conservación ante la drástica transformación que en la actualidad sufren los humedales (ROBLEDANO et al., 1992; TAMISIER & GRILLAS, 1994). El permanente conflicto entre la sensibilidad hacia su conservación y los múltiples usos y funciones que son capaces de albergar (HOLLIS, 1990; MALTBY, 1990), apenas ha ralentizado su destrucción física (drenaje, desecación, fragmentación, etc.), o la explotación descontrolada de sus recursos por el hombre, consecuencia ello, de un aumento de la población, la agricultura y el desarrollo urbano e industrial (TUCKER & EVANS, 1997).

Por uno u otro motivo, la escasez de humedales naturales en Extremadura es muy patente, a excepción de los cursos fluviales. En contraposición de esta escasez, en nuestra región ha tenido lugar un importante fenómeno de regulación hídrica de cursos fluviales, determinando la existencia actual de un gran número de zonas húmedas de carácter artificial, lo que ha favorecido el asentamiento de importantes comunidades de aves acuáticas.

Las zonas húmedas sufren perturbaciones naturales a lo largo del año, provocando efectos de estacionalidad. La realización de procesos migratorios por estas aves, hace posible la utilización medios temporalmente inadecuados o improductivos, como es el caso de los humedales, y aprovechar a su vez los pulsos de producción que caracterizan a los mismos (AMAT, 1984). Se trata de ecosistemas abiertos, muy interrelacionados con su entorno, a menudo con gran cantidad de nutrientes y una alta productividad, e íntimamente ligados a los seres vivos en su estructura y funcionamiento. Los humedales, bien sean naturales o artificiales, permiten a las aves acuáticas satisfacer todos o una parte de sus requerimientos básicos: alimentación, lugares adecuados para el descanso, reposo, defensa ante predadores o inclemencias meteorológicas, y lugares de nidificación (HILDÉN, 1964; WELLER, 1988).

ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

El área de estudio se centra en la región extremeña (41.000 Km²), quedando ésta irrigada casi en su totalidad por las cuencas medias de los ríos Tajo y Guadiana, así como pequeñas superficies de las cuencas de los ríos Duero y Guadalquivir.

Entre los años de 1991 y 1997 se llevan a cabo censos mensuales de más de 800 zonas húmedas, entre embalses, charcas, lagunas, tramos de río, etc., siendo el periodo entre enero de 1992 y mayo de 1994 cuando se realizan con una mayor regularidad. Para los años 1991, 1995, 1996 y 1997, sólo se disponen de censos en temporada reproductora. En la cuenca del Tajo sólo disponemos de censos para los periodos fenológicos de invernada y reproducción, mientras que en el Guadiana por su parte, se dispone del ciclo anual completo.

La técnica de censo utilizada fue la del "conteo directo" (TELLERÍA, 1986) consistente en la enumeración de todos los individuos de la población. En época reproductora además, se registró el número de parejas observadas para cada especie. Consecuencia del tamaño del área de estudio, y de la movilidad que muestran estas especies, se precisó de varios equipos de observadores, intentando con ello restringir al máximo el tiempo de censo, y evitando de este modo duplicaciones en el conteo de aves.

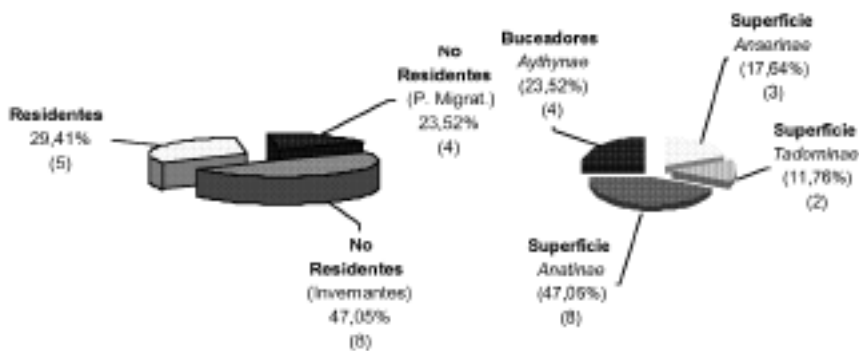


Los resultados obtenidos fueron contrastados con los totales nacionales (SEO/Birdlife & Ministerio de Medio Ambiente, 2002) para la invernada, o con informes inéditos (Ministerio de Medio Ambiente; SEO) en reproducción.

RESULTADOS

En base a los resultados obtenidos, 17 han sido las especies de anátidas inventariadas (Tabla 1), confirmándose la existencia de una población residente para 5 de ellas; el Ánade Real, el Á. Friso, el Cuchara Común, el Pato Colorado y el Porrón Europeo (Gráfica 1, a).

El resto de especies se muestran como no residentes mostrándose, bien típicamente invernantes, aunque para algunas de estas especies, de modo esporádico y localizado sus observaciones (el Anzar Común, la Barnacla Cariblanca, el Tarro Blanco, el Ánade Silbón, la Cerceta Común, el Ánade Rabudo, el Porrón Pardo y el P. Moñudo), o bien su presencia sólo es detectada durante los pasos migratorios (el Anzar Campestre, el Tarro Canelo, la Cerceta Pardilla y la Cerceta Carretona), igualmente de un modo esporádico para las tres primeras especies, mientras que la última se observa regularmente en pequeños bandos.



Gráfica 1: Porcentaje y número de especies mostrados por la comunidad de anátidas presente en Extremadura, bien según su estatus fenológico (a), o su composición taxonómica (tribus) (b), durante el periodo de estudio. Se indica asimismo el método de captura de alimento que muestran las especies pertenecientes a estas tribus.

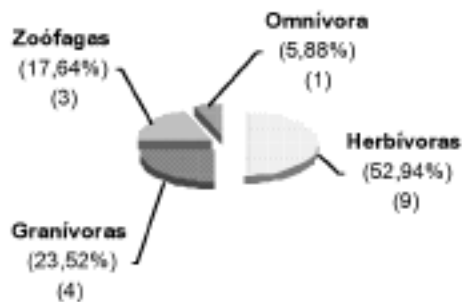
Estas especies pertenecen a cuatro tribus (*Anserinae*, *Tadorninae*, *Anatinae* y *Aythinae*) (Gráfica 1,b), siendo *Anatinae* la que presenta mayor número (8sp; 47,05 %); el Ánade Silbón, el Á. Friso, la Cerceta Común, el Á. Real, el Á. Rabudo, la Cerceta Carretona, el Cuchara Común y la Cerceta Pardilla.

Le sigue en importancia, tanto cualitativa como cuantitativa, la tribu *Aythinae*, perteneciendo a ella todas las especies buceadoras observadas (4sp; 23,52 %). El Pato Colorado, el Porrón Europeo, el P. Pardo y el P. Moñudo pertenecen a ella.

Las tribus con menor representación son *Anserinae* (3sp; 17,64 %) y *Tadorninae* (2sp, 11,76 %)(Gráfica 1,b), perteneciendo a ellas todas las especies de presencia esporádica. En la primera se han observado el Anzar Común, el A. Campestre y la Barnacla Cariblanca, mientras que en la segunda, han sido el Tarro Blanco y el T. Canelo. De todas ellas, sólo el Anzar Común muestra una presencia regular en invierno.

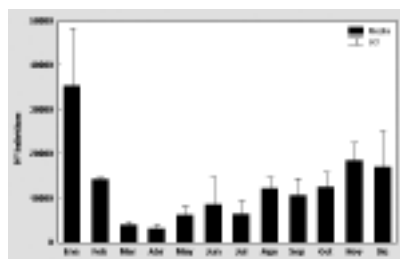
Desde un punto de vista trófico, el 52,94 % de las especies (el Anzar Campestre, el A. Común, la Barnacla Cariblanca, el Ánade Silbón, el Á. Friso, la Cerceta Carretona, la C. Pardilla, el Pato Colorado y el Porrón Pardo) muestran una alimentación preferentemente herbívora [Gráfica 2].

La Cerceta Común, el Ánade Real, el Ánade Rabudo y el Porrón Europeo, por su parte, muestran mayor preferencia por una alimentación de tipo granívora (23,52 %), mientras que, el Tarro Blanco, el Cuchara Común y el Porrón Moñudo (17,64 %) basan su alimentación preferentemente sobre las comunidades de invertebrados. El Tarro Canelo hemos de considerarlo como omnívoro (5,88 %) por no mostrar una preferencia clara sobre su dieta [Gráfica 2].



Gráfica 2: Porcentaje y número de especies mostrados por la comunidad de anátidas presente en Extremadura desde un punto de vista trófico durante el periodo de estudio.

Analizando la comunidad de anátidas detectada en la cuenca media del Guadiana [Gráfica 3], observamos que tras la invernada, el contingente de patos desciende en gran medida su tamaño poblacional para constituir durante el mes de abril la comunidad más pobre en individuos. No obstante, tras el periodo reproductor, y a lo largo de todo el periodo estival, la población de anátidas tiende a aumentar con la llegada de individuos de otras zonas reproductoras, para posteriormente, con la llegada de especies migradoras, seguir aumentando hasta el periodo invernal. Es durante este periodo anual cuando en nuestros humedales la población de anátidas muestra una mayor importancia cuantitativa, donde hemos de destacar las elevadas fluctuaciones interanuales mostradas en el mismo.

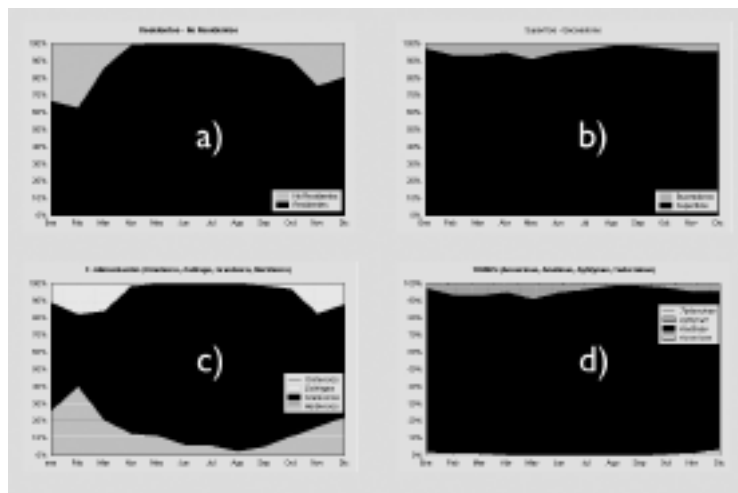


Gráfica 3: Número medio (\pm sd) de individuos observados en la cuenca media del Guadiana a lo largo del ciclo anual durante el periodo de estudio.



Las poblaciones de especies residentes, de alimentación en superficie, preferentemente granívoras y pertenecientes a la tribu Anatinae son las que muestran un predominio mayor en la comunidad, con máximos observados durante el periodo estival (Gráfica 4; a, b, c y d respectivamente). A partir de agosto es cuando la comunidad de especies no residentes comienza a aumentar, alcanzando su máxima relevancia durante de todo el periodo invernal, con su máximo durante el mes de febrero cuando llega a constituir algo más del 35 % de la comunidad (Gráfica 4,a).

Los patos buceadores es durante el mes de mayo cuando muestran una mayor importancia, alcanzando como valor máximo un 8,73 % de la misma (Gráfica 4, b), consecuencia ello generada principalmente por el descenso producido por la comunidad de anátidas de superficie durante este periodo.



Gráfica 4: Importancia relativa (%) que muestran a lo largo del ciclo anual las distintas categorías de anátidas establecidas en la cuenca media del Guadiana; (a) residentes y no residentes; (b) superficie y buceadoras; (c) de alimentación herbívora, granívora, zoófaga y omnívora; (d) tribu Anserinae, Tadorninae, Anatinae y Aythyinae, para la cuenca media del Guadiana durante el periodo de estudio.

Es a lo largo del periodo invernal cuando, tanto individuos herbívoros como zoófagos muestran su mayor importancia en la comunidad, soportando porcentajes que oscilan generalmente entre un 10 % y un 40 % para los primeros, y entre un 10 % y un 20 % para los segundos. No obstante, estas comunidades de patos no llegan a alcanzar la importancia mostrada por las especies granívoras, con porcentajes máximos alcanzados durante el periodo estival, cuando llega a soportar casi la totalidad de la comunidad (Gráfica 4, c).

La importancia de *Anatinae* es muy superior al resto, superando en todo momento el 90 % de los individuos contabilizados, mientras que, por el contrario, la menos relevante resulta ser *Tadorninae*, no mostrando importancia alguna.

Anserinae por su parte, alcanza sus mayores tamaños poblacionales en el invierno (diciembre, 3 %). Por último, la tribu *Aythyinae* queda analizada anteriormente al comentar la mostrada por la comunidad buceadora (Gráfica 4, d).

La población de *Ánade Friso* durante la invernada se muestra como la de mayor importancia respecto al total nacional, constituyendo el 27% de la misma en este perio-

do de estudio. El Ánade Real con un 11,1%, el Ánade silbón y la Cerceta Común en torno al 7,5% y el Cuchara Común con algo más del 5%, son otras de las especies de superficie que presentan una población importante en nuestra región. Por el contrario, sólo el Porrón Moñudo muestra importancia respecto al total nacional, constituyendo la población extremeña más del 8%.

En cuanto a las poblaciones reproductoras, nuevamente es el Ánade Friso quien muestra una mayor importancia a nivel nacional, utilizando nuestros humedales casi el 30% de la población, llegando a superar las 150 parejas de media en Extremadura. Por su parte, el Ánade real, con una población cercana a las 4.000 parejas, soporta casi el 20% del total nacional.

El resto de especie cuya reproducción ha sido detectada, como es el caso del Cuchara Común, el Porrón Europeo y el Pato Colorado, salvo la primera, observada de modo puntual, las otras dos lo hacen de modo regular aunque en muy escaso número.

STATUS DE CONSERVACIÓN

A nivel mundial, todas las especies se encuentran “No Amenazadas”, excepto la Cerceta Pardilla, catalogada “Insuficientemente conocida” (Tabla 1).

A nivel nacional, el 58,82% de las especies se corresponden con “No Amenazadas”. El resto presenta alguna categoría de amenaza; así, el 23,52% de los taxones se encuentran “En peligro de extinción” a nivel nacional, siendo estas especies el Anzar Campestre, el Tarro Canelo, la Cerceta Pardilla y el Porrón Pardo. El resto de los taxones (17,64%) son catalogados como “Raros”, por presentar tamaños poblacionales pequeños o distribuciones muy localizadas y restringidas. Este grupo está representado por el Tarro Blanco, la Cerceta Carretona y el Pato Colorado (Tabla 1).

A nivel regional, el 29,41% de las especies registradas muestran la catalogación “*Interés Especial*”; el Anzar Campestre, el Tarro Blanco, el Tarro Canelo, el Porrón Europeo y el P. Moñudo, mientras que, dos de ellas, la Cerceta Carretona y el Pato Colorado (11,76%), se encuadran como “*Vulnerables*”.

Del total de anátidas, el 11,76% son consideradas “*De Interés Especial*” según el REAL DECRETO 439/90 referente al Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. La Cerceta Pardilla y Porrón Pardo se incluyen en el Anexo I como taxones más amenazados, mientras que, la Barnacla Cariblanca, el Tarro Blanco y el Tarro Canelo, se incluyen en el Anexo II “*En Peligro de Extinción*” (17,64%). El resto de anátidas (70,58%) se consideran “*No Amenazadas*” no incluyéndose en ninguno de los anexos anteriores.

Estas especies “*No Amenazadas*” son las que se consideran Objeto de Caza según el R.D. 1.095/89. De todas ellas, sólo Ánade real, se considera Objeto de Caza Comerciable según el R.D. 1.118/89 (Tabla 1).

En base a las directrices marcadas por la Directiva Aves, el 29,41% de los taxones deben ser objeto de medidas de conservación del hábitat estando incluidos en el Anexo I de dicha directiva. Un 58,82% de las especies aparecen en el Anexo II, relativo a las cazables, mientras que, un 47,05% son consideradas además de cazables, comerciables (incluidas en el Anexo III) (Tabla 1).



Tabla 1: C. MUNDIAL: Categoría de Amenaza a Nivel Mundial (NA: No Amenazadas; K: Insuficientemente Conocida). C. NACIONAL: Categoría de Amenaza a Nivel Nacional (NA: No Amenazada; R: Rara; E: En Peligro de Extinción), según el Libro Rojo de los Vertebrados en España (BLANCO Y GONZALEZ, 1992). C. REGIONAL: Categoría de Amenaza a nivel Regional (V: Vulnerable a la alteración de su hábitat; IE: de Interés Espacial). (R.D. 439/90): Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (IE: Interés Especial; PE: Peligro de Extinción. (R.D. 1.095/89): Catálogo Nacional de Especies Objeto de Caza (I; especies objeto de caza). (R.D. 1.118/89): Catálogo Nacional de Especies Objeto de Caza Comercializables (I; especies objeto de caza y comercializables). Direct Aves: Directiva Aves (79/409/CE) (I: Anexo I, especies que deben ser objeto de medidas especiales de conservación del hábitat. II: anexo II, especies cinegéticas; III: anexo III, especies comercializables. BERNA: Convenio de Berna; II: anexo II, estrictamente protegidas. BONN: Convenio de Bonn; I: anexo I, especies altamente amenazadas de extinción. Los países deben conservar y proteger sus hábitats, no poner obstáculos para la migración y prohibir su caza y captura. II: Especies en condiciones desfavorables, sobre las que deben mantenerse y desarrollar estudios sobre su estado

NOMBRE CASTELLANO	NOMBRE CIENTÍFICO	C. MUNDIAL	C. NACIONAL	C. REGIONAL	(R.D. 439/90)	(R.D. 1.095/89)	(R.D. 1.118/89)	DIRET. AVES	BERNA	BONN
Ansar Campestre	<i>Anser fabalis</i>	NA	E	IE				II	III	II
Ansar Común	<i>Anser anser</i>	NA	NA			I		II, III	III	II
Barnacla Cariblanca	<i>Branta leucopsis</i>	NA	NA		II			I	II	II
Tarro Blanco	<i>Tadorna tadorna</i>	NA	R	IE	II			I	II	II
Tarro Canelo	<i>Tadorna ferruginea</i>	NA	E	IE	II			I	II	II
Ánade Silbón	<i>Anas penelope</i>	NA	NA			I		II, III	III	II
Ánade Friso	<i>Anas strepera</i>	NA	NA			I		II	III	II
Cerceta Común	<i>Anas crecca</i>	NA	NA			I		II, III	III	II
Ánade Real	<i>Anas platyrhynchos</i>	NA	NA			I	I	II, III	III	II
Ánade Rabudo	<i>Anas acuta</i>	NA	NA			I		II, III	III	II
Cerceta Carretona	<i>Anas querquedula</i>	NA	R	V		I		II	III	II
Cuchara Común	<i>Anas clypeata</i>	NA	NA			I		II, III	III	II
Cerceta Pardilla	<i>Marmorenetta angustirostris</i>	K	E		I			I	II	II
Pato Colorado	<i>Netta rufina</i>	NA	R	V		I		II	III	II
Porrón Europeo	<i>Aythya ferina</i>	NA	NA	IE		I		II, III	III	II
Porrón Pardo	<i>Aythya nyroca</i>	NA	E		I			I	III	II
Porrón Moñudo	<i>Aythya fuligula</i>	NA	NA	IE		I		III	III	II

Según el Convenio de Berna, relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y el Medio Natural, el 23,52% de las especies observadas se incluyen en el Anexo II, catalogadas como especies "Estrictamente Protegidas". Por último, dado el carácter migratorio de la mayoría de los taxones de este grupo de aves, es importante su consideración

en el Convenio de Bonn, donde la totalidad de las especies observadas en Extremadura quedan incluidas en su Apéndice II (Tabla 1).

DISCUSIÓN

La existencia de cambios estacionales en todo ecosistema trae como consecuencia la aparición de especies, la desaparición de otras, así como la variación en la abundancia de aquellas que se mantienen a lo largo de todo el año. La respuesta de las especies a la abundancia de recursos tróficos se manifiesta fundamentalmente por la selección de hábitats apropiados, que puede verse limitada por las características físicas de los mismos. La disponibilidad de alimento, seguridad de las áreas de reposo o descanso y la ausencia de disturbios serán factores influyentes en los procesos de selección y uso de hábitats por los individuos migradores de aves acuáticas durante el periodo no reproductor (VAN EERDEN, 1984; ENS et al., 1994; PIERSMA, 1994).

Extremadura, al igual que otras regiones de la Península Ibérica presenta un mayor volumen poblacional durante el periodo invernal incrementándose con la llegada de individuos del paleártico, los cuales efectúan migraciones tras la reproducción en busca de hábitats apropiados en factores térmicos y tróficos (TELLERÍA, 1987). El elevado número de individuos detectado en invernada, principalmente en la zona centro de nuestra comunidad, más que poner de manifiesto una elevada calidad ambiental de la zona, denota la existencia de áreas de alimentación propicias para estas especies de anátidas, como es el caso de los arrozales, los cuales se ha demostrado que estos sistemas juegan un papel importante como hábitat alternativo en el mantenimiento de poblaciones de acuáticas (PAIN, 1994; FASOLA & RUIZ, 1996, 1997; ELPHICK & ORING 1998, DAY & COLWELL, 1998; BIRD et al., 2000; ELPHICK, 2000) suponiendo una fuente de alimentación complementaria a la falta de alimento natural. La mayor accesibilidad al recurso alimenticio que contienen, comparado al de otros ambientes (FERRER Y MARTINEZ, 1987) implica su utilización, el cual es aprovechado por gran número de especies en periodos invernales y pasos migratorios.

Según señala Hopf et al., (1993) las comunidades invernantes de anátidas se caracterizan por la gran abundancia de unas pocas especies y la reducida representación de otras. El Ánade real principalmente, y en menor medida el Á. Silbón, el Cuchara Común, la Cerceta Común y el Ánade Friso, muestran una población importante durante el periodo invernal en Extremadura

El Porrón moñudo en invierno, y el Pato Colorado durante el periodo de muda son las especies buceadoras que adquieren interés, observándose en el Embalse de Orellana importantes concentraciones para ambas. Este humedal se presenta como una alternativa a las dos grandes localidades tradicionales de muda en España para esta última especie (SÁNCHEZ, 1989; CORBACHO et al., 2000), el Embalse del Ebro y la Laguna de Gallocanta (ARAGÜES et al., 1974; PARDO DE SANTAYANA, 1974; VAN IMPE, 1985; AMAT et al., 1987).

Nuestros humedales, sí bien son artificiales, sustituyen la ausencia notoria de lagunas o humedales naturales en áreas interiores, posibilitando el asentamiento de comunidades de aves acuáticas de gran importancia, no sólo de especies de anátidas, sino también de otros grupos muy concretos de aves como limícolas (VELASCO, 1992; AVILÉS & PAREJO, 1999), larolimícolas (SÁNCHEZ et al., 1993), y en general aves



migratorias acuáticas (LÓPEZ et al., 1995). El incremento que se viene haciendo de zonas húmedas artificiales interiores por parte estas aves también ha sido puesto de manifiesto en otras partes del mundo (SKAGEN & KNOFF, 1993).

BIBLIOGRAFÍA

- AMAT, J. A. (1984). Las poblaciones de aves acuáticas en las lagunas andaluzas. Composición y diversidad durante un ciclo anual. *Ardeola*, 31: 61-79.
- AMAT, J. A.; LUCIENTES, J. & FERRER, X. (1987). La migración del Pato colorado (*Netta rufina*) en España. *Ardeola*, 34 (1): 79-88.
- ARAGÜES, A.; PÉREZ BUJARRAL, E.; LUCIENTES, J. Y BIELSA, M. A. (1974). Observaciones estivales en Gallocanta (Zaragoza). *Ardeola*, 20: 229-244.
- AVILÉS, J. M. & PAREJO, D. (1999). Descripción de las agrupaciones de aves limícolas (Charadrii) en un embalse del centro de la Península Ibérica durante un ciclo anual: zonas interiores vs. Zonas litorales. *Misc. Zool.*
- BLANCO, J.C. y GONZÁLEZ, J.L. (Eds.) (1992). Libro Rojo de los vertebrados de España. ICONA. Madrid.
- BIRD, J. A.; PETTYGROVE, G. S. & EADIE, J.M. (2000). The impact of waterfowl foraging on the decomposition of rice straw: mutual benefits for rice growers and waterfowl. *Journal of Applied Ecology*, 37: 728-741.
- CORBACHO, P.; VILLEGAS, A. y MUÑOZ del VIEJO, A. (2000). Presencia del Pato colorado (*Netta rufina*, Pallas) en las cuencas medias de los ríos Tajo y Guadiana. XV Jornadas Ornitológicas Españolas, I Jornadas Ibéricas de Ornitología. El Rocío [España].
- DAY, J. H. & COLWELL, M.A. (1998). Waterbird communities in rice fields subjected to different post-harvest treatments. *Colonial Waterbirds*, 21: 185-197.
- ELPHICK, C. S. (2000). Functional equivalency between rice fields and seminatural wetlands habitats. *Conservation Biology*, 14: 181-191.
- ELPHICK, C. S. & ORING, L. W. (1998). Winter management of California rice fields for Waterbirds. *Journal of Applied Ecology*, 35: 95-118.
- ENS, B. J.; PIERSMA, T & DRENT, R. H. (1994). The dependence of waders and waterfowl migrating along the East Atlantic Flyway on their coastal food supplies: What is the most profitable research programme). *Ophelia*, 6 (Suppl.): 127-151.
- FASSOLA, M. y RUIZ, X. (1996). The value of rice fields as substitutes of natural wetlands for waterbird in the Mediterranean region. *Colonial Waterbird*, 19 (Special Publication 1), 122-128.
- (1997). Rice farming and Waterbirds: integrated management in a artificial landscape. *Farming and birds in Europe: the common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation* (eds D. J. Pain & M. W. Pienkowski), pp. 210-235. Academic Press, San Diego, California.
- FERRER, X. y MARTINEZ, A. (1987). Le delta de l'Ebre: un milieu aquatique réglé par la culture du riz. *L'Oiseau et Revue Française Ornithologie*, 57(1): 13-22.
- HILDEN, O. (1964). Ecology of duck populations in the island group of Valassaaret, Gull of Bothnia. *Annales Zoologici Fennici*, 1: 153-279.
- HOLLIS, G. E. (1990). Environmental impacts of development on wetlands in arid and semiarid lands. *Hydrological Sciences Journal*, 35(4): 411-428.

- HOPE, F. A.; VALONE, T. J. & BROWN, J. H. (1993). Competition theory and the structure of ecological communities. *Evolutionary Ecology*, 7: 142-154.
- LÓPEZ-GALLEGO, A.; FUENTES, C. y RUIZ DE LA CONCHA, J. I. (1995). Description of the waterfowl community of the rice fields of "Vegas altas del Guadiana". 10th. International Waterfowl Ecology Symposium and Wader Study Group Conference, 1995. Aveiro. Portugal.
- MALTBY, E. (1990). *Waterlogged wealth. Why waste the world wet place?*. Earthscan, London.
- PAIN, D. (1994). *Case Studies of Farming and Birds in Europe: Rice Farming in Italy*. Studies in European Agriculture and Environmental Policy No. 8, RSPB, Sandy, Bedfordshire.
- PARDO DE SANTAYANA, J. I. (1974). Contribución a la ornitología del Pantano del Ebro, con algún dato de otras localidades de Santander. *Ardeola*, 20: 221-228.
- PIERSMA, T.; VERKUIL, Y. & TULP, I. (1994). Resources for long-distance migration of Knots *Calidris canutus islandica* and *C. c. canutus*: How broad is the temporal exploitation window of benthic prey in the western and eastern Wadden Sea. *Oikos*, 71: 393-407.
- ROBLEDANO A.F., MONTES del OLMO, C. & RAMIREZ-DÍAZ, L. 1992. Relaciones ambientales y conservación de las comunidades de aves acuáticas en la gestión de los humedales del sudeste español. Murcia: Secretariado de publicaciones, Universidad, 1992. -99 p. Colección Blanca, 33.
- SÁNCHEZ, J. M.; SÁNCHEZ, A.; CORBACHO, C. & DA SILVA, E. (1993). Una posible nueva área de importancia internacional para la avifauna acuática: El Embalse de los Canchales (Badajoz). *Alytes* VI: 299-306.
- SEO/Birdlife & Ministerio de Medio Ambiente, 2002. *Aves acuáticas Invernantes en España*. BD (1990-2001)
- SKAGEN, S.K. & KNOPE, F. L. (1993). Toward Conservation of Midcontinental Shorebird Migrations. *Conservation Biology*, 7: 533-541.
- TAMISIER, A. & GRILLAS, P. (1994). A review of habitat changes in the Camargue: an assessment of the effects of the loss of biological diversity on wintering waterfowl community. *Biological conservation*, 70: 39-47.
- TELLERÍA, J.L. (1986). *Manual para el censo de los Vertebrados*. Editorial Raíces. Madrid.
- (1987). Caracteres generales de la invernada de las aves en la península Ibérica. En *Invernada de aves en la península Ibérica*. SEO. Madrid.
- TUCKER, G. M. & EVANS, M. I. (1997). *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. Birdlife International (Birdlife Conservation Series no. 3), Cambridge.
- VAN EERDEN, M. R. (1984). Wadefowl movements in relation to food stocks. In Evans, P. R., Goss-Custard, J. D. & Hale, W. G. (eds) *Coastal Waders and Wildfowl in Winter*: 84-100. Cambridge: Cambridge University Press.
- VAN IMPE, J. (1985). Contribution a la mue des rémiges chez la Nette á huppe rousse *Netta rufina* (Pallas) en Espagne du Nord. *Alauda*, 53: 1-10.
- VELASCO, T. (1992). Waders along inland rivers in Spain. *W. S. G. Bull.*, 64: 41-44.
- WELLER, M.W. (1988). Issues and approaches in assessing cumulative impacts on waterbird habitat in wetlands. *Environmental Management*, 12: 695-701.



SITUACIÓN DE LOS ARDEIDOS COLONIALES EN EXTREMADURA

F. Acedo; Costillo. E, Corbacho. C y Morán. R.

Grupo de Investigación en Conservación. Área de Biología Animal.

Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura.

Avda. de Elvas s/n. 06071 Badajoz.

RESUMEN

En la Comunidad Extremeña se reproducen seis especies de Ardeidos de forma habitual. El objetivo del presente estudio es conocer el estatus de la población reproductora de este grupo en la región, diferenciando las cuencas del Tajo y del Guadiana. El trabajo de campo fue realizado durante la primavera de 2002 y consistió en el conteo directo de los nidos ocupados por las distintas especies en las colonias visitadas. En total fueron visitadas 73 colonias (13 de las cuales han sido catalogadas por primera vez en el presente censo), habiéndose obtenido los siguientes resultados (parejas reproductoras) para toda Extremadura: Garza real 760 - 843; Garza imperial 65 - 85; Garcilla bueyera 9061 - 10167; Garceta común 281 - 335; Martinete 111 - 145. La distribución de las distintas especies muestra además notables diferencias entre las dos zonas consideradas (cuencas del Tajo y el Guadiana).

INTRODUCCIÓN

De las ocho especies de Ardeidos (Fam. Ardeidae) que se reproducen en la Península Ibérica, seis lo hacen de forma habitual en Extremadura: Garza real (*Ardea cinerea*), Garza imperial (*Ardea purpurea*), Garceta común (*Egretta garzetta*), Martinete (*Nycticorax nycticorax*), Garcilla bueyera (*Bubulcus ibis*) y Avetorillo (*Ixobrychus minutus*). Salvo esta última especie, que anida en solitario, todas muestran algún grado de gregarismo a la hora de criar, formando desde colonias laxas, como es el caso de la Garza imperial, hasta colonias masivas como la Garcilla bueyera. Otras especies como el Martinete o la Garza real pueden anidar tanto en colonias como en solitario (Voisin, 1991). Estas agrupaciones pueden ser mono o pluriespecíficas y muestran un gran dinamismo en cuanto a su emplazamiento y densidad.

Las tendencias poblacionales de estas especies varían según los casos; de esta forma, especies como la Garcilla bueyera, la Garza real y la garceta parecen mostrar una tendencia al alza tanto en el Paleártico occidental (Perenou et al., 1996) como en la Península Ibérica (Fernández-Cruz et al., 1992), y están catalogadas como “No Amenazadas” a nivel nacional (Blanco y González, 1991) y como “De Interés Especial” según el Catálogo de Especies amenazadas de Extremadura. Por su parte, las poblaciones de Martinete parecen haber decaído en los últimos años, estando esta especie catalogada como “Rara” en España y como “Sensible a la Alteración de su Hábitat” en Extremadura, al igual que las de Garza imperial, clasificada como “Vulnerable” en el ámbito nacional y como “Sensible a la Alteración de su Hábitat” en el regional.

En Extremadura son muy escasos los datos publicados relativos a este grupo (ver Tabla 1), siendo además los datos existentes muy antiguos o incompletos, de forma que no permiten conocer la situación del grupo en la actualidad.

Tabla 1: Censos de Ardeidos realizados en Extremadura hasta la fecha. Se indica la cobertura y entre paréntesis la exhaustividad de los mismos

AÑO	FUENTE	COBERTURA
1975	Fernández-Cruz	Regional (completo)
1994	DGMA	Regional (completo)
1994	Parejo et al (G.IC)	Cuenca Media del Guadiana
1995	Parejo et al (G.IC)	Cuenca Media del Guadiana
1996	Parejo et al (G.IC)	Cuenca Media del Guadiana
1997	Parejo et al (G.IC)	Cuenca Media del Guadiana
2000	DGMA	Regional (muy incompleto)

Por tanto, dado el dinamismo poblacional mostrado por este grupo y la falta de datos que puedan considerarse exhaustivos y actuales, el objetivo del presente estudio es proporcionar una visión real y actualizada del estatus de los Ardeidos en la región y sentar una base para realizar un seguimiento regular del mismo en el futuro.

ÁREA DE ESTUDIO

A pesar de la notable dependencia del medio acuático mostrada por las distintas especies de Ardeidos, al menos durante la fase reproductora de su ciclo vital, la extensa red de humedales (en su mayor parte de naturaleza artificial) que cubre el territorio extremeño, hace que el área de estudio en el presente trabajo abarque la practica totalidad de la Comunidad Autónoma de Extremadura. Se han considerado dos zonas, coincidentes con las Cuencas hidrográficas de los ríos Tajo y Guadiana.



MATERIAL Y MÉTODOS

A partir de datos aportados por la DGMA y los datos históricos de Fernández-Cruz (1975), ha sido elaborado un inventario de todos los garceros conocidos de la región, visitándose cada uno de los mismos al menos en una ocasión (en los casos en los que se observó la construcción y aporte de material para los nidos fue realizada una segunda visita con el fin de considerar todas las parejas reproductoras). Además se realizaron recorridos en coches por zonas próximas a los garceros y otras áreas susceptibles de albergar nuevas colonias. El censo consistió en el conteo directo de los nidos ocupados por las diferentes especies (Tellería, 1986).

En el caso de las especies de mayor tamaño y con números relativamente bajos, se trató de identificar e individualizar cada uno de los nidos localizados mediante la realización de “croquis” con el fin de evitar dobles conteos y de facilitar el seguimiento de la evolución de la colonia entre la primera y la posible segunda visita. Sin embargo en el caso de la Garcilla bueyera, dado el carácter masivo de las colonias, resultó imposible la individualización de los nidos, a pesar de lo cual se realizaron croquis representando el número de nidos por pie de planta ocupados, lo cual hizo posible apreciar la evolución de la colonia entre las dos visitas realizadas.

RESULTADOS

En total han sido visitados 73 colonias, de las que 13 han arrojado resultados negativos y presumiblemente están definitivamente abandonadas y otras 13 no estaban catalogadas. Los resultados totales y de cada una de las dos zonas consideradas se ofrecen en la tabla 2, mientras que en las Tablas 3 y 4 se muestran los resultados obtenidos en cada una de las colonias visitadas.

Tabla 2: Número de parejas reproductoras de las distintas especies de Ardeidos consideradas en el presente estudio. Se señala el contingente reproductor para las dos Cuencas hidrográficas y el total de Extremadura

	CUENCA DEL TAJO	CUENCA DEL GUADIANA	TOTAL EXTREMADURA
<i>Ardea cinerea</i>	533–587	227–256	760–843
<i>Ardea purpurea</i>	50–60	15–25	65–85
<i>Bubulcus ibis</i>	2421–2770	6640–7397	9061–10167
<i>Egretta garzetta</i>	22–29	259–306	281–335
<i>Nycticorax nycticorax</i>	—	111–145	111–145

Analizando los datos obtenidos por especies, vemos que la Garza real, presenta una mayor población en la Cuenca del Tajo con 533 a 587 parejas (70 % de la población extremeña) siendo las colonias más importantes las del Embalse del Borbollón, Las Herguiejuelas, Los Ejidos, La Clavería y Charco Salado. Por su parte, la Cuenca del Gua-

diana presenta una población de 227 a 256 parejas, destacando en este caso las colonias de El Plantonal, Río Ardila, Mina de San Guillermo y Cuarto de Pilas. En total, Extremadura tendría una población entre 760 y 843 parejas reproductoras.

En el caso de la Garza imperial, también la Cuenca del Tajo con 50 a 60 parejas, todas ellas en el Embalse de Arrocampo, mantiene una mayor población, mientras que la Cuenca del Guadiana tiene de 15 a 25 parejas repartidas en dos colonias (Río Zújar. Ato tejado y Embalse de Montijo. Isla del Prado), siendo por tanto la población extremeña de 65 a 85 parejas.

Tabla 3: Número de parejas reproductoras de las cinco especies de Ardeidos consideradas en el presente estudio en las distintas colonias visitadas en la Cuenca del Tajo
(**Ardcin:** *Ardea cinerea*; **Ardpur:** *Ardea purpurea*; **Bubibi:** *Bubulcus ibis*; **Egrgar:** *Egretta garzetta*; **Nycnyc:** *Nycticorax nycticorax*)

COLONIA	ARDCIN	ARDPUR	BUBIBI	EGRGAR	NYCNYC
<i>Embalse de Borbollón</i>	84-95		238-300	5-7	
<i>Los Ejidos</i>	71				
<i>Charco Salado</i>	44-50				
<i>Embalse de Portaje</i>	23-25				
<i>Embalse de Arrocampo</i>		50-60			
<i>Balsa de Valdecañas</i>	2				
<i>Embalse de Alcántara</i>	4		144-175	1	
<i>Valdetorre-Palomerías</i>	1				
<i>El Salinero</i>	16-18				
<i>Burdallo</i>	1-2				
<i>El Carrascal 1</i>			675-750	5-7	
<i>El Carrascal 2</i>	23-28		70-80		
<i>La Clavería</i>	45-50				
<i>Caserones del Tozo</i>			84-100		
<i>La Torre</i>			658-750	4-6	
<i>Laguna Girona</i>	13		83-90	2-2	
<i>Embalse de Petit</i>	38-40				
<i>Charca de Zamores</i>	16-18				
<i>Arrogatos 1</i>	2				
<i>Arrogatos 2</i>			62-75		
<i>Las Infantas</i>	13-15				
<i>Magasquilla de los Álamos</i>	28-30		407-450	5-6	
<i>Embalse de Valdesalor</i>	1				
<i>Las Herguijuelas</i>	79-90				
<i>El Becerro</i>	10				
<i>Casas de la Petronila</i>	19-22				



La Garcilla bueyera es con mucho la especie más abundante de todas las tratadas, estimándose una población total para Extremadura de entre 9.061 a 10.167 parejas reproductoras, siendo en este caso la Cuenca del Guadiana la zona con mayor número de efectivos, ya que acoge de 6.640 a 7.397 parejas (73 % del total), frente a las 2421-2770 en la del Tajo. Las colonias más importantes son las de Badajoz, Mérida, Embalse de Orellana y Valuengo en el Guadiana y, las de La Torre y El Carrascal en el Tajo.

Tabla 4: Número de parejas reproductoras de las cinco especies de Ardeidos consideradas en el presente estudio en cada una de las colonias visitadas en la Cuenca del Guadiana
(Ardcin: *Ardea cinerea*; Ardpur: *Ardea purpurea*; Bubibi: *Bubulcus ibis*; Egrgar: *Egretta garzetta*; Nycnyc: *Nycticorax nycticorax*)

COLONIA	ARDCIN	ARDPUR	BUBIBI	EGRGAR	NYCNYC
Campo de Abajo	5-6				
Castillo de Piedrabuena	7-8				
El Herradero	5				
Embalse de Orellana			1742-1900	66-75	
Los Tagarrales	18				
Embalse de Cornalvo	1				
Cuarto de Pilas	30-35				
Embalse de Los Canchales	1				
Río Zújar		5-10			
Embalse de Montijo		10-15	150-200	7-10	22-25
Río Guadalefra 1			180-190	1-1	5-7
Río Guadalefra 2					
Embalse de la Serena 1	9-10				
Embalse de la Serena 2	5		155-165	9-9	
Embalse de la Serena 3	4				
Embalse de la Serena	1				
Río Guadiana. Mérida			1469-1722	57-69	16-23
Río Guadiana. Badajoz			2105-2320	78-97	67-88
Magalloas	5				
Los Labrados	4-5				
Mediamatilla	9-12				
Dehesa de Carazo	4				
El Plantonal	40-45				
Los Charquillos	9				
Río Ardila	38-45				
Embalse de Valuengo			839-900	41-45	1-2
Mina de San Guillermo	32-37				

La Garceta común también presenta una población notablemente superior en la Cuenca del Guadiana, donde han sido censadas de 259 a 306 parejas (92% del total), frente a las 22 a 29 de la Cuenca del Tajo . En todos los casos esta especie apareció integrada en grandes colonias de Garcillas, coincidiendo las colonias más importantes con las de esta especie en la Zona Sur, mientras que en la Zona Norte ninguna de las 6 colonias en las que apareció destaca sobre las demás. La población total para Extremadura es de 281 a 335 parejas.

Por último, el Martinete presenta una población de 111 a 145 parejas en la Cuenca del Guadiana, donde como la garceta aparece integrado en las grandes colonias de Garcilla, destacando las del Río Guadiana a su paso por Badajoz, Embalse de Montijo y por Mérida. En este caso en la Cuenca del Tajo no ha sido detectada ninguna pareja, aunque si la presencia de individuos durante la época reproductora en varias localizaciones, destacando la de 11 individuos en el Embalse de Arrocampo, por lo que seguramente la especie también se reproduce en esta zona, aunque en mucho menor medida que en la Cuenca del Guadiana y no en el seno de grandes colonias de Garcillas y Garcetas.

BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA

- Blanco , J.C. y González, J.L. 1992. Libro Rojo de los Vertebrados de España. Icona. Madrid.
- Fernández – Cruz, M. 1975. Revisión de las actuales colonias de ardeidas de España. *Ardeola* 21 : 65 – 126.
- Fernández – Cruz, M., Fernández – Alcázar, G., Campos, F. & Diaz, P.C. 1992. Colonies of ardeids in Spain and Portugal. En: Finlayson, C.M., Hollis, G.E. & Davis, T.J. (eds). *Managing Mediterranean Wetlands and their birds* 76 – 78. Slimbridge: IWRB.
- Parejo, D., Costillo, E., y Fuentes, C. 1997. Evolución de las Ardeidas coloniales en la cuenca extremeña del Guadiana (Suroeste de España). *Bolletín Group Catalá d`Anillament* 14: 31 – 35.
- Perennou, C., Sadoul, N., Pineau, O., Jonson, A, & Hafner, H. 1996. Management of nest sites for colonial waterbirds. *Conservation of Mediterranean Wetlands* 4: 114 , Arles: La Tour du Valat.
- Tellería, J.L. 1986. Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Ed. Raíces. Madrid.
- Voisin, C. 1991. *The herons of Europe*. London. T & ad Poyser.



ESPECIES MIGRADORAS AMENAZADAS, IMPORTANCIA Y UTILIZACIÓN DE UNA RED ADECUADA DE ÁREAS DE PARADA: EL CASO DE LA ESPÁTULA COMÚN (*Platalea leucorodia*)

*Emilio Costillo Borrego*¹; *Auxiliadora Villegas Sánchez*² y *Bettina Perales Casildo*³.

Grupo de Investigación en Conservación, Área de Biología Animal,
Universidad de Extremadura, Avda. de Elvas s/n, 06071 Badajoz, España.
Email: ¹costillo@unex.es, ²villegas@unex.es, ³bperales@unex.es

RESUMEN

Muchas aves migradoras están amenazadas, ya que no solo son sensibles a cambios en las áreas de cría, sino que se ven afectadas por otros a mayor escala a lo largo de sus rutas migratorias y en sus zonas de invernada. Es precisamente en esos periodos donde presentan las tasas de mortalidad más altas, por esta razón, para ellas es vital la existencia de una adecuada red de paradas migratorias. Además en gran parte de las especies europeas existe un importante desconocimiento de su migración por el interior de la Península Ibérica, por este motivo se estudió la migración de la Espátula Común (*Platalea leucorodia*) en áreas de parada de la Cuenca Media del Guadiana. Para este fin se censaron mensualmente 453 zonas húmedas de la Cuenca Media del Guadiana desde marzo de 1992 hasta marzo de 1994 y semanalmente el Embalse de Los Canchales desde julio de 1996 hasta octubre de 2000. Este ave en el área de estudio, lleva a cabo dos tipos de parada, unas ocasionales y otras regulares, como el Embalse de Los Canchales, que puede considerarse como un área de parada regular (“stopover”) dentro de la ruta migratoria de la especie. En estas últimas zonas, aunque está presente a lo largo de todo el año su presencia es fundamentalmente postnupcial, variando a lo largo de los años; por el contrario para el conjunto de toda la cuenca se observa en mayor número durante la migración prenupcial. La utilización de estas nuevas áreas puede por tanto facilitar el paso de las aves a través de la península, por lo que puede haber contribuido en alguna medida al aumento poblacional de la especie en las colonias de norte, cuyo crecimiento está basado en una mayor supervivencia de los jóvenes para los que la migración es uno de los periodos más críticos de su vida.

I.- INTRODUCCIÓN

Las migraciones permiten a las aves viajar para encontrar condiciones estacionales favorables para alimentarse y reproducirse en una amplia escala espacial (ALERSTAM, 1990), durante las mismas necesitan realizar en ocasiones paradas para descansar y alimentarse, reponiendo de esta forma energías para continuar su viaje (BLEM, 1980). En estos lugares donde paran las aves, MELVIN y TEMPLE (1982) diferencian entre áreas de parada tradicional como lugares seleccionados en años sucesivos y por periodos largos de tiempo; frente a otras no tradicionales seleccionadas de manera oportunista y durante espacios de tiempo más cortos. Diversos autores han tratado de clasificar estas áreas tradicionales de acuerdo con la predicibilidad de alimento, la cantidad del mismo, la ganancia de grasa y la duración de las estancias; concluyendo que la mayoría de ellas deben ser consideradas como áreas de parada o “stopover” (HANDS, 1988; SKAGEN y KNOPE, 1994; WARNOCK y BISHOP, 1998).

Las aves a lo largo de esta red de paradas pueden seguir básicamente dos estrategias, “jumping” y “hopping” (SMIT y PIERSMA, 1989). “Jumping” está caracterizado por vuelos muy largos y pocas paradas, mientras que en el esquema migratorio conocido por “hopping”, las aves migrantes realizan frecuentes paradas entre zonas muy cercanas, con breves periodos de acumulación de reservas. Dentro de una especie, este patrón migratorio no es igual para todos los ejemplares, pueden existir importantes diferencias en el uso que hacen los distintos individuos de un área de parada determinado (GUDMUNDSSON *et al.*, 1991; IVERSON *et al.*, 1996). Esta utilización que de las áreas de parada hacen las aves, se debe a una combinación de factores intrínsecos y extrínsecos, en donde los individuos tratan de optimizar el tiempo y la energía, a la vez que tratan de minimizar el riesgo de predación (ALERSTAM y LINDSTROM, 1990).

En todos los casos las áreas de parada van a constituir una red de refugios entre las zonas de cría e internada, gracias a la que las aves pueden completar con éxito este viaje, siendo crítica su presencia para la supervivencia de muchas especies, pues ante su desaparición o transformación muchas son incapaces de encontrar hábitats alternativos disponibles (MYERS *et al.*, 1987; DAVIDSON y PIERSMA, 1992; SKAGEN y KNOPE, 1993).

Para el estudio de esta migración de aves acuáticas, la Espátula Común (*Platalea leucorodia*) es una especie adecuada, pues su tamaño, morfología y conducta la hacen una especie muy llamativa dentro de las zonas húmedas (FEIGNÉ, 1996). Además en Europa occidental cuenta con poblaciones reproductoras muy bien delimitadas en Holanda, Francia y España (MARION, 1996; OVERDIJK, 1996; DE LE COURT y AGUILERA, 1997). También se conocen bien dentro de su esquema migratorio sus áreas de parada en zonas litorales tanto en Francia como en la Península Ibérica (GALARZA, 1986; POORTER, 1990; GIRARD, 1991; FARINHA, 1995; DE LE COURT y AGUILERA, 1997). Esta situación contrasta con el desconocimiento existente de su situación en el interior de la Península Ibérica, solamente se indica que en esta travesía las espátulas difícilmente paraban en el interior (GALARZA, 1986; POORTER, 1990) y cuando esto sucedía era de manera accidental solamente para descansar, debido a la carencia de condiciones adecuadas en estos humedales para alimentarse (POORTER, 1990). Algo que como ya se ha comprobado no sucede, pues las espátulas paran y son capaces de alimentarse (COSTILLO *et al.*, 1995; COSTILLO *et al.*, 1996; GRAGERA, 2000; PRIETO, 2000); especialmente en determinadas zonas, que pueden considerarse como áreas de parada (“stopover”) en la migración de las espátulas de Europa occidental (COSTILLO *et al.*, 2000).



La relevancia de la utilización de estas zonas húmedas del interior en la estrategia migradora de las espátulas y de otras aves acuáticas, se basa en su posición geográfica en la ruta migratoria de estas especies, a medio camino entre el litoral cantábrico y las costas atlánticas del suroeste de la Península Ibérica. Para las poblaciones norteñas de espátulas debe de ser de gran importancia la existencia de zonas de parada (“stopover”) a lo largo de sus migraciones, como ha estimado KRESTEN (1996). De ahí la necesidad de conocer adecuadamente los movimientos a través del interior, máxime cuando muchas de las áreas tradicionales se encuentran amenazadas (POORTER, 1990).

En el presente trabajo se pone de manifiesto la importancia de estas zonas interiores para la migración de las espátulas en Europa, se aportan datos sobre la fenología, haciendo referencia tanto a zonas de parada (“stopover”) como a otros lugares de la Cuenca Media del Guadiana donde la Espátula Común para de manera ocasional, tratando de encontrar diferencias entre las distintas facetas de la migración de las espátulas en esos dos tipos de parada en su viaje.

II.- METODOLOGÍA

Durante dos años, marzo de 1992 a marzo de 1994, se realizaron censos mensuales de un total de 453 zonas húmedas de la Cuenca Media del Guadiana (en adelante C.M. Guadiana). Para una mejor caracterización del flujo migratorio, se decidió aumentar la periodicidad de los censos, pero dado que era imposible incluir todas las zonas con presencia de la especie, se eligió al Embalse de Los Canchales, que puede ser considerado como un área de parada regular dentro de la migración de la Espátula Común (*Platalea leucorodia*) (COSTILLO *et al.*, 2000; COSTILLO, 2002). Este embalse se visitó semanalmente desde julio de 1996 a octubre 2000. Una mayor información del área de estudio puede encontrarse en COSTILLO (2002).

Para el estudio sobre la fenología de la espátula se consideraron las fases utilizadas por GALARZA (1986), POORTER (1990), GIRARD (1991) y FARINHAS (1995), es decir, migración prenupcial (febrero a junio), estiaje (julio), migración postnupcial (agosto a octubre) e invernada (noviembre a enero).

Los resultados obtenidos se contrastaron con los observados por GALARZA (1986) para la Península Ibérica, GIRARD (1991) para Francia y FARIÑAS (1995) para Portugal. Con objeto de cotejar el área de estudio con otras localidades de la Península Ibérica se utilizaron los datos de POORTER (1990) sobre lugares tradicionales en la migración de esta especie. También se comparó la fenología de la espátula en Embalse de Los Canchales con todas estas áreas, así como entre los distintos ciclos anuales del seguimiento semanal de este embalse. Los ciclos anuales considerados son: estiaje 1996/migración prenupcial 1997; estiaje 1997/migración prenupcial 1998; estiaje 1998/migración prenupcial 1999 y estiaje 1999/migración prenupcial 2000. Las distribuciones de frecuencias fueron analizadas mediante el test de contingencia (ZAR, 1996).

III.- RESULTADOS

III.1.- Dinámica de la presencia de la Espátula Común (*Platalea leucorodia*) en la Cuenca Media del Guadiana

En C.M. del Guadiana, las observaciones de esta especie no se distribuyen de manera regular a lo largo del año. El mayor número de observaciones se aprecia en la migración prenupcial. Del mismo modo, esta fase también destaca en cuanto al número de individuos, donde también son importantes las cifras registradas durante el estiaje.

La distribución del número de aves en las distintas fases anuales en la C.M del Guadiana es distinta a la encontrada en el resto de zonas, detectándose diferencias significativas, en todos los casos. La Espátula Común parece que se presenta con una fenología diferente en cada una de las zonas (Tabla 1), solamente entre la Bahía de Santoña y la Bahía de Santander no se han podido detectar diferencias significativas.

Tabla 1: Porcentajes de las distintas fases de la fenología de la Espátula Común (*Platalea leucorodia*) en las áreas estudiadas. (1): N°. de observaciones. (2): N°. de individuos.

	n	Pre-nupcial	Estiaje	Post-nupcial	Invernada	Fuente
C.M. Guadiana (1)	28	60,7	14,28	17,86	7,16	
C.M. Guadiana (2)	97	56,67	25,77	13,41	4,12	
E. Los Canchales (2)	1981	34,17	5,35	57,9	3,07	
Península Iberica (2)	1138	39	7	53	1	Galarza 1986
Francia (2)	3214	25	-	61	-	Girard 1990
Portugal (1)	114	33,41	8,77	35,87	27,24	Farinhas 1995
Portugal (2)	476	31,57	15,34	35,1	17,9	Farinhas 1995
Bahía de Santoña (2)	1504	53,46	0,81	37,24	7,48	Poorter 1990
Bahía de Santander (2)	79	56,52	1,44	42,08	0	Poorter 1990
Ría de Guernica (2)	527	5,92	0	95,08	0,98	Poorter 1990

III.2.- Dinámica de la presencia de espátulas en el Embalse de Los Canchales, un área de parada ("stopover")

Los censos mostraron la presencia regular de la espátula en el Embalse de Los Canchales a lo largo de prácticamente todo el año, faltando únicamente en la época invernal, excepto durante el invierno 1999/2000 (Tabla 2). El Embalse de Los Canchales presenta una fenología distinta del resto de zonas, habiéndose encontrado diferencias significativas con el resto de áreas comparadas (Tabla 1). Sucediendo igual cuando se compara con toda la de la C.M.. del Guadiana, ya que el número de aves que paran durante la migración postnupcial es mayor que en el paso prenupcial.

Esta fenología también se muestra diferente entre los distintos años del seguimiento semanal llevado a cabo en el embalse (Tabla 2).



Tabla 2: Porcentajes de las distintas fases de la fenología de la Espátula Común (*Platalea leucorodia*) entre los distintos años del seguimiento en el Embalse de Los Canchales

	n	Estiaje	M: post-nupcial	Invernada	M. Pre-nupcial
1996/1997	275	4,72	74,54	0,36	20,36
1997/1998	415	6,26	65,54	0,48	27,71
1998/1999	510	6,47	45,64	0	47,84
1999/2000	781	4,35	54,67	7,42	33,54
Total	1981	5,35	57,9	3,07	34,17

Existen diferencias significativas entre todos los ciclos anuales, salvo entre los dos primeros años. En ellos la espátula tiene en el embalse una presencia típicamente postnupcial, con porcentajes mucho más bajos durante la migración prenupcial. En años posteriores va incrementándose el número de aves presentes en la migración prenupcial; especialmente en 1999, año en el que no se han podido hallar diferencias significativas entre los porcentajes pre y postnupcial, que si aparecen en el resto de ciclos anuales. El último año cuenta además con la peculiaridad, que por primera vez en los años del estudio, se ha detectado un pequeño grupo de aves invernando en el embalse; pues anteriormente en invierno solamente se encontraban espátulas de manera puntual probablemente en migración.

IV.- DISCUSIÓN

La necesidad de una red adecuada de zonas de parada se ha puesto de manifiesto para otras aves acuáticas (MYERS *et al.*, 1987; SKAGEN y KNOPE, 1993). Como ya se ha comentado anteriormente las aves pueden seguir dos estrategias “hopping” y “jumping”, la primera es energéticamente menos costoso y menos arriesgado que “jumping”. De este modo, la ausencia de condiciones adecuadas en algún área de parada no supone una situación crítica dentro de la estrategia “hopping”, ya que en teoría, las aves pueden fácilmente pasar al siguiente lugar de parada (SMIT y PIERSMA, 1989). KERTSEN (1996) señala que la espátula no desarrollaría una estrategia de grandes vuelos con pocas paradas (“jumping”); además calcula de manera teórica, que viajes más cortos suponen para la espátula un ahorro energético con respecto a otros más largos que cubran el mismo trayecto. Por esta razón es importante la posición geográfica de estos humedales de interior a medio camino entre las costas cantábricas y atlánticas del sur. De esta manera la utilización de estas nuevas áreas puede por tanto facilitar el paso de las aves a través de la península, por lo que puede haber contribuido en alguna medida al aumento poblacional de la especie en las colonias de norte (MARION, 1996; OVERDIJK, 1996). Este crecimiento está basado en una mayor supervivencia de los jóvenes (BANCHAU *et al.*, 1998), siendo precisamente la migración un momento crítico de su vida (CAVE, 1983; SCHMUTZ y FYFE, 1987; KANYAMIBWA, 1990). También BAN-

CHAU *et al.*, (1998) señalan que los períodos de mayor mortalidad para la especie son la migración y la invernada, por estas razones la utilización actual de los humedales de interior suponen un hecho importante para la conservación de la especie, facilitando la migración por la Península Ibérica, en especial para los jóvenes.

Los datos existentes para amplias zonas (España, Portugal y Francia) indican que la migración postnupcial en la Espátula Común es más notoria que la prenupcial (GALARZA, 1986; GIRARD, 1991; ROCAMORA y MAILLET, 1996), sin embargo en la C.M. del Guadiana se ha puesto de manifiesto que el mayor número de contactos e individuos se produce en el período prenupcial, lo que es común a zonas concretas tanto de España (Bahía de Santoña y Bahía de Santander) y Francia (Marais d`Olonne) (POORTER, 1990; GIRARD, 1991;), aunque posteriormente en 1995 VALLE y ORIZAOLA (1996) detectan también para la Bahía de Santoña números importantes durante la migración otoñal. En este estudio se ha presentado una situación similar cuando se ha realizado un seguimiento del Embalse de Los Canchales, registrándose mayores porcentajes en la migración postnupcial. Esta circunstancia tal vez se deba a la metodológica empleada en los anteriores trabajos, recopilación de citas o el seguimiento en áreas de parada (“stopover”), en los que la migración otoñal sería más evidente pues los tamaños de bando en esta fase son mayores (COSTILLO, 2002) y el número de aves viajando es superior. Por contra en la C.M. del Guadiana a diferencia de todos los trabajos anteriores, el seguimiento anual se llevó a cabo en todas las zonas, tanto con presencia regular de la espátula (áreas de parada o “stopover”) como en otras que no la presentaban, lo que llevaría a que la migración prenupcial fuera más notoria. Esta situación estaría de acuerdo con POORTER (1990), quién señala que en este viaje la especie realiza un mayor número de escalas y la duración de las mismas es mayor. Además durante su migración prenupcial las aves tendrían a su alcance un mayor número de zonas de aguas someras disponibles en la C.M. Guadiana en estas fechas, debido a la alta estacionalidad de muchos de estos humedales.

En esta migración de la Espátula Común por el interior peninsular, las aves desarrollarían dos tipos de parada, unas de manera ocasional y otras con carácter regular, consideradas como áreas de parada o “stopover”, entre estas últimas estaría el Embalse de Los Canchales. Ambas cuentan con importantes diferencias en fenología como se ha podido demostrar. Presentan también diferencias en otros aspectos como el tamaño de bando (COSTILLO, 2002). Las paradas ocasionales pueden deberse tanto a un aprovechamiento de manera oportunista de condiciones favorables o como ya señaló POORTER (1990) debido a circunstancias accidentales en las que los individuos más débiles se ven obligados a parar. Estas paradas para aprovechar condiciones favorables puntuales se deben a la alta estacionalidad de los humedales del interior de la Península Ibérica, que no todas las estaciones presentan la misma disponibilidad de hábitat (AMAT *et al.*, 1985). Una situación similar muestran las zonas húmedas del interior de Estados Unidos, pues presentan una mayor estacionalidad cuando se las compara con las áreas costeras (SKAGEN, 1997) lo que determina un aprovechamiento oportunista por parte de los limícolas en migración (SKAGEN y KNOFF, 1993).

Aparte de estas paradas ocasionales, estas aves desarrollarían otras basadas en la “fidelidad al sitio”, como ha descrito MELVIN y TEMPLE (1982) para la Grulla canadiense (*Grus canadensis*), que serían lugares como el Embalse de Los Canchales para las espátulas, usados en años sucesivos y por períodos más largos de tiempo (COSTILLO, 2002). Por tanto, el Embalse de Los Canchales puede considerarse como una parada regular (“stopover”) dentro de las migraciones de la especie en la ruta atlántica. El



carácter artificial del mismo puede contribuir en alguna medida a la menor estacionalidad de esas condiciones. Esta situación genera estas diferencias en la fenología y en otros aspectos (COSTILLO, 2002); además en las zonas estacionales, las aves difícilmente desarrollarían fidelidad al sitio (SKAGEN, 1997). En los primeros años de este estudio, la especie se presentaba fundamentalmente en un número mayor durante la migración postnupcial, aumentando a lo largo de los años el porcentaje de aves que hacen uso de esta zona durante la migración primaveral. Destaca la primavera de 1999, en la que el porcentaje de aves es superior en estas fechas al registrado en otoño; esta circunstancia tal vez se deba a la sequía existente en Doñana (OVERDIJK, 2000), donde probablemente las aves encontraron peores condiciones en sus primeras zonas de parada en la Península Ibérica, por lo que deberían hacerlo en otros lugares o parar en su viaje hasta las costas cantábricas. Esta circunstancia señala un cierto carácter oportunista de estas aves en sus migraciones, cuando atraviesan zonas con un alto grado de estacionalidad. Esta flexibilidad por parte de las aves migradoras al cruzar por zonas con una disponibilidad de hábitat poco predecible ha sido puesta de manifiesto para los limícolas cuando migran por el interior de Norteamérica (SKAGEN y KNOF, 1994; SKAGEN, 1997). Además se justifica para las aves acuáticas migradoras como la Espátula Común la importancia de una red adecuada de áreas de parada (“stopover”) ante posibles cambios en algunos de los mismos; de tal manera que las aves siempre disponga de lugares alternativos, que permitan la migración de la especie. Actualmente el Embalse de los Canchales, junto con otros embalses y charcas en Extremadura, puede brindar una red de áreas de parada muy importantes para la migración de las aves acuáticas, de esta manera ya son notables las cifras de migrantes en la C.M. Guadiana (AVILÉS et al., 1996; SÁNCHEZ et al., 2003) en la que destacan especies como la Espátula Común, el Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*) (FUENTES et al., 1998), entre otras.

VII. BIBLIOGRAFÍA

- ALERSTAM, T. 1990. Bird migration. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- ALERSTAM, T. y A. LINDSTROM. 1990. Optimal bird migration: the relative importance of time, energy and safety. En E. Gwinner (ed.) Bird Migration: physiology and ecophysiology. Springer, Berlin.
- AMAT, J.M.; C. DÍAZ; C.M. HERRERA; P. JORDANO; J.R. OBESO y R.C. SORIGUER. 1985. Criterios de valoración de zonas húmedas de importancia nacional y regional en función de las aves acuáticas. ICONA Monografía 35. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- AVILÉS, J.M.; A. MUÑOZ DEL VIEJO y C. FUENTES. 1996. Importancia de las zonas húmedas extremeñas en la ruta de migración occidental de aves acuáticas. XIII Jornadas Ornitológicas SEO. Figueres.
- BANCHAU, V.; H. HORN y O. OVERDIJK. 1998. Survival of Spoonbills on Wadden Sea islands. J. Avian Biol. 29: 177 – 182.
- BLEM, C.R. 1980. The energetics of migration. En: Gauthreaux, S.A. (ed): Animal migration, orientation and navigation. Academic Press, New York. Pp 175 - 224.
- CAVE, A.J. 1983. Purple heron survival and drought in tropical West Africa. Ardea 71: 217-224.

- COSTILLO, E. 2002. Biología de la Espátula Común (*Platalea leucorodia*) en zonas húmedas del interior peninsular. Trabajo de Grado. Universidad de Extremadura, Badajoz.
- COSTILLO, E.; C. CORBACHO y A. LÓPEZ. 1995. Spoonbill *Platalea leucorodia* migration throughout the Middle Basin of Guadiana river, Extremadura, Spain. 10th International Waterfowl Ecology Symposium and Wader Study Group Conference. Aveiro, Portugal.
- COSTILLO, E.; C. CORBACHO y J.M. SÁNCHEZ. 1996. Comportamiento alimentario de la Espátula (*Platalea leucorodia*) en aguas interiores de la Península Ibérica. XIII Jornadas Ornitológicas Españolas. Sociedad Española de Ornitología. Figueras (Girona)
- COSTILLO, E.; J.M. SÁNCHEZ; A. VILLEGAS; P. CORBACHO y G. LAGOA. 2000. Presencia de la Espátula Común (*Platalea leucorodia*) en el Embalse de Los Canchales (interior de la Península Ibérica, suroeste de España): Fenología de las distintas poblaciones presentes y duración de las estancias. 3th Spoonbill Workshop. Huelva.
- DAVIDSON, N.C. y T. PIERSMA. 1992. The migration of Knots: consevation needs and implications. Wader Study Group Bull. 64, Suppl: 198 - 209.
- DE LE COURT, C. y E. AGUILERA. 1997. Dispersal and Migration in Eurasian Spoonbills *Platalea leucorodia*. *Ardea* 85: 193 - 202.
- FARINHA, J.C. 1995. The Spoonbill in Portugal. 10th International waterfowl Ecology Symposium and Wader Study Group Conference. Aveiro, Portugal.
- FEIGNÉ, C. 1996. Le bec de la spatule est-il ridicule ou attachant?. In Duncan, A. & P. Hoogstaden (eds) Management of coastal habitats for the Spoonbill on migration and other associated waders. 23th Eurosites workshop, Rockefort, France. Pp. 117 - 122.
- FUENTES, C.; A. MUÑOZ y J.I. RUIZ. 1998. Distribución espacio-temporal y selección de hábitat del Águila pescadora (*Pandion haliaetus*, L 1758) en zonas húmedas de la Cuenca Media del Guadiana. En Chancellor, R.D.; B-U, Meyburg y J.J. Ferrero (eds) *Hollartic Birds of Prey*, ADENEX-WWGBP. Badajoz.
- GALARZA, A. 1986. Migración de la Espátula (*Platalea leucorodia* (Linn.)) por la Península Ibérica. *Ardeola* 33(1-2): 195-202.
- GIRARD, O. 1991. Les observations de Spatule blanche (*Platalea leucorodia*) en France. *L'Oiseau et R.F.O.* 61: 293-304.
- GRAGERA, F. 2000. La espátula visita Extremadura. *Veredas* (año 2: 1): 11 - 14.
- GUDMUNDSSON, G.A.; A. LISTROM y T. ALERSTAM. 1991. Optimal fat loads and longdistance flights by migrating Knots *Calidris canutus*, Sanderlings *C. alba* and Turnstones *Arenaria interpres*. *Ibis* 133: 140 - 152.
- HANDS, H.M. 1988. Ecology of migrant shorebirds in Northeastern Missouri. M.Sc.thesis, Univ. Missouri, Columbia, MO.
- IVERSON, G.C.; S.E. WARNOCK; R.W. BUTLER; M.A. BISHOP y N. WARNOCK. 1996. Spring migration of western sandpipers along the Pacific coast of North America: a telemetry study. *The Condor* 98:10- 21.
- KANYAMIBWA, S.; A. SCHIERER; R. PRADEL y J.D. LEBRETON. 1990. Changes in adult annual survival rates in a western European population of the White Stork *Ciconia ciconia*. *Ibis* 132: 27.-35.
- KERSTEN, M. 1996. The energy requirements of Spoonbills and Waders on migration. In Duncan, A. & P. Hoogstaden (eds) Management of coastal habitats for the Spo-



- onbill on migration and other associated waders. 23th Eurosite workshop, Rochefort, France. Pp. 25-32.
- MARION, L. 1996. Status and the development of the breeding population of Spoonbills in France. In Duncan, A. & P. Hoogstaden (eds) Management of coastal habitats for the Spoonbill on migration and other associated waders. 23th Eurosite workshop, Rochefort, France. Pp. 71-76.
- MELVIN, S.M. y S.A. TEMPLE. 1982. Migration ecology of Sandhill Crane: a review, p. 73 - 87. In J.C. Lewis (ed.) Proceeding of the 1981 Crane Workshop. Natl. Audubon Soc., Tavernier, FL.
- MYERS, J.P.; R.I.G. MORRISON; P.Z. ANTAS; B.A. HARRINGTON; T.E. LOVEJOY; M. SALBERRY; S.E. SENNER y A. TARAK. 1987. Conservation strategy for migrating shorebirds. *Am. Sci.* 75: 19-26.
- OVERDIJK, O. 1996. The breeding population of Spoonbills in the Netherlands. In: Duncan, A. y P. Hoogstaden (eds.). Management of coastal aquatic habitats for the Spoonbill on migration and other associated waders. Proceeding of the 23th Eurosite nature management workshop. Rochefort, France. Pp. 15 - 18.
- OVERDIJK, O. 2000. Population trends and spoonbill conservation in The Netherlands. 3th Spoonbill Workshop. Huelva.
- POORTER, E.P.R., 1990. Pleisterplaatsen van de Nederlandse Lepelaar *Platalea leucorodia* in het Europese deel van hun trekbaan. Technisch rapport Vogelbescherming 4.
- PRIETO, F. 2000. El paso migratorio de espátulas por el embalse de Los Canchales. *Quercus* 174: 28 - 30.
- ROCAMORA, G. y N. MAILLET. 1996. Suivi des stationnements de Spatule blanche *Platalea leucorodia* en France au cours d'un cycle annuel: résultats d'une enquête nationale. In: Duncan, A. y P. Hoogstaden (eds.). Management of coastal aquatic habitats for the Spoonbill on migration and other associated waders. Proceeding of the 23th Eurosite nature management workshop. Rochefort, France. Pp. 81 - 90.
- SÁNCHEZ, J.M.; A. VILLEGAS, F. SANTIAGO y J. CABALLERO. 2003. Importance of the rice paddies of the Guadiana floodplains, Extremadura, Spain for waderbirds of the East Atlantic flyway. Conference of the Wader Study Group, Cádiz.
- SCHMUTZ, J.K. y R.W. FYFE. 1987. Migration and mortality of Alberta Ferruginous Hawks. *Condor* 89: 169 - 174.
- SKAGEN, S.K. 1997. Stopover Ecology of Transitory Populations: The Case of Migrant Shorebirds. *Ecological Studies* 125: 244 - 269.
- SKAGEN, S.K. y F.L. KNOPE. 1993. Toward Conservation of midcontinental shorebird migrations. *Conservation Biology* 7: 533-541.
- SKAGEN, S.K. y F.L. KNOPE. 1994. Migrating shorebirds and habitat dynamics at a prairie wetland complex. *Wilson Bull.* 106: 91 - 105.
- SMIT, C.J. y T. PIERSMA. 1989. Numbers, midwinter distribution and migration of wader populations using the East Atlantic flyway, Pp. 24 - 63. En: H. Boyd and J-Y. Pirot (eds): Flyways and reserve networks for water birds. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau Special Publication N° 9. Gloucester, England.
- VALLE, A. y G. ORIZAOLA. 1996. The situation of the Spoonbill *Platalea leucorodia* in the Nature Reserve of the Marismas de Santoña y Noja, northern Spain. In Duncan, A. & P. Hoogstaden (eds) Management of coastal habitats for the Spoonbill on migration and other associated waders. 23th Eurosite workshop, Rochefort, France. Pp. 51-56.

WARNOCK, N. y M.A. BISHOP. 1998. Spring stopover ecology of migrant western sandpipers. *Condor* 100: 456 – 467.

ZAR, R.H. 1996. *Biostatistical analysis*. 3rd Ed. Prentice Hall. New Jersey. USA



RESULTADOS DEL PROGRAMA DE MARCAJE DE LA CIGÜEÑA NEGRA (*Ciconia nigra*) EN EXTREMADURA (periodo 1986-2003)

Juan J. Ferrero¹, Víctor M. Pizarro², Juan C. Núñez³ y José A. Román⁴

¹Dirección General de Medio Ambiente. Junta de Extremadura.

Avda. de Portugal s/n - 06800-Mérida, España

²Chorro Gordo, 6, 10140-Guadalupe (Cáceres), España

³Luxemburgo, 3, 2ºD, 10005-Cáceres, España

⁴Avda. de Mérida, 139. 06891-Mirandilla (Badajoz), España

RESUMEN

Entre 1986 y 1999 se marcaron en Extremadura 627 pollos de Cigüeña negra *Ciconia nigra* con anillas de lectura a distancia. Hasta finales de 2003 se obtuvo información sobre 103 aves anilladas

Del trabajo de seguimiento de las aves marcadas en diversas áreas de concentración post-nupcial se deduce que las concentraciones son asambleas locales que reúnen a los ejemplares residentes de cada zona, demostrando un comportamiento filopátrico en la dispersión post-nupcial de la especie. Algunas localidades de concentración post-nupcial funcionan además como lugares de parada migratoria, observándose individuos de procedencia más lejana en su paso migratorio hacia el sur.

Se ha reunido información de 15 aves establecidas como reproductores, de los cuales siete anidaron en el entorno de su localidad natal, mientras que otros ocho se dispersaron a mayores distancias (hasta 300 Km.).

Hasta finales de 2002 se registraron 12 recuperaciones en latitudes transaharianas. Los primeros datos sobre la distribución invernal de las cigüeñas negras extremeñas señalan que el principal país de destino es Malí, mientras que la principal zona de invernada peninsular se localiza en el estuario del Guadalquivir.

Palabras clave: *Ciconia nigra*; Extremadura; Plan de marcaje; Resultados; Dispersión post-nupcial; Dispersión natal; Áreas de invernada.

INTRODUCCIÓN

La Cigüeña Negra es una especie amenazada en Europa y en la mayor parte de su área de distribución mundial. En España está catalogada como "especie en peligro de extinción" (Real Decreto 439/1990) y en Extremadura con la misma categoría (Decreto 37/2001). Sin embargo, a pesar de su estado de conservación desfavorable, numerosos aspectos de su biología son todavía poco conocidos (Pizarro y Ferrero 1999, Strazds 2001, Cano y Hernández 2003).

El anillamiento científico es una herramienta básica en estudios de biología de la conservación. En el caso de la Cigüeña Negra, esta actividad comenzó en España a finales de los años 60, en el marco de un extenso estudio sobre la especie en Extremadura realizado por Pérez Chiscano (1979, e inédito). Posteriormente, Garzón Heydt y Suárez Caballero, entre otros, también realizaron anillamientos en esta región en los setenta.

Las anillas de plástico legibles con telescopio ("PVC") empezaron a emplearse en España a mediados de los años 80 en diversos programas de marcaje promovidos por la Estación Biológica de Doñana.

Desde 1986 hemos llevado a cabo un plan de marcaje de la Cigüeña Negra en Extremadura, con el objetivo de contribuir al conocimiento de algunos aspectos biológicos básicos de la población. Como resultado de este proyecto se ha obtenido información de interés sobre dispersión post-nupcial, movimientos pre-migratorios, áreas de invernada, dispersión natal y reproductiva, y causas de mortalidad. Informes preliminares sobre el plan de marcaje se han publicado en Ferrero et al. (1991, 1992, 1993 a y b, 1996).

ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

El estudio se realizó en Extremadura (España). El trabajo de campo consistió en el anillamiento de pollos en nido y en el seguimiento de las cigüeñas en sus áreas de cría y de concentración, intentando leer anillas.

Marcamos los pollos en torno a los 35 días de edad, utilizando anillas de plástico blanco con tres dígitos y una barra transversal en negro, colocadas en tibia, además de la anilla metálica (modelos G, C y 9) en tarso. Las anillas fueron proporcionadas gratuitamente por la Estación Biológica de Doñana. Los marcajes se hicieron en un promedio de 20 nidos cada año, repartidos por la mayoría de las áreas de cría de la especie en la región, y situados tanto en roquedos serranos y fluviales como en distintas especies de árboles, principalmente alcornoques (*Quercus suber*) y pinos piñoneros (*Pinus pinea*). Para minimizar el riesgo de perturbación, seleccionamos nidos de fácil acceso, de forma que la operación se completaba generalmente en menos de 20 minutos.

Para conseguir controles de las cigüeñas marcadas dedicamos casi 200 jornadas al seguimiento de las concentraciones post-nupciales en ocho localidades (seis de la provincia de Cáceres y dos de Badajoz), que incluyen embalses de diferentes dimensiones, charcas ganaderas y cauces de ríos de las cuencas del Tajo y el Guadiana. La mayoría de las observaciones se efectuaron en Jerez de los Caballeros (Badajoz) y Valencia de Alcántara (Cáceres).

Asimismo realizamos observaciones a distancia en algunos territorios de nidificación, tratando de identificar individuos marcados entre las cigüeñas reproductoras, y



recopilamos la información disponible procedente de comunicaciones personales y otras fuentes, que se citan.

Consideramos como "lecturas" las observaciones de una cigüeña marcada en distintas fechas, y "controles anuales" los registros de las aves identificadas en distintas clases de edad (años calendario). Las "recuperaciones" se refieren a la localización post-mortem de individuos anillados o de sus marcas.

RESULTADOS

Entre 1986 y 1999 se marcaron en Extremadura 627 pollos de Cigüeña Negra con anillas de lectura a distancia. Hasta finales de 2003 hemos reunido información sobre un total de 103 aves marcadas (16.42%), incluyendo observaciones en vivo y recuperaciones de anillas.

En el campo se identificaron 87 individuos (13,8%). Observamos 75 aves anilladas en concentraciones pre-migratorias; 15 individuos fueron identificados como reproductores en lugares de nidificación; otras dos aves retornaron a su localidad natal en la primavera de su segundo año calendario; tres aves extremeñas fueron controladas invernando en el área de Doñana. Además, 12 anillas (1,91%) se recuperaron en África y otras cinco en España.

Tabla 1

Anillamientos de Cigüeñas negras en Extremadura con marcas de lectura a distancia (período 1986 – 1999). Marcajes realizados por Grupo Elanus (1986-1997), GEAC (1986), ICONA (1986), Alcor (1988), DGMA-Junta de Extremadura (1989-90) e ICN (1999).

AÑOS	Nº DE AVES MARCADAS	Nº DE AVES CONTROLADAS
1986	36	5
1987	66	6
1988	85	13
1989	69	11
1990	72	15
1991	75	18
1992	32	9
1993	49	6
1994	57	9
1995	28	3
1996	25	3
1997	32	4
1999	1	1
TOTAL (1986-1999)	627	103

Dispersión post-nupcial y concentraciones pre-migratorias

Durante el período post-nupcial identificamos 75 cigüeñas negras anilladas en Extremadura (11,96%) formando parte de concentraciones pre-migratorias en varias localidades de la región. En total obtuvimos 206 lecturas en diferentes fechas y 105 controles anuales.

Controlamos cigüeñas entre su primer verano y su 11º año de vida (años calendario). La mayoría eran individuos locales, que habíamos marcado en nidos situados en un radio inferior a 50 Km. en torno a los lugares de concentración, incluyendo aves del 1º al 8º año calendario. 19 de las aves controladas se observaron en veranos sucesivos en los mismos lugares.

También pudimos leer las anillas de 11 cigüeñas extremeñas de procedencia más lejana (86-244 Km.), que hicieron parada en algunas localidades de concentración, uniéndose a las aves locales.

Adicionalmente, leímos 39 anillas portuguesas de los años 1994 a 2002, incluyendo tres procedentes del Duero internacional.

Tabla 2

Observaciones de cigüeñas negras marcadas en concentraciones pre-migratorias en Extremadura (período 1986 – 2003). Distribución de frecuencias de los controles por clases de edad ("controles anuales"). Número de individuos identificados = 75

CLASES DE EDAD	Nº DE CONTROLES
<i>Primer año calendario</i>	44
<i>2º año</i>	23
<i>3º año</i>	15
<i>4º año</i>	9
<i>5º año</i>	5
<i>6º año</i>	2
<i>7º año</i>	2
<i>8º año</i>	3
<i>9º año</i>	-
<i>10º año</i>	1
<i>11º año</i>	1
TOTAL CONTROLES ANUALES	105

Áreas de invernada

Hasta finales de 2004 se han registrado 12 recuperaciones transaharianas de cigüeñas negras anilladas en Extremadura. Ocho de ellas (67%) murieron en Malí, principalmente en el delta interior del río Níger, y las cuatro restantes pasaron su último invierno en Senegal, Burkina-Faso, Guinea Conakry y Ghana. Las distancias recorridas oscilaron entre 2846 y 3472 Km. La causa de muerte más frecuente fue el disparo con arma de fuego. La edad de recuperación osciló entre el primer y el 17º año calendario, aunque la mayoría (8 de las 12) murieron en su primera o segunda invernada.



Por otro lado, el plan de marcaje ha proporcionado datos de invernada en la península Ibérica. Se han registrado observaciones de tres aves extremeñas en el entorno del Parque Nacional de Doñana. Una de ellas fue invernante regular en la zona durante 4 años (datos de la Estación Biológica de Doñana, CSIC).

Tabla 3

Recuperaciones transaharianas de cigüeñas negras anilladas en Extremadura. La edad de recuperación se expresa en años calendario

Anilla	Lugar de nacimiento	Fecha de marcaje	Lugar de recuperación	País	Distancia (km)	Fecha recuperación	Edad	Anillador
G0412	Santiago de Alcántara	9/6/84	Alto Volta	Burkina Faso	3214	30/5/00	17	Alcor
X/OX	Plasencia	31/5/88	Mopti	Malí	2855	15/10/89	2	Elanus
A/CL	Plasencia	13/6/88	Conakry	Guinea	3472	30/10/91	4	Elanus
B/HN	Villanueva del Fresno	3/6/89	Touna	Malí	2819	5/1/90	2	Elanus
C/AH	Aldeanueva del Camino	14/6/89	Saint Louis	Senegal	2881	3/6/90	2	Elanus
C/HH	Plasencia	11/6/90	Sikasso	Malí	3196	9/3/92	3	Elanus
C/HL	Plasencia	11/6/90	Macina	Malí	2896	14/6/93	4	Elanus
3/O4	Jerez de los Caballeros	10/6/91	Nakpanduri	Ghana	3211	28/3/93	3	Elanus
1/8H	Robledollano	11/6/91	Kita	Malí	2949	15/1/94	4	Elanus
5/PJ	Alcántara	23/6/92	Koulikoro	Malí	2981	2/3/93	2	Elanus
1/F9	Tejeda del Tiétar	4/6/97	Sangafara	Malí	2895	11/9/98	2	Elanus
5/N7	Alcántara	21/6/97	Kayes	Malí	2846	27/12/97	1	Elanus

Tabla 4

Controles de cigüeñas negras extremeñas invernantes en el área de Doñana. Datos de la Estación Biológica de Doñana (CSIC)

Ave	Lugar de nacimiento	Fecha de marcaje	Fecha de control	Edad	Observador
X/1P	Castuera, BA	22/5/88	22/11/88	1	Grupo L. Biaggi
			9/12/88	1	Grupo L. Biaggi
2/R1	Alburquerque, BA	9/6/91	20/10/93	3	H. Garrido (EBD)
2/RT	Tajo internacional	14/6/91	22/11/91	1	L. García & H. Garrido (EBD)
			12/3/92	2	Persson
			12/11/93	3	L. García & H. Garrido (EBD)
			18/11/93	3	L. García & H. Garrido (EBD)
			15/1/94	4	Persson
			18/1/94	4	Persson
			17/10/94	4	L. García (EBD)

Dispersión natal y reproductiva

Hemos recopilado información sobre 15 cigüeñas negras extremeñas identificadas como reproductoras en lugares de nidificación del suroeste ibérico (en Extremadura y en Portugal). Siete de ellas (47%) anidaron en el entorno de su localidad natal (entre 2 y 45 Km.), mientras que otras ocho aves (53%) se observaron criando a distancias relativamente grandes (100-300 Km.).

Tabla 5

Controles de Cigüeñas negras marcadas en localidades de nidificación (reproductores)

Ave	Lugar de nacimiento	Fecha de marcaje	Lugar de reproducción	Fecha de control	Edad	Distancia (km)	Observador
F/VA	Tajo intern.	1/6/89	Tajo intern.	1997	9	11	G. Rosa
			Tajo intern.	2000	12	12	C. Pacheco
			Tajo intern.	2001	13	12	C. Pacheco
2/R6	Tajo intern.	14/6/91	Tajo intern.	1995	5	20	A. Araujo
2/T8	Tajo intern.	24/6/92	Tajo intern.	2000	9	16	C. Pacheco
			Tajo intern.	2001	10	16	C. Pacheco
2/XX	Tajo intern.	4/6/94	Tajo intern.	1998	5	2	G. Rosa
			Tajo intern.	1999	6	3	C. Pacheco
X/OP	Oliva de Plasencia, CC	31/5/88	P.N. Monfragüe	1991	4	34	P. Cuenca
			P.N. Monfragüe	1993	6	34	E. Sotolargo
			P.N. Monfragüe	1994	7	34	P. Holgado
C/HN	Oliva de Plasencia, CC	11/6/90	P.N. Monfragüe	1997	8	35	P. Holgado, M. Verrips
			P.N. Monfragüe	1998	9	35	M.J. Sánchez
			P.N. Monfragüe	2001	12	35	L.S.Cano, J. Prieta
			P.N. Monfragüe	2002	13	35	L.S.Cano, J. Prieta
1/9V	Abadía, CC	6/6/94	P.N. Monfragüe	2001	8	45	L.S. Cano
X/V9	Villanueva del Fresno, BA	11/6/87	P.N. Monfragüe	2002	9	45	L.S. Cano
			Azuaga, BA	1989	3	120	M. Ortí
B/KP	Oliva de la Frontera, BA	10/6/89	P.N. Monfragüe	1994	6	175	K. Brockie, Alimoche
2/W2	Villanueva del Fresno, BA	1/7/99	Tajo intern.	2002	4	140	C. Pacheco
			Tajo intern.	2003	5	140	J.C. Núñez
Z/24	Barquilla de Pinares, CC	10/6/86	Azuaga, BA	1989	4	210	M. Ortí
A/BB	Garrovillas, CC	1/6/90	Santo Aleixo, PORT	1998	9	198	G. Rosa
			Santo Aleixo, PORT	1999	10	198	G. Rosa
L/L5	Tejeda del Tiétar, CC	6/6/95	Santo Amador, PORT	2001	7	240	G. Rosa, S. Reis
L/L7	Tejeda del Tiétar, CC	6/6/95	Mértola, PORT	1999	5	300	G. Rosa
1/FU	Plasencia, CC	9/6/97	Valle Alberche, AV	1999	3	100	E. Sotolargo



DISCUSIÓN

Los datos obtenidos como resultado del programa de marcaje indican que las agrupaciones estivales de cigüeñas negras son asambleas locales, que reúnen a los ejemplares procedentes de cada zona, incluyendo tanto aves del año como inmaduros y adultos reproductores, lo que demuestra un importante componente de comportamiento filopátrico durante el período de dispersión post-nupcial en la población ibérica de la especie. Algunas localidades de concentración post-nupcial funcionan como lugares de parada pre-migratoria, observándose individuos de procedencia más lejana en su viaje hacia el sur peninsular (Ferrero et al. [1991, 1992, 1993 a y b, 1996]).

Las observaciones demuestran también la invernada de una pequeña fracción de la población ibérica en el sur de la península, siendo la principal zona de invernada el estuario del Guadalquivir, en el entorno de Doñana.

Los primeros datos sobre la distribución invernal de las cigüeñas negras ibéricas, obtenidos gracias a la recuperación de aves anilladas en Extremadura, señalan que su área de invernada se localiza en África tropical occidental, siendo el principal país de destino Malí, aunque también hay datos en Senegal, Burkina-Faso, Guinea Conakry y Ghana.

Los controles de cigüeñas negras reproductoras demuestran una tendencia filopátrica en una parte de los individuos (7 aves, 47%) que nidifican en el entorno de su localidad natal (entre 2 Km y 45 Km), frente a una tendencia dispersiva en otros individuos (8 aves, 53 %), que se reproducen a distancias relativamente grandes (hasta 300 km o más).

El Programa de marcaje iniciado en Extremadura en 1986 ha contribuido, en nuestra opinión, a mejorar el conocimiento sobre aspectos básicos de la biología y comportamiento de la población ibérica de cigüeñas negras, dando origen al desarrollo de proyectos similares en Portugal y en otros países europeos (Ferrero 1996). Sobre esta base, proponemos su continuidad en el marco del futuro – y preceptivo – Plan de Recuperación de la especie, que deberá asumir la Junta de Extremadura, ratificándonos en anteriores propuestas (Sánchez et al. 1993 a y b).

REFERENCIAS

- Cano, L.S. y J.M. Hernández (2003). Cigüeña Negra. En Martí, R. y J.C. del Moral (2003). Atlas de las Aves reproductoras de España. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Ferrero (1996). International ringing programme of the Black Stork. II Conferencia Internacional sobre Cigüeña Negra. Trujillo, España, Marzo 1996.
- Ferrero, J.J., J.A. Román y V.M. Pizarro (1991). Resultados del Plan de marcaje de cigüeñas negras en Extremadura (1996-1991). II Symposium sobre cigüeñas ibéricas. Aiguamolls, Gerona, diciembre 1991.
- Ferrero, J.J., J.A. Román y V.M. Pizarro (1992). Mouvements post-nuptiaux des cigognes noires en Estrémadure (SO Espagne). En *Les Cigognes d'Europe, Actes du Colloque International*: 257-258. Institut Européen d'Écologie & AMBE. Metz, Francia, 1992.
- Ferrero, J.J., J.A. Román y V.M. Pizarro (1993a). Dinámica de las agrupaciones post-nupciales de cigüeñas negras en Extremadura. *Alytes* 6:65-80.

-
-
- Ferrero, J.J., J.A. Román y V.M. Pizarro (1993b). Post-breeding dispersal of spanish Black Storks. 1st International Black Stork Symposium. Jürmala, Letonia, Abril 1993.
- Ferrero, J.J., J.A. Román y V.M. Pizarro (1996). Dispersión post-natal de las cigüeñas negras españolas. II Conferencia Internacional sobre Cigüeña Negra. Trujillo, España, Marzo 1996.
- Pérez Chiscano, J.L. (1979). Datos sobre la Cigüeña Negra en la Cuenca extremeña del Guadiana. V Jornadas Ornitológicas Españolas. Alcudia, Mallorca, 1979.
- Pizarro, V.M. y J.J. Ferrero (1999). Cigüeña Negra, símbolo de lo agreste. *Biológica* 33:36-44.
- Sánchez, A., J.J. Ferrero, A. Rodríguez, J.A. Román y J.A. Álvarez (1993). Propuesta de un Plan para la conservación de la Cigüeña Negra en Extremadura. *Alytes* 6: 461-471.
- Sánchez, A., J.J. Ferrero y J.A. Román (1993). Conservation Plan for the Black Stork in Extremadura, Spain. 1st International Black Stork Symposium. Jürmala, Letonia, Abril 1993.
- Strazds, M. (2001). Conservation status of the Black Stork in the World. III International Black Stork Conference. F. Saint Michel, Bélgica, marzo 2001.



ESTUDO GENÉTICO DE CEGONHA-PRETA: DADOS PRELIMINARES E DESCRIÇÃO DO PROJECTO

*Margarida FERNANDES; Carla BORGES; Carlos PACHECO;
José Manuel CABALLERO; Fernanda SIMÕES; Cláudia FRANCO*

Iniciou-se um estudo genético em cegonha-preta com os principais objectivos de determinação da diferenciação genética da população ibérica, avaliação da variabilidade intra-populacional e determinação individual do sexo. Usaram-se amostras de Portugal, Bélgica, Polónia, Letónia e Espanha. Na primeira fase que aqui se descreve desenharam-se e testaram-se primers a partir do ADN mitocondrial conhecido de Cegonha-branca. Uma das zonas (102/532) com cerca de 400 pares de bases amplificou as amostras de Cegonha-preta. Após a resolução de problemas técnicos ligados à presença de bandas duplas recorrendo à clonagem e reamplificação, sequenciaram-se 10 amostras. A percentagem de semelhança encontrada entre todas as sequências obtidas de Cegonha-preta é superior a 95% de identidade, ou seja menos de 5% de diferenciação. Adicionalmente as diferenças encontradas entre as sequências não correspondem às diferentes origens populacionais. Estes resultados são apenas preliminares indicando no entanto necessidade de provavelmente recorrer a outros marcadores moleculares mas informativos. Por outro lado, as novas sequências de cegonha-preta mostram uma divergência relativamente à mesma zona do ADN mitocondrial de cegonha-branca e cegonha oriental (*Ciconia ciconia* e *Ciconia boyciana*).

INTRODUÇÃO E OBJECTIVOS

A genética molecular aplica-se, hoje em dia, a várias questões da conservação da natureza. As potentes técnicas de amplificação do ADN permitem identificar indivíduos e espécies, determinar o sexo de animais e estabelecer relações de parentesco. A partir de amostras recolhidas de forma não-invasiva, como pêlos, penas, excrementos, e evitando assim uma grande perturbação directa e stress dos animais, podem avaliar-se diferenças populacionais, conhecer uma eventual estruturação na espécie, determinar a variabilidade intrapopulacional. A genética molecular traz, assim, um conhecimento que contribui para uma melhor definição de unidades de conservação, base de aplicação de medidas de gestão das espécies e de habitats. Alguns exemplos de aplicação prática de análises moleculares a questões de conservação são os casos das apreensões e processos criminais a traficantes de aves com base em testes de paternidade, a escolha do “stock” mais próximo do ponto de vista genético para acções de repovoamento e reintrodução, a identificação de novas áreas de presença em monitorizações de espécies ameaçadas (e.g. lince-ibérico) ou a detecção de animais híbridos na Natureza (e.g. gato-bravo).

A cegonha-preta é uma espécie ameaçada em Portugal e em Espanha que anualmente migra para África mas que se supunha ter hábitos filopátricos, isto é, regressar sempre ao seu local de origem para nidificar. Parece existir um isolamento da população ibérica que poderá também estar relacionado com o declínio acentuado dos efectivos nidificantes na Europa Ocidental e Central, no séc. XIX, e que levou à extinção local da espécie em determinadas zonas da Europa tais como a Bélgica. Estes desaparecimentos criaram uma maior descontinuidade na distribuição europeia de Cegonha-preta acentuando eventuais diferenças da população ibérica, hipoteticamente detentora de um pool genético único, representativo de uma variação original na espécie.

Este estudo estabeleceu três principais objectivos ao nível inter-populacional, intra-populacional e individual, sendo o primeiro a determinação da diferenciação genética da população ibérica, o segundo a avaliação da variabilidade genética da população ibérica e o terceiro a sexagem dos indivíduos.

Não são conhecidos, à data, estudos de genética da espécie aplicados a questões populacionais ou de conservação

MATERIAIS E MÉTODOS

Dado que o primeiro objectivo era comparar amostras ibéricas e de outras populações europeias, para além das amostras de Portugal e Espanha, tentou-se obter outras amostras da espécie oriundas de populações com distintas áreas geográficas de nidificação. Estabeleceu-se uma colaboração com parceiros belgas da Universidade de Liège que nos forneceram 3 amostras. Foi também enviado um pedido de colaboração a cerca de 20 Jardins zoológicos na Europa que, de acordo com o European Studbook da Cegonha-preta, tinham animais de origem selvagem nas suas colecções. Assim, para esta fase de análise genética dispuseram-se de: 20 amostras portuguesas de sangue e penas de crias anilhadas nos ninhos durante o trabalho de monitorização de 2003, em princípio não aparentadas entre si (de forma a poderem ser objecto de análise genética populacional), 2 amostras portuguesas de tecido cedido pelo Banco de Tecidos de Vertebra-



dos (ICN), 52 amostras portuguesas de penas de crias anilhadas em 2003, irmãs das amostras anteriores e passíveis de serem sexadas, 6 amostras de penas recolhidas em animais de centros de recuperação e 2 amostras de penas recolhidas em ninhos ocupados em 2003 (a cargo da Junta de Extremadura), 5 amostras de penas de animais oriundos da Letónia cedidas por Riga Zoo, 4 amostras de penas de animais oriundos da Polónia, 3 amostras de sangue de animais anilhados na Bélgica. Utilizaram-se ainda 4 amostras de tecido de Cegonha-branca (*Ciconia ciconia*) e cujo sexo de duas era conhecido (macho) cedidas pelo Banco de Tecidos de Vertebrados (ICN) usadas como controlo para as reacções de amplificação.

A extracção de ADN foi realizada consoante o tipo de amostra: tecido, sangue e penas. Utilizou-se um kit de extracção da Nucleospin tissue (Macherey-Nigal) com algumas modificações ao protocolo recomendado de forma a otimizar a extracção de acordo com a amostra e com base em experiências anteriores (Segelbacher, 2002; Pires & Fernandes, 2003). Resumidamente, usou-se: uma concentração de proteinase K superior (20-25 ul de uma solução 20mg/ml por amostra), maior quantidade de tampão de lise (350-600 ul), maior quantidade etanol (300-500 ul) e frio (-70°C). Para as amostras de penas adicionou-se ao tampão de lise, 30ul de DTT a 100mg/mL, uma solução preparada no momento, seguindo a recomendação de Sorenson (com. pess.; Sefc et al. 2003). De forma a prevenir contaminações, houve cuidados na manipulação da amostra desde a extracção até à amplificação. Usaram-se salas distintas para os diversos passos de processamento das amostras.

Sendo já conhecidas outras zonas do genoma da Cegonha-preta, nomeadamente do ADN mitocondrial (Keiser & Montagnon, não publ.; Slikas, 1997; Hedges & Sibley, Van Tuinen et al. 2000 e 2001) experimentou-se, como primeira abordagem metodológica, a amplificação e sequenciação de pequenas zonas (<300 pb) de outra região do ADN mitocondrial – região controlo ou “Dloop” – usualmente a mais variável em vertebrados.

Desenharam-se e testaram-se primers para a amplificação do D-loop de *Ciconia nigra* a partir do emparelhamento de sequências de D-loop mitocondrial de *Ciconia ciconia* (AB026818) e *Ciconia boyciana* (AB026193) algoritmo Blast.

Foram testados 4 pares de primers com vista à amplificação de amplicões com um tamanho entre 300-400 pb. Foram utilizadas as combinações de primers 201/532, 102/532, 102/538 e 102/1267.

Tabela 1- primers desenhados para amplificação de ADN mitocondrial de amostras de Cegonha-preta.

Primers	Sequência
102F	5'-GCATTAACCTTGCTTGCCGC-3'
201F	5'-ATGATGCGTGGATAAATACTG-3'
508R	5'-TCATATCCAGCTACCATTC-3'
532R	5'-AGATACCATGGCCAGCTACC-3'
1267R	5'-GAATAGGTGAAAGGAACC-3'
12SR	5'-CTGGGGCATTACTGGGG-3'

Posteriormente utilizou-se o par 102-12S para amplificar uma região de ADN mitocondrial de cerca de 2000 pb (que inclui quase a totalidade do Dloop) para confirmação da origem mitocondrial dos fragmentos de 400 bp.

As condições de PCR foram optimizadas para cada par de primer. Cada reacção foi realizada num tubo de 20 µl tendo-se também optimizado as quantidades dos reagentes usados 20 pmol de cada primer, 0.3 µl de solução stock 10mg/ml de BSA, 0.2 µl de solução 5 U/ µl de Taq (Fermentas), 2 µl de solução 10mM de dNTPs, 2.4 µl de solução stock 25mM de MgCl₂. As amplificações da PCR foram realizadas no termociclador (BioRad cicler), utilizando o seguinte programa: desnaturação inicial 3 min. a 95°C, seguido de 36 ciclos de desnaturação a 94°C durante 1 min., emparelhamento 1 min a (53°C, 55°C, 55°C e 42-52°C, respectivamente), extensão 1 min a 72°C e com uma única extensão final de 10 min a 72°C. Todas as reacções foram monitorizadas por electroforese em gel de agarose.

Sempre que a partir de uma reac o de PCR se obtinham bandas múltiplas de tamanho próximo, estas foram picadas a partir do gel e utilizadas como ADN molde para novas reac es de amplifica o individuais. As bandas individualizadas obtidas foram então utilizadas para clonagem. Nas últimas reac es de reamplifica o realizadas para o primer 102/508 com 3 amostras realizou-se directamente a purifica o (GENCLEAN Turbo for PCR Kit) a partir da banda.

Os produtos de PCR obtidos para cada amostra (cerca de 35 amostras tentadas) foram separados por electroforese e reamplificados isoladamente. Os produtos amplificados individualizados (cerca do dobro das amostras tentadas) foram então clonados em vector TA Cloning (InsT/Aclone™ PCR Product Cloning Kit, Fermentas) e introduzidos por técnicas de transforma o em *E. coli* DHa. Os recombinantes foram analisados por técnicas de PCR (utilizando os primers de amplifica o), para confirma o da presença dos fragmentos clonados pretendidos. O ADN plasmídico dos clones recombinantes foi extraído utilizando o kit GFX Micro Plasmid Prep kit (Amersham-Biosciences) e sujeito a sequencia o de ADN. O ADN plasmídico recombinante e/ou produtos de PCR obtidos foram sequenciados num aparelho ABI310 DNA Automated Sequencer.

As sequências obtidas foram analisadas utilizando o algoritmo BLAST para seleccionar qual ou quais as bandas que apresentavam semelhança com as sequências do D-loop de Cegonha-branca existentes em banco de dados. Os alinhamentos múltiplos foram efectuados utilizando o programa Multalin version 5.4.1 (Corbet F. 1988).

Para efeitos de sexagem utilizou-se, numa primeira fase, primers (SEXF/SEXR) desenvolvidos para amplificar uma região do cromossoma Z da cegonha oriental (Itoh et al., 1997), presente apenas nas fêmeas, de acordo com as condi es dos autores. De forma a confirmar os resultados, utilizaram-se os primers (P2/P8) descritos por Griffiths et al (1998) utilizados em muitas espécies de aves. Apesar destes primers amplificarem amostras de cegonha preta, a presença de banda dupla característica das fêmeas não era visível mesmo em géis de alta resolu o. Assim, adoptou-se um segundo passo de digestão por enzima após amplifica o do ADN (Sacchi et al 2004).



RESULTADOS

As reacções de amplificação a partir do ADN extraído de amostras de tecido foram iniciadas utilizando 4 pares de primers, mas em geral resultaram apenas em amostras de Cegonha-branca. O produto obtido tinha o tamanho esperado de 300-400 pb nas amostras controlo de Cegonha-branca mas as amostras de Cegonha-preta não apresentaram qualquer sinal de amplificação (exemplo na Fig. 1).

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

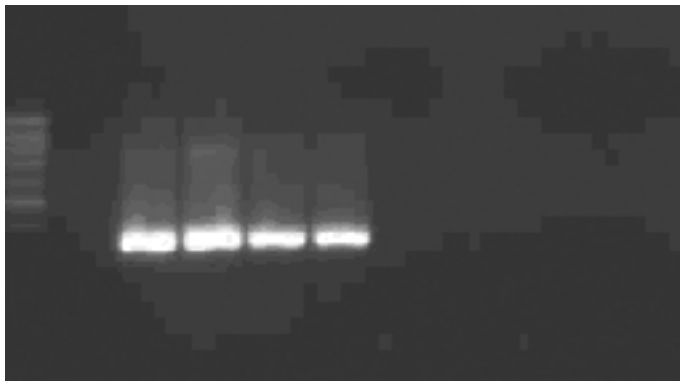


Figura 1. Amplificação por PCR utilizando os primers 201/532. Faixas 2,3,4,5 –Cegonha-branca; 6,7,8,9,10 –Cegonha-preta.

Foram então tentadas reacções de amplificação utilizando o par de primers alternativo 102/532. Os amplicões obtidos apresentavam o tamanho esperado (cerca de 400 bp) para as amostras de Cegonha-branca e também Cegonha-preta. No entanto os produtos apresentavam 2-3 bandas de tamanho muito próximo (Fig. 2).

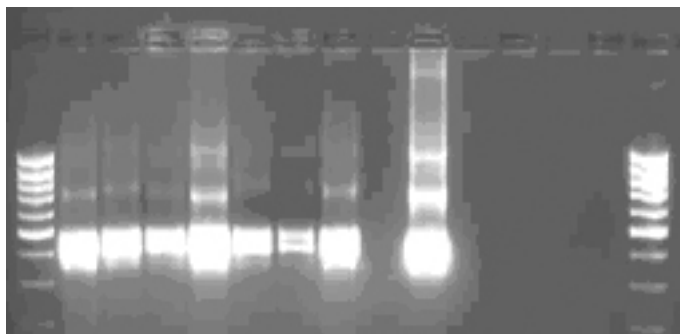


Figura 2. Amplificação por PCR utilizando os primers 102/532. Faixas 1,2,3,4,5,6,7, –amplicões de amostras de Cegonha-preta; C-controlo (Cegonha-branca); M-marcador de 100pb.

O facto de serem amplificadas bandas múltiplas de tamanho próximo (dificilmente separáveis), levou a um segundo PCR para reamplificação a partir de bandas picadas em gel como ADN molde (Fig. 3).

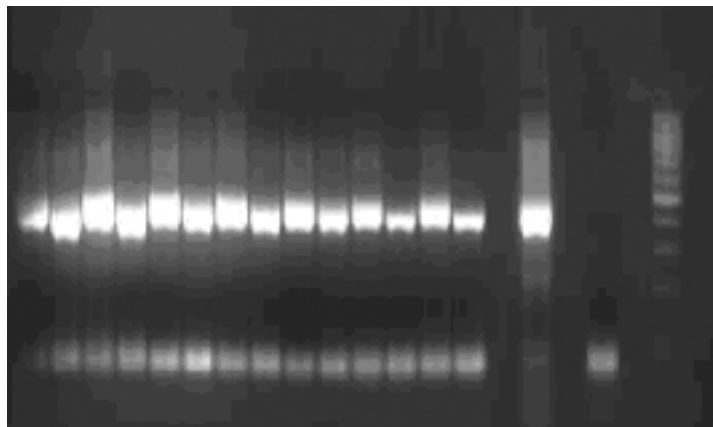


Figura 3. Amplificação por PCR das bandas picadas de cada uma das amostras utilizando os primers 102/532. Faixas 1,2 – banda amplificada individualmente correspondente a cada amostra; C- controlo (Cegonha-branca); B- Branco de PCR; M-marcador de 100pb.

Após sequenciação verificou-se que as bandas denominadas 1, não apresentavam qualquer homologia significativa com sequências de ADN mitocondrial de Cegonha-branca para além do primer 532 (primer reverse). Estas amplificações terão uma provável origem em ADN nuclear. As cópias do ADN mitocondrial no ADN nuclear estão descritas em várias espécies de vertebrados e parecem ser comuns em aves (Sorenson & Fleischer, 1996).

As bandas denominadas 2, para cada amostra, revelavam uma semelhança reduzida com o ADN mitocondrial de Cegonha-branca para além de uma pequena região de cerca de 80-100 bases a partir dos primers utilizados. Esta zona mitocondrial da Cegonha-preta, conhecida pela primeira vez, confirmou a não existência de identidade com a sequência do primer 201 desenhado e testado no início do trabalho laboratorial a partir das sequências do D-loop de Cegonha-branca e oriental, explicando deste modo porque não se obtiveram ampliações aquando da inicial utilização do par de primers 201/532 em amostras de Cegonha-preta.

O alinhamento das sequências obtidas é apresentado na Figura 4. A partir deste foi desenhado o primer 508, com a finalidade de reduzir a multiplicidade de bandas nucleares amplificadas por PCR, o que efectivamente se veio a verificar (passaram a ser duas). Este melhoramento trouxe a vantagem de evitar o passo de clonagem para as análises de amostras que se seguiram, ou seja, a partir do conhecimento das sequências de Cegonha-preta é agora possível ainda desenhar iniciadores específicos para a espécie e minimizar o tempo de análise, uma vez que o protocolo de análise incluirá apenas o passo de extracção, amplificação e sequenciação directa.

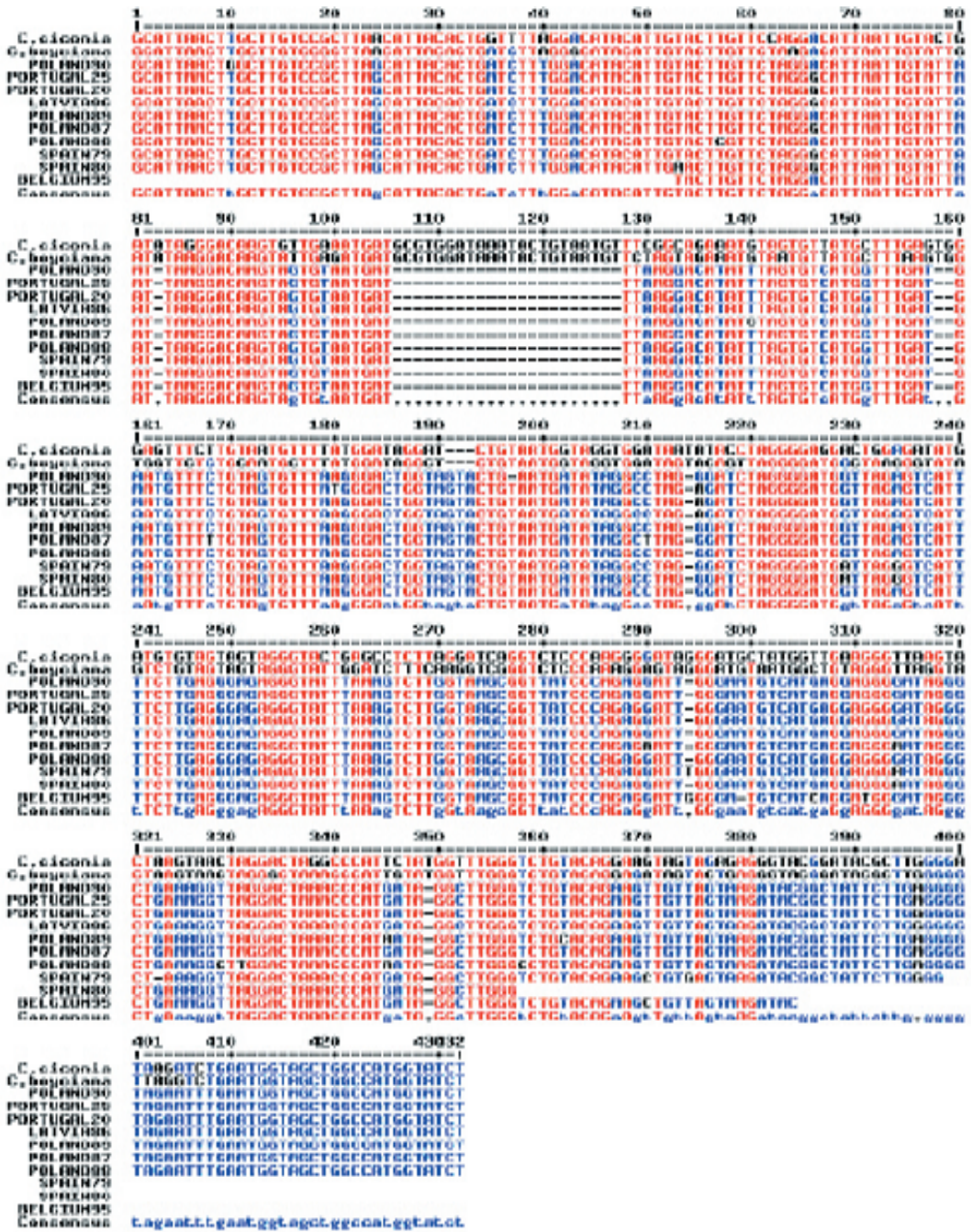


Figura 4. Alinhamento múltiplo das diferentes seqüências obtidas a partir de cegonhas pretas com as seqüências correspondentes de *C. ciconia* (*Ciconia*) e *C.boyciiana* (*boyciiana*). As regiões de elevado consenso (>90%) estão representadas a vermelho.

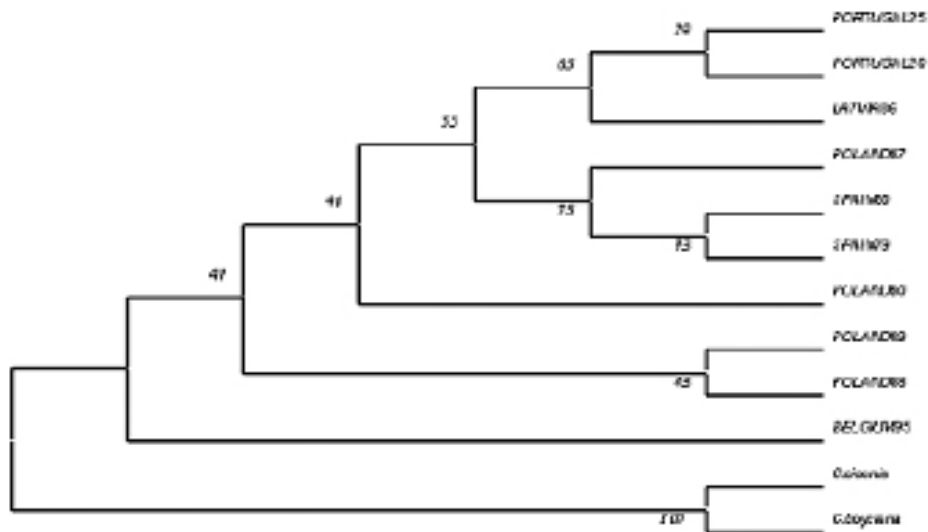


Fig. 5. Dendrograma produzido pelo software Mega 3.0, utilizando o algoritmo Neighbour-Joining e um valor de bootstrap de 1000 repetições. As amostras de cegonha-preta estão identificadas pela nacionalidade.

A zona controlo do ADN mitocondrial, é muito semelhante entre Cegonha-branca e Cegonha-branca-oriental. Os resultados preliminares aqui apresentados permitem já concluir uma acentuada diferenciação genética da Cegonha-preta relativamente a estas espécies. É evidente a partir do alinhamento apresentado, por exemplo, a inserção de um fragmento de 22 bases presentes nas outras espécies de cegonha [*C. ciconia* e *C. boyciana*] e ausente em *C. nigra*. De facto já Slikas (1997) na sua análise filogenética da família Ciconiidae a partir de zona do citocromo b, posicionou a Cegonha-preta isolada e mais próxima de outras espécies de Ciconia [*C. abdimii*, *C. stormi*, *C. episcopus*]. A Cegonha-branca estará mais próxima de *Ciconia boyciana*, tal como também dados mais recentes de zona controlo do ADN mitocondrial revelam (Yamamoto et al 2000). Assim e tal como Slikas (1997) refere, apesar de classificações prévias considerarem Cegonha-branca e Cegonha-preta espécies pares, e apesar de sobrepor a sua distribuição na Europa ocidental, os dados moleculares contradizem tal proximidade entre as várias amostras de Cegonha-preta analisadas, a elevada percentagem de identidade presente nos fragmentos das amostras sequenciadas não parece apresentar grandes diferenças que possam levar à sua utilização em análise de populações intra-específicas. Nesta análise preliminar, as diferenças obtidas não parecem corresponder a determinada origem populacional. Verificam-se contudo haplotipos diferentes que só poderão ter significado populacional perante uma amostragem mais significativa de indivíduos.

Numa discussão preliminar destes resultados pode avançar-se que a ausência de diferenciação genética poderá pôr em causa alguns pressupostos relativos à ecologia comportamental da espécie. Existe uma ideia generalizada de que a Cegonha-preta seja filopátrica, isto é, todos os indivíduos regressam ao seu local de nascimento para repro-



duzir e portanto os pares serão formados dentro da mesma população. Esta característica teria levado a uma estruturação populacional que se espelharia em diferenciação genética, hipótese inicial neste estudo. Os dados preliminares obtidos e aqui apresentados indicam o contrário, não se encontraram diferenças coincidentes com diferentes populações europeias. Se estes resultados se confirmarem, a ausência de diferenciação genética põe em causa a filopatria ou, avança pelo menos a hipótese de existirem alguns animais que não exibam esse comportamento. De facto um pequeno número de migrantes é suficiente para impedir divergência significativa entre populações (Hartl, 1987). Provavelmente na Cegonha-preta, 2-4 indivíduos em cada 3-4 anos (tempo geracional) terá sido suficiente para não se observar diferenciação genética nas amostras disponíveis de diferentes populações reprodutoras – Península Ibérica, Polónia, Letónia, Bélgica. Existem também novos dados de estudos de ecologia (Claúdia Franco e Carlos Pacheco, com. pess) que apontam para movimentos de Cegonha-preta na ordem dos 400 km. Desconhece-se se tais movimentos são frequentes nas populações e se seriam mais extensos e suficientes para manter o contacto entre populações ibéricas e as outras da Europa central e oriental.

Em relação à sexagem considera-se que o método de Griffiths et al (1998) com posterior digestão de produtos é mais fiável por apresentar resultado também para os machos (fig.6).

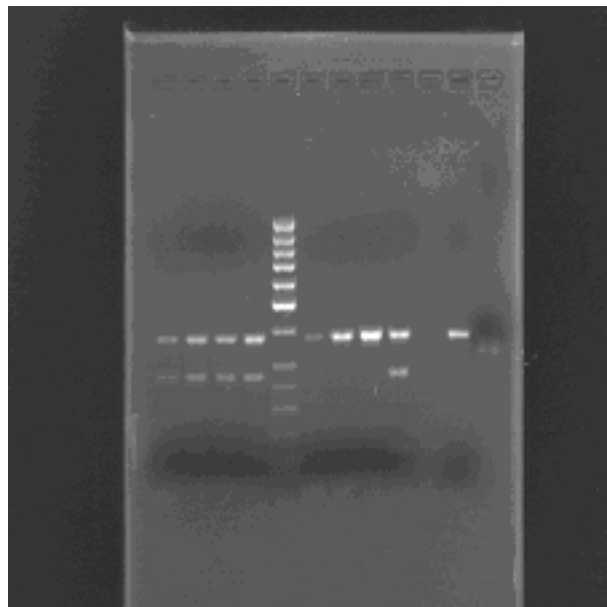


Figura 6 – Resultados da digestão com enzima Asp700I de produtos amplificados com P2/ P8. As amostras com duas bandas(1,2,3,4,8) correspondem a fêmeas e as que apresentam apenas uma banda são machos(5,6,7).

Dum total de 47 amostras analisadas, determinaram-se 22 machos e 25 fêmeas. De entre estas ressalta-se o conhecimento do sexo dos indivíduos seguidos por satélite desde 2003 que eventualmente permitirá melhor compreensão de determinados comportamentos e padrões exibidos.

Tabela 2 – Resultados da sexagem para algumas amostras

Ninho / local	Nº anilha	PAÍS	Ano	Sexo
Aurela	5S	PORTUGAL	2003	Macho
Ponsul I	6S	PORTUGAL	2003	Macho
Mocissos	+X4	PORTUGAL	2003	Femêa
Mazouco	+ST	PORTUGAL	2003	Femêa
Barranco los Hornos	+SC	PORTUGAL	2003	Femêa
Fonte Santa	+S4	PORTUGAL	2003	Femêa
Fresno	+SN	PORTUGAL	2003	Femêa
Devesa	+S5	PORTUGAL	2003	Femêa
Janeiro Baixo	+SE	PORTUGAL	2003	Femêa
Orada	+X3	PORTUGAL	2003	Macho
El Rabo	+X1	PORTUGAL	2003	Macho
Congida	+SM	PORTUGAL	2003	Macho
Cabeço Mouro	+S9	PORTUGAL	2003	Femêa
Hijosa	2w4	PORTUGAL	2003	Femêa
BTVS ICN	990070	PORTUGAL	2003	Femêa
Barranco los Hornos	+SA	PORTUGAL	2003	Femêa
Monfrague	651	ESPAÑA	2003	Femêa
Puente Cabrioso	675	ESPAÑA	2003	Macho
Zahinos	852	ESPAÑA	2003	Macho
Jaraiz de la Vera	599	ESPAÑA	2003	Femêa
Puerto Pena	732	ESPAÑA	2003	Femêa

Pensa-se que as maiores dificuldades técnicas usualmente encontradas quando se inicia um estudo molecular original e pela primeira vez numa espécie, foram ultrapassadas e conhecidas nesta fase do trabalho. Assim e dados os resultados obtidos a continuação deste estudo consistirá fundamentalmente na confirmação de alguns haplótipos mitocondriais, teste de primers de microsatélites desenvolvidos para outra espécie de cegonha (*Mycteria americana*) nas amostras disponíveis e determinação de sexo para as restantes amostras disponíveis de Portugal e Espanha. Se os primers de microsatélites funcionarem em Cegonha-preta, será interessante realizar uma análise populacional com base nestes marcadores nucleares, mais variáveis a nível populacional e mesmo intrapopulacional. Sabe-se também que as penas recolhidas no ninho não deverão ser o único tipo de amostra recolhida. Tal como referido por Segelbacher (2002) este tipo de amostra tem um sucesso de cerca de 50%. De facto a amostra de pena recolhida no ninho e testada nesta fase de estudo não teve sucesso de amplificação.

Toda a informação aqui reunida (sequências) foi submetida à base de dados GenBank em Julho de 2004 (AY 685 122-126)

Está a ser finalizada uma publicação científica sobre a diferenciação mitocondrial encontrada entre cegonha-branca e cegonha-preta (Simões et al, in prep).



AGRADECIMENTOS

A Junta de Extremadura financiou este estudo no âmbito do INTERREG IV. A todos que recolheram amostras ibéricas e ao Riga Zoo e Miejski Ogród Zoo pelo envio de amostras. A Roland Libois e Johan Michaux pela colaboração.

REFERÊNCIAS

- Boutette, J.B., Ramsay E. C., Potgieter L.N.D., Kania S.A. (2002) An improved Polymerase chain reaction-restriction fragment length polymorphism assay for gender identification in birds. *Journal of Avian medicine and surgery*, 16(3):198-202.
- Cano LS, Franco C, Pacheco C, Reis S, Rosa G, Fernández M (in prep). The Breeding Population of Black Stork in Iberian Peninsula. Proceedings of the 4th International Black Stork Conference, 15 – 18 April 2004 Hungary.
- Cano Alonso, L. S. & Hernandez Garcia, J. M. (2002): Cigüeña Negra (*Ciconia nigra*), in: A. Madroño, C. González y J. C. Atienza (Eds.). Libro Rojo de las Aves de España. SEO/BirdLife. Unpublished Inform for Dirección General de Conservación de la Naturaleza /Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Cano Alonso L S, Hernández García J M (2003). Cigüeña Negra *Ciconia nigra*. In Atlas de las Aves Reproductoras de España. Pp 120-121 (R. Martí e J. C. Del Moral, eds.), Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (1977): Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of Western Palearctic. Vol. 1. Ostrich to ducks. Oxford: Oxford University Press.
- Corpet. F. (1988). Multiple sequence alignment with hierarchical clustering. *Nucl. Acids Res.*, 16 (22), 10881-10890.
- Del Hoyo J, Elliott A & Sargatal J eds (1992). Handbook of the Birds of the World. Vol.1. Lynx Edicions, Barcelona.
- Fernández M., Cano L.S. & Prada, L. (2001): The Black Stork in the Region of Madrid (Central Spain): Status, Trends and Population changes, in press, Third International Black Stork Conference. Fourneau Saint-Michel. Belgium.
- Franco C, Monteiro A, Pacheco C, Rosa G, Reis S (in prep.). Plano de Acção para a Conservação da Cegonha-preta (*Ciconia nigra*) em Portugal. Instituto da Conservação da Natureza.
- Griffiths, R, Double, MC, Orr, K, Dawson, RJG (1998) A DNA test for most birds. *Molecular Ecology* 7 : 1071-1075.
- Hartl, DL (1987) A primer of population genetics. 2nd ed. Sinauer Associates, Inc. Publishers. Sunderland, Massachusetts. 305 pp.
- Hedges, SB Sibley CG (1994) Molecules vs morphology in avian evolution: 'pelecaniform' birds. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 91 (21) 9861-9865
- Itoh, Y Ogawa A Murata K Hosoda T Mizuno, S 1997 Identification of the sex of oriental white stork *Ciconia boyciana* by the polymerase chain reaction based on its sex chromosome specific DNA sequences *Genes Genet. Syst.* 72, p. 51-56
- Jadoul G (2001). Status of the Black Stork in Belgium. Abstracts of the 3th International Black Stork Conference, 28 – 31 March 2001 Belgium.

- Jans M, Lorge P (2001). The Black Stork *Ciconia nigra* in Luxembourg. Abstracts of the 3th International Black Stork Conference, 28 – 31 March 2001 Belgium.
- Keyser, CK Montagnon, DM (não publicado) Amplification of cytochrome b region in aves. GenBank Z35646.
- Monteiro, A., C. Pacheco, P. Rocha, S. Reis & G. Rosa, 2001. Black Stork situation in Portugal during 1995 and 2000: demographic, nesting and conservation management. Abstracts of the third International Conference on the Black Stork, Fournneau Saint-Michel, Belgium, March 28th-31st 2001.
- Pires, AE; Fernandes, M(2003) Last lynxes in Portugal? A molecular approach to a pre-extinction scenario. Conservation genetics 3 (2)
- Rosa G, Pacheco C, Monteiro A, Carvalho A, Araújo A (2001). Situação da Cegonha-preta *Ciconia nigra* em Portugal: recenseamento da população nidificante (1995-97). Airo (11):15-22.
- Sacchi, P, Soglia, D, Maione, S, Meneguz, G, Campora, M, Rasero, R (2004) A non-invasive test for sex identification in short-toed eagle (*Circaetus gallicus*)
- Sefc K., Payne R. B., and Sorenson M. D.(2003) Microsatellite Amplification from Museum feather samples: effects of fragment size and template concentration on genotyping errors. The Auk 120(4):982-989.
- Segelbacher, G. (2002) Noninvasive genetic analysis in birds: testing reliability of feather samples. Molecular Ecology Notes 2, 367-369.
- Slikas B. (1997) Phylogeny of the Avian family ciconiidae(storks) based on cytochrome b sequences and DNA-DNA hybridization distances. Molecular phylogenetics and evolution Vol.8, pp.275-300.
- Smith T. B., Wayne R. K.(eds) (1996) Molecular Genetic Approaches in Conservation. Oxford University Press.483pp.
- Tomasulo Seccomandi, A Schable, N Bryan, L Brisbin, IL Del Lama, SN, Glenn, TC submitted Development of microsatellite DNA loci from the wood stork (*Aves Ciconiidae, Mycteria Americana*)
- Tucker, G. M., Heath M.F., Tomialojc L. & Grimmett R.F.A. (1994): Birds in Europe: Their Conservation Status, in BirdLife conservation series 3. BirdLife International. Cambridge. U.K.
- Van Tuinen, M Sibley, CG Hedges, SB (2000) The early history of modern birds inferred from nuclear and mitochondrial ribosomal genes. Mol. Biol. Evol. 17 (3) 451-457
- Van Tuinen, M Butvill, DB Kirsch, JA Hedges, SB (2001) Convergence and divergence in the evolution of aquatic birds. Proc. R. Soc. Lond., B, Biol. Sci. 268 (1474) 1345-1350
- Yamamoto Y., Murata K. M., Matsuda H., Hosoda T., Tamura K. and Furuyama J.(2000) Determination of the complete nucleotide sequence and haplotypes in the D-loop region of the mitochondrial genome in the Oriental white stork, *Ciconia boyciana*. Genes Genet. Syst.75, p. 25-32
- Wetlands International (2002). Waterbird Population Estimates – Third Edition. Wetlands International Global Series No. 12, Wageningen, The Netherlands



ESTUDIO ECOLÓGICO PARA LA CONSERVACIÓN DEL ELANIO AZUL EN EXTREMADURA

Juan J. Negro¹, Domingo Rivera² y Juan José Ferrero³

¹Departamento de Biología Aplicada.

Estación Biológica de Doñana (CSIC)

Apdo.1056. 41080 Sevilla

²Eulen

³Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura

RESUMEN

A lo largo de 2004 se ha prospectado un área de estudio de aproximadamente 3.300 km² en el entorno de la ciudad de Badajoz, y se han visitado otras áreas en las que se había registrado la reproducción del Elanio Azul (*Elanus caeruleus*) en Extremadura con anterioridad. De los 57 nidos controlados, 38 han tenido éxito y de ellos han volado 110 pollos. La productividad media en el año 2004 ha sido de 1,9 pollos por pareja territorial.

Con objeto de estudiar patrones dispersivos, se han marcado 11 elanios adultos con emisores. También se han radio-marcado 7 jóvenes, todos ellos con emisor montado en arnés. A pesar de que los elanios son territoriales en su uso de los cazaderos, tanto durante el periodo reproductor como fuera de él, utilizan dormideros comunales en la zona de estudio que congregan desde unos pocos individuos (3-5) hasta varias decenas. Las parejas se establecen en territorios de pequeño tamaño, construyen un nido en un árbol o arbusto en una zona con arbolado disperso sobre o cerca de cultivos. El macho caza para la hembra durante la incubación, y continúa aprovisionando a ésta y las crías después de la eclosión y hasta que dejan el nido. Las hembras reproductoras suelen abandonar el territorio una vez que los jóvenes han volado; el macho permanece en compañía de estos últimos, a veces durante varios meses.

Los elanios en Extremadura eligen preferentemente su lugar de nidificación en parcelas con cultivo cerealista. Desde el punto de vista de la conservación, nuestra recomendación es que las dehesas ya aclaradas se preserven como tales con reposición de arbolado disperso, o al menos en linderos entre parcelas. El elanio ocupa un tipo de hábitat muy diverso desde el punto de vista de la avifauna, en el que aún permanecen especies de la dehesa (e.g., diversos passeriformes forestales) y que también aprovechan numerosas especies esteparias protegidas.

INTRODUCCIÓN

Los Elanios (género *Elanus*, Orden Falconiformes) son pequeñas aves de presa diurnas, ampliamente distribuidas por África, Sur de Europa, América, Asia y Australia. El Elanio Azul o Común (*Elanus caeruleus*) se encuentra en África, subcontinente Indio, sudeste Asiático y, más recientemente, la península Ibérica (Cramp & Simmons 1980) y el sur de Francia. Otras dos especies filogenéticamente afines se localizan en América del Sur y del Norte- el Elanio Maromero *E. leucurus*, y en Australia, el Elanio Australiano *E. notatus* (del Hoyo et al. 1994). Hasta hace pocos años se consideraba que las tres poblaciones constituían una "superespecie" con morfotipos adaptados a condiciones locales, e incluso algunos autores las han identificado como una única especie de distribución cosmopolita (Parkes 1958, Husain 1959, Palmer 1988). No obstante, trabajos recientes basados en morfología y genética (Negro et al. enviado) concluyen que se trata de especies genuinas que han mantenido líneas independientes de evolución desde hace miles de años. Los Elanios ocupan generalmente hábitats abiertos o semiabiertos, como sabanas, estepas áridas, pastizales con arbolado disperso, bordes y claros de bosques y tierras de cultivo, utilizando usualmente árboles para nidificar (Cramp & Simmons 1980, del Hoyo et al. 1994).

La población europea de Elanio común se estima en a lo sumo 1000 parejas reproductoras, la mayor parte de las cuales se concentran en las dehesas del sudoeste de la península Ibérica, principalmente de Extremadura y la vecina región del Alentejo, en Portugal (Ferrero 1994, Rufino 1995). En Extremadura se cifró el número de parejas nidificantes en 200 en el año 2002. Sin embargo, al no haberse realizado censos detallados ni en España ni en Portugal, no existen datos cuantitativos fiables sobre el tamaño de la población de elanios en Europa, por lo que las estimas demográficas se basan en las apreciaciones personales de diferentes expertos (Rufino 1995).

Aunque se ha apreciado una expansión del área de reproducción del Elanio Común en la península Ibérica en las últimas décadas (Rufino 1995, Ferrero y Onrubia 1998), con la observación de nidos en Andalucía, las dos Castillas, Comunidad Valenciana, Aragón y Cataluña, la especie sigue estando catalogada con la Categoría de Amenaza (UICN) de "Rara" en España y en la Unión Europea (Blanco y González 1992) y está incluida en el Anexo I de la Directiva de Aves (79/409 CEE). En España, figura en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas con la categoría "de interés especial", y en Extremadura se incluye en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas clasificada como especie "Vulnerable".

Los Elanios son predadores especialistas en la captura de roedores, siendo su densidad de población, movimientos, fenología reproductiva y éxito de cría altamente dependientes de la abundancia de micromamíferos (Cramp & Simmons 1980, Mendelsohn y Jaksic 1989). En el sudoeste ibérico los elanios ocupan principalmente dehesas abiertas, sobre todo de encinas *Quercus rotundifolia*, con cultivos de cereales de secano (trigo, cereal y avena) en el subvuelo (Carbajo y Ferrero 1985, Ferrero y Onrubia 1998). En Extremadura, el 89,4% de los nidos estudiados durante el período 1979-2000 se localizaron en parcelas de dehesa cultivadas con cereal (Ferrero 2000). Dentro del ecosistema de dehesa, las cultivadas son minoritarias.

Varios estudios han documentado diversos aspectos del comportamiento alimenticio y la dieta de los elanios en África, América y Australia (ver revisión en Mendelsohn & Jaksic 1989). La regulación del tamaño de los territorios se ha documentado en la población del Elanio maromero *Elanus leucurus* en California (Dunk & Cooper



1994). Sobre la población ibérica, sin embargo, no se ha abordado hasta ahora ninguna investigación sobre los factores que determinan la distribución y uso del hábitat por esta especie.

Este estudio tiene por objetivo aportar las bases científicas para la conservación del elanio en Europa. Por otro, hemos abordado el estudio de problemas ecológicos de interés general para los cuales el Elanio Azul en Extremadura es un modelo ideal. Se han investigado así los factores que determinan la utilización del espacio por una población que habita en una zona de cultivos tradicionales en el entorno de la ciudad de Badajoz, en el contexto de las relaciones entre predador, presas y hábitats.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo de campo se ha realizado en un área de aproximadamente 3.330 km² centrada en la ciudad de Badajoz, en las Vegas Bajas del río Guadiana. Se han prospectado 6 hojas del mapa 1:50.000 del Instituto Geográfico y Catastral (hojas 750, 751, 775, 776, 801 y 802) con el objeto de localizar todas las parejas de elanio y sus nidos en la zona. Desde el punto de vista bioclimático, el área de estudio se localiza en el piso mesomediterráneo, con una temperatura media anual de 17 °C y una precipitación media anual de 600 mm. (Rivas Martínez, 1981).

El área de estudio se caracteriza por la alternancia de diferentes tipos de hábitats formando un complejo mosaico en un territorio relativamente reducido. En la periferia de la zona existen algunas dehesas abiertas de encinas (*Quercus rotundifolia*) dedicadas al cultivo de cereales de secano (trigo, cebada y avena) en régimen extensivo y, en menor medida, a la ganadería también extensiva. El sector central corresponde a las vegas del río Guadiana, en las que el uso principal del terreno es la agricultura intensiva en regadío, el olivar, viñedos o cultivos cerealistas.

Localización de nidos y seguimiento de la productividad

Cada vez que se observaba un elanio en algún lugar de la zona de estudio se trataba de determinar si estaba emparejado y si regentaba un nido. Una vez localizado un nido, el comportamiento de los adultos generalmente dictaba el momento fenológico en que se encontraban y ello permitía inferir el mejor momento para visitar el nido y determinar su éxito reproductor. Los jóvenes eran anillados y, en algunos casos, se les dotaba de emisores o marcas alares.

Captura y marcaje de individuos adultos.

La captura de individuos se ha llevado a cabo mediante técnicas utilizadas anteriormente en estudios sobre Elanios (Mendelsohn 1983, 1989). Los dos métodos que hemos empleado son: (a) trampas Bal-chatri; el ave es capturada mediante lazos instalados sobre una jaula diáfana que contiene un cebo vivo (ratón). La trampa se deposita en el suelo junto a un posadero habitual del elanio que se pretende capturar. (b) Redes

japonesas: el ave es atrapada en una red "invisible" colocada junto al árbol de nido al efectuar un ataque sobre un señuelo (generalmente un búho artificial o naturalizado). También se han utilizado estas redes para rodear los árboles utilizados como dormitorio. En este caso no se colocan señuelos y se espera que las aves caigan en la red al anochecer.

Técnicas de marcaje

Los elanios capturados han sido todos ellos marcados en una pata con anillas metálicas convencionales (Modelo 6 del Ministerio de Agricultura). En algunos adultos y la mayoría de los pollos se ha utilizado marcas alares colocadas en el patagio. Se coloca una sola marca de material plástico flexible en una de las dos alas. La marca puede ser de varios colores (hasta la fecha, gris, amarillo y rojo) y lleva impresos en el anverso un código alfa-numérico de dos caracteres, y en el reverso, un teléfono de contacto para el caso de que el ave sea recuperada por una persona ajena al proyecto.

Además de las marcas anteriormente nombradas, hemos colocado radioemisores convencionales en la banda de 150 Mhz montados sobre plumas (rectrices centrales) o en el dorso del ejemplar mediante arneses de teflón. Su peso era de 3-4 gramos y su duración prevista era de 6 meses.

Mediante el marcaje y posterior seguimiento de individuos se ha obtenido información sobre la actividad y movimientos de los elanios en el área de estudio, así como sobre tasas de retorno y reemplazo de la población, filopatría, fidelidad de pareja, y causas de mortalidad.

Sexado molecular

Todos los individuos marcados, ya sean adultos o juveniles, se han sexado mediante el uso de marcadores genéticos asociados a los cromosomas sexuales en el Laboratorio de Ecología Molecular de la Estación Biológica de Doñana. Las muestras más comúnmente utilizadas han sido plumas, aunque en el caso de algunos individuos adultos también se ha empleado sangre para obtener ADN. La proporción de sexos entre los pollos en el momento del anillamiento (cuando tienen entre 2 y 4 semanas) no ha diferido de 1:1.

Seguimiento de individuos marcados

Para el seguimiento de los elanios se han utilizado las técnicas de radioseguimiento y controles visuales de individuos con marcas alares. Se han realizado prospecciones periódicas de la zona de estudio con el fin de localizar e identificar los individuos marcados, que han sido objeto de seguimiento sistemático a lo largo del período de estudio, siendo seleccionados como individuos focales en las sesiones de observación del comportamiento. La localización de los individuos marcados (con emisores y/o anillas de lectura a distancia) ha sido registrada mediante GPS. Las localizaciones han sido representadas sobre cartografía del terreno y fotografías aéreas.



Estimación de las poblaciones de presas

Para estimar las poblaciones de especies-presa en los territorios de caza de los elanios, se han realizado muestreos de micromamíferos utilizando trampas de ballesta.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se han registrado 51 intentos reproductivos en el área de estudio principal en el año 2004 y 6 nidificaciones más en otras zonas de Extremadura. De los 57 nidos controlados, 38 han tenido éxito y de ellos han volado 110 pollos. La productividad media ha sido de 1,9 pollos por pareja territorial. Si consideramos sólo los nidos exitosos -en los que voló al menos un pollo- el éxito reproductor ha sido de 2,9 pollos/pareja.

Con objeto de estudiar patrones dispersivos, se han marcado 11 elanios adultos con emisores (8 colocados en la cola y 3 en dorso fijados con un arnés). También se han radio-marcado 7 jóvenes, todos ellos con emisor montado en arnés. De los adultos marcados, 6 pudieron localizarse en el periodo reproductor y todos tuvieron éxito, produciendo entre 2 y 4 pollos. Este dato sugiere que los emisores no causaron efectos significativos en los individuos que los portaban. En el caso de los jóvenes marcados, 4 fueron encontrados muertos (57%) en los 6 meses que siguieron al primer vuelo y. Todas las muertes, excepto la de un elanio hallado en Portugal a 200 km de su nido natal, se produjeron en la vecindad de sus nidos natales y parecieron relacionados con el ataque de depredadores.

A pesar de que los elanios son territoriales en su uso de los cazaderos, tanto durante el periodo reproductor como fuera de él, utilizan dormideros comunales en la zona de estudio que congregan desde unos pocos individuos (3-5) hasta varias decenas. También se ha constatado que los elanios pueden formar dormideros mixtos con otras especies de aves de presa. Uno de los dormideros lo compartían con cernícalos primillias (*Falco naumanni*) y otro con esmerejones (*Falco columbarius*).

Desde el punto de vista del comportamiento social y uso del territorio, los elanios azules se han comportado de acuerdo a los patrones ya descritos para la especie en otras zonas de estudio. Las parejas se establecen en territorios de pequeño tamaño, construyen un nido en un árbol o arbusto en una zona con arbolado disperso sobre o cerca de cultivos. Durante el periodo reproductor los miembros de la pareja defienden el nido vigorosamente cuando se aproximan otros elanios, aves de presa e incluso especies que no son predadores potenciales o parecen competir con ellos, como las cigüeñas blancas. El macho caza para la hembra durante la incubación, y continúa aprovisionando a ésta y las crías después de la eclosión y hasta que dejan el nido. Las hembras reproductoras suelen abandonar el territorio una vez que los jóvenes han volado; el macho permanece en compañía de estos últimos, a veces durante varios meses.

Los elanios en Extremadura eligen preferentemente su lugar de nidificación en parcelas con cultivo cerealista. Hemos podido constatar mediante el trampeo selectivo de micromamíferos que esas parcelas albergan poblaciones de roedores más abundantes que las parcelas circundantes. Colocando simultáneamente dos líneas de 50 trampas, una en el cazadero y otra en una zona control situada a 500 m, hemos capturado siempre más ratones y otros micromamíferos en la zona de caza de los elanios (una media de 10 capturas/50 trampas) frente a 0.01 capturas/50 trampas en las parcelas de con-

tol. Estos resultados sugieren que los elanios son capaces de detectar las poblaciones más densas de sus presas habituales y sitúan sus territorios sobre ellas para aprovecharlas más eficazmente.

Implicaciones en conservación

La estrecha asociación de los elanios a los cultivos cerealistas extensivos con arbolado disperso y su dependencia de las poblaciones de roedores que proliferan en ellos, conllevan que la especie sea potencialmente susceptible a cualquier alteración de este tipo de hábitat. Así, tanto la intensificación de las prácticas agrícolas (introducción de nuevos cultivos, transformación en regadío, eliminación del arbolado) como la tendencia al abandono del cultivo de cereales en terrenos de baja aptitud agronómica, pondrían en serio peligro a la población europea de elanios (Rufino 1995).

Las dehesas muy aclaradas –que también pueden definirse como cultivos con arbolado muy ralo de encina *Quercus rotundifolia*– resultan de la degradación y puesta en cultivo de las dehesas tradicionales de pastoreo. Puesto que no se suele permitir la regeneración del arbolado, este hábitat está abocado a la pérdida paulatina del mismo para acabar convirtiéndose en una pseudoestepa. Ni la dehesa tradicional, en la que no abundan los micromamíferos, ni el cultivo desarbolado favorecen la presencia de elanios. Nuestra recomendación es que las dehesas ya aclaradas sigan manteniéndose como tales con reposición de arbolado disperso, o al menos en linderos entre parcelas. El elanio ocupa un tipo de hábitat muy diverso desde el punto de vista de la avifauna, en el que aún permanecen especies de la dehesa (por ejemplo, diversos passeriformes forestales) y que también aprovechan numerosas especies esteparias protegidas, como grullas, avutardas, sisones, aguiluchos cenizos y búhos chicos. No abogamos, ha de entenderse claramente, por una destrucción o aclarado de las dehesas con arbolado denso. Reclamamos el mantenimiento de las que, ganadas para la agricultura en años pasados, van camino de convertirse en empobrecidos monocultivos que sólo podrán albergar fauna banal.

AGRADECIMIENTOS

Los autores queremos agradecer en primer lugar el apoyo y las facilidades logísticas que nos ha brindado el Director Técnico del proyecto en la Dirección General de Medio Ambiente, Dr. José Manuel López. También estamos en deuda con José María Casas por su desinteresada participación en la búsqueda nidos de elanios y dormitorios. Javier Balbotín, Técnico Especialista de la Estación Biológica de Doñana, se ha incorporado al proyecto en sus últimos meses pero ha tenido tiempo de prestar una valiosa colaboración. Agradecemos también la ayuda prestada durante los anillamientos de adultos por parte de Manuel Vázquez, Manuel de la Riva, Oscar González y José Manuel Sayago.



BIBLIOGRAFÍA

- Blanco, J.C. y J.L. González (1992). Libro Rojo de los Vertebrados Españoles. Colección Técnica. ICONA. Madrid.
- Carbajo F. y J.J. Ferrero 1985. Ecology and status of the Black-shouldered Kite in Extremadura, SW Spain. *Conservation studies on Raptors*. ICBP Technical Publications nº 5: 137-141. Newton, I. & R.D. Chancellor (eds.). ICBP. Londres
- Cramp, S. & K.E.L. Simmons 1980. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 2. Oxford University Press, Oxford.
- Del Hoyo, J., Elliot, A. y J. Sargatal 1994. Handbook of the Birds of the World. Vol II. Lynx Edicions, Barcelona.
- Dunk, J.R. y R.J. Cooper (1994). Territory size regulation in Black-shouldered Kites. *The Auk* 111 (3): 588-595
- Ferrero, J.J. 2000. El ciclo reproductivo del Elanio Común en Extremadura. Memoria del Trabajo de Investigación (Director: Dr. F. de Lope Rebollo). Área de Biología Animal. Universidad de Extremadura.
- Ferrero, J.J. y A. Onrubia 1998. Expansión del área de cría y distribución actual del Elanio Común *Elanus caeruleus* en España. *Holarctic Birds of Prey*: 159-171. Meyburg, B.-U., Chancellor, R.D. y J.J. Ferrero eds. WWGBP-Adenex. Berlín.
- Husain, K.Z. 1959. Notes on the taxonomy and zoogeography of the genus *Elanus*. *Condor*: 61: 153-154.
- Mendelsohn, J.M. 1983. Social behaviour and dispersion of the Black-shouldered Kite. *Ostrich* 54: 1-18.
- Mendelsohn, J.M. 1989. Population biology and Breeding success of Black-shouldered Kites *Elanus caeruleus*. *Raptors in the modern World*. Meyburg, B.-U. & R.D. Chancellor eds. WWGBP. Berlín - Londres.
- Mendelsohn, J.M. y F.M. Jaksic 1989. Hunting behaviour of Black-shouldered Kites in the Americas, Europe, Africa and Australia. *Ostrich* 60: 1-12.
- Negro, J.J., C. Pertoldi, E. Randi, J.J. Ferrero, J.M. López-Caballero y E. Korpimäki. Enviado. Convergent evolution of the *Elanus* kites and the owls?
- Palmer, R.S. 1988. Black-shouldered Kite. In: *Handbook of North American Birds*, Vol. 4. Palmer, R.S. (ed.). Yale University Press, New Haven, USA.
- Parkes, K.C. 1958. Specific relationships in the genus *Elanus*. *Condor* 60: 139-140.
- Rivas Martínez, S. 1981. Memoria y mapa de las series de vegetación de España. ICONA, Madrid. España.
- Rufino, R. (1995). Black-winged Kite *Elanus caeruleus*. En Tucker G.M. & M.F. Head: *Birds in Europe, their conservation status*. BirdLife International, Cambridge.
- Tarboton, W. R. 1978. Hunting and energy budget of the Black-shouldered Kite. *Condor* 80: 88-91.





CENSO DE LA POBLACIÓN REPRODUCTORA DE ELANIO COMÚN (*Elanus caeruleus*) EN EXTREMADURA (2003)

*Juan J. FERRERO¹, María CORTÉS², José Luis GONZÁLEZ²
y Domingo RIVERA²*

¹Dirección General de Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Avda. de Portugal s/n
- 06800-Mérida, España

²Consultores en Biología de la Conservación S.L. - c/ Manuela Malasaña 24
- 28004 Madrid, España

INTRODUCCIÓN

Planteamiento y objeto del estudio

El presente estudio forma parte de la Asistencia Técnica denominada "Tamaño, distribución, problemática y propuestas de conservación para las poblaciones de algunas especies amenazadas de Extremadura", adjudicado por la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura a Consultores en Biología de la Conservación S.L. El trabajo se enmarca en el Proyecto "Conservación de espacios naturales, fauna y flora", co-financiado por los Fondos FEOGA de la Unión Europea, cuya finalidad es ejecutar las medidas que permitan conservar las poblaciones de aves en Extremadura y actuar sobre los principales factores que condicionan sus contingentes poblacionales.

El objeto del trabajo es proporcionar información actualizada sobre el estado de la población de Elanio Común (*Elanus caeruleus*) en Extremadura, territorio donde se encuentra incluida en el Catálogo regional de especies amenazadas con la categoría de "Vulnerable".

Breve introducción a la especie

El Elanio Común (*Elanus caeruleus*) está distribuido por África, Asia y sur de Europa. Su población europea se localiza en España, Portugal y suroeste de Francia, y se ha estimado en 1.100-2.000 parejas (BirdLife/EBCC, 2000), estando catalogada en la categoría SPEC 3 (Tucker & Heath, 1994). Estimaciones recientes cifraban la población española en unas 1.000 parejas, con tendencia al aumento (Rufino 1994; Purroy et al. 1997).

La especie se distribuye principalmente por la mitad occidental de la Península, concentrándose la población en Extremadura. En la actualidad también cría de manera más o menos regular en las provincias de León, Zamora, Salamanca, Valladolid, Burgos, Palencia, Segovia, Ávila, Madrid, Toledo, Ciudad Real, Álava, Huesca, Lérida, Huelva, Cádiz, Sevilla, Córdoba, Jaén, Granada y Málaga. Aunque su área de cría peninsular se ha extendido de forma notable durante las últimas décadas, actualmente se considera como Casi Amenazada (NT) en España, con una estima de población de 500-1.000 parejas reproductoras (Ferrero y Onrubia 2003). Sin embargo, hasta ahora se carece de datos cuantitativos precisos y se desconocen los posibles factores implicados en su evolución demográfica.

Los elanios ocupan distintos tipos de hábitats abiertos, con predominio de vegetación herbácea espontánea (pastizales) o cultivada (cereales de secano) y con arbolado disperso. En Extremadura crían principalmente en dehesas abiertas cultivadas con cereales (trigo, cebada, avena), alternando con pastizales y otros cultivos (girasol, colza, leguminosas, etc.). La especie predominante en las áreas de cría es la encina (*Quercus rotundifolia*), acompañada en algunas localidades por alcornocos (*Q. suber*), quejigos (*Q. faginea broteroi*) y piruétanos (*Pyrus bourgeana*) entre otras. Ocasionalmente anidan en estructuras artificiales (torretas de líneas eléctricas, pivotes de riego). En otras zonas de España ocupan otros tipos de hábitats semiabiertos con arbolado de Quercíneas (robleales, quejigales), pinos y otras especies (Carbajo y Ferrero, 1985; Tucker & Heath, 1994; Ferrero, 2000).

En Extremadura la mayoría de las parejas inician la reproducción entre febrero y mayo, con un máximo en marzo. Sin embargo, las puestas se extienden durante la mayor parte del año, y las fechas medias de puesta pueden oscilar entre años hasta en nueve semanas, probablemente en relación con las condiciones meteorológicas durante el periodo de prepuesta (Ferrero & de Lope, 2001).

El Elanio Común en Extremadura

Las primeras observaciones de Elanio Común en Extremadura se registraron a finales de los años 60 en la provincia de Cáceres y a principios de los 70 en la de Badajoz. Concretamente, la especie se cita por primera vez en Cáceres en el Campo Arañuelo el 18/10/1969 (Carp y Fernández Cruz 1969), mientras que en Badajoz se obtienen los primeros datos en las Vegas Altas del Guadiana a partir del 8/11/1970 (Fernández Cruz y Pérez Chiscano 1971).

Los primeros indicios de nidificación del Elanio Común en Extremadura se deben a Garzón (1974), que registró la captura de dos juveniles, cazados el 7/1/72 y el 18/8/73 en las proximidades de Plasencia. En 1975 se confirmó la reproducción de la especie en España, al localizarse tres nidos en el Campo Arañuelo, cerca de Navalmoral de la Mata (Cáceres), al mismo tiempo que se conocía la nidificación en la vecina provincia de Salamanca (Aráujo et al. 1975; Suetens & Van Groenendael 1975). En 1978 se conocieron nuevos casos de cría en Moraleja, Cáceres (Amat 1979) y en Madrigalejo, Cáceres y Valdecaballeros, Badajoz (Aguilar et al. 1980).

En su Tesis Doctoral sobre la Avifauna de las Vegas Altas del Guadiana, Aguilar (1980) recoge diversas observaciones invernales y primaverales de la especie.

En el bienio 1979-80 se estudiaron 38 casos de nidificación en ambas provincias extremeñas, confirmándose la regularidad de la reproducción de la especie y la



amplia extensión de su área de cría en Extremadura (Carbajo y Ferrero 1985).

Durante los años siguientes, el Noticiario Ornitológico de la revista *Ardeola* recoge nuevas citas de presencia de Elanios en distintas comarcas extremeñas. También en las publicaciones "Aves de presa de la provincia de Badajoz" (Grajera 1994), y más recientemente, el Anuario "Aves de Extremadura" (Adenex 2001, 2002) se citan varias localidades de observación.

En su revisión sobre la situación del Elanio Común en el Mediterráneo, Ferrero (1994) estima la población extremeña de Elanios en unas 200 parejas reproductoras, indicando que la especie está ampliamente repartida en Extremadura, criando en las siguientes comarcas: en la provincia de Cáceres, Campo Arañuelo, Plasencia, cuenca del Alagón, Alcántara, Cuatro Lugares, Trujillo, llanos del Salor y Logrosán, y en la provincia de Badajoz, las mayores densidades en las Vegas Altas y en las comarcas de Mérida y Badajoz – Olivenza, criando también en La Serena y la Campiña Sur.

METODOLOGÍA

El censo se realizó entre los meses de enero y mayo de 2003. Para organizar el trabajo de campo, dividimos el área de estudio en tres grandes zonas, que fueron asignadas a los distintos equipos:

- Norte (norte de Cáceres): equipos 1 y 2.
- Centro (sur de Cáceres; Vegas del Guadiana): equipos 3, 4, 5 y 6.
- Sur (sur de Badajoz): equipos 7 y 8.

Participaron en el censo ocho equipos, formados por dos o más observadores.

1. Noroeste de Cáceres. Dedicó al censo 12 días (febrero-abril), recorriendo un total de 1857 Km.
2. Noreste de Cáceres. Invirtió siete días (febrero-abril) y recorrió 1229 Km.
3. Equipo 3: Sur de Cáceres. Realizó 38 salidas entre el 11 de enero y el 18 de mayo.
4. Este de Badajoz. Dedicó 26 jornadas entre el 9 de febrero y el 9 de mayo.
5. Centro de Badajoz. Invirtió 51 días, entre el 4 de enero y el 29 de Mayo.
6. Oeste de Badajoz. Hizo 50 salidas entre el 2 de enero y el 29 de mayo.
7. Sur de Badajoz-1. Efectuó 17 salidas entre el 27 de enero y el 9 de marzo.
8. Sur de Badajoz-2. Aportó información adicional sobre la comarca de La Serena, realizando 20 salidas entre el 3 de enero y el 22 de mayo.

El método utilizado fue el conteo directo. Las unidades de muestreo fueron las hojas del Mapa Topográfico Nacional a escala 1:50.000, que se agruparon por comarcas naturales. Se prospectaron las áreas favorables o con datos previos de presencia de la especie, combinando transectos en automóvil con observaciones desde puntos dominantes, con el objetivo de localizar territorios de nidificación (parejas reproductoras). Se trató de conseguir la mayor cobertura posible sobre el territorio regional, aunque concentrando el esfuerzo en las zonas con mayor densidad de población.

RESULTADOS

Se censaron un total de 199 parejas reproductoras de Elanio Común en Extremadura. Su distribución por provincias fue la siguiente:

- Provincia de Badajoz: 156 parejas (78.4%)
- Provincia de Cáceres: 43 parejas (21.6%).

Los resultados del censo se muestran en la Tabla 1. De los cinco grandes sectores o comarcas en que dividimos el territorio extremeño, destaca el de las Vegas del Guadiana, con 118 parejas censadas, que suponen el 59.3% del total.

A partir de los resultados obtenidos, y asumiendo un error por defecto en el censo del 25%, la estima de población de Elanio Común en Extremadura sería de alrededor de 250 parejas reproductoras.

TABLA 1. Resultados del censo de Elanio Común (*Elanus caeruleus*) en Extremadura, año 2003.

Unidades geográficas	Nº de parejas censadas	%
Provincia de CÁCERES	43	21.6
Provincia de BADAJOZ	156	78.4
Norte de Cáceres	16	8.04
Sur de Cáceres	21	10.55
Vegas del Guadiana (*)	118	59.30
Sur de Badajoz	28	14.07
La Serena	16	8.04
TOTAL EXTREMADURA	199	100

(*): En este sector se incluyen 6 parejas censadas pertenecientes a la provincia de Cáceres.

Distribución por unidades de muestreo

Las parejas censadas se localizaron en 54 hojas del mapa topográfico nacional a escala 1:50.000, que se tomaron como unidades de muestreo. La distribución del número de parejas por unidad de muestreo se presenta en la tabla 2.

El número de parejas detectadas por unidad de muestreo varió entre una y 17. En 13 hojas se encontró un solo territorio ocupado, en 34 hojas se censaron entre dos y cinco parejas, y sólo en siete hojas se localizaron más de cinco parejas (de siete a 17).

Las siete hojas con mayor número de parejas censadas (más de cinco) fueron las siguientes:

- 801 (Olivenza): 17 parejas
- 751 (Villar del Rey): 15 parejas
- 755 (Navalvillar de Pela): 15 parejas
- 802 (La Albuera): 13 parejas
- 754 (Madrigalejo): 11 parejas
- 775 (Badajoz): 11 parejas
- 732 (Valdecaballeros): 7 parejas



Analizando la situación de estas unidades de muestreo en el conjunto regional, se manifiesta la concentración de la población censada en la franja central de la Región, coincidiendo con las Vegas del Guadiana.

Distribución por términos municipales

Los 199 territorios de nidificación localizados se distribuyen en un total de 76 términos municipales extremeños, de los cuales 50 pertenecen a la provincia de Badajoz y 26 a la provincia de Cáceres.

La tabla 3 presenta la distribución del número de parejas censadas por términos municipales.

La mayoría de la población censada se concentra en un reducido número de términos municipales. Únicamente ocho términos cuentan con cinco o más parejas censadas, sumando el 48.2% del total. De ellos, seis son de Badajoz y dos de Cáceres. Siete de estos términos se localizan en las Vegas del Guadiana, incluyendo el término cacereño de Logrosán.

Los términos municipales con mayor población son los siguientes:

- Badajoz: 47 parejas censadas, que suponen el 23.6% del total.
- Navalvillar de Pela: 13 parejas
- Mérida: 7 parejas
- Olivenza: 7 parejas
- Acedera: 6 parejas
- Logrosán: 6 parejas
- Don Benito: 5 parejas
- Monroy: 5 parejas

De igual forma que al analizar la distribución por unidades de muestreo, se observa la concentración de parejas en una serie de términos municipales situados a lo largo de las Vegas del Guadiana, desde las Vegas Altas (Logrosán, Navalvillar de Pela, Acedera, Don Benito) hasta las Vegas Bajas (Mérida, Badajoz y Olivenza). En la provincia de Cáceres únicamente destaca el término de Monroy, en la penillanura del Almon-te (comarca de Cuatro Lugares).

El resto de la población se encuentra disperso en 45 términos con una pareja y otros 23 términos con dos a cuatro parejas censadas.

TABLA 2. Distribución del número de parejas censadas por unidades de muestreo (Hojas del MTN 1:50.000).

Intervalos nº de parejas	Nº de hojas 1:50.000	Nº de parejas	Nº de hojas 1:50.000
1 pareja	13	1 pareja	13
2 - 5 parejas	34	2 parejas	16
		3 parejas	9
		4 parejas	7
		5 parejas	2
> 5 parejas	7	7 parejas	1
		11 parejas	2
		13 parejas	1
		15 parejas	2
		17 parejas	1
TOTAL	54		54

TABLA 3: Distribución del número de parejas censadas por términos municipales:

Intervalos nº de parejas	Nº de Términos Municipales	Nº de parejas	Nº de Términos Municipales
1 pareja	45	1 pareja	45
2 - 4 parejas	23	2 parejas	14
		3 parejas	6
		4 parejas	3
≥5 parejas	8	5 parejas	2
		6 parejas	2
		7 parejas	2
		13 parejas	1
		47 parejas	1
TOTAL	76		76



DISCUSIÓN

La mayoría de las parejas de Elanios comunes censadas en Extremadura en 2003 se localizaron en cultivos de cereales de secano con arbolado disperso, principalmente encinas, que albergaban los nidos, y las aves se observaron cazando con preferencia en siembras y rastros, donde obtienen los roedores que forman la base de su alimentación (Ferrero y Onrubia 2003).

Estos aspectos de la ecología del Elanio –especialización en la selección de hábitat y en la dieta– implican que su población podría verse afectada por cambios del hábitat que actúen reduciendo la disponibilidad de sitios de nidificación (árboles, básicamente encinas) o la abundancia de presas en las áreas de caza (cultivos herbáceos). Así, tanto la intensificación agrícola (cambio de cultivos, transformación en regadío, eliminación del arbolado) como el abandono del laboreo cerealista en terrenos poco productivos, pueden ser factores negativos para la especie.

Durante el trabajo de campo constatamos que se están produciendo rápidos cambios de los usos del suelo en algunas zonas de cultivos tradicionales muy importantes para la especie, sustituyéndose los cereales por nuevos cultivos, y aumentando la presión sobre el arbolado, con frecuencia ya muy deteriorado por el laboreo, las quemadas de rastros, las podas abusivas y las plagas y enfermedades.

Las áreas sometidas a planes de regadío están sufriendo las transformaciones más drásticas, eliminándose extensas superficies de arbolado disperso, tradicionalmente cultivado con cereales en régimen extensivo. Ello está provocando la pérdida de hábitat potencial para la especie, desapareciendo numerosos territorios de cría, en algunos casos ocupados durante varias décadas.

Las zonas más afectadas por estos cambios se sitúan a lo largo de las Vegas del Guadiana, principalmente en la denominada "Zona Centro de Extremadura" (Navalvillar de Pela, Logrosán, Madrigalejo, Acedera, Don Benito), así como también en las Vegas Bajas (Badajoz-Olivenza).

Por otro lado, también puede afectar a la población de elanios la tendencia al abandono del cultivo de cereales en zonas con bajo rendimiento, como ocurre en gran parte de la penillanura cacereña, donde la especie ha desaparecido de muchas áreas que anteriormente ocupaba.

Tratándose de una especie ligada estrechamente a medios agrícolas que constituyen hábitats semi-naturales, su conservación en Extremadura y en la península Ibérica dependerá de las futuras tendencias de la Política Agraria Común emanadas de la Unión Europea (Rufino 1994).

Considerando el reducido tamaño de la población y las amenazas que se ciernen sobre la conservación de sus hábitats críticos, proponemos que el Elanio Común, actualmente catalogado como especie "vulnerable" en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura, sea clasificado en la categoría "sensible a la alteración de sus hábitats".

Asimismo, consideramos de especial interés para mejorar las perspectivas de conservación de la especie en Extremadura el desarrollo de estudios científicos sobre aspectos críticos de su ecología, como es la selección del hábitat en el contexto de las relaciones entre predadores, presas y prácticas agrícolas, considerando que el Elanio puede servir como indicador de la calidad y estado de conservación de medios agrícolas tradicionales que aún albergan en nuestra región comunidades faunísticas con altos niveles de riqueza y diversidad.

AGRADECIMIENTOS

El estudio fue financiado por la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente (Dirección General de Medio Ambiente) de la Junta de Extremadura.

Participaron en el trabajo de campo: José M^a Casas, José A. Díez, Manuel Gómez, Francisco Garjera, Agustín Mogena, Juan Carlos Núñez y E. Sotolargo. Agradecemos especialmente la colaboración desinteresada de Manuel Calderón Carrasco y sus socios de "Anser" y de José María Traverso.

BIBLIOGRAFÍA

- Carbajo y Ferrero, 1985. Ecology and status of the Black-shouldered Kite *Elanus caeruleus* in Extremadura, SW Spain. En: Newton, I. & Chancellor, R. D. (Eds.): *Conservation studies on Raptors*, pp. 137-141. International Council for Bird Preservation Technical Publication No. 5, Cambridge.
- Ferrero, J. J. 1994. Situación del Elanio Azul *Elanus caeruleus* en el Mediterráneo. En: Mayol, J. & Muntaner, J. (Eds.): *Rapaces Mediterráneas*, pp. 101-115. Monografía SEO nº 4.
- Ferrero, J. J. 2000. El ciclo reproductivo del Elanio Común *Elanus caeruleus* en Extremadura. Memoria del trabajo de investigación. Departamento de Ciencias Morfológicas y Biología Celular y Animal. Área de Biología Animal. Facultad de Biología. Universidad de Extremadura, Badajoz.
- Ferrero, J. J. & De Lope, F. 2001. Breeding phenology of the Black-shouldered Kite *Elanus caeruleus* in Extremadura, W Spain. 4th Eurasian Congress on Raptors. Sevilla (Spain).
- Ferrero, J. J. & Onrubia, A. 1998. Expansión del área y distribución actual del área de cría del Elanio Común (*Elanus caeruleus*) en España. En: Meyburg, B.-U., Chancellor, R.D. y Ferrero, J.J. (Eds.): *Holarctic Birds of Prey*, pp. 159-172. WWGBP-Adenex. Berlín-Mérida.
- Ferrero, J. J. & Onrubia, A. 2003. Elanio Común. En Martí, R. y del Moral, J.C. 2003. Atlas de las aves nidificantes en España (1998-2001). Ministerio de Medio Ambiente – SEO / BirdLife. Madrid.
- Purroy, F.J. (Ed.) 1997. Atlas de las Aves de España 1975-1995. Elanio Común *Elanus caeruleus*. pp. 90-91. Lynx Edicions, Barcelona.
- Tucker, G. M. & Heath, M. F. 1994. Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International. Cambridge, U.K.



Censo de Elanio Común en Extremadura 2003
Distribución de las parejas censadas por hojas 1:50.000

			551	552				
	572	573	574	575	576			
	595:1	596	597	598	599:2	600:1		
	620	621	622:3	623:4	624:3	625:2		
	648:2	649:2	650:2	651:3	652	653		
675:3	676:2	677	678:2	679:1	680	681		
701	702:3	703	704	705	706	707	708	734
726	727:2	728	729:1	730	731:3	732:7	733:7	
	750:2	751:15	752:2	753:1	754:11	755:15	756:2	
	775:11	776:4	777:5	778:2	779:3	780:1	781:1	
	801:17	802:13	803:1	804:3	805:5	806:2	807:1	
826	827:4	828:1	829	830:1	831:2	832:4		
851:2	852:1	853:1	854:4	855:2	856:4			
	874	875	876	877:4	878			
		896	897	898				

CENSO DE ELANIO COMÚN EN EXTREMADURA (2003)
RESULTADOS POR TÉRMINOS MUNICIPALES

PROVINCIA DE CÁCERES

<u>TÉRMINO MUNICIPAL</u>	<u>Nº de parejas</u>
Abertura	1
Acehuche	1
Alcántara	2
Cáceres	2
Casatejada	2
Ceclavín	1
Cedillo	1
Jaraíz de la Vera	1
Logrosán	6
Losar de la Vera	1
Madrigalejo	1
Malpartida de Plasencia	2
Membrío	1
Monroy	5
Peraleda de la Mata	1
Piedras Albas	1
Portezuelo	1
Riolobos	1
Saucedilla	1
Talaván	1
Talayuela	2
Tejeda de Tiétar	2
Torrejón el Rubio	1
Torrejoncillo	1
Valencia de Alcántara	3
Valverde del Fresno	1
TOTAL CÁCERES	43

PROVINCIA DE BADAJOZ

<u>TÉRMINO MUNICIPAL</u>	<u>Nº de parejas</u>
Acedera	6
Albuera	1
Alburquerque	3
Alconchel	1
Azuaga	2
Badajoz	47
Benquerencia de la Serena	2
Cabeza del Buey	1
Campillo de Llerena	1
Capilla	1
Carrascalejo	1
Casas de Don Pedro	4
Castilblanco	1
Castuera	2
Don Benito	5
Fuente del Maestro	1
Guareña	1
Herrera del Duque	1
Higuera de Llerena	1
Hinojosa del Valle	1
Hornachos	1
Jerez de los Caballeros	1
La Roca de la Sierra	4
La Zarza	1
Magacela	2



.../...

<i>TÉRMINO MUNICIPAL</i>	<i>Nº de parejas</i>
<i>Maguilla</i>	<i>1</i>
<i>Mérida</i>	<i>7</i>
<i>Monterrubio de la Serena</i>	<i>3</i>
<i>Montijo</i>	<i>2</i>
<i>Navalvillar de Pela</i>	<i>13</i>
<i>Olivenza</i>	<i>7</i>
<i>Palomas</i>	<i>3</i>
<i>Peraleda del Zaucejo</i>	<i>1</i>
<i>Puebla de Alcocer</i>	<i>1</i>
<i>Puebla de la Reina</i>	<i>1</i>
<i>Quintana Serena</i>	<i>3</i>
<i>Reina</i>	<i>2</i>
<i>San Pedro de Mérida</i>	<i>1</i>
<i>San Vicente de Alcántara</i>	<i>2</i>
<i>Santa Marta de los Barros</i>	<i>1</i>
<i>Siruela</i>	<i>1</i>
<i>Talarrubias</i>	<i>4</i>
<i>Torre de Miguel Sesmero</i>	<i>1</i>
<i>Trujillanos</i>	<i>1</i>
<i>Usagre</i>	<i>3</i>
<i>Valdecaballeros</i>	<i>1</i>
<i>Valle de la Serena</i>	<i>1</i>
<i>Villagarcía de la Torre</i>	<i>1</i>
<i>Villanueva de la Serena</i>	<i>1</i>
<i>Villanueva del Fresno</i>	<i>2</i>
<i>TOTAL BADAJOZ</i>	<i>156</i>
<i>TOTAL EXTREMADURA</i>	<i>199</i>





APLICACIONES DE LA CARTOGRAFÍA PREDICTIVA EN LA GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DE ESPECIES AMENAZADAS: LUGARES POTENCIALES DE REPRODUCCIÓN DEL BUITRE NEGRO (*Aegypius monachus*) EN EXTREMADURA

R. Morán, E. Costillo, J.M. Sánchez, C. Corbacho, A. Villegas
Grupo de Investigación en Conservación, Área de Zoología, Facultad de Ciencias,
Universidad de Extremadura, Avda. de Elvas s/n, 06071 Badajoz, España.

RESUMEN

Numerosos factores influyen en la distribución espacial de las especies, mostrando sus efectos desde escalas que van de lo local a lo global. En los estudios de mayor escala es posible explicar con un grado conocido de certidumbre la distribución de las especies en amplias áreas, para lo cual se incluyen tales factores en modelos matemáticos. Los modelos son abstracciones realizadas a partir de las relaciones especies-hábitats observadas, con la doble utilidad de permitir ahondar en su comprensión además de conferir una capacidad predictiva sobre dónde, y quizá cuándo, se obtendrán determinados resultados. Al servicio de la creación de tales modelos existen herramientas de gran utilidad como son los Sistemas de Información Geográfica, útiles para analizar los procesos ecológicos subyacentes al aportar numerosas variables del paisaje. Con este fin, las variables ambientales son relacionadas con la presencia o abundancia de la especie de interés. El presente estudio fue realizado con el ave de mayor tamaño del Paleártico occidental, el Buitre negro (*Aegypius monachus*), una especie amenazada que se encuentra en lento proceso de recuperación. Por su estado de amenaza son necesarias medidas de protección, a las que los resultados aquí aportados pueden contribuir con un mejor conocimiento de las áreas más sensibles para las poblaciones extremeñas, los lugares de reproducción.

INTRODUCCIÓN

La elección del lugar adecuado para la instalación del nido constituye una de las decisiones más importantes a que se enfrentan las aves rapaces, ya que de su resolución depende en buena medida el éxito reproductor (Donázar 1993). En virtud de su

gran tamaño, los buitres ven limitados los lugares aptos para la reproducción (Newton 1979, Donazar 1993), existiendo una serie de factores que condicionan la disponibilidad de sustratos para la ubicación del nido. Tratándose con frecuencia de aves amenazadas, las herramientas de estudio que permiten conocer la naturaleza e influencia de tales factores no sólo aportan un mayor conocimiento científico sobre las especies, sino que constituyen además instrumentos para la gestión de sus poblaciones con fines de conservación.

En este sentido, los atlas cartográficos permiten representar la distribución espacial de numerosas variables, entre las que se encuentran tanto las biológicas como las del medio físico. Además del conocimiento geográfico que tales atlas aportan, esta información puede ser conjugada para modelar la distribución espacial de las especies a partir de datos climáticos, geológicos, edáficos y fisiográficos (Duncan et al. 1995, Linzey & Harvey 1995). Para ello son necesarias prospecciones de campo detalladas junto con un conocimiento adecuado de los factores ambientales y autoecológicos (Le Duc et al 1992). Afortunadamente cada vez existe una mayor disponibilidad de bases de datos espaciales a gran escala, técnicas estadísticas avanzadas y herramientas como los Sistemas de Información Geográfica (SIG). Ello ha posibilitado nuevas aproximaciones en los modelos de abundancia, distribución y diversidad de especies. Concretamente, se ha ampliado el uso de los datos de distribución de las especies (i.e. localizaciones en el espacio) desde la confección de mapas hasta la construcción de modelos empíricos predictivos de distribución, así como la cuantificación de las relaciones especies-hábitats.

Estas herramientas han sido aplicadas en el presente estudio al Buitre negro (*Aegypius monachus*), un ave carroñera de gran tamaño que en Europa nidifica en áreas forestadas de zonas montañosas (300-1800 m.s.n.m.) y busca el alimento en hábitats diversos (Cramp & Simmons 1980). Se reproduce en colonias laxas con densidad muy variable, construyendo típicamente sus nidos en grandes árboles (Hiraldo 1977). La puesta tiene lugar de febrero a Marzo, y el único pollo permanece en el nido 95-110 días (Hiraldo 1983). La dependencia de la carroña, un alimento escaso y de distribución impredecible, implica una gran inversión parental (Donazar 1993).

Los datos previos sobre las poblaciones en Extremadura (Sánchez et al. 1992, 1998ab) se han visto actualizados y ampliados por el presente estudio. Éste se basa en el censo de los nidos en Extremadura realizado por el Grupo de Investigación en Conservación (GIC – Universidad de Extremadura) en Convenio con la Dirección General de Medio Ambiente (DGMA – Junta de Extremadura). El objetivo del estudio fue cuantificar las relaciones entre los lugares de nidificación de la especie y factores ambientales potencialmente influyentes en tal elección. La escala del estudio fue extensa, incluyendo la totalidad del territorio extremeño, por lo que fueron seleccionadas variables ambientales también de escala amplia y disponibles en la forma de cartografía digital. Estas variables fueron específicamente procesadas para el estudio a partir del sistema de información CONFAUNEX (Conservación de la Fauna en Extremadura) del citado GIC. Los resultados obtenidos contribuyen a un mejor conocimiento de los factores determinantes de la ubicación de los nidos de las poblaciones estudiadas, además de conferir la capacidad de generar una cartografía predictiva de la distribución potencial de los lugares de reproducción. Se discuten las aplicaciones derivadas de este tipo de estudios.



ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

El trabajo de campo se realizó dentro de los límites geográficos de la Comunidad Autónoma de Extremadura durante el periodo de reproducción del año 1999. Se realizó un exhaustivo inventario durante el cual se visitaron todas las áreas de reproducción extremeñas del Buitre negro con la ayuda de la Guardería de la DGMA. Las coordenadas de localización de los nidos fueron obtenidas a partir de cartografía 1:50.000 del Servicio Geográfico del Ejército y de sistemas de posicionamiento global (GPS) de 12 canales.

En los estudios de preferencias de hábitat como el presente es necesario comparar los lugares utilizados por la especie con un conjunto control de lugares no utilizados, en base a una serie de variables ambientales potencialmente influyentes en tales preferencias (Manly *et al.* 1993). Los datos utilizados en este estudio fueron las coordenadas de los nidos una vez proyectadas a UTM sobre el Huso 30 mediante un SIG, completadas con coordenadas espacialmente aleatorias generadas también utilizando un SIG, no superpuestas a las anteriores, y por último variables ambientales a gran escala disponibles en cartografía digital. Los conjuntos de variables utilizadas fueron relativas al (1) medio físico (modelos digitales del terreno derivados de la altitud, mapas climáticos de variables termo-pluviométricas), (2) sustrato de nidificación (medida de disponibilidad a partir de especies forestales), y (3) disponibilidad trófica (densidad de las especies ganaderas principales).

El uso del SIG permitió obtener el valor de las variables ambientales tanto en los lugares de reproducción de la especie como en los lugares seleccionados al azar. Se consideró la capacidad de desplazamiento de la especie (Torres *et al.* 1981, datos propios) en la elección de la escala espacial utilizada para la obtención de estos valores, que fueron bien sobre el propio nido (p. ej. altitud) o bien en el área de campeo de las parejas reproductoras (p. ej. disponibilidad trófica). En el análisis de los datos se delimitaron los gradientes ambientales del área de estudio en base a un total de 22 variables, se identificaron los factores que contribuían a la respuesta observada (presencia de nido) y se determinó el grado de asociación (intensidad y sentido de la asociación). Con este fin se crearon modelos estadísticos de regresión que permitieran predecir la respuesta de nidificación de la especie ante las variables ambientales (regresión logística múltiple paso a paso con validación mediante muestras aleatorias). Por último, a partir del modelo estadístico es posible realizar predicciones espaciales devolviendo los resultados estadísticos de nuevo al SIG. El resultado se materializa en la forma de un mapa que delimita la distribución potencial del hábitat de nidificación de la especie y se constituye en una cartografía predictiva puesto que, teselando el área de estudio, permite asignar una probabilidad de presencia de nidos en todos los lugares.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los análisis realizados permitieron identificar el hábitat más adecuado para la nidificación del Buitre negro en Extremadura. Los factores que mostraron mayor influencia fueron el sustrato de nidificación y el relieve. El hábitat de nidificación quedó definido fundamentalmente por la presencia de arbolado, con mayor peso positivo del Alcornoque y negativo de la Encina, situados en áreas caracterizadas por la pendiente pero en

ausencia de grandes altitudes. Estas zonas se caracterizaron por su pluviosidad, bajas temperaturas máximas y altas mínimas, y menor insolación tanto invernal como estival. Por otro lado, la disponibilidad trófica en el área de campeo de las parejas reproductoras alrededor de los nidos ejerció una baja influencia. Por tanto, las asociaciones de hábitat mostradas por las poblaciones estudiadas apuntaron hacia una mayor influencia de las condiciones locales (ubicación del nido) y no de las áreas de campeo, quedando las preferencias de nidificación definidas fundamentalmente por la presencia del arbolado adecuado en áreas de escasa altitud con pendiente apreciable.

La aplicación de este modelo sobre la cartografía digital resultó en un mapa de distribución potencial con áreas continuas de alto valor de preferencia netamente separadas de un entorno con baja probabilidad de uso (Figuras 1 y 2). Ello significa que el modelo fue espacialmente coherente además de estadísticamente válido. La concordancia entre los valores observados y los esperados fue muy buena, situándose la mayoría de los nidos en zonas de alto potencial de la cartografía predictiva (Figura 1).

Se delimitaron por otro lado zonas actualmente no ocupadas por colonias con un elevado potencial de uso conforme a las preferencias de nidificación observadas (Figura 2). Las causas de su no ocupación actual pueden ser naturales o antrópicas, pero en cualquier caso los métodos utilizados permitieron conocer su aptitud conforme a las condiciones en las colonias actualmente en uso. Este conocimiento es de la mayor utilidad pues permite dirigir los esfuerzos de conservación no sólo sobre los lugares actualmente más importantes, sino también en otros que pudieron ser utilizados históricamente y/o son colonizables por la especie.

Diversas causas pueden explicar la no ocupación actual de estas áreas. Ello podría ser consecuencia de la ausencia de factores relevantes en el estudio, o de la escala utilizada en el mismo, que siendo discernibles por las parejas reproductoras mediatizaran su selección. En este sentido pueden aducirse sucesos históricos en los que bien la colonialidad de la especie o bien el impacto humano pudieran haber ejercido un papel determinante. La ocupación o no de una determinada zona podría verse mediatizada por una simple relación de área (i.e. fragmentación e insularización), en la que la transformación de los hábitats originales podrían haber generado un umbral bajo el cual un parche de hábitat llega a ser desfavorable. El futuro estudio de estos lugares y la ampliación de los factores considerados, particularmente los debidos al impacto humano, permitirá avanzar en el conocimiento de las relaciones de la especie con el hábitat.



Figura 1. Mapa de distribución potencial de nidos de Buitre negro en un área ocupada actualmente por una colonia (Sierra de San Pedro). Los triángulos negros muestran la localización de las plataformas reales.

Figura 2. Mapa de distribución potencial de nidos de Buitre negro en un área actualmente carente de colonias reproductoras (entorno de la Sierra Grande de Hornachos).

Por último, los resultados obtenidos permiten vislumbrar un elevado potencial de aprovechamiento de los datos de distribución de especies en Extremadura con fines de conservación: el conocimiento de los requerimientos de hábitat y la generación de cartografía predictiva poseen importantes aplicaciones para la gestión y conservación de

la especie, además de para la investigación científica. Dentro de un amplio potencial de uso se pueden citar las siguientes aplicaciones gestoras:

- Herramienta para la conservación de especies y sus hábitats: posee capacidad predictiva sobre la distribución potencial (actual o histórica) de especies que se encuentran amenazadas. Permite establecer áreas prioritarias para los planes de conservación, recuperación y reintroducción de especies amenazadas.
- Herramienta para la conservación de la Biodiversidad: gran utilidad para suplir carencias actuales de información faunística a un menor coste, en tiempo y económico. Capacidad de actualización a bajo costo y capacidad predictiva a lo largo del tiempo (escenarios simulados).
- Delimitación de Espacios Naturales Protegidos: los trabajos de diseño de espacios y la idoneidad de los resultados se ven beneficiados por métodos empíricos y espacialmente explícitos. Los resultados obtenidos son directamente aplicables a la delimitación de Zonas de Especial Conservación para las Aves (ZEPA – Directiva 79/409/CEE) que contemplen al Buitre negro, y los métodos utilizados ampliables a otras aves.
- Directrices de gestión y mejora de la calidad del hábitat favorable para las especies amenazadas: son ejemplos de ello la restauración de la cobertura vegetal, lucha contra la fragmentación del hábitat, modificación de tendidos eléctricos, etc.
- Herramienta para la valoración de impactos ambientales por obras públicas, cambios de uso del suelo, desastres naturales, cambio climático, etc. Permite cuantificar costes ambientales y programar medidas preventivas y compensatorias en áreas prioritarias o alternativas.

BIBLIOGRAFÍA

- Cramp, S., Simmons, K.E.L. (Eds.). 1980. The Birds of the Western Palearctic, vol. II. Oxford University Press, Oxford.
- Donázar, J.A. 1993. Los Buitres Ibéricos. Biología y conservación. J.M. Reyero (ed.), Madrid.
- Duncan, B.W., Breininger, D.R., Schmalzer, P.A., Larson, V.L. 1995. Validating a Florida Scrub Jay habitat suitability model using demography data o Kennedy Space Center. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 61:1361-1370.
- Hiraldo, F. 1977. El Buitre negro (*Aegypius monachus*) en la Península Ibérica. PhD Thesis. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- Hiraldo, F. 1983. Breeding biology of the cinereous vulture. In: S.R. Wilbur & J.A. Jackson (eds.): Vulture biology and management, pp. 197-212. University of California Press, Berkeley.
- Le Duc, M.G., Hill, M.O., Sparks, T.H. 1992. A method for predicting the probability of species occurrence using data from systematic surveys. *Watsonia*, 19:97-105.
- Linzey, A., Harvey, L.E. 1995. Modelling bird species distributions for gap analysis of Tutamoe Ecological District, Northland. Proceedings 7th AURISA/SIRC Colloquium, Spatial Information Research Centre: Otago, pp. 189-202.
- Manly, B.F.J., McDonald, L.L., Thomas, D.L. 1993. Resource selection by ani-



- mals. Statistical design and analysis for field studies. Ed. Chapman & Hall, London.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. Calton: T&AD Poyser.
- Sánchez, J.J. 1998a. Collaboration of Spain and BVCF in Black Vulture conservation. In: Tewes, E., Sánchez, J.J., Bijleveld van Lexmond, M. (eds.) Black Vulture: Conservation in Europe. Progress Report 1993-1995, pp. 47-50. Black Vulture Conservation Foundation. Palma de Mallorca.
- Sánchez, J.J. 1998b. The recovery of the Black vulture (*Aegypius monachus*), in Spain. In: Tewes, E., Sánchez, J.J., Heredia, B., Bijleveld, M. (Eds.). The Black vulture in south eastern Europe. BVCF/FZG, Palma de Mallorca.
- Sánchez, A., Rodríguez, A., Álvarez, J.A. 1992. Status y evolución de la población nidificante del Buitre Negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura entre 1972 y 1992. *Aegypius* 10:15-20.
- Torres, J.A., Jordano, P., León, A. 1981. Aves de presa diurnas de la provincia de Córdoba. Publicaciones del Monte de Piedad y Caja de Ahorros de Córdoba. Córdoba.





SEGUIMIENTO DE LA POBLACIÓN REPRODUCTORA DE CERNÍCALOS PRIMILLAS (*Falco naumanni*) EN LA ZEPA DE "LLANOS DE CÁCERES Y SIERRA DE FUENTES" (1998-2002)

Juan C. NÚÑEZ⁽¹⁾, *Juan J. FERRERO*⁽²⁾, *Manuel FLORES*⁽²⁾
y *Agustín MOGENA*⁽³⁾

(1) c/ Luxemburgo 3- 2º D – 10005 Cáceres (España)

(2) Dirección General de Medio Ambiente. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente.

JUNTA DE EXTREMADURA. Avda de Portugal s/n – 06800 Mérida (España)

(3) Avda. de la Hispanidad 14 - 10002 Cáceres (España)

RESUMEN

La población de Cernícalos primillas (*Falco naumanni*) en la ZEPA de "Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes" (74.083 has) fue censada en 1998 y 2002, incluyendo además una franja periférica de 3-5 Km. de anchura.

Los resultados globales de ambos censos fueron similares: 262 parejas en 2002, frente a 255 en 1998, reflejando una aparente estabilidad de la población, aunque se observan diferencias entre los distintos sectores del área de estudio.

La estima de población en la ZEPA aumentó el 6.2% entre los dos años. Se registra un claro aumento en los sectores norte y sur de la zona protegida, donde creció el tamaño de las colonias y además se formaron colonias nuevas en sitios no ocupados en 1998. Por el contrario, las colonias de la zona central de la ZEPA disminuyeron en un 50%, lo que puede atribuirse sobre todo a las obras de reparación de cubiertas. En el entorno de la ZEPA constatamos un fuerte descenso, desapareciendo cinco de las 10 colonias existentes en 1998, y disminuyendo las restantes.

En ambos censos se computaron 42 colonias. Once pequeñas colonias inventariadas en 1998 fueron abandonadas, con una pérdida total de 25 parejas. Sin embargo se formaron al menos nueve colonias nuevas que suman 50 parejas. La más numerosa, con 23 parejas en 2002, se estableció en un edificio que no estaba ocupado en 1998. Dos colonias nuevas, con 5 parejas cada una, ocupan cajas-nido en líneas eléctricas. Además, en 2002 se localizaron otras dos colonias en edificios, no detectadas anteriormente.

Comparando los censos de las 31 colonias visitadas los dos años, se observa una disminución del tamaño de las colonias, tanto en la ZEPA (-11,8%) como en el con-

junto del área de estudio [-13%], si bien con las diferencias entre sectores ya mencionadas.

La mayor colonia del área de estudio se encuentra en la Casa de Montenegro, con 28 parejas en 2002, que suponen el 12% de la población censada en la ZEPA. En este edificio, los primillas anidan principalmente en cajas-nido instaladas bajo el tejado a partir de 1996. Ello pone de manifiesto la necesidad de llevar a cabo actuaciones de acondicionamiento de las colonias para favorecer la población de esta especie en la zona.

INTRODUCCIÓN

El seguimiento de las poblaciones de Cernícalo primilla (*Falco naumanni*), que está considerada como "Globalmente Amenazada" por BirdLife International (Collar *et al.* 1994; Tucker & Heath 1994), es uno de los objetivos del Plan de Acción internacional elaborado por el Consejo de Europa (Biber 1996).

La población de esta especie en Extremadura se ha estimado recientemente en algo más de 4.400 parejas nidificantes, partiendo de los censos realizados en 1997-98. De acuerdo con estos datos, la cuarta parte de las parejas censadas (26.2%) crían repartidas en al menos 204 edificios rurales de la región (Ferrero *et al.* 2001).

La penillanura del sur de Cáceres se encuentra entre las comarcas extremeñas más importantes para el Cernícalo primilla, junto con La Serena y La Campiña Sur de Badajoz. En este artículo se comparan los censos realizados en 1998 y 2002 en la ZEPA de "Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes" y su entorno, con el propósito de aportar información que pueda ser útil para el seguimiento a largo plazo de su población de primillas.

ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

En las primaveras de 1998 y 2002 censamos las colonias de cría de Cernícalos primillas en el territorio designado como ZEPA de "Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes" (74.083 has), incluyendo además en el área de estudio una franja periférica ("Entorno de la ZEPA"), en la que existen colonias no amparadas por esta figura de protección.

La metodología empleada es la habitual en este tipo de censos, que se ha descrito en anteriores informes (Núñez y Ferrero 1998; SEO/BirdLife 1998; Ferrero *et al.* 2001).

El trabajo de campo fue realizado en ambos censos por el mismo equipo, lo que se elimina el factor de variación atribuible a diferencias interpersonales en la estimación del número de parejas.

La información sobre las colonias se registró en fichas incluyendo datos sobre su situación, descripción del edificio, disponibilidad de sitios de nido, fechas de visita, número de parejas y nidos observados y presencia de otras especies de aves.

En ambos censos se visitaron la mayor parte de las colonias en varias fechas entre marzo y junio. Generalmente se procuró realizar los controles antes del inicio de las puestas, entre abril y primeros de mayo. En algunos casos fue posible realizar un con-



teo directo de los sitios de nido ocupados por primillas, accediendo a ellos para inspeccionar las puestas y anillar los pollos.

Para analizar los resultados, dividimos la ZEPA en tres sectores, que denominamos por sus respectivas subcuencas hidrográficas: "Guadiloba Norte" (al norte de la carretera nacional N-521, de Cáceres a Trujillo), "Guadiloba Sur" (al sur de la misma) y "Salor-Ayuela" (al sur de la ciudad de Cáceres y entre las carreteras N-523 de Cáceres a Badajoz y N-630 de Cáceres a Mérida). Además, prospectamos una franja periférica de 3-5 Km. de anchura, que denominamos "Entorno de la ZEPA".

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En esta zona de la penillanura cacereña, las colonias de primillas se ubican en edificios rurales de uso agrario, como cortijos, cobertizos y antiguas casas nobles. El estado de conservación de estas construcciones es muy dispar, encontrándose muchas de ellas abandonadas y en proceso de ruina.

En 2002 censamos 262 parejas de Cernícalos primillas en el territorio prospectado, cifra similar a la obtenida en 1998, cuando se computaron 255 parejas (Tabla 1).

La similitud entre los resultados globales de ambos censos sugiere una aparente estabilidad de la población. Sin embargo, se constatan notables diferencias entre los distintos sectores del área de estudio.

En el área designada como ZEPA, la población estimada aumentó el 6.2% entre los dos censos. El aumento del número de parejas censadas fue claro en los sectores norte y sur de la ZEPA ("Guadiloba Norte" y "Salor-Ayuela") en los que creció el tamaño de las colonias y además se formaron nuevas colonias en sitios que no estaban ocupados en el censo de 1998.

Por el contrario, en el sector central de la ZEPA ("Guadiloba Sur"), la población censada disminuyó fuertemente (-44,4%) y las colonias visitadas los dos años disminuyeron en un 50,6%. Este descenso puede estar relacionado con los trabajos de reparación de tejados realizados en los últimos años en numerosos edificios de esa zona.

Asimismo, comprobamos un fuerte declive de la población de primillas en la franja periférica de la ZEPA (al sur y al oeste de los límites del espacio protegido), donde desaparecieron cinco de las 10 colonias inventariadas en 1998, y las cinco restantes disminuyeron.

En ambos censos localizamos el mismo número de colonias, 42, pero sólo 31 edificios albergaban parejas los dos años. Los cernícalos abandonaron 11 pequeñas colonias censadas en 1998, perdiéndose en conjunto 25 parejas. Sin embargo, desde 1998 se formaron al menos nueve colonias nuevas, con certeza no ocupadas anteriormente, que suman un total de 50 parejas. La más numerosa de ellas, con 23 parejas en 2002, se estableció en un edificio que no albergaba ninguna pareja en el censo anterior. Otras dos colonias nuevas, con 5 parejas cada una, ocuparon en 2002 nidales instalados en apoyos de tendidos eléctricos por la Dirección General de Medio Ambiente de la Junta de Extremadura. Además, en 2002 localizamos otras dos colonias en edificios, que no habíamos detectado anteriormente.

Comparamos los censos realizados en 1998 y 2002 en las 31 colonias que fueron controladas los dos años (Tabla 2). Se constata una disminución del tamaño de las colonias, tanto en la ZEPA (-11,8%) como en el entorno de ésta (-20%) y en el con-

junto del área de estudio (-13%), si bien se observan las diferencias entre sectores ya mencionadas. Dentro del espacio protegido, el fuerte descenso de las colonias del sector "Guadiloba Sur" (-50,6%) no logra compensar los aumentos registrados en las colonias de "Guadiloba Norte" (+11,7%) y "Salor-Ayuela" (+20,4%). En el "Entorno de la ZEPA", la comparación entre ambos censos arroja un descenso del 20%.

La colonia más numerosa del área de estudio está en la Casa de Montenegro, con 28 parejas en 2002, que suponen el 12% de la población censada en la ZEPA. En este edificio, los primillas anidan en nidos instalados bajo el tejado a partir de 1996. Ello pone de manifiesto, a nuestro juicio, la necesidad de llevar a cabo actuaciones de acondicionamiento de las colonias para favorecer la población de esta especie en la zona.

TABLA 1

Resultados de los censos de Cernícalo primilla realizados en la ZEPA de los "Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes" en 1998 y 2002

ZONAS	Nº de colonias 1988	Nº de colonias 2002	Nº de parejas censadas 1998	Nº de parejas censadas 2002	Tendencia %
Guadiloba Norte	13	17	68	113	+48,5
Guadiloba Sur	8	9	81	45	-44,4
Salor-Ayuela	11	11	60	76	+26,7
Total ZEPA	32	37	209	234	+6,2
Entorno de la ZEPA	10	5	46	28	-39,1
Total ZEPA+Entorno	42	42	255	262	+2,75

TABLA 2

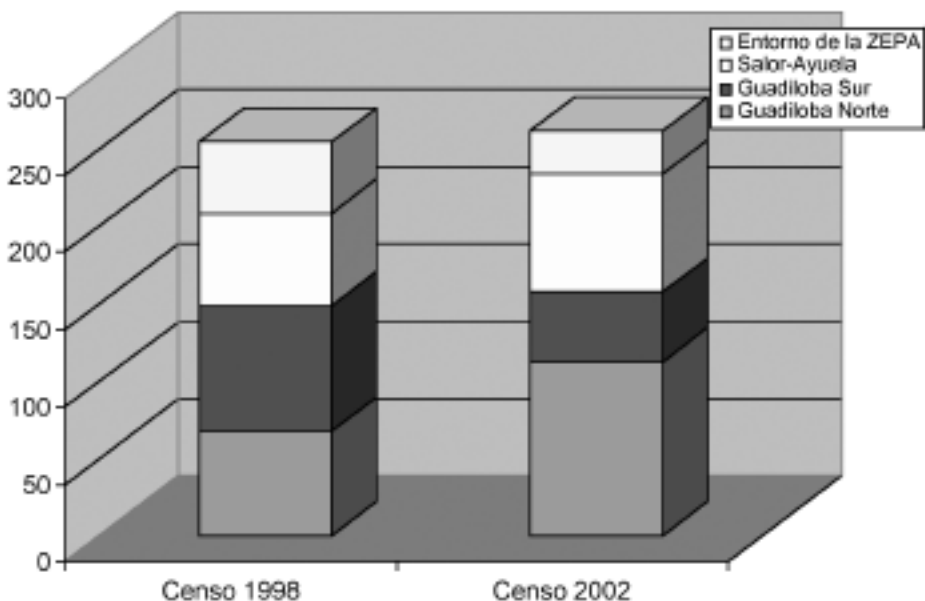
Comparación de los censos de 31 colonias de Cernícalo primilla en la ZEPA "Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes" y su entorno (1998-2002)

ZONAS	Nº de colonias	Nº de parejas censadas 1988	Nº de parejas censadas 2002	Variación %
Guadiloba Norte	11	60	67	+11,7
Guadiloba Sur	8	81	40	-50,6
Salor-Ayuela	7	54	65	+20,4
Total ZEPA	26	195	172	-11,8
Entorno de la ZEPA	5	35	28	-20,0
Total ZEPA+Entorno	31	230	200	-13,0



BIBLIOGRAFÍA

- Biber, J.P. 1996. International Action Plan for the Lesser Kestrel (*Falco naumanni*). In Heredia, B.; Rose, L. y Painter, M. (Eds): Globally Threatened Birds in Europe, pp 191-203. Consejo de Europa. Estrasburgo.
- Collar, N.; Crosby, M.J. y Stattersfield, A.J. 1994. Birds to watch 2: The world list of threatened birds. BirdLife Conservation Series n° 4. BirdLife International, Cambridge.
- Ferrero, J.J.; Núñez, J.C. y Gómez, M. 2001. Colonias de nidificación del Cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en Extremadura (1997-98). En Biología y conservación del Cernícalo primilla (J.F. Garcés y M. Corroto, ed.): 251-260. Comunidad de Madrid. Madrid, 2001.
- Núñez, J.C. y Ferrero, J.J. 1997. Conservación y seguimiento de una colonia de Cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en los Llanos de Cáceres. III Congreso Nacional sobre el Cernícalo primilla. Silvema-CIDN. Libro de resúmenes.
- Núñez, J.C. y Ferrero, J.J. 1998. Censo de Cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en la ZEPA de "Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes". SEO/BirdLife. Informe inédito para la Dirección General de Medio Ambiente.
- Núñez, J.C.; González, G. y Ferrero, J.J. 2002. Marcaje y seguimiento de una colonia de Cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en los Llanos de Cáceres. Actas del V Congreso Nacional sobre el Cernícalo primilla. Esparvel. Toledo, 2002.
- SEO/BirdLife 1998. Conservación del Sisón, Avutarda y Cernícalo primilla en la red de ZEPAs de la Comunidad Autónoma de Extremadura. Informe inédito. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura.
- Tucker, G.M. y Heath, M.F. 1994. Birds in Europe: their conservation status. BirdLife Conservation Series n° 3. BirdLife International, Cambridge.







PROPORCIÓN DE SEXOS EN POLLADAS DE CERNÍCALO PRIMILLA *Falco naumanni*: REPRODUCTORES MÁS VIEJOS PREFIEREN PRODUCIR HEMBRAS

Deseada Parejo, Juan C. Núñez, Juan J. Ferrero, Guillermo González, Jesús M. Avilés

¹Cátedra de Biología y Etología. Facultad de Veterinaria.
Universidad de Extremadura. 10071 Cáceres.
²C/ Luxemburgo, 3, 2 D. 10005 Cáceres.

RESUMEN

La teoría de asignación de recursos en función del sexo predice que los padres deben sesgar su inversión hacia los hijos del sexo que les confieran mayor éxito relativo. Analizamos aquí la variación en la proporción de sexos en relación al año de estudio, a la fecha de puesta y la edad de los reproductores en polladas de Cernícalo primilla criando en una colonia en los Llanos de Cáceres. La proporción media de machos (\pm sd) en la población fue de 0.505 ± 0.296 (N=129 polladas). La proporción de sexos en una pollada varió en relación al número de pollos nacidos y volados, con polladas más exitosas sesgadas hacia las hembras. Sin embargo, el tamaño de puesta no se relacionó con la proporción de sexos. Asimismo, no existieron variaciones ni inter- ni intra- anuales en la proporción de sexos. Cuando analizamos el efecto de la edad de los reproductores, controlando por la variación medioambiental, encontramos que la proporción de sexos estuvo afectada por la edad del macho, pero no por la de la hembras: los machos de más edad produjeron relativamente más hembras que los machos de menor edad. De acuerdo con estudios previos, estos resultados sugieren una escasa importancia del rango de variación ambiental estudiado sobre la proporción de sexos en esta especie. La relación encontrada entre la edad de los reproductores y la proporción de sexos se discute en base a la teoría existente sobre reparto de recursos en relación al sexo.

INTRODUCCIÓN

La teoría de asignación de recursos en función del sexo predice que los padres deben sesgar su inversión hacia los hijos del sexo que les confiera mayor éxito relativo (Trivers & Willard 1973, Charnov 1982). Este éxito potencial que se gana con la inversión en cada uno de los sexos puede depender, entre otros factores, 1) del coste diferencial de la producción de los sexos, por ejemplo en términos de tamaño, y 2) de la situación ambiental, pudiendo producirse el sesgo hacia uno de los sexos solo en situaciones límite mientras que no ocurriría en situaciones normales.

El Cernícalo primilla es una especie que presenta un marcado dicromatismo y sólo un ligero dimorfismo sexual para la mayoría de parámetros biométricos (Cramp & Simmons, 1980). Así, la hembra suele tener las longitudes de la cola y del dedo ligeramente pero significativamente mayores que las del macho. También el peso es significativamente mayor para hembras que para machos (Cramp & Simmons, 1980). Estas diferencias sugieren que las hembras son el sexo más costoso de producir en esta especie.

Se analizan aquí las variaciones inter- e intra- anuales en la proporción de sexos en nidadas de Cernícalo primilla *Falco naumanni* reproduciéndose en Extremadura. Se espera un sesgo en la proporción de sexos hacia el sexo más costoso en las temporadas en las que se dieron mejores condiciones ambientales para la reproducción, así como en las nidadas más tempranas, asumiendo que los individuos de mejor calidad se reproducen antes en la estación (Newton & Marquiss, 1984). Asimismo, se investiga el efecto de la edad de los parentales sobre el reparto de sexos en estas nidadas. Si asumimos que los reproductores mayores tienen más capacidad y experiencia para llevar a cabo una reproducción con éxito, esperamos un sesgo en las nidadas producidas por los reproductores de mayor edad hacia el sexo más costoso de producir.

Área de estudio y métodos

El estudio fue llevado a cabo durante 7 años (1997-2003) en la colonia de Cernícalos primillas situada en el cortijo de Montenegro, ubicado en la ZEPA de "Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes" en la provincia de Cáceres. La nidificación de la especie se produce en 35 nidales artificiales instalados a partir de 1996 en el tejado de dicha casa.

Se siguió la reproducción en estos nidales con objeto de determinar las fechas y tamaño de puesta, y el sexo y número de volantones. Los pollos fueron sexados en el nido cuando tenían en torno a los 20 días de edad mediante el color de las rectrices y supracobertoras caudales (Ver foto). El establecimiento del sexo de los individuos que fueron recapturados en posteriores estaciones reproductoras y que ya mostraban un inequívoco dicromatismo en el plumaje, puso de manifiesto la fiabilidad de este método (100% de eficacia con $n=29$ individuos). Este mismo método ha sido ya usado previamente en otros estudios (Negro & Hiraldo, 1992; Aparicio & Cordero, 2001). No fueron sexados ni los huevos que fracasaron antes de la eclosión ni los pollos que murieron antes de los 20 días de edad, por lo que analizamos la proporción de sexos secundaria.

Los adultos fueron capturados a mano en el nido durante la incubación o sus visitas de alimentación y cuidado de la prole. Una vez capturados eran medidos y marcados individualmente con una anilla metálica y otra de PVC con un código alfanumérico.



co de tres dígitos legible a distancia. El mismo tipo de marcaje se realizó para los pollos cuando se visitaba el nido para la diferenciación del sexo. La colonia era observada a distancia para el reconocimiento de individuos anillados varias veces en cada estación.

Las proporciones de sexos eran expresadas como la proporción de hijos macho dentro de una pollada. Algunos de los adultos tenían más de un nido incluidos en los análisis ya que se reprodujeron más de un año en la colonia, pero debido a la falta de consistencia en las proporciones de sexos de sus polladas (cada uno tenía polladas de sex ratio $< y >$ de 0,5), tratamos cada pollada como un suceso estadístico independiente. Por otro lado, la elevada tasa de cambio de pareja entre años consecutivos registrada en nuestra población (de 29 adultos cuya pareja fue conocida en más de una estación reproductora sólo una pareja se mantuvo estable de un año al siguiente) sugiere un alto grado de independencia entre las polladas de un mismo individuo.

Los datos de proporción de sexos normalmente siguen una distribución binomial que conlleva el uso de técnicas estadísticas particulares (Krackow & Tkadlec, 2001), por ello el análisis del efecto de los factores ambientales y la edad de los reproductores sobre la proporción de sexos en las nidadas se realizó usando regresiones logísticas (procedimiento GENMOD en SAS) en las que la proporción de pollos machos era la variable dependiente, el total de pollos sexados fue incluido como denominador binomial y asumimos errores binomiales y una función de unión logit. La relación entre el número de pollos volados y la edad de machos y hembras se analizó con una regresión simple (procedimiento GLM en SAS).

RESULTADOS

No existieron variaciones ni inter- ni intra-anales en la proporción de sexos de las nidadas (Tabla 1). La proporción de sexos en una pollada sólo varió en relación al número de pollos volados, con polladas más exitosas sesgadas hacia las hembras (Tabla 1, Figura 1). Las interacciones entre las variables independientes (año, fecha de puesta y número de pollos volados) no fueron tampoco significativas (Tabla 1). Cuando el modelo fue realizado intercambiando el número de pollos volados por el de pollos nacidos o el tamaño de puesta, ninguna de las variables independientes analizadas se relacionó con la proporción de sexos.

Cuando analizamos el efecto de la edad de los reproductores, controlando por la variación medioambiental, encontramos que la proporción de sexos estuvo afectada por la edad del macho, pero no por la de las hembras: los machos de más edad produjeron relativamente más hembras que los machos de menor edad (Tabla 2, Figura 2).

El número de pollos volados por nido se relaciona positivamente con la edad de los machos ($F_{1,20} = 4,54$, $P = 0,046$, pendiente estimada = 0,31) pero no con la de las hembras ($F_{1,18} = 0,82$, $P = 0,38$).

DISCUSIÓN

En el presente trabajo no se encontraron diferencias en la proporción de sexos en las polladas del Cernícalo primilla entre distintas temporadas ni dentro de cada una

de ellas. Estos resultados coinciden con lo encontrado en la provincia de Sevilla por Negro & Hiraldo (1992) para esta misma especie, y sugieren que el rango de condiciones ambientales estudiado no ejerció una presión selectiva suficiente para que se produjera una diferente inversión en cada uno de los sexos. La base de este resultado podría ser la estabilidad de las condiciones ambientales a lo largo del periodo de estudio. Se esperaría un ajuste selectivo del sexo cuando las condiciones ambientales estuvieran por debajo de un mínimo.

Otro posible causa de la ausencia de relación entre la proporción de sexos en las nidadas y las condiciones ambientales podría ser la heterogeneidad en clases de edad dentro de la población de estudio. De este modo, teniendo en cuenta que el éxito reproductor en esta especie se relaciona con la edad de los machos (presente estudio) podría darse el caso que hembras emparejadas con machos de mayor edad (presumiblemente más expertos) sesgaran la proporción de sexos hacia el sexo más costoso, la hembra en este caso. Los resultados aquí obtenidos sugieren que este mecanismo podría estar funcionando en el cernícalo primilla.

BIBLIOGRAFÍA

- Aparicio, J. M. & Cordero, P. J. 2002 The effects of the minimum threshold condition for breeding on offspring sex-ratio adjustment in the Lesser kestrel. *Evolution* 55: 1188-1197.
- Charnov, E. L. 1982. *The theory of sex allocation*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Krackow, S. & Tkadlec, E. 2001. Analysis of brood sex ratios: implications of offspring clustering. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 50: 293-301.
- Negro, J. J. & Hiraldo, F. 1992. Sex ratios in broods of the lesser kestrel, *Falco naumanni*. *Ibis* 134: 190-191.
- Newton, I. & Marquiss, M. 1984. Seasonal trend in the breeding performance of Sparrowhawks. *J. Anim. Ecol.* 53: 809-829.
- Trivers, R. L. & Willard, D. E. 1973. Natural selection of parental ability to vary the sex ratio of offspring. *Science* 179: 90-91.



Figura 1. Porcentaje medio (\pm error estándar) de machos en polladas de Cernícalo primilla en relación al número de pollos volados. Los tamaños muestrales aparecen sobre las barras de error.

Figura 2. Porcentaje medio (\pm error estándar) de machos en polladas de Cernícalo primilla en relación a la edad de los progenitores macho. Los tamaños muestrales aparecen bajo las barras de error.

Tabla 1. Análisis de regresión logística asumiendo error binomial y una función de union logit. La variable dependiente fue el número de machos en cada pollada y el número de pollos sexados fue introducido como denominador binomial. El modelo se seleccionó a partir del modelo completo retirando cada vez la variable que más se alejaba de la significación hasta llegar a variables con efectos significativos. Se muestra la pendiente de los efectos significativos. Los efectos significativos se muestran en negrita.

Variable dependiente	Efectos independientes	Pendiente
Proporción de machos	<i>Fecha puesta*Pollos volados*Año: $\chi^2_{6,101}=10,72, p=0,097$</i>	
	<i>Fecha puesta*Pollos volados: $\chi^2_{1,107}=0,04, p=0,84$</i>	
	<i>Pollos volados*Año: $\chi^2_{6,108}=2,76, p=0,83$</i>	
	<i>Fecha puesta*Año: $\chi^2_{6,114}=7,94, p=0,24$</i>	
	<i>Fecha puesta: $\chi^2_{1,120}=0,98, p=0,32$</i>	
	<i>Año: $\chi^2_{6,122}=6,69, p=0,35$</i>	
	<i>Pollos volados: $\chi^2_{1,128}=4,54, p=0,03$</i>	<i>b=-0,19</i>



EFEITO DA CEIFA E PROTECÇÃO DE NINHOS DE TARTARANHÃO-CAÇADOR *Circus pygargus* NO SUL DE PORTUGAL

João Claro¹, João Tomé¹, Pedro M. Lourenço², Paolo Magalotti³, Carlo Barchiesi³ & Massimo Pandolfi³

¹Fundo para a Protecção dos Animais Selvagens, Rua Alexandre Herculano n.º 371 – 4.º D, 4000-055 Porto, Portugal

²Centro de Biologia Ambiental, Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 1749-016 Lisboa, Portugal

³Istituto di Scienze Morfologiche, Università di Urbino, Via M. Oddi 21, Urbino 61029, Italia.

INTRODUÇÃO

O Tartaranhão-caçador *Circus pygargus* (L.) ocorre em espaços essencialmente desarborizados, dominados por vegetação herbácea ou matos baixos e densos. Em resultado da perda de habitat natural (e.g. estepes, charnecas e incultos) a sua presença está cada vez mais associada a campos cultivados com forragens ou cereais de Outono/Inverno. Segundo Arroyo & Bretagnolle 2000, na Península Ibérica e em França, mais de 80% dos ninhos localizam-se em campos cultivados.

As fases de incubação e de crescimento dos juvenis são geralmente coincidentes com a época de corte de forragens e de ceifa dos cereais, resultando um elevado risco de perda das posturas e mortalidade dos juvenis não voadores. Para além dos danos causados directamente pela maquinaria agrícola, a acção dos predadores é facilitada pelo corte e remoção da vegetação nas parcelas onde se situam os ninhos. A conjugação destes factores determina quase sempre um baixo sucesso reprodutor, o poderá estar na origem ou ter acelerado o declínio desta espécie em vastas regiões e países do Paleártico ocidental (Onofre 1995).

O salvamento de ninhos é uma prática corrente na maioria dos países da Europa (e.g. Koks & Visser 2002, Belting & Krüger 2002, Tóth 2002), com particular expressão em França onde cerca de mil ninhos (25% do total nacional) são anualmente vigiados durante a época da ceifa (Pacteau 1999 cit. in Arroyo et al. 2003). Em Portugal, com excepção de algumas acções isoladas no espaço e no tempo, a necessidade de protecção dos ninhos durante a época das ceifas está ainda pouco divulgada.

O presente estudo teve por objectivos a avaliação do impacte da actividade de ceifa no sucesso reprodutor e o ensaio de algumas medidas de protecção dos ninhos de Tartaranhão-caçador em meio agrícola no Sul de Portugal, onde a ocorrência desta espécie é mais significativa.

ÁREA DE ESTUDO

O presente trabalho foi realizado em 2004, em duas áreas distintas. A primeira, com 14 500 ha, situa-se a Este de Évora. Com base no trabalho de campo para cartografia do uso do solo, determinou-se que os pousios ocupam 44% da área, seguindo-se os cereais com 22% e 32% de outros biótopos menos favoráveis para a alimentação e nidificação do Tartaranhão-caçador: terrenos lavrados, montado denso, florestações com Pinheiro-manso, eucaliptal, vinha, etc.

A segunda área de estudo correspondeu à totalidade da Zona de Protecção Especial de Castro Verde, com 79 066 ha. Segundo Onofre 1995 e Franco et al. 1996, nas zonas onde a espécie ocorre mais significativamente, predomina o cereal (37-55%) e o pousio (36-56%). Comparativamente com a região de Évora, a ZPE de Castro Verde apresenta a vantagem da existência de extensas áreas propícias à ocorrência de avifauna estepária e de um Plano Zonal que incentiva as práticas agrícolas favoráveis à conservação dessas aves.

MÉTODOS

Na planície de Évora, o trabalho de campo decorreu entre Março e Agosto, sendo possível determinar a localização de quase todos os ninhos de Tartaranhão-caçador antes do início da ceifa, mas na ZPE de Castro Verde este realizou-se apenas entre 1 de Junho e 15 de Julho, com maior esforço de prospecção nos locais onde estavam a decorrer as ceifas.

A metodologia de localização e salvamento dos ninhos foi comum às duas áreas de estudo. Sempre que possível, estes foram sinalizados por estacas de madeira com 1,5 m de altura, sendo solicitado aos agricultores e operadores das máquinas agrícolas a manutenção de uma área de protecção com um mínimo de 10 por 10 metros. Em algumas situações e sempre que se justificava, foi experimentada a instalação de cercas eléctricas ou em rede metálica, construção de um círculo de palha e a translocação de juvenis para local próximo do ninho.

Para despistar os predadores terrestres, eram deixadas bolas de naftalina nos trilhos de aproximação ao local do ninho e na envolvência do mesmo. A idade dos juvenis foi determinada a partir do comprimento da oitava primária e com recurso à equação de regressão linear descrita em Arroyo 1995.

Após a ceifa ou quando estava próxima a data de vôo dos juvenis, os ninhos foram novamente visitados e com base nos dados obtidos foi determinada a respectiva produtividade, que corresponde à razão entre o número de juvenis voadores e o número de ninhos controlados.



RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na zona de Évora foi confirmada a nidificação de 20 casais com registo de duas posturas de reposição, tendo sido controlados um total de 22 ninhos. Entre 1997 e 2003 o número de pares reprodutores nesta área oscilou entre 11 e 29.

Na ZPE de Castro Verde foram controlados 40 ninhos e observados 31 juvenis voadores correspondentes a 11 ninhos cuja localização não foi possível determinar. A população nidificante nesta área é estimável em 100-120 casais (Pedro Rocha com. pess.).

No quadro 1 são referidas as frequências de utilização dos biótopos para nidificação nas duas áreas de estudo.

Quadro 1 – Biótopos de nidificação em Évora e em Castro Verde

Área de estudo	Biótopos de nidificação				
	Trigo	Cevada	Aveia	Feno	Pousio
Évora (n=22)	40.9 %	9.1 %	31.8 %	18.2 %	-
Castro Verde (n=40)	32.5 %	-	57.5 %	2.5 %	7.5 %

a) Actividade de ceifa e produtividade

Uma proporção significativa dos ninhos controlados – 45.5% em Évora e 57.5% em Castro Verde – localizaram-se em parcelas que foram ceifadas durante a fase de incubação ou antes dos juvenis alcançarem a capacidade de voo. Para esses casos, foi registada uma produtividade de 0.5 (n=10) em Évora e de 1.5 (n=23) em Castro Verde, bastante aquém do valor relativo aos ninhos não prejudicados pelo corte da vegetação, respectivamente 1.8 (n=12) e 2.8 (n=14).

Em Évora, a produtividade global foi de 1.2 (n=22) e em Castro Verde foi de 2.0 (n=37), sendo superior aos valores de 1.1 – 1.3 (Onofre 1995) ou de 0.9 – 1.5 (Franco et al. 1999) referidos para essa segunda área de estudo. O resultado para Castro Verde pode estar um pouco sobrevalorizado por não incluir ninhos predados antes da sua localização ou destruídos pelo corte de feno durante o mês de Maio. Mas dois factores podem ter contribuído para um maior sucesso reprodutor: a data de realização da ceifa e o risco de predação natural.

Segundo Ana Lampreia (com. pess.), cerca de 50% das explorações agrícolas onde ocorreu a nidificação do Tartaranhão-caçador em Castro Verde estão inscritas no Plano Zonal. Essa medida agro-ambiental, entre outros compromissos, condiciona o início da ceifa em função do período de nidificação. Assim, 70% das parcelas com ninhos controlados foram ceifadas a partir de 15 de Junho (média = 22 de Junho), quando muitos juvenis já eram quase voadores, enquanto em Évora 64% foram ceifadas antes dessa data (média = 3 Junho).

Para o conjunto das duas áreas de estudo, verifica-se que a produtividade foi nula quando a ceifa coincidiu com a fase de incubação e variou proporcionalmente com

a idade dos juvenis (quadro 2), demonstrando a vantagem no seu atraso sempre que possível.

Quadro 2 – Produtividade em ninhos para os quais foi conhecida a data de realização da ceifa, em Évora e em Castro Verde.

Conteúdo do ninho no dia da ceifa	Produtividade
Ovos	0 (n=5)
1º juvenil com menos de 10 dias	0.25 (n=4)
1º juvenil com 10 a 20 dias	1.4 (n=5)
1º juvenil com mais de 20 dias	2 (n=10)

A perturbação resultante da presença de pessoas e do trânsito de máquinas agrícolas, durante a ceifa e recolha de fardos, provoca o afastamento da fêmea durante largos períodos e facilita a predação de ovos e juvenis pequenos por outras aves, sobretudo por Cegonha-branca *Ciconia ciconia* e corvídeos. Por outro lado, quanto mais precoce for o corte da vegetação, mais tempo os juvenis permanecem vulneráveis ao ataque de mamíferos carnívoros (e.g. Raposa *Vulpes vulpes* ou Saca-rabos *Herpestes ichneumon*) até alcançarem a capacidade de voo. Considerando unicamente os ninhos prejudicados pela ceifa, houve perda total de ovos ou juvenis em 70% dos ninhos em Évora e 39% em Castro Verde, sobretudo em resultado da predação ou abandono pela fêmea, tendo sido apenas registado um caso de destruição da postura por máquina agrícola e a suspeita de pilhagem de juvenis num ninho muito próximo de uma estrada na área de Castro Verde.

b) Protecção dos ninhos

Para os ninhos não localizados antes da ceifa, em nove a vegetação foi totalmente cortada e em cinco foi preservada uma média de 10m², por iniciativa própria dos agricultores ou operadores das máquinas agrícolas. A não manutenção de uma área envolvente não corresponde necessariamente a uma destruição intencional do ninho mas resulta quase sempre da dificuldade na sua visualização ou do facto de os juvenis se encontrarem abrigados à sombra e o local estar aparentemente vazio.

Em todos os casos em que houve sinalização prévia dos mesmos ou um simples alerta para a sua existência, foram sempre mantidas áreas de protecção, entre 4 e 80m² (média=25m², n=11). Esta actuação por parte dos agricultores foi totalmente voluntária, não existindo qualquer compensação financeira pela perda de rendimento.

Para além da preservação da vegetação envolvente, foram experimentadas diversas medidas adicionais de protecção (quadro 3). A rede metálica ou a cerca eléctrica foram geralmente instaladas em ninhos com ovos ou com juvenis de idade inferior a 20 dias e construiu-se um círculo de palha quando os juvenis já se encontravam bastante desenvolvidos. Em dois casos, sendo um deles por iniciativa do agricultor, efectuou-se a translocação de juvenis quase voadores para um local próximo.



Quadro 3 – Produtividade em função do tipo de protecção dos ninhos, em Évora e em Castro Verde.

Tipo de protecção	Conteúdo do ninho	
	Ovos	Juvenis
Área de protecção	0 (n=3)	2.5 (n=4)
Cerca eléctrica	0 (n=1)	1 (n=2)
Rede metálica	0 (n=1)	1.2 (n=9)
Círculo de palha		2 (n=3)
Translocação de juvenis		2 (n=2)

Se bem que a reduzida amostragem não permita concluir de forma categórica qual o método mais adequado, é legítimo afirmar que qualquer um deles teve efeito positivo quando aplicado após a eclosão dos juvenis. A simples manutenção de uma área de protecção revelou-se eficaz, incluindo o caso de um ninho em feno que produziu 5 juvenis voadores, pelo que estes resultados devem ser amplamente divulgados junto dos agricultores.

A protecção dos ninhos é necessária para a sobrevivência da população de Tartaranhão-caçador nidificante no Alentejo, considerando a sua elevada dependência dos campos cultivados. A indispensável colaboração dos agricultores e o seu reconhecimento como agentes de conservação da Natureza tem de ser incentivada através de uma ampla campanha de sensibilização, envolvendo de forma integrada ONGA's, associações de agricultores e serviços dos Ministérios da Agricultura e do Ambiente.

A última revisão da Política Agrícola Comum reforça a necessidade de cumprimento de boas práticas agrícolas e ambientais como condição para o pagamento da ajudas, pelo que esses financiamentos podem ser majorados sempre que existam acções concretas de conservação, como é o caso do salvamento de ninhos de Tartaranhão-caçador.

Para reduzir o impacte da actividade de ceifa, é aconselhável a gestão do habitat através da restauração de áreas significativas com vegetação herbácea e não pastoreadas. Nas terras retiradas da produção que venham a constituir áreas de nidificação, deve passar a ser interdita a mobilização do solo ou a aplicação de herbicidas durante a época de reprodução.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi financiado pelo Instituto da Conservação da Natureza no âmbito do Projecto Interreg III-A "Conservação da Fauna Ameaçada das Regiões Alentejo, Centro e Extremadura – FAUNATRANS/SP4.E16". Um justo agradecimento é devido a todos os agricultores e operadores de máquinas agrícolas que de alguma forma colaboraram na protecção dos ninhos, ao Nuno Onofre pelas orientações metodológicas, ao Pedro Rocha que facultou valiosas informações sobre as principais áreas de ocorrência do Tartaranhão-caçador em Castro Verde, à Eng. Ana Lampreia da Associação de Agri-

cultores do Campo Branco pelas informações relativas ao Plano Zonal de Castro Verde e à Liga para a Protecção da Natureza pelo apoio logístico durante o trabalho de campo nessa área.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arroyo, B. 1995. Breeding Ecology and nest dispersion of Montagu's Harrier *Circus pygargus* in central Spain. Ph.D. dissertation. University of Oxford, U.K.
- Arroyo, B. & V. Bretagnolle 2000. Evaluating the long-term effectiveness of conservation practices in Montagu's Harrier *Circus pygargus*. Raptors at Risk. WWGBP. Hancock House.
- Arroyo, B., V. Bretagnolle & J. Garcia 2003. Land use, agricultural practices and conservation of the Montagu's Harrier (*Circus pygargus*). Birds of Prey in a Changing Environment. Scottish Natural Heritage, Edinburgh.
- Belting, C. & R. Krüger 2002. Populationsentwicklung und Schutzstrategien für die Wiesenweihe *Circus pygargus* in Bayern. Orn. Anz. 41: 87-82.
- Franco, A., I. Malico, H. Martins & N. Sarmento 1996. Abundância e reprodução do Tartaranhão-caçador (*Circus pygargus* L.) na região de Castro Verde. Ciência e Natureza, 2: 21-28.
- Franco, A., N. Sarmento, I. Malico, S. Reis & S. Fragoso 1999. Sucesso reprodutor do Tartaranhão-caçador *Circus pygargus* L. na região de Castro Verde. Actas do II Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves. SPEA, Lisboa.
- Koks, B. & E. Visser 2002. Montagu's Harrier *Circus pygargus* in the Netherlands: does nest protection prevent extinction? Orn. Anz 41: 159-166.
- Onofre, N. 1995. A reprodução da Águia-caçadeira *Circus pygargus* (L.) em Castro Verde – Baixo Alentejo, Portugal. Alytes Vol. 7: 495-507.
- Tóth, L. 2002. Historical and recent distribution, population trends and protection strategies of Montagu's Harrier *Circus pygargus* in Hungary. Orn. Anz. 41: 109-117.



CENSO NACIONAL DE CORTIÇOL-DE-BARRIGA-BRANCA PTEROCLES ALCHATA E CORTIÇOL-DE-BARRIGA-NEGRA *Pterocles orientalis*

Cardoso A. C., C. Carrapato

Parque Natural do Vale do Guadiana, Apartado 45, 7750-352 Mértola, Portugal

INTRODUÇÃO

As duas espécies de pteroclídeos que ocorrem em Portugal apresentam estatuto de conservação desfavorável em Portugal e na Europa. Ambas se encontram no Anexo I da Directiva nº 79//409/CEE, do Conselho, de 2 de Abril (Directiva Aves) e estão classificadas como SPEC 3, isto é, espécies cuja população mundial não está concentrada na Europa, mas que apresentam estatuto de conservação desfavorável (Tucker & Heath 1994). Em Portugal o anterior livro vermelho atribuiu-lhes o estatuto de Vulnerável e em Perigo no caso do Cortiçol-de-barriga-branca (SNPRCN 1990).

Rufino (1989) durante o último Atlas das Aves que nidificam em Portugal estimou a população reprodutora do Cortiçol-de-barriga-negra entre 100 a 1000 casais, e do Cortiçol-de-barriga-branca entre 10 -100. Trata-se de um intervalo significativo, que reflecte a dificuldade de detecção e observação destas espécies. Desta forma surgiu a necessidade de apurar abundâncias mais realistas e necessariamente comparar a distribuição actual com a de há 20 anos, revendo assim o seu estado de conservação, essencial, tendo em conta a actual revisão do Livro Vermelho.

Através deste censo pretendeu-se atingir os seguintes objectivos:

- Determinar o efectivo nacional destas espécies;
- Actualizar o mapa de distribuição;
- Analisar a tendência populacional.

MÉTODOS

As quadrículas foram definidas com base na compilação realizada de toda a informação disponível: Atlas Nacional de 1989, o actual Atlas, e a partir dos registos de diversos ornitólogos.

Tendo em conta que a informação resultante do censo iria ser integrada no actual Atlas das Aves que Nidificam em Portugal optou-se por utilizar uma rede quadri-

cular de 10 x 10 Km (Figura 1). Em cada quadrícula foram realizadas prospecções a todas as zonas favoráveis à ocorrência desta espécie, tendo sido despendido em média 8 a 10 horas por dia em quadrículas com potencial em toda a sua extensão.

Face à dificuldade de detecção destas espécies, em especial do Cortiçol-de-barriga-negra, e a diferença de comportamento durante as épocas distintas do ano, o censo foi realizado em três fases distintas de forma a obter informação a mais completa possível a diferentes níveis.

Fase 1 – Abril/Maio de 2003 – Com a chegada da Primavera e a aproximação do Verão, os bandos vão-se tornando menos conspícuos, diminuem de tamanho e aproximam-se das áreas de reprodução, sendo possível já observar casais isolados. Com a realização do trabalho de campo, nestes meses, pretendeu-se determinar a área de reprodução da espécie e o efectivo reprodutor.

Fase 2 – Junho/Julho de 2003 – Em plena época de reprodução, trata-se do período de menor detectabilidade das espécies. A prospecção nesta fase teve como objectivo a confirmação da nidificação no máximo de quadrículas possível. A área do PNVG não foi prospectada uma vez que nos últimos anos (2000 a 2002) confirmou-se a nidificação em quase todas as quadrículas com potencial. As quadrículas prospectadas nesta fase foram seleccionadas de acordo com os locais onde se tinham observado aves na fase anterior e/ou tratavam-se de quadrículas com habitat potencial mas com reduzida informação, exemplo de Campo Maior. No tratamento da informação recolhida foi utilizada a classificação adoptada pelo projecto Atlas das Aves Nidificantes.

Fase 3 – Janeiro/Fevereiro de 2004 – Durante os meses de Inverno as aves apresentam um comportamento gregário, formam bandos de grandes dimensões (entre 30 a 150) e trata-se, portanto, da fase menos discreta para a espécie. Com a realização do trabalho de campo nestes meses pretende-se determinar a dimensão da população portuguesa destas espécies e rectificar informação das fases anteriores, por isso foram prospectadas mais quadrículas, nomeadamente na zona de Mourão, Cuba e Moura.

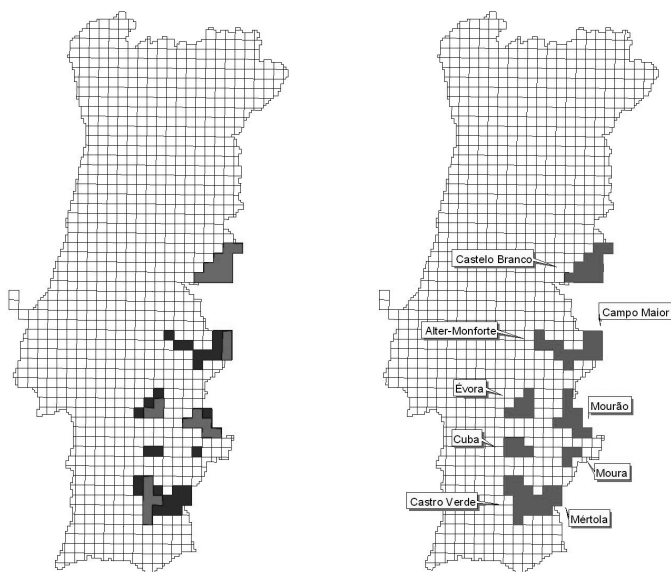


Figura 1 – Quadrículas prospectadas na primeira (azul e vermelho), na segunda (vermelho) e na terceira fase (verde). Na segunda fase apenas foram visitadas aquelas onde tinham ocorrido registos na fase anterior, com excepção de Castelo Branco, onde todas foram visitadas.



3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 *Pterocles orientalis*

3.1.2 *Abundância e distribuição*

Com base na informação de Rufino (1989) esta espécie distribuía-se pela metade Este do país de forma muito fragmentada na zona Norte e mais concentrada na região do Alentejo. Esta distribuição mantém-se, de forma geral, no entanto, observa-se uma regressão da área de distribuição da espécie na década de 90 (Figura 2), tendo desaparecido de Trás-os-montes (C. Santos & A. Monteiro com. pess.) e da área de Monforte e Alter, onde ocorria há 10 – 12 anos (M. Pinto & C. Carrapato com. pess.). A maioria dos campos cerealíferos de Monforte e Alter foram convertidos em vinhas, havendo menor área de habitat disponível o que poderá explicar o seu desaparecimento.

Em Cuba não foram registados indivíduos durante o censo, no entanto existe a observação de duas aves numa das quadrículas em Agosto de 2003 (Diogo Venade com. pess.). Para além desta observação não existiu mais nenhum registo, apesar de ter havido um maior investimento na área, prospectando-se mais quadrículas na fase 3.

Em Vila Fernando, onde outrora era regular (Rufino 1989; M. Pinto & C. Carrapato com. pess.) não se registaram aves. Trata-se de uma área onde se vêem desenrolando uma série de trabalhos, nomeadamente com outras espécies estepárias, e onde não têm ocorrido registos destas espécies à excepção de ter sido ouvida uma única vez, que coincidiu com a fase 1 deste censo (J.P. Silva & Patrícia Silva com. pess.). Tendo em conta que continua a ser uma área estepária com efectivos relevantes, nomeadamente para Sisão e Abetarda, poder-se-á considerar que continua a ser uma zona potencial.

Tabela 1 – Efectivos de Cortiçol-de-barriga-negra por região na fase 1 e na fase 3.

Região	Fase 1 Primavera	Fase 3 Inverno
Castelo Branco	12-15 ¹	-
Campo Maior	23 ²	10
Vila Fernando	--	-
Évora	34	2
Mourão	73	27
Cuba	-	-
Mértola	76	50
Castro Verde	52	60
Total	266 – 269	149

¹ Informação fornecida por Carlos Pacheco.

² Informação fornecida por João Paulo Silva.

Campo Maior, Évora e Castelo Branco apresentam os menores efectivos, para além do que, com base na informação recolhida, a sua presença é irregular (Tabela 1).

Não foram prospectadas todas as quadrículas de Castelo Branco durante a primeira fase pelo que se recorreu aos dados de observadores da área. Castelo Branco faz fronteira com a província de Extremadura, onde esta espécie se encontra bem distribuída. Castelo Branco será o limite de distribuição da população de Cáceres. O censo espanhol, realizado em 1998, já indicava a sua presença, para a zona fronteiriça e indicava-a inclusive como reprodução provável (desconheço os critérios) (Herranz & Suárez 1999).

Actualmente em Évora observa-se uma intensificação agrícola através de instalação de sistemas de rega a partir de furos e de pequenas barragens. De futuro está previsto que esta área seja incluída na área de rega do sistema de Fins Múltiplos de Alqueva a partir da barragem de Monte Novo, o que irá promover uma alteração das práticas agrícolas e das culturas. A título de previsão mediante as alterações que se verificam a população de Évora tenderá a desaparecer.

As de Castelo Branco e Campo Maior poderão permanecer apenas devido à continuidade com a população espanhola e às medidas que poderão ser tomadas nas respectivas ZPE's. Note-se que as quadrículas de Campo Maior, onde a espécie ocorreu foram caracterizadas como áreas de agricultura intensiva.

A principal área de ocorrência corresponde à zona de Mourão e toda a área que se estende desde Castro Verde até Mértola. Nestas regiões foram observados os bandos de maiores dimensões que ultrapassavam os 30 indivíduos. Corresponderão aos maiores núcleos reprodutores de Portugal.

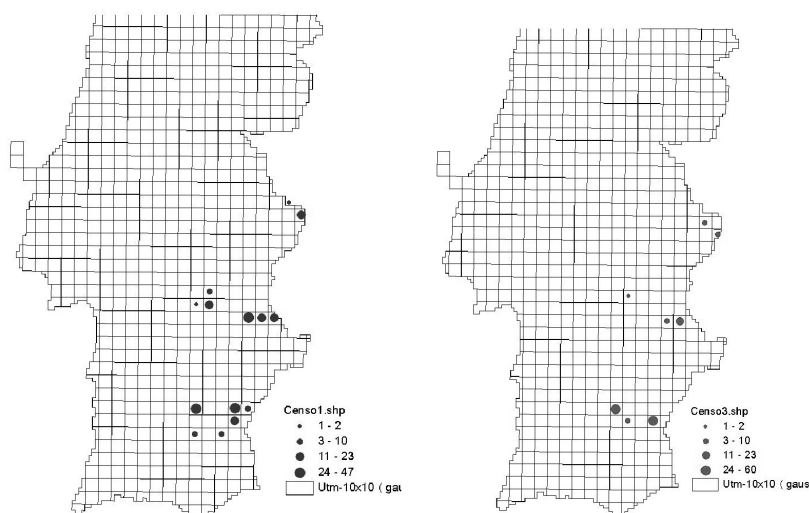


Figura 2 – Distribuição e abundância de Cortiçol-de-barriga-negra durante as fases 1 e 3 que correspondem aos períodos de Abril – Maio e Janeiro – Fevereiro respectivamente.

Note-se que a zona de Mourão é contígua com a população estremenha (Espanha). Aliás as observações de aves na quadrícula PC63 correspondem a movimentos entre os dois países [Miguel Pais com. pess.].



É de destacar para as regiões de Castro Verde e Mértola a observação dos bandos de maiores dimensões: em Novembro de 2000 foi registado um bando de 150 indivíduos na ZPE de Castro Verde (Jorge Pedro com. pess.) e em Dezembro de 2001 um bando de 140 aves no Parque Natural do Vale do Guadiana. Dado o carácter gregário da espécie e a disponibilidade alimentar desta altura do ano, crê-se que estes bandos reflectam a dimensão da população das duas áreas juntas já que existe um contínuo entre elas. Aliás a soma dos dados de ambas as regiões na fase 1 e na fase 3 é muito próxima, 128 e 116, respectivamente.

Da análise do resultado das fases do censo destinadas a contagem da população chega-se ao seu efectivo nacional. Um número normal para um bando ronda os 30 indivíduos, que poderão ter escapado aos observadores em cada uma das três principais áreas, o que perfaz um possível erro de 90 aves, arredondando chegamos ao valor de 100. Propõe-se então um intervalo de 100 aves de forma a rectificar quaisquer erros inerentes à metodologia aplicada: 266 - 366. Assim a dimensão da população portuguesa não estará longe do resultado do censo, pelo que a população de Cortiçol-de-barriga-negra não deverá ultrapassar os 300 indivíduos.

3.1.2 Área de Reprodução

Os resultados da segunda fase estão expressos no mapa da Figura 4. Nesta fase confirmou-se a nidificação em duas quadrículas na região de Castro Verde, uma vez que foram observadas aves juvenis recém-voadoras. Foram assim identificadas pela sua dimensão e pelos curtos voos que realizaram quando foram perturbadas.

Os registos da zona de Mértola resultam do trabalho de três anos realizado pelo Parque Natural do Vale do Guadiana, 2000-2002.

Os três registos de nidificação provável decorrem da observação de um casal isolado. Em duas das quadrículas foi observado um casal isolado no mesmo local em datas distintas, cujo padrão de comportamento evidencia uma grande probabilidade de nidificação no local. Assim propõe-se a atribuição do código 8 do Atlas "Ave frequentando o local onde provavelmente existe um ninho".

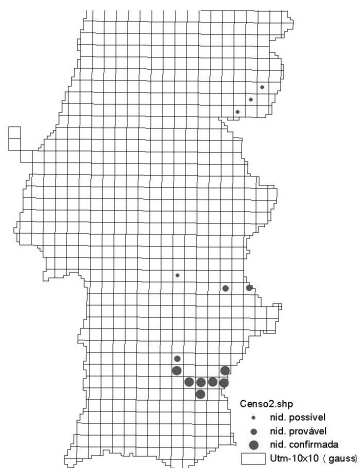


Figura 4 – Núcleos de reprodução de Cortiçol-de-barriga-negra identificados durante a segunda fase (Junho-Julho) com os respectivos códigos de nidificação. Relativamente ao PNVG foram incluídas as informações relativas aos últimos dois anos.

De realçar a nidificação possível da espécie na região de Évora uma vez que foi vista uma ave a voar junto a um local de abeberamento.

Tendo em conta que o primeiro censo foi realizado no período imediatamente anterior à época de reprodução, os casais já estarão na sua área de reprodução ou próximo e que o terceiro censo veio acrescentar apenas duas quadrículas propõe-se que o mapa de distribuição da espécie não seja diferenciado entre épocas, reprodutora e invernante. Assim o mapa apresentado na figura 5 traduzirá também a distribuição da população reprodutora.



Figura 5 – Proposta de área de reprodução de Cortiçol-de-barriga-negra.

Figura 6 – Caracterização de cada quadrícula face à existência de habitat favorável à ocorrência da espécie. Favorável – mais de 75% da quadrícula apresenta boas condições à ocorrência da espécie; Favorável 2 – existem bolsas de habitat propício na quadrícula; Não favorável – não existe habitat favorável.

3.1.3 Tendência populacional

A figura 6 avalia as potencialidades de expansão da população face às quadrículas amostradas tendo em conta o habitat actualmente existente. Note-se que apenas existem sete quadrículas diagnosticadas como totalmente favoráveis à espécie. No entanto não se deve de forma alguma menosprezar as quadrículas com bolsas de habitat propício (favorável 2), uma vez que alguns registos de aves foram observados em quadrículas semelhantes. Assim as medidas de gestão a aplicar para a conservação da espécie deverão incidir em ambos tipos de quadrículas.

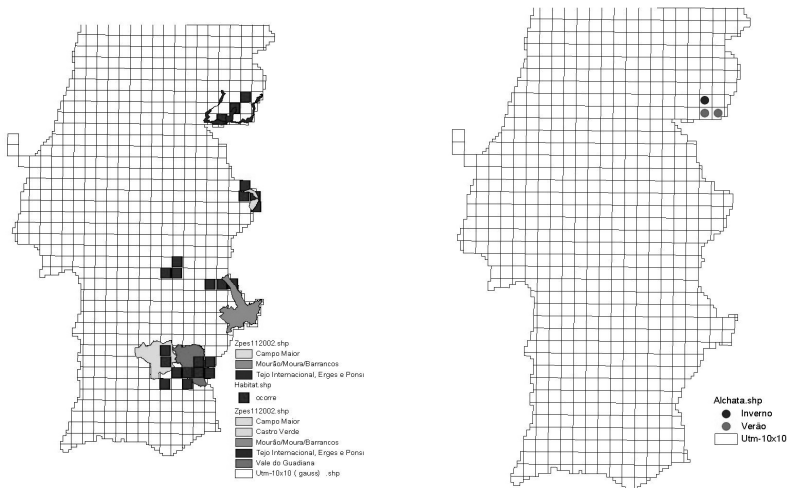


Figura 7 – Distribuição do Cortiçol-de-barriga-negra nas Zonas de Protecção Especial.

Figura 8 – Distribuição do Cortiçol-de-barriga-branca.

Na área de Castro Verde era expectável a ocorrência da espécie nas quadrículas mais a Oeste, pois existem observações da espécie nos últimos cinco anos nessa área. Na verdade no censo anual realizado nos últimos 3 anos, a partir de pontos altos, na ZPE de Castro Verde não se têm registado indivíduos nessas áreas. Da informação recolhida tratam-se de quadrículas favoráveis, classificadas como favoráveis ou favoráveis 2. Tal facto poderá indicar a regressão da população para o interior, isto é, no sentido de Castro Verde para Mértola.

Comparando a probabilidade de expansão com os limites das actuais Zonas de Protecção Especial (Figuras 6 e 7) verifica-se que a ZPE do Guadiana apresenta o maior núcleo populacional, havendo um hiato entre as duas ZPE's, Guadiana e Castro Verde, onde a espécie ocorre.

De realçar que a ZPE de Moura/Mourão/ Barrancos não engloba as principais áreas de ocorrência da espécie, facto bastante negativo por se tratar de um dos maiores núcleos populacionais.

A distribuição já por si fragmentada do Cortiçol-de-barriga-negra aliada ao facto de se distribuir por áreas não abrangidas por nenhum estatuto de protecção faz desta espécie uma das espécies com estatuto consideravelmente desfavorável havendo a necessidade urgente de tomar medidas para a sua conservação.

3.2 *Pterocles alchata*

Durante a primeira e segunda fases de censo não foram observados indivíduos desta espécie. Aliás os registos e as informações disponibilizadas por outros observadores reflectem uma ocorrência irregular em Portugal e nas zonas de fronteira, com especial destaque para Castelo Branco (C. Pacheco com. pess.) (Figura 7). No Alentejo a última observação ocorreu, em 1995, em Mourão (M. Pinto com. pess.).

Em Castelo Branco é frequente a sua observação durante a época de reprodução (C. Pacheco com. pess.) pelo que existe a possibilidade da espécie aí criar. O seu número não é superior a 16 indivíduos. Na província espanhola fronteiriça – Junta de Extremadura existem duas populações desta espécie, sul de Cáceres e La Serena (Herranz & Suárez 1999), pela sua proximidade será a expansão da de Cáceres que explica a sua presença nesta região. Inclusive o censo espanhol, realizado em 1998, já indicava a sua presença, para este área em Portugal e indicava como reprodução possível (Herranz & Suárez 1999).

Durante a terceira fase do censo, Janeiro – Fevereiro observaram-se 9 aves desta espécie em Castelo Branco, mas num local diferente ao que é habitual (Figura 7). Embora sejam observados indivíduos desta espécie durante o período reprodutor, até à data não foi confirmada a nidificação da espécie.

Em relação a Mourão e de acordo com o mapa espanhol, não existe população espanhola fronteiriça, nem na província da Extremadura nem na de Andaluzia (Herranz & Suárez 1999). A população mais próxima é de La Serena (Extremadura) que dista cerca de 200-250 Km. No entanto de acordo com os observadores que realizaram o censo nesta área, verificaram que a área contígua espanhola tem habitat propício contínuo para ambas as espécies, especialmente em S.Leonardo.

Desta forma não se poderá dizer que exista uma população nacional, mas apenas alguns indivíduos da população espanhola que utilizam áreas contíguas ou de fronteira entre os dois países. Tratam-se de áreas importantes do ponto de vista da recuperação da espécie em Portugal por funcionarem como porta de entrada, pelo que qualquer acção dirigida para a recuperação da espécie deverá começar por aqui.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após a realização das três fases do censo, considera-se que a metodologia aplicada foi eficaz na detecção das aves no terreno. O dispêndio de um dia por quadrícula foi suficiente para percorrer de forma intensiva cada quadrícula, método que já tinha sido aplicado no Parque Natural do Vale do Guadiana (Poeiras 2003).

Sempre que possível as quadrículas vizinhas foram percorridas em dias consecutivos de forma a evitar a possível duplicação de bandos. Por outro lado, da nossa experiência de campo, tratam-se de aves fiéis a determinados locais, normalmente um bando costuma estar no mesmo sítio durante um largo período de tempo o que também evita a duplicação de contagens.

Em relação aos períodos de censo, a terceira fase não foi realizada na melhor altura, a proposta inicial ocorria nos meses de Novembro e Dezembro, no entanto devido a questões administrativas o censo foi realizado em Janeiro – Fevereiro. O anterior período justificava-se por se verificar nesta altura o aumento do comportamento gregário do Cortiçol-de-barriga-negra, ocorrendo bandos de grandes dimensões que são mais facilmente detectados.

A área de Castelo Branco não foi realizada no primeiro censo o que prejudicou a avaliação de ambas as populações naquela região, tendo sido necessário recorrer às observações de Carlos Pacheco para essa zona.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

Herranz, J. & F. Suárez 1999. La Ganga Ibérica (*Pterocles alchata*) y la Ganga Ortega (*Pterocles orientalis*) en España – Distribución, abundancia, biología y conservación. Ministerio de Medio Ambiente.

Poeiras, A. S. 2003. Selecção de habitat do Cortiçol-de-barriga-negra (*Pterocles orientalis*) no Parque Natural do Vale do Guadiana. Relatório realizado no âmbito do estágio de fim de licenciatura em "Ciências Ambientais".

Rufino, R. (Ed), 1989. Atlas das Aves que nidificam em Portugal Continental. CEMPA – Secretaria de Estado do Ambiente e dos Recursos Naturais.

SNPRCN, 1990. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Vol. I – Mamíferos, Aves, Répteis e Anfíbios.

Tucker, G.M. & M.F. Heath 1994. Birds in Europe: their conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series no.3).

AGRADECIMENTOS

Aos diversos interessados nesta matéria que disponibilizaram as suas informações para uma melhor realização do censo: Carlos Carrapato, Carlos Pacheco, Carlos Santos, Elias candeias, João Paulo Silva, Márcia Pinto, Miguel Pais, Patrícia Silva. Aos colaboradores de campo: Ana Sofia Poeiras, Diogo Venade, Samuel Infante, Nuno Ventinhas, Fernando Ventinhas, Rui Laranjeira. E ainda aos funcionários do Parque Natural do Vale do Guadiana que auxiliaram no trabalho de campo na região de Mértola: Marco Candeias, Teresa Silva, Célia Medeiros, Pedro Rocha, António e Mila.





ABUNDANCIA DE SISÓN (*Tetrax tetrax*) EN ZONAS ESTEPARIAS DE EXTREMADURA

C. Corbacho, E. Costillo y F. Acedo

Grupo de Investigación en Conservación. Área de Biología Animal.

Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura.

Avda. de Elvas s/n. 06071 Badajoz.

INTRODUCCIÓN

El Sisón (*Tetrax tetrax*) es una especie de Otididae de mediano tamaño cuyo rango de distribución se extiende principalmente por zonas esteparias del Paleártico occidental (CRAMP y SIMMONS, 1980). La especie se cataloga como "casi amenazada" a nivel mundial (COLLAR et al., 1994) y como "Vulnerable" en Europa (TUCKER y HEATH, 1994), donde su situación actual parece ser francamente regresiva, habiendo desaparecido de muchas de sus antiguas localizaciones y sufriendo drástico descensos poblacionales. En la Península Ibérica se desconoce su tendencia, aunque también se la considera en declive (MORALES et al., 2002) y está catalogada como "Indeterminado" (BLANCO y GONZÁLEZ, 1992). Aun así, la población Ibérica es el principal bastión de la especie, calculándose que pueda suponer el 80 ó 90% de la población mundial (DE JUANA y MARTÍNEZ, 1996). Como principal causa de su regresión se apunta la intensificación agrícola que determina la transformación de los medios agrícolas y esteparios, mediante el abandono de los usos tradicionales (MARTÍNEZ, 1994; DE JUANA y MARTÍNEZ, 1996; CAMPOS y LÓPEZ, 1996; WOLFF et al., 2001).

En este contexto, las zonas estepáricas y agrosistemas extensivos extremeños juegan un papel trascendental en la conservación de la especie a nivel nacional e internacional, al albergar importantes poblaciones en un gran número de áreas esteparias (DE JUANA, 1990; DE JUANA y MARTÍNEZ, 1996). No obstante, no se han llevado a cabo estudios en profundidad sobre la abundancia de Sisones en nuestra región (véase únicamente DE JUANA y MARTÍNEZ, 1996, y HELLMICH y NÚÑEZ, 1996), lo que contrasta con la supuesta importancia de la misma. Ante estas premisas y partiendo de una deficiente información de base, los objetivos del presente estudio son los siguientes:

- Estimar índices de abundancia de Sisón en las zonas estepáricas de Extremadura;
- Analizar los principales factores determinantes de la abundancia de la especie a varias escalas geográficas; y
- Conclusiones acerca de la Gestión del Medio y la Conservación de la especie en Extremadura.

ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

El presente estudio se ha llevado a cabo dentro de los límites de la CC.AA. de Extremadura (Figura 1). En ésta, se inventariaron un gran número de áreas consideradas como estepáricas o psudoestepáricas según la definición de distintos autores. Un área esteparia se caracteriza por presentar una vegetación de escaso porte dominada por caméfitos y/o anuales y ausencia de estrato arbóreo, presentando además relieves llanos u ondulados y extensiones considerables (Suárez *et al.*, 1992). En los casos que son cultivadas ("pseudoestepas"), son característicos los cultivos extensivos de cereal y leguminosas (Valverde; 1958; de Juana, 1989). Criterios faunísticos son también considerados para esta caracterización, al albergar estas áreas dentro de sus comunidades orníticas a una serie de especies de mediano y gran tamaño, conocidas como aves esteparias (Suárez, 1992). Sobre esta base, se muestreó la abundancia de Sisón en un total de 16 áreas estepáricas de Extremadura, las cuales fueron a su vez subdivididas en polígonos, totalizándose 54 polígonos de censo (Figura 1).

El método de censo empleado fue el del transecto lineal (Tellería, 1986), llevado a cabo durante los meses de Marzo y Abril según la metodología clásica en unidades de 500 m. de longitud. En nuestro caso, no consideramos banda principal de muestreo alguna, por lo que los datos obtenidos adquieren la tipología de índices de abundancia relativa (similar a IKAs; FERRY y FROCHOT, 1958). Debido a la diferencia de detectabilidad entre machos y hembras, solamente fueron considerados los contactos habidos con machos. La localización de los transectos (451 en el total de la región) se realizó al azar dentro de cada una de la áreas consideradas. Asimismo, se seleccionó una metodología de muestreo estratificada según usos del suelo, a fin de estimar la abundancia de la especie en distintos tipos de aprovechamientos tradicionales (pastizales, cereales, labrados, viña-olivar, girasol, leguminosas, etc.). Por último y como complemento a esta información se calcularon para cada una de las áreas índices de diversidad de cultivo, en base a la distribución de usos en cada una de ellas. La carga ganadera (ud./ha.) y su naturaleza (ovino, bovino y caprino) fue también estimada en cada zona en base a estadísticas oficiales de la Consejería de Agricultura de la Junta de Extremadura.

Los análisis fueron llevados a cabo en tres escalas diferentes: MACROESCALA (áreas), MESOESCALA (polígonos) y MICROESCALA (uso del suelo) a fin de evaluar la importancia de los distintos factores en este rango espacial. Para ello, se utilizaron distintas técnicas estadísticas multi (análisis de componentes principales y de regresión múltiple) y univariantes (correlaciones y comparaciones) con objetivos diferentes en cada caso (TABACHNICK y FIDELL, 1989; ZAR, 1996).

RESULTADOS

En la Tabla 1 se muestra el esfuerzo de muestreo y los resultados de abundancia de Sisón en cada una de las áreas muestreadas. Como se observa, la mayor abundancia de sisonos se obtuvo en la ZEPA de Orellana-S^a de Pela (2,45 individuos/transecto), seguido por zonas como Los Llanos de Cáceres (1,56), Zorita-Madrigalejo (1,47), Trujillo-Ibahernando (1,20), La Campiña (1,17) o los Llanos de Fuente de Cantos (1,11). Destaca, la elevada variabilidad en la abundancia de la especie en el conjunto de zonas muestreadas (Figura 1), lo que apunta a la existencia de factores determinantes de esta dinámica a esta escala.



Así, no se demostraron diferencias significativas entre la abundancia de Sisón entre áreas agrícolas y ganaderas (test U, $p > 0,10$), pero sí si se considera la vocación ganadera ovino vs. bovino de estas últimas (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Como se observa, las estepas ganaderas de ovino son las que albergan en promedio poblaciones mayores de Sisón; mientras, las que presentan un uso principal dedicado al bovino presentan las abundancias menores (Figura 2). El USO Y VOCACIÓN DE LAS ÁREAS ESTEPÁRICAS extremeñas se aparece por tanto como un factor de primer orden a la hora de determinar la abundancia de la especie.

A una escala menor (MESOESCALA), teniendo en cuenta polígonos de uso homogéneos dentro de las grandes áreas, se demuestra como tanto en áreas agrícolas como ganaderas, el ÍNDICE DE DIVERSIDAD DE USOS y la TASA DE CAMBIO de éstos es una variable fundamental. Así aquellas áreas más diversas espacialmente en cuanto a la distribución de usos, mostraron las mayores abundancias de sisón dentro de su categoría (agrícola o ganadera). En el caso de los polígonos ganaderos y en paralelo a lo apuntado anteriormente, su ORIENTACIÓN OVINA O BOVINA es asimismo un factor clave.

Por último en cuanto a usos del suelo (MICROESCALA), se demostraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de sisones entre distintos usos (tests de Kruskal-Wallis, $p < 0,001$). Así, los cultivos de leguminosas fueron el sustrato que mostró mayor índice de abundancia ($IKA = 2,21 \pm 2,39$; $n = 14$), seguido por usos mixtos y pastizal respectivamente (Tabla 2). Mientras, los cultivos de secano vinalivar fueron los que presentaron las menores abundancias de sisón. No obstante, el índice de abundancia de la especie en cada uso del suelo depende de la vocación agrícola o ganadera del área en la que se encuadra (tests ANOVA de dos vías: Interacción $p < 0,01$).

DISCUSIÓN: CONSERVACIÓN DE LA ESPECIE.

Como se ha puesto de manifiesto, son muy numerosos los factores que parecen incidir y determinar la abundancia de la especie en un área particular. Estos factores además, manifiestan comportamientos diferentes en intensidad y sentido según la escala a la que se analicen. En resumen, la selección de hábitat y abundancia del Sisón (*Tetrax tetrax*) se halla influida por gran cantidad de variables, el resultado último de la cuales determina la abundancia de la especie. Más aún, el balance final se complica, cuando la selección preferencial de los tipos de hábitat por parte de los machos en la estación de cría se halla mediatizado por el sistema de apareamiento de la especie es tipo "leks" y la presencia de hembras (SCHULZ, 1985 ; JIGUET et al., 2000). En este momento las necesidades de los machos son básicamente tres: visibilidad, alimento y cobertura (SCHULZ, 1985; MARTÍNEZ, 1994; WOLFF, 2001). Por tanto, aquellos hábitats que más óptimamente satisfagan estas necesidades serán aquellos que muestren mayores densidades de Sisón. Estas necesidades, difícilmente podrán ser cubiertas por un único tipo de hábitat, por lo que serán aquellas áreas donde una elevada diversidad de éstos se combinen donde la abundancia de individuos será mayor como hemos puesto de manifiesto (MARTÍNEZ, 1994; WOLFF et al., 2001).

Al contrario, todas aquellas alteraciones que comprometan alguno de estos recursos, determinarán descensos en la abundancia de la especie. El Sisón, a diferencia de otras especies esteparias amenazadas como la Avutarda (*Otis tarda*), el Sisón se mues-

tra altamente tolerante a disturbios humanos tales como edificios, carreteras y pueblos (MARTÍNEZ, 1994; CAMPOS y LÓPEZ, 1996). Por ello, la transformación y alteración del hábitat se apunta como la causa fundamental en la regresión de la especie a escala mundial (MARTÍNEZ, 1994; DE JUANA y MARTINEZ, 1996; WOLF, 2001). Todos los autores coinciden en que es la intensificación de los sistemas agrícolas y ganaderos el factor principal de la regresión de la especie a través de los siguientes factores:

- Reducción drástica de superficies de pastizales y barbechos por la ocupación de nuevos terrenos anteriormente dedicados al pastoreo y por el abandono de los sistemas de rotación.
- Implantación de grandes extensiones de monocultivos con la consiguiente pérdida de diversidad biológica y estructural,
- Desaparición de los linderos y reducción de la diversidad florística por la pérdida de especies de borde,
- Uso indiscriminado de productos agroquímicos que merman la diversidad florística y la comunidad de artrópodos,
- Sobrecarga ganadera.

El mantenimiento pues del carácter extensivo de nuestros medios estepáricos se aparece como factor clave en el mantenimiento de las poblaciones de la especie en un marco biogeográfico mundial. Más aún y habida cuenta la relevancia de Extremadura en la Conservación de la especie.

BIBLIOGRAFÍA

- Blanco , J.C. y González, J.L. 1992. Libro Rojo de los Vertebrados de España. Icona. Madrid.
- Campos, B. y Lopez, M. 1996. Densidad y selección de Hábitat del Sisón (*Tetrax tetrax*) en el Campo de Montiel (Castilla la Mancha). En: Conservación de Las Aves Esteparias y sus Hábitat (eds J. Fernández Gutierrez y J. Sanz-Suazti), 201-208. Junta de Castilla y León, Valladolid, España.
- Cramp, S., Simmons, K.E.L., 1980. The Birds of the Western Palearctic. Oxford University Press, London.
- De Juana, E. et al., 1990. Áreas importantes para las aves en España. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- De Juana, E. y Martínez, C. 1996. Distribution and conservation status of the Little Bustard *Tetrax tetrax* in the Iberian Peninsula. *Ardeola* 43 (2), 157-167.
- Jiguet, F., Arroyo, B., Bretagnole, V., 2000. Lek mating system: a case study in the Little Bustard *Tetrax tetrax*. *Behavioural Processes* 51, 63 – 82.
- Martínez, C. 1994. Habitat selection by the Little Bustard *Tetrax tetrax* in cultivated areas of central Spain. *Biological Conservation* 67, 125-128.
- Martínez, C., 1998. Selección de hábitat del Sisón común *Tetrax tetras* durante la estación reproductora. *Ardeola* 45, 73 – 76.
- Morales, M., Suárez, F., García, E y de Juana, E. 2002. Movimientos estacionales e invernada del Sisón. *Quercus* 193, 34-39.
- Salamolard, M., Moreau, C., 1999. Habitat selection by Little Bustard *Tetrax tetrax* in a cultivated area of France. *Bird Study* 46, 25-33.



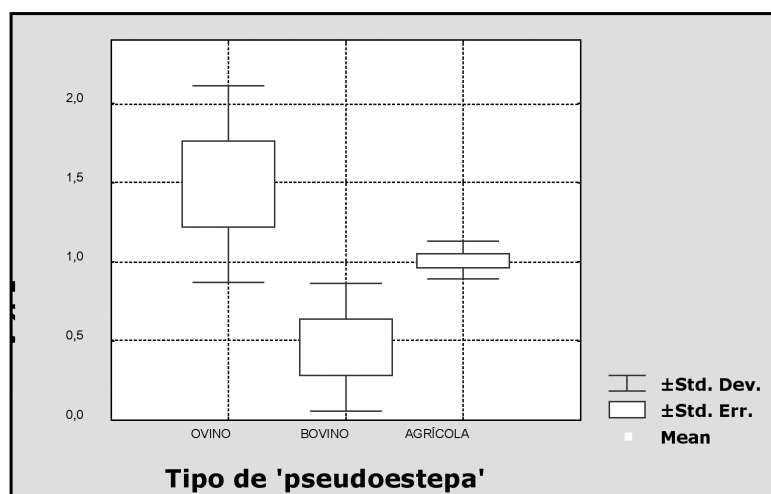
- Schulz, H., 1985. A review of the world status and breeding distribution of the Little bustard. *Bustard Studies* 2, 131 – 152.
- Wolff, A., Paul, J.P., Martin, J.L., Bretagnolle, V., 2001. The benefits of extensive agriculture to birds: the case of the Little bustard. *Journal of Applied Ecology* 38, 963 – 975.
- Wolff, A., Dieuleveut, T., Martin, J.L., Bretagnolle, V., 2002. Landscape context and little bustard abundance in fragmented steppe: implications for reserve management in mosaic landscapes. *Biological Conservation* 107, 211 – 220.



Figura 1. Localización de las áreas (ÁREAS y POLÍGONOS) donde se llevaron a cabo muestreos de Sisón (*Tetrax tetrax*) durante el presente estudio.

Tabla 1. Índices de abundancia relativa de Sisón (*Tetrax tetrax*) en las zonas estepáricas de Extremadura. Se indica la abundancia de individuos (IKA) y la caracterización tipológica (AGRÍCOLA o GANADERA), y la vocación de éstas últimas (OVINO o BOVINO) de cada una de ellas.

NÚCLEO	Tipo de Área		Tetrax tetrax	
	Agr. - Gan.	Ovi. - Bov.	IKA	n
GUIJO de CORIA	GANADERA	BOVINO	0,44	16
EL GORDO-PERALEDA	GANADERA	BOVINO	0,36	14
TRUJILLO-IBAHERNANDO	GANADERA	OVINO	1,20	46
CUATRO-LUGARES	GANADERA	BOVINO	0,00	16
BROZAS	GANADERA	BOVINO	0,39	18
LLANOS de CÁCERES	GANADERA	OVINO	1,56	52
ZORITA-MADRIGALEJO	GANADERA	OVINO	1,47	17
ZEPA ORELLANA	GANADERA	OVINO	1,13	8
SAN VICENTE-VALENCIA	GANADERA	BOVINO	0,94	16
MONTIJO-LA ROCA	AGRICOLA		0,94	17
BADAJOS NORTE	AGRICOLA		0,85	39
BADAJOS SUR	AGRICOLA		2,45	11
LA SERENA	GANADERA	OVINO	0,77	56
FUENTE de CANTOS	AGRICOLA		0,77	56
LA CAMPIÑA-SUR	AGRICOLA		1,17	72
VILLANUEVA del FRESNO	AGRICOLA		1,06	18
EXTREMADURA			1,03	451



*Figura 2. Abundancia media de Sisón (*Tetrax tetrax*) en función de la vocación agrícola o ganadera de las áreas estepáricas extremeñas y de la carga ganadera principal de las mismas.*



Tabla 3. Abundancia media de Sisón (*Tetrax tetrax*) en relación a los distintos usos del suelo en el conjunto de áreas estepáricas extremeñas.

Uso del suelo	Sisón (<i>Tetrax tetrax</i>)	
	IKA	N
PASTIZAL	1,22±1,68	120
MIXTO	1,19±1,58	183
CEREAL	0,48±1,14	84
LABRADO	0,69±1,18	42
LEGUMINOSAS	2,21±2,39	14
SECANO	0,13±0,35	8
TOTAL	1,03±1,56	451





EVALUACIÓN PRELIMINAR DEL ESTATUS POBLACIONAL DEL GORRIÓN MOLINERO EN EXTREMADURA

Muñoz del Viejo¹, A. & Rodríguez Pérez², S.

Área de Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad de Extremadura
Campus Universitario, Avenida de Elvas s/n. Tel. y Fax: 924 289 417

¹⁾ amunoz@unex.es ²⁾ serepat@unex.es

RESUMEN

El gorrión molinero (*Passer montanus*) es un ave de marcado carácter rural y parece moderadamente común e irregularmente distribuido. Ocupa los hábitats disponibles sólo fragmentariamente y con fluctuaciones prolongadas, pareciendo depender del aprovechamiento del suelo e, indirectamente, de la orografía. Se considera una especie comensal con el hombre, aunque de forma no tan marcada como el gorrión común (*Passer domesticus*). La población europea está sufriendo fluctuaciones debidas a colonizaciones y deserciones no muy bien explicadas. La población reproductora española, estimada entre 2,5 y 4,1 millones de parejas, está irregularmente repartida. Recientemente se están detectando descensos poblacionales por encima del 20% en zonas del este de la Península Ibérica, mientras que se carece de información fidedigna en otras, como en Extremadura, aunque se considera dentro de las 50 especies de aves más abundantes del país.

La irregularidad de su distribución y la inestabilidad y descenso de sus niveles poblacionales en algunas zonas del continente europeo ha conllevado la puesta en marcha de proyectos sobre el estatus poblacional y los problemas de conservación de la especie en algunos países, como Gran Bretaña e incluso España (Asturias). Ya se la ha incluido como especie amenazada en diferentes catálogos internacionales, nacionales y regionales, entre ellos el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura, donde es catalogada como de Interés Especial.

Se procedió a la obtención de la información cartográfica correspondiente a los diferentes usos del suelo en la región y se eligieron al menos dos zonas geográficamente separadas por cada tipo de uso del suelo. En cada una de ellas se delimitó una parcela de 400x400 en donde se procedió al muestreo primaveral (marzo-abril) de la comunidad de passeriformes, con especial atención a las especies de gorriónes, mediante la puesta en marcha de los métodos de censo más adecuados para cada tipo de sustrato.

Los primeros resultados indican una marcada escasez en los registros de gorrión molinero, estando presente casi exclusivamente en las zonas con más actividad humana, como fueron los cultivos de herbáceos y frutales de regadío.

Se discuten los aspectos relacionados con el uso del hábitat de la especie en cada sustrato y la posible influencia de la presencia de otras especies de aves granívoras, especialmente las de otras de gorriones.

Se concluye que la especie tiene una presencia muy puntual en la región, asociada a las otras especies del género *Passer* en medios con una marcada influencia antropogénica, contrariamente a lo que podría esperarse.

ABSTRACT: PRELIMINARY EVALUATION OF THE POPULATIONAL STATUS OF THE TREE SPARROW IN EXTREMADURA

The Tree Sparrow (*Passer montanus*) is a bird of marked rural character and common moderate seems and irregularly distributed. He occupies the available habitats only fragmentary and with fluctuations prolonged, seeming to depend on the land use and, indirectly, of the land orograph. A species member of a household with the man is considered, although of form done not so mark as the Common Sparrow (*Passer domesticus*). The European population is suffering fluctuations due to colonizations and deserts done not very well explain. The Spanish reproductive population, reckoned between 2,5 and 4,1 million pairs, is also irregularly distributed. Recently populational descents are being detected above the 20% in zones of the east of the Iberian Peninsula, while lacks trustworthy information in other, as in Extremadura, although is considered inside the 50 most abundant species of birds of the country.

The irregularity of its distribution and the instability and descent of its populational levels in some zones of the European continent has involved it set in motion of projects on the populational status and the problems of conservation of the species in some countries, as Great Britain and even Spain (Asturias). Already it has been included like species threatened in different regional, national, and international catalogues, among them the Regional Catalogue of Species Threatened of Extremadura, where is catalogued as of Special Interest.

We proceeded to the obtaining of the cartographic information pertaining to the different land uses in the region and they were chosen at less two zones geographically separated by each type of land use. In each one of them a plot of 400x400 m was delimited where proceeded to spring sampling (mars and april) of the community of passeriformes, with special attention to the species of sparrows, by means of it set in motion of the most adequate methods of census for each type of land use.

The first results indicate a marked shortage in the records of Tree Sparrow, been present almost exclusively in the zones with more human activity, as were the cultivations of herbaceous and fruit-tree of irrigation. The aspects related to the use of the habitat of the species in each substrate they are discussed and the possible influence of the presence of other species of granivorous birds, especially those of other of sparrows. We are concluded that the species has a very punctual presence in the region, associate to the other species of the kind *Passer* in habitats with a marked anthropogenic influence, contrary to what would be able to be expected.



INTRODUCCIÓN

El gorrión molinero (*Passer montanus*) es un ave de marcado carácter rural y parece moderadamente común e irregularmente distribuido. Ocupa los hábitats disponibles sólo fragmentariamente y con fluctuaciones prolongadas, pareciendo depender del aprovechamiento del suelo e, indirectamente, de la orografía. Se considera una especie comensal con el hombre, aunque de forma no tan marcada como el gorrión común (Sánchez-Aguado 1997).

En algunos países como Estados Unidos y otros de la zona euroasiática, es considerado una especie "plaga", ocasionando pérdidas que en algunos casos suponen descensos notables en la producción final de las cosechas, especialmente en países en vías de desarrollo (SMIA 2001, Huber et al. 2002).

La población europea puede rondar los 10 millones de parejas según las últimas estimaciones, sufriendo fluctuaciones debidas a colonizaciones y deserciones no muy bien explicadas (Sánchez-Aguado 1997, Cramp 1998). Por ejemplo, en Gran Bretaña se constatan descensos poblacionales superiores al 50% desde la década de los años 70 (Gibbons et al. 1993, Stone et al. 1997, BTO 1998, Baillie et al. 2001, Seago 2002), sin que aparezcan unas causas claras para esta tendencia, aunque no parece probable relacionarla con problemas reproductores, más bien con descensos en la calidad y extensión de sus hábitats (Summers-Smith 1995, Baillie et al. 2001). Por su parte, la población reproductora española está estimada entre 2,5 y 4,1 millones de parejas (Cramp 1998), pero como se apuntaba anteriormente, irregularmente repartidas, siendo sus densidades mayores en las zonas centrales de la Península Ibérica (Sánchez-Aguado 1997). Recientemente se están detectando descensos poblacionales por encima del 20% en zonas del este de la Península Ibérica (Dies & Dies 1997, Estrada & Pedrochi 2000, Gómez et al. 2000), mientras que se carece de información fidedigna en otras, como ocurre con Extremadura, si bien se considera dentro de las 50 especies de aves más abundantes del país (SEO/BirdLife 2000, ver fig. 1).

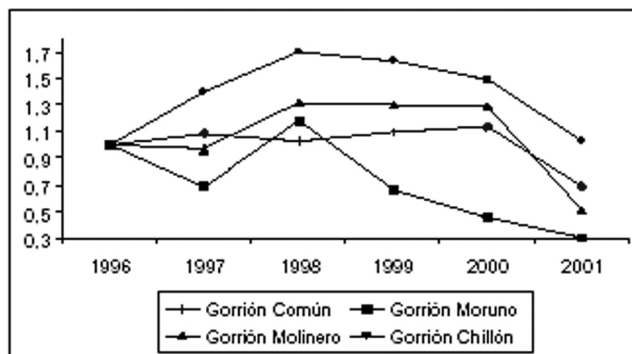


Figura 1. Evolución poblacional de las especies de gorriónes en España. Tomado del Programa SACRE 1996-2001 (SEO/BirdLife 2002).

Aunque no se trata de una especie globalmente amenazada en Europa (Tucker & Heath 1994), la irregularidad de su distribución y la inestabilidad y descenso de sus niveles poblacionales en algunas zonas del continente ha conllevado la puesta en marcha de proyectos sobre el estatus poblacional y los problemas de conservación de la especie en algunos países, como Gran Bretaña (Anon 1998, Hilton 2000, Gregory et al. 2001, Ballie *et al.* 2002, RSPB 2003, Seago 2003), Bélgica (GPDNH 2002). Y se la ha incluido como especie amenazada en diferentes catálogos internacionales, nacionales y regionales: especie incluida en el Apéndice III del Convenio de Berna (1979), relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural de Europa, que obliga a los países firmantes a la explotación de estas especies pero manteniendo su grado de conservación; incluida en la Lista Roja de especies de interés en conservación en el Reino Unido para la Royal Society for the Protection of Birds (Avery *et al.* 1995, Gibbons et al. 1996); especie protegida contra su captura y comercialización en Francia (Anónimo 2002). En algunas Comunidades Autónomas de España se han presentado planes de actuación para la recuperación de sus poblaciones en Asturias, Andalucía (BOPA 2000), y es una especie catalogada como de Interés Especial para su conservación en la Comunidad de Madrid (SEO 1994). Por el contrario, en otras, como la Comunidad Valenciana, está considerada en sus normativas como una especie "tutelada" (especies que pueden precisar controles para evitar su incidencia sobre otras especies protegidas o sobre las actividades productivas humanas), quedando prohibidas la recolección de sus huevos o la captura de ejemplares no autorizadas (DOGV 1994). En nuestra región, se ha incluido como especie amenazada en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura, donde aparece como de Interés Especial (DOE 2001).

Por otro lado, los Passeriformes en general configuran el grupo más abundante y ubicuo de la clase Aves, lo que unido a su movilidad y sensibilidad a las variaciones de la tridimensionalidad del medio los califica como excelentes indicadores de la calidad del mismo (Blondel 1975) y del estado de conservación de localidades o de formaciones vegetales (Carrascal 1999), sin necesidad de recurrir a las llamadas "especies estrella" que suelen utilizarse para definir prioridades de conservación (Grimmett & Jones 1989). En este sentido, el esfuerzo del trabajo se centró en estos grupos taxonómicos previsiblemente más abundantes y numerosos, y más concretamente en los pertenecientes al género *Passer*. La abundancia de estas especies es garantía de una relativa ubicuidad y, por lo tanto, de una mayor dependencia de aquellas modificaciones ambientales que de forma permanente sufren los campos de cultivo; por otro lado, esa previsible particular abundancia garantiza su potencial capacidad para incidir recíprocamente en el medio (Tellería *et al.* 1988, Carrascal 1999).

Por tanto, el objetivo de este trabajo fue el conocimiento preliminar del estatus poblacional de las especies del género *Passer* en Extremadura, y más estrictamente de la especie *Passer montanus*, por la indefinición de sus poblaciones puesta de manifiesto en los párrafos anteriores. Adicionalmente, como se ya ha puesto de manifiesto, se trata del principal taxón de aves granívoras consideradas como especies "plaga" para los cultivos, especialmente cerealistas, de la región.



METODOLOGÍA

Para la obtención de los datos necesarios que permitieron cubrir el objetivo marcado, se precisó de la realización de censos en toda la región. Según las directrices marcadas por la RSPB (por sus siglas en inglés: Royal Society for the Protection of Birds) para el censo de aves comunes (Gilbert *et al.* 1997), que son las tomadas por SEO/BirdLife (2000) para el seguimiento de las aves comunes reproductoras, habría que dividir el territorio a prospectar en cuadrículas UTM de 10x10 km, en las cuales se llevarían a cabo varios muestreos entre los meses de abril y junio usando los métodos para el censo y la evaluación de poblaciones de vertebrados terrestres ya descritos por varios autores y revisados por Tellería (1986). En el presente estudio, la imposibilidad de contar con suficiente número de participantes, por un lado, y la necesidad de obtener una estimación rápida de los niveles poblacionales de la especie, hicieron conveniente la aplicación de un muestreo estratificado que permitió obtener informaciones sobre índices de abundancia en diferentes tipos de sustratos.

En primer lugar, se procedió a la obtención de la información cartográfica correspondiente a los diferentes usos del suelo en la región y se eligieron al menos dos zonas geográficamente separadas por cada tipo de uso del suelo (Tabla 1).

Debido a que variabilidad de los sustratos implicaría la puesta en marcha de diferentes métodos de censo, cada uno de ellos adecuado para cada tipo de sustrato (por ejemplo: Suárez & Muñoz-Cobo 1984, Carrascal & Tellería 1985, Jordano 1985, Potti 1985, 1986, Tellería & Santos 1985, Muller 1987, Obeso 1987, Herrera 1988, Sánchez 1991, Järvinen & Rajasärkkä 1992, Peris & Noceda 1992, Sodhi 1992, Díaz *et al.* 1993, Hinsley *et al.* 1995, Böhning-Gaese & Bauer 1996, Paracuellos 1997, Söderström 1999), se optó por el método de Ramsey & Scott (1979) y Reynolds *et al.* (1980), que plantean la utilización de métodos de detección en itinerarios previamente delimitados a través del hábitat en estudio donde se distribuyen sistemáticamente las estaciones de censo (separadas lo suficiente como para que no se solapen sus áreas de muestreo). Llegados al punto seleccionado, se emplearon dos minutos en estabilizar el comportamiento de las aves (afectadas por la llegada del observador), a partir del cual se realizó un conteo de 8 minutos de duración (Järvinen 1978, recomienda 5 minutos). Este método es aplicable en cualquier época del año, permite una fácil estandarización y posibilita un análisis detallado de la relación entre la abundancia y la estructura de la vegetación (Reynolds *et al.* 1980). Sin embargo, su puesta en práctica presenta una serie de dificultades tales como las inherentes a la ubicación de los contactos en las bandas lejanas (especialmente en el caso de los auditivos, Scott *et al.* 1981), el problema de los dobles contactos (Scott & Ramsey 1981), la propensión a la supervaloración de las densidades como consecuencia del conteo de las aves que atraviesan la estación de censo y se incluyen en los resultados (Granholm 1983), la saturación de los contactos (Järvinen 1978) y la magnificación de los errores asociados a la incorrecta estima de las distancias (Dawson 1985).

TABLA 1. Zonas geográficas elegidas para los muestreos en función de los diferentes usos del suelo.

Provincia	Término Municipal	Uso
BADAJOS	ALBURQUERQUE	DEHESAS CON PASTIZAL
BADAJOS	ALMENDRALEJO	LEÑOSOS DE SECANO
BADAJOS	AZUAGA	HERBÁCEOS DE SECANO
BADAJOS	BADAJOS	LEÑOSOS DE REGADÍO
BADAJOS	CABEZA DEL BUEY	BARBECHOS Y ERIALES
BADAJOS	CASTUERA	PASTIZALES
BADAJOS	DON BENITO	HERBÁCEOS DE REGADÍO
BADAJOS	HELECHOSA	MONTE MADERABLE
BADAJOS	JEREZ DE LOS CABALLEROS	LABOR EXTENSIVA
BADAJOS	MERIDA	MONTE LEÑOSO
CACERES	BROZAS	BARBECHOS Y ERIALES
CACERES	CACERES	HERBÁCEOS DE SECANO
CACERES	CAMINOMORISCO	MONTE MADERABLE
CACERES	CAÑAMERO	LEÑOSOS DE SECANO
CACERES	MALPARTIDA DE PLASENCIA	LABOR EXTENSIVA
CACERES	MONTEHERMOSO	HERBÁCEOS DE REGADÍO
CACERES	NAVALMORAL DE LA MATA	DEHESAS CON PASTIZAL
CACERES	TORRECILLA DE LA TIESA	LABOR INTENSIVA

Los muestreos se llevaron a cabo durante la segunda quincena del mes de marzo y la primera de abril de 2003. En este trabajo, únicamente se manejan los contactos establecidos en el interior de una banda no superior a los 200 m, lo que supone una superficie de conteo de 12,57 has. Y si se tiene en cuenta que las estaciones de censo son propensas a la infravaloración de los resultados reales (Tellería 1986), la supuesta supervaloración inherente al método estaría compensada.

Se contabilizó el número de aves detectadas pertenecientes a las tres especies de gorriones consideradas (comunes, morunos y molineros), en cada estación de censo para cada uno de los sustratos considerados.

Con esos datos se pudo calcular el índice de abundancia de cada especie (relación entre el número de estaciones de censo de cada sustrato y el número de ellas en las que aparece una especie dada).

Suponiendo una detectabilidad máxima en todos los casos, se calculó la densidad de aves por sustrato según la expresión de Järvinen (1978):

$$D = \frac{N}{\sum r^2 R} \times 10^6 = \text{aves} / 10 \text{ ha.}$$



RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como cabía esperar en función de las informaciones previas sobre la situación de la especie en otros lugares de Europa (Ballie *et al.* 2002), el gorrión molinero se registra de manera puntual y escasa en Extremadura, con densidades máximas en zonas de actividad intensiva, como son los cultivos de regadío de las vegas del Guadiana (Tabla 2), similares a los índices dados por Cano & Frías (2003) para la especie en todo el país. Sin embargo, la localización es un poco diferente. Mientras que Alonso & Purroy (1979) encuentra entre 3,1 y 5,1 aves/10 ha en parques y jardines de Madrid, en las zonas urbanas de Extremadura únicamente está presente el gorrión común. Por otra parte, Bernis (1988, 1989) lo encuentra en densidades variables según el tipo de hábitat utilizado en la meseta norte de la Península Ibérica (0,7 aves/10ha en sotos, 0,3 en cultivos de cereal, y 0,2 aves/10ha en pueblos), y en Extremadura se presenta casi exclusivamente en zonas de regadío (entre 5,1 y 6,4 aves/10ha) y puntualmente en cultivos de cereal. Sin embargo, en zonas de pastizales arbolados, donde Cano & Frías (2003) detectan las mayores densidades, de hasta 7,03 aves/10ha, no se ha encontrado (tabla 2).

TABLA 2. Índices de abundancia y densidades (aves/ha) de las especies de gorriones (*Pd* = *Passer domesticus*, **gorrión común; *Ph* = *Passer hispaniolensis*, **gorrión moruno**; *Pm* = *Passer moontanus*, **gorrión molinero**) en cada una de las zonas geográficas elegidas para los muestreos en función de los diferentes usos del suelo (en negrita aparecen los valores más altos).**

Término Municipal	Índice de abundancia			Densidad		
	Pd	Ph	Pm	Pd	Ph	Pm
ALBURQUERQUE	0,3000	0,3000		5,729	30,876	
ALMENDRALEJO	0,3500	0,0500		6,465	7,957	
AZUAGA	0,3500	0,0500	0,0500	5,100	0,119	0,039
BADAJOS	0,9000	0,1500	0,5000	46,791	7,957	6,445
CABEZA DEL BUEY	0,3500			19,496		
CACERES	0,1500	0,1000	0,0500	8,133	23,873	1,989
CASTUERA	0,3500	0,2000		21,486	8,833	
DON BENITO	0,6500	0,6000	0,3000	27,892	56,022	5,133
JEREZ DE LOS CABALLEROS	0,2000			07,957		
BROZAS	0,2666	0,1333		06,631	31,831	
CAMINOMORISCO						
CAÑAMERO	0,3500	0,1000		9,111	3,342	
HELECHOSA						
MALPARTIDA DE PLASENCIA	0,2000	0,2500		22,679	2,705	
MERIDA	0,2666	0,3333		7,957	55,438	
MONTEHERMOSO	0,8000	0,3000		32,308	11,339	
NAVALMORAL DE LA MATA	0,0500	0,3000		3,183	29,443	
TORRECILLA DE LA TIESA	0,2000	0,3000		7,440	12,732	

Además de en las zonas de regadío, se obtuvieron registros de la especie en zonas abiertas cultivadas, como fueron Azuaga y Cáceres, pero caracterizadas por la presencia de construcciones rurales; sin presentarse en zonas arboladas más típicas como las dehesas o en los sistemas forestales mediterráneos. En este sentido, Cano & Frías (2003) afirman que esta especie prefiere zonas de baja altitud, por debajo de los 500 m.s.n.m., como es el caso de Extremadura, y con niveles medianos a bajos en cuanto a la complejidad estructural del sistema y el volumen de la vegetación, y los lugares en donde se encontró la especie responden a estas características.

En lo que respecta a las otras dos especies de gorriones (común y moruno), ambas se encuentran presentes en todos los sistemas muestreados, excepto las zonas de bosque maderable de repoblación, como fueron Helechosa y Caminomorisco. Los contingentes poblacionales más importantes se encontraron en zonas de regadíos, los frutales para el caso del gorrión común, compartiendo el hábitat con el molinero, y los herbáceos de regadío para el moruno, en donde la presencia de molinero es algo menor. Se podría apuntar como factor limitante de sus poblaciones la competencia por el alimento y el sustrato de nidificación con otras especies de gorriones (Cano & Frías 2003), más que el cambio de prácticas agrícolas que traen asociada una reducción de la fuente alimentaria compuesta en primavera por pequeños invertebrados y semillas (Hagemeyer & Blair 1997).

TABLA 3. Estimación poblacional (nº de aves) de las especies de gorriones (*Pd* = *Passer domesticus*, gorrión común; *Ph* = *Passer hispaniolensis*, gorrión moruno; *Pm* = *Passer moontanus*, gorrión molinero) en cada una de las localidades en donde se constató la presencia de gorriones molineros.

Localidad	Uso	Pd	Ph	Pm
AZUAGA	HERBÁCEOS DE SECANO	182.223	4.251	1.393
BADAJOS	LEÑOSOS DE REGADÍO	42.051	7.151	5.792
CACERES	HERBÁCEOS DE SECANO	67.982	199.549	16.625
DON BENITO	HERBÁCEOS DE REGADÍO	358.652	720.364	66.003
		650.908	931.315	89.813

Teniendo en cuenta la superficie total en la región de cada uno de los usos correspondientes a las localidades en donde se constató la presencia de gorriones molinero (CAMA 2001), y considerando las estimaciones de sus densidades, la población reproductora de esta especie en Extremadura no llega a los 90.000 aves, siete veces menor que la de gorriones comunes y más de diez veces menos que la de gorriones morunos en estas zonas.

Los bajos niveles poblacionales del gorrión molinero en relación con las otras dos especies de gorriones no sólo hay que achacarlos a problemas reproductores, como



puede ser la exclusión de los sitios de nidificación por parte del gorrión común (Cordero & Rodríguez-Teijeiro 1990, Muñoz del Viejo 1991), o la marcada competencia por el alimento, tanto con el gorrión común como con una especie mucho más gregaria, el gorrión moruno (Cano & Frías, obs. pers.). También ha de tenerse en cuenta que las poblaciones de esta especie se ven limitadas por el descenso en la calidad y extensión de sus hábitats (Summers-Smith 1995, Baillie et al. 2001).

AGRADECIMIENTOS

En los muestreos colaboraron G. Corcobado y V. Pérez. Los trabajos fueron financiados con cargo al presupuesto del proyecto 2PRO2C027, correspondiente al II Plan Regional de Investigación, Desarrollo Tecnológico e Innovación de la Junta de Extremadura.

BIBLIOGRAFIA

- Alonso, J. A. y Purroy, F. G. 1979. Avifauna de los parques de Madrid. *Naturalia Hispanica* 18. ICONA. Madrid.
- Anon 1998. UK Biodiversity Group Tranche 2 Action Plans. Volume I: Vertebrates and vascular plants. *English Nature*.
- Anónimo 2002. Espèces protégées en France Oiseaux Arrêté du 17 avril 1981 fixant les listes des oiseaux protégés sur l'ensemble du territoire (modifié par les arrêtés du 29 sept. 1981, du 20 déc. 1983, du 31 janv. 1984, du 27 juin 1985, du 11 avr. 1991, du 2 nov. 1992, du 5 mars 1999 et du 6 juin 1999). Consultado el 04 de abril de 2002 en <http://www.chez.com/indrenature/nature/France/oiseaux.html>.
- Avery M., Gibbons, D. W., Porter, R., Tew, T., Tucker, G., and Williams, G. 1995. Revising the British Red Data List for birds: the biological basis of U.K. conservation priorities. *Ibis* 137: 232-239.
- Baillie, S. R., Crick, H. Q. P., Balmer, D. E., Bashford, R. I., Beaven, L. P., Freeman, S. N., Marchant, J. H., Noble, D. G., Raven, M. J., Siriwardena, G. M., Thewlis, R. and Wernham, C. V. 2001. Breeding Birds in the Wider Countryside: their conservation status 2000. BTO Research Report No. 252. BTO, Thetford. (<http://www.bto.org/birdtrends>).
- Baillie, S.R., Crick, H.Q.P., Balmer, D.E., Beaven, L.P., Downie, I.S., Freeman, S.N., Leech, D.I., Marchant, J.H., Noble, D.G., Raven, M.J., Simpkin, A.P., Thewlis, R.M. and Wernham, C.V. (2002). Breeding Birds in the Wider Countryside: their conservation status 2001. BTO Research Report No. 278. BTO, Thetford. (<http://www.bto.org/birdtrends>).
- Bernis, F. 1988. Aves del medio urbano en las mesetas castellanas. Páginas 27-172. En Bernis, F. (ed.). Aves de los medios urbano y agrícola en las mesetas españolas. Monografía nº 2 SEO/BirdLife. Madrid.
- Bernis, F. 1989. Los gorriones. *Recursos Naturales*, 55. Comunicaciones del INIA, Madrid.

- Blondel, J. 1975. L'Analyse des peuplements d'oiseaux, elements d'un diagnostic écologique I. Les méthode d'Echantillonnage Frequentiels Progressifs (EFP). *Terre et vie* 29: 533-589.
- Böhning-Gaese, K., and Bauer, H.-G. 1996. Changes in species abundance, distribution, and diversity in Central European bird community. *Conservation Biology* 10: 175-187.
- BOPA 2000. Estudio sobre el Gorrión Molinero. Proyecto subvencionado por el Principado de Asturias en colaboración con la Coordinadora Ornitológica de Asturias. *Boletín Oficial del Principado de Asturias*, 4-VII-200. Página 8051.
- BTO 1998. Tree Sparrow *Passer montanus*. BTO Research Report nº 198.
- CAMA 2001. Producción final vegetal del año 2000. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente (CAMA) de la Junta de Extremadura. Consultado el 04 de abril de 2002 en <http://www.juntaex.es>.
- Cano, J. & Frías, Ó. 2003. Gorrión Molinero *Passer montanus*. En, R. Martí y J.C. del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp. 364-365. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Carrascal, L. M. 1999. Especies de Passeriformes en la Comunidad Autónoma de Madrid. Una aproximación autoecológica a su conservación. Documentos sobre Biodiversidad. Fauna Ibérica. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. Consultado el 05 de abril de 2002 en <http://www.fauna-iberica.mncn.csic.es>.
- Carrascal, L. M. y Tellería, J. L. 1985. Avifauna invernante de los medios agrícolas del norte de España II. Papel de la estructura de la vegetación y competencia interespecífica. *Ardeola* 32: 227-251.
- Cordero, J. P., and Rodríguez-Teijeiro, J. 1990. Spatial aggregation and interaction between house sparrows and tree sparrows (*Passer* sp.) in relation to nest site. *Ekologia Polska* 38: 443-452.
- Cramp, S. 1998. *The Complete Birds of the Western Palearctic*. CD-Rom Optimedia. Oxford University Press.
- Dawson, D. G. 1985. A review of methods for estimating bird numbers. Pp. 23-27. In Taylor, K., Fuller, R. J. & Lack, P. C.: *Bird Census and Atlas Studies*. BTO. Tring.
- Díaz, M., Naveso, M. A. y Rebollo, E. 1993. Respuestas de las comunidades de aves a la intensificación agrícola en cultivos cerealistas de la Meseta Norte (Valladolid-Palencia, España). *Aegypius* 11: 1-6.
- Dies, J. I. y Dies, B. (eds.) 1997. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1994*. Vol. 7. Estación Ornitológica l'Albufera (SEO/BirdLife), Valencia.
- DOE 2001. DECRETO 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura. *Diario Oficial de Extremadura* nº 30, de 31 de marzo de 2001. Páginas 2349-2364.
- DOGV 1994. DECRETO 265/1994, de 20 de diciembre, del Gobierno Valenciano, por el que se crea y regula el Catálogo Valenciano de Especies Amenazadas de Fauna, y se establecen categorías y normas de protección de la fauna.
- Estrada, J. y Pedrocchi, V. 2000. *Atlas de las aves nidificantes de Catalunya*. Grup Català d'Anillament i Museu de Zoologia de Barcelona (www.grupcatala.org).
- Gibbons, D. W., Reid, J. B., and Chapman, R A. 1993. *The New Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland: 1988-1991*. T. and A. D. Poyser, London. Gilbert, G., Gibbons, D. W., and Evans, J. (eds.) 1997. *Bird Monitoring Methods*. RSPB Ed. London, UK.



- Gibbons, D. W., Avery, M., Baillie, S. R., Gregory, R. D., Kirby, J. R., Porter, R., Tucker, G. M., and Williams, G. 1996. Bird species of conservation concern in the United Kingdom, Channel Islands and Isle of Man: revising the Red Data List. *RSPB Conserv. Rev.* 10: 7-18.
- Gómez, M. A., Giménez, M., Dies, J. I., Dies, B. y Monsalve, M. A. (eds.) 2000. Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1995-1997. Vol. 8. Estación Ornitológica l'Albufera (SEO/BirdLife), Valencia.
- GPDNH 2002. Avifaune de Hesbaye. Les Passereaux ou oiseaux chanteurs. Moineau friquet *Passer montanus*. Groupe de Protection et de Développement de la Nature en Hesbaye. LRBPO et AVES. Consultada el 26 de marzo de 2002 en <http://mrw.wallonie.be/dgrne/ong/refuges/pasmon.html>.
- Granholt, S. L. 1983. Bias in density estimates due to movement of birds. *Condor* 85: 243-248.
- Gregory, R. D., Noble, D. G., Cranswick, P. A., Campbell, L. H., Rehfisch, M. M., and Baillie, S. R. 2001. The state of the UK's birds 2000. RSPB, BTO and WWT, Sandy.
- Grimmett, R. F. A., and Jones, T. A. 1989. Important Bird Areas in Europe. ICBP Technical Publication no. 9., Norfolk, UK.
- Hagemeyer, E. J. M. & Blair, M. J. (eds.) 1997. The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Theirs Distribution and Abundance. T & AD Poyser. London.
- Herrera, C. 1988. Variaciones anuales en las poblaciones de pájaros frugívoros y su relación con la abundancia de frutos. *Ardeola* 35: 135-142.
- Hilton, A. 2000. Hallyards Tree Sparrow Project, 2000. Pp 86-87 in The Edinburgh Biodiversity Action Plan. The Edinburgh Biodiversity Partnership. Consultado el 05 de abril de 2002 en <http://www.the-soc.fsnet.co.uk/treesparrow2000.htm>.
- Hinsley, S. A., Bellamy, P. E., Newton, I., and Sparks, T. H. 1995. Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology* 26: 94-104.
- Huber, D.M., M. E. Hugh-Jones, M. K. Rust, S.R. Sheffield, D. Simberloff, and C. R. Taylor 2002. Invasive pest species: Impacts on agricultural production, natural resources, and the environment. Council for agricultural science and technology, 20.
- Järvinen, O. 1978. Estimating relative densities of land birds by point counts. *Ann. Zool. Fennici* 15: 290-293.
- Järvinen, A., and Rajasärkkä, A. 1992. Population fluctuations in two norther land bird Communities: effects of habitat, migration strategy and nest-site. *Ornis Fennica* 69: 173-183.
- Jordano, P. 1985. El ciclo anual de los Passeriformes frugívoros en el matorral mediterráneo del sur de España: importancia de su invernada y variaciones interanuales. *Ardeola* 32: 69-94.
- Muller, Y. 1987. Les recensements par indices ponctuels d'abondance (IPA) Conversion en densités de populations et test de la méthode. *Alauda* 55: 211-226.
- Muñoz del Viejo, A. 1991. Análisis experimental de la Biología Reproductora de *Passer montanus* (L., 1758) en la Baja Extremadura. Resumen de Tesis Doctoral. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Extremadura, Dep. Legal: BA.338-1991. 47 Páginas. Badajoz.
- Obeso, J. R. 1987. Comunidades de Passeriformes en bosques mixtos de altitudes medias de la Sierra de Cazorla. *Ardeola* 34: 37-59.

- Paracuellos, M. 1997. Análisis comparativo entre las comunidades de Passeriformes de cañaverales y carrizales en el sureste ibérico. *Ardeola* 44: 105-108.
- Peris, S. J. y Noceda, A. I. 1992. Comunidades nidificantes e invernantes del encinar adehesado (*Quercus rotundifolia*) del centro-oeste de la Península Ibérica. *Airo* 3: 75-82.
- Potti, J. 1986. Densidad y riqueza de aves en comunidades nidificantes de la Península Ibérica. *Misc. Zool.* 10: 267-276.
- Ramsey, F. L., and Scott, J. M. 1979. Estimating populations densities from variable circular plot survey. Pp. 155-181. In Cormack, R. M., Patil, G. P. & Robson, D. S. (eds.): *Sampling biological populations*. Stat Ecol. Ser. Vol. 5 Coop. Publ. House. Fariland Md.
- Reynolds, R. T., Scott, J. M., and Nussbaum, R. A. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor* 82: 290-313.
- RSPB 2003. A to Z UK Birds. © 2003 The Royal Society for the Protection of Birds. Registered charity no. 207076 (<http://www.rspb.org.uk/birds/guide/s/index.asp>).
- Sánchez, A. 1991. Estructura y estacionalidad de las comunidades de aves de la Sierra de Gredos. *Ardeola* 38: 207-231.
- Sánchez-Aguado, F. J. 1997. Gorrón Molinero *Passer montanus*. Pp.: 550-551. En: Purroy, F. J. (Ed.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. Lynx Edicions. Barcelona.
- Scott, J. M., and Ramsey, F. L. 1981. Length of cot period as a possible source of bias in estimating bird densities. In: Ralph, C. John; Scott, J. M. (eds). *Estimating numbers of terrestrial birds*. *Studies in Avian Biology* 6: 409-413.
- Scott, J. M., Ramsey, F. L., and Kepler, C. B. 1981. Distance estimation as a variable in estimating bird numbers from vocalizations. In: Ralph, C. J., and Scott, J. M. (eds). *Estimating numbers of terrestrial birds*. *Studies in Avian Biology* 6: 334-340.
- Seago, M. J. 2002. *Birds of Britain Bird Guide*. Consultada el 26 de marzo de 2002 en <http://www.birdsofbritain.co.uk/bird-guide/tree-sparrow.htm>
- Seago, M. J. 2003. *Bird Guide. Illustrated Guide to over 100 British Birds*. *Birds of Britain, The Monthly Web Magazine for Birdwatchers*. October 2003 (<http://www.birdsofbritain.co.uk/bird-guide/index.htm#5>).
- SEO 1994. *Atlas de aves nidificantes de la Comunidad de Madrid*. Sociedad Española de Ornitología. Editada por la Agencia de Medio Ambiente.
- SEO/BirdLife 2000. *Seguimiento de Aves Comunes Reproductoras en España*. Programa SACRE. Informe 1999. SEO/BirdLife, Madrid.
- SEO/BirdLife 2002. *Tendencias de las poblaciones de aves comunes en España (1996-2001)*. Programa SACRE. Informe 2001. SEO/BirdLife, Madrid.
- SMIA 2001. *Cosechas y escaseces alimentarias nº 4*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), Sistema Mundial de Información y Alerta sobre la Agricultura y la Alimentación (SMIA), Dirección de Productos Básicos y Comercio. Roma.
- Söderström, B. 1999. *Farmland birds in semi-natural pastures -conservation and management*. Doctor's dissertation. ISSN 1401-6249, ISBN 91-576-5463-8.
- Sodhi, N. S. 1992. Comparison between urban and rural bird communities in Prairie Saskatchewan: Urbanization and short-term population trends. *Canadian Field Naturalist* 106: 210-215.
- Stone, B. H., Sears, J., Cranswick, P. A., Gregory, R. D., Gibbons, D. W., Rehfisch, M. M., Aebischer, N. J., and Reid, J. B. 1997. Population estimates of birds in Britain



- and in the United Kingdom. *British Birds* 90: 1–22.
- Suárez, F. y Muñoz-Cobo, J. 1984. Las comunidades de aves invernantes en cuatro medios diferentes de la provincia de Córdoba. *Doñana Acta Vertebrata* 11: 45-63.
- Summers-Smith, D. S. 1995. *Tree Sparrow*. Publ. J. Denis Summers-Smith, Guisborough, 205 pp.
- Tellería, J. L. 1986. *Manual para el censo de os vertebrados terrestres*. Ed. Raíces. Madrid.
- Tellería, J. L. y Santos, T. 1985. Avifauna invernante de los medios agrícolas del norte de España I. Caracterización biogeográfica. *Ardeola* 32: 203-225.
- Tellería, J. L., Santos, T., Álvarez, G. y Sáez-Royuela, C. 1988. Avifauna de los campos de cereales del interior de España. Páginas 173-319, en: Bernis, F. (ed.) *Aves de los medios urbanos y agrícola en las mesetas españolas*. Monografía nº 2, Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Tucker, G. M., and Heath, M. F. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. Cambridge, U.K.: Birdlife International (Birdlife Conservation Series No. 3).





REVISIÓN DEL STATUS DE LA TÓRTOLA COMÚN *Streptopelia turtur* EN EXTREMADURA, IMPLICACIONES EN SU CONSERVACIÓN

Sebastián J. Hidalgo de Trucios & Gregorio Rocha Camarero

Grupo de Investigación en Recursos Cinegéticos y Biodiversidad (RCB)
Universidad de Extremadura

RESUMEN

El presente capítulo aborda de forma resumida la situación actual de la Tórtola Común en Extremadura, exponiendo brevemente la tendencia de las poblaciones en Europa y aportando nueva información extraída de los trabajos realizados en esta región por los propios autores. Se realiza una revisión de los factores que afectan al éxito biológico de la especie en esta zona, la cual puede ser considerada como una de las mejores áreas de reproducción europea. Los datos proporcionados pueden servir de base para argumentar actuaciones y medidas tendentes a garantizar la conservación de esta especie migratoria.

TENDENCIA EN LA PENÍNSULA IBÉRICA Y EUROPA

A lo largo de las últimas décadas hemos sido testigos de una disminución de los efectivos poblacionales de Tórtola Común que se ha reflejado en una menor ocupación de las zonas tradicionales de reproducción y en la práctica desaparición de muchos lugares donde antes era abundante.

En pocos países de Europa dicho declive ha sido constatado con estudios rigurosos como en Reino Unido, donde se detecta una disminución de los efectivos del 70% (Goodwin, 1985; Hagejeimer & Blair, 1997). Otros autores como Duckworth (1992) informan sobre la pérdida del 50% de las aves reproductoras también en Francia y Rumanía. Por su parte, Marchant *et al.* (1990) afirman que desde la década de los '70 ha desaparecido el 60% de la población reproductora del sur de Europa.

En la Península Ibérica los primeros datos disponibles son fruto de un seguimiento de capturas con red durante la migración otoñal en la Reserva Ornitológica de Mindelo (norte de Portugal) iniciado en 1970, donde la reducción en las capturas fue del 63% durante las década de los '70 y '80 (Dos Santos Junior, 1979, 1983; y Pereira (1985) (Figura 1).

Figura 1.- Capturas medias de tórtolas por puesto y día durante los cuatro primeros años de las décadas de los '70 y '80 en Mindelo (Portugal). Obtenido a partir de Dos Santos Junior (1979, 1983) y Pereira (1985).

Esta información sobre capturas sistemáticas, año tras año, durante la misma época y estandarizadas por cazador y día, en este caso por cazadores con red denominados roleiros, refleja de forma muy clara una disminución del paso migratorio por esa amplia zona y por tanto nos revela claramente la tendencia poblacional de la especie y constata el declive de las poblaciones.

SITUACIÓN EN EXTREMADURA

En Extremadura, la primera información contrastada que se genera sobre capturas de tórtola por cazador y día data de la Media Veda de 1989 (Fernández y Camacho, 1989), que comparada con los estudios llevados a cabo en esa región por Rocha & Hidalgo (2001) durante el seguimiento de las cacerías en 1997, pone de manifiesto un descenso del 57% en las tórtolas abatidas por cazador y día (Figura 2).

La información aportada sobre capturas en la Península Ibérica recoge datos de ejemplares en migración postnupcial, procedentes del norte peninsular y de Europa a lo largo de la principal ruta migratoria Europea, por lo que se puede afirmar que la población de tórtolas de los países incluidos en dicha ruta migratoria ha decrecido, por término medio, entre un 57 y un 63% durante las décadas '70, '80 y '90.

La situación actual de la especie en Extremadura es bastante precaria, debido a las escasas densidades reproductoras que se alcanzan, no superando un nido por kilómetro cuadrado como media por cuadrícula de 35 x 35 kilómetros (Rocha & Hidalgo, 2001) (Figura 3). Como se puede apreciar en la figura 3, las mejores densidades de nidificación se obtienen en la comarca de Campiña Sur, este de la Serena, la Siberia, los Ibores y las Hurdes.



Figura 2.- Capturas medias de tórtolas por cazador y día durante la media Veda de 1989 y 1997 en Extremadura (Ver Rocha & Hidalgo 2001).

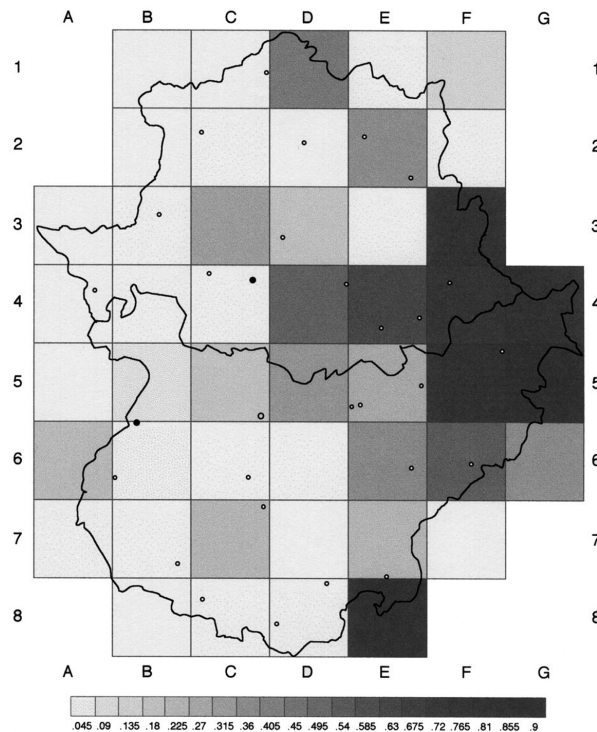


Figura 3.- Densidad de nidificación de la Tórtola Común en Extremadura durante 1996. El gradiente de tonalidad indica la densidad de nidos por km² media en cuadros de 35 km de lado. Los puntos se corresponden con los municipios más importantes de la región. (Rocha & Hidalgo 2001).

Teniendo en cuenta la superficie prospectada en cada cuadro y extrapolando los resultados de densidad reproductora obtenidos al conjunto de la región, es posible realizar una estimación de las parejas nidificantes en Extremadura, dicha cifra se sitúa alrededor de las 65.000 parejas.

FACTORES IMPLICADOS EN LA CONSERVACIÓN DE LA ESPECIE

En relación a los usos agroganaderos, existe un factor que está íntimamente correlacionado con la abundancia y nidificación de la especie, se trata de la superficie cultivada de cereal de secano (Rocha & Hidalgo, 2001). Estos cultivos han experimentado una gran disminución en los últimos 20 años en Extremadura, del orden de un 60%, por lo que se puede afirmar que ésta es una de las causas más importantes del declive de la tórtola. Estos cambios en las prácticas agrícolas, consistentes en el abandono del cultivo de la tierra en áreas de baja productividad, han sido favorecidos de forma drástica por la PAC, atendiendo sólo a intereses políticos macroeconómicos, y provocando la desaparición súbita de hábitats de gran importancia para la supervivencia de muchas especies entre las que se encuentra también la tórtola.

También relacionado con los usos agrarios, se confirma que las zonas donde se utilizan herbicidas presentan una abundancia y densidad de nidos inferior a otras donde no se utiliza este tipo de sustancias (Rocha & Hidalgo, 2001) (Figura 4). Ello es debido a que eliminan las plantas silvestres cuyas semillas consumen las tórtolas, fundamentalmente en primavera, cuando aún no son asechables las semillas de plantas cultivadas (Jiménez et al. 1992; Dias Fontoura, 1995).

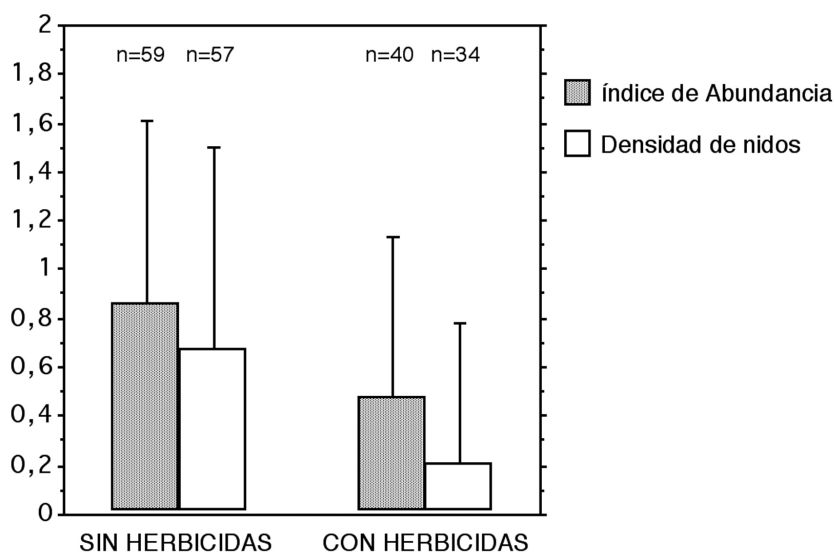


Figura 4.- Medias e intervalos de confianza al 95% del índice de abundancia y la densidad de nidos en el período nupcial de 1996, en fincas que utilizan herbicidas y en fincas donde no se utilizan.



Aunque el uso de estos pesticidas no está muy generalizado en medios agrícolas de secano, que se caracterizan en general por recibir pocos aditivos químicos, debería evitarse, en lo posible, el uso de herbicidas, sobre todo, en bordes de sembrados y caminos que posibilitan una vegetación ruderal muy necesaria para la alimentación de la tórtola y otras especies granívoras.

El uso de herbicidas en la agricultura y la disminución en el cultivo de cereales habían sido mencionados con anterioridad por algunos autores como factores a tener en cuenta (Jarry, en Tucker & Heath, 1994), pero, el efecto negativo que suponen sobre las poblaciones de tórtolas, no había sido demostrado de forma empírica hasta que se realizaron los trabajos en Extremadura.

Según Marchant *et al.* (1990), la desaparición de lindes arboladas y setos de separación entre los distintos campos de cultivo o de aprovechamiento ganadero, es un factor que contribuye a la regresión de las poblaciones de Tórtola Común en Europa, ya que son estructuras que sirven para la nidificación, cobijo, etc. En nuestra región no parece influir mucho la existencia de setos y lindes arboladas debido a la gran cantidad de hábitats y soportes de nidificación apropiados disponibles (Hidalgo & Rocha, 2001).

Respecto a la biología de reproducción de la especie, se pone de relieve la importancia que posee la dehesa arbolada como hábitat de nidificación, como muestra que el 77,2% de los nidos considerados se localizara en este hábitat (Rocha & Hidalgo, 2000a). Además, en base a los trabajos de reproducción de la especie llevados a cabo en Extremadura por los autores citados, se determina un éxito reproductivo del 53,1% de nidos, repartiéndose las pérdidas en depredación y abandono. Dichas pérdidas, la mayoría en fase de incubación, se ven contrarrestadas, en parte, por la gran capacidad que tiene la especie para construir un nido nuevo y realizar puestas de reposición (Murta Neves, 1981).

En cuanto a los efectos de posibles especies competidoras como la Tórtola Turca *Streptopelia decaocto*, se ha detectado una exclusión entre ambas a la hora de utilizar los mismos hábitats y una reducción de la densidad de común a favor de la turca en los mismos lugares (Rocha & Hidalgo, 2000b). Esta situación de competencia, ventajosa para la turca, se ve favorecida por su mayor tamaño, su sedentarismo, su enorme potencial reproductivo y su gran capacidad de expansión (Rocha & Hidalgo, 2002). Este hecho adquiere mayor importancia al observar lo ocurrido en Hungría, donde la Tórtola Común desapareció de muchas de sus áreas tradicionales al aumentar las poblaciones de Tórtola Turca (Glutz & Bauer, 1992).

Por último, un factor de enorme importancia que causa bajas en las poblaciones de tórtolas de forma directa y año tras año, es el relacionado con el aprovechamiento cinegético de la especie. En Extremadura, los efectos negativos de la caza son bien conocidos debido al seguimiento anual de cacerías celebradas durante la media veda que se lleva realizando desde la temporada cinegética 1996/97 (Hidalgo & Rocha, 2002). Las estimaciones del volumen total de caza ponen de relieve una elevada presión cinegética, ya que se está cazando muy por encima de lo que se produce, con lo cual una buena parte de las capturas son aves en paso migratorio por Extremadura, procedentes de otras áreas de reproducción.

Estos trabajos ponen nos indican que se deben elegir correctamente las fechas del inicio de la media veda, retrasándolo todo lo posible, ya que de lo contrario, el inicio de la caza solapa con el final del período de cría, lo que supone la pérdida de nidadas por muerte de los progenitores (Peiró, 1990; Hidalgo & Rocha, 2002).

Además, se ha demostrado que la caza incide de manera selectiva sobre la población juvenil (criados en esa misma estación) y que los individuos jóvenes son abatidos en mayor cuantía, y con gran facilidad, en las cacerías con un alto número de tórtolas abatidas por cazador y día (Hidalgo & Rocha, 2001 y 2002). En concreto, los efectos más negativos que ponen en peligro la supervivencia de las poblaciones locales, se han encontrado en los cotos que han recurrido a la práctica ilegal, pero enormemente extendida, del uso atrayentes alimentarios para concentrar a los individuos. Esto ocasiona graves perjuicios a la población, que cada vez va siendo más envejecida, existiendo un escaso renuevo de la misma .

AGRADECIMIENTOS

La información aportada es fruto de los resultados obtenidos de diversos proyectos financiados por la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura. Queremos agradecer a la guardería de Medio Ambiente la inestimable ayuda prestada en la obtención de datos por toda la geografía extremeña. De igual modo, agradecemos a un nutrido grupo de colaboradores (en su mayoría cazadores y gestores) y a los componentes de la Cátedra de Biología y Etología de la Facultad de Veterinaria de la Universidad de Extremadura la colaboración prestada durante el trabajo de campo de estos estudios.

BIBLIOGRAFÍA

- Dias, S. y Fontoura, A.P., 1995. A dieta estival de rola-brava (*Streptopelia turtur*) no sul de Portugal. II Congreso Ibérico Ciencias Cinegéticas, Estoril. Manuscrito inédito.
- Dos Santos Junior, J. R., 1979. Cinco campanhas de anilhagem de Rolas na Reserva Ornitológica de Mindelo. *Cyanopica*. 2 (1): 29-50.
- Dos Santos Junior, J. R., 1983a. Migração outonal das Rolas pela Reserva Ornitológica de Mindelo. *Cyanopica*. 3 (1): 87-95.
- Duckworth, W., 1992. Decline of the Turtle Dove *Streptopelia turtur* in the Salford area. *Bristol Ornithology*. 21: 64-66.
- Fernández, L. y Camacho, M., 1989. Determinación de status de la Tórtola Común *Streptopelia turtur*. ICONA. Informe Inédito.
- Goodwin, D., 1985. Turtle Dove *Streptopelia turtur* decline. *British Birds*. 78: 598.
- Hagemeyer, E.J.M. & Blair, M.J. (Editors). 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & AD Poyser, London.
- Hidalgo de Trucios, S.J. & Rocha, G. 2001. Statut de la Tourterelle des bois (*Streptopelia turtur*) en Estrémadure (Espagne). Incidence de la chasse. *Faune sauvage*, 253: 82-85.
- Hidalgo de Trucios, S. J. & Rocha, G., 2002. Seguimiento de la actividad cinegética sobre la Tórtola Común en la Comunidad Autónoma de Extremadura Dirección General de Medio Ambiente. Junta de Extremadura. [Informe Inédito].
- Jiménez, R.; Hodar, J. A., & Camacho, I., 1992. La alimentación estival de la Tórtola Común *Streptopelia turtur* en el sur de España. *Gibier Faune Sauvage*. 9: 119-126.



- Marchant, J. H., Hudson, R., Carter, S. P. & Whittington, P., 1990. Population trends in British breeding birds. Tring, U.K.: British Trust for Ornithology.
- Murta Neves, F. I., 1981. Comportamento da rola brava *Streptopelia turtur* em liberdade e sua criação em cativeiro. *Cyanopica*. 2 (3): 5-17.
- Peiró, V., 1990. Aspectos de la reproducción de la Tórtola Común *Streptopelia turtur* en Madrid. *Mediterránea serie Biológica*. 12: 89-96.
- Pereira, A. J., 1985. Oito anos de anilhagem de aves na reserva Ornitológica de Mindelo 1977-1985. *Cyanopica*. 3: 409-436.
- Rocha, G. & Hidalgo de Trucios, S. J., 2000a. Reproducción de la Tórtola Común (*Streptopelia turtur*): Valoración del éxito reproductivo. VIII Congreso Nacional y V Latinoamericano de Etología, Sociedad Española de Etología. Sep.-2000. Granada (España).
- Rocha, G. & Hidalgo de Trucios, S. J., 2000b. Ecología de la Tórtola Turca *Streptopelia decaocto*. Servicio de Publicaciones. Universidad de Extremadura. 85 pp.
- Rocha, G. & Hidalgo de Trucios, S. J., 2001. La Tórtola Común *Streptopelia turtur*. Análisis de los factores que afectan a su status. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Extremadura. 198 pp.
- Rocha, G. & Hidalgo de Trucios, S. J., 2002. Examining the spread of the Collared Dove in Europe. Colonization patterns in the west of the Iberian Peninsula. *Bird Study*, 49: 11-16.
- Tucker, G. & Heath, M. (Comp). 1994. *Birds in Europe: Their Conservation Status*. Cambridge, U.K.: BirdLife International (BirdLife Conservation Series N° 3). 600 pp.





TENDIDOS ELÉCTRICOS: PLANIFICACIÓN, NORMATIVA Y ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN Y PROTECCIÓN DE LA AVIFAUNA

María Jesús Palacios González

(Bióloga. Junta de Extremadura. Dirección General de Medio Ambiente
mariajesus.palacios@aym.juntaex.es)

Extremadura es una de las regiones europeas más importante para las aves debido a la nidificación e internada de numerosas especies y al elevado número de individuos de cada una de ellas. Asimismo, este territorio adquiere gran relevancia al contener diversas especies de avifauna catalogadas "en peligro de extinción", "sensibles a la alteración de su hábitat" o "vulnerables". Por esta causa se han llevado a cabo, en esta Comunidad Autónoma, diferentes estudios sobre la problemática de las aves con el entorno y entre ellos cabe destacar la incidencia de las aves con los tendidos eléctricos.

En 1986 se inicia un trabajo pionero para evaluar el impacto de los tendidos eléctricos sobre las aves; se recorrieron diferentes líneas eléctricas, y se encontraron numerosos restos de aves cuya muerte fue determinada en un 80% por causas de electrocución y en un 20 % por colisión. Los principales grupos de especies encontrados por electrocución fueron rapaces y ciconídeos, entre los que cabe resaltar la Cigüeña negra (*Ciconia nigra*), el Águila imperial (*Aquila adalberti*), el Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*), el Águila real (*Aquila chrysaetos*), el Buho real (*Bubo bubo*), el Buitre negro (*Aegypius monachus*), el Buitre leonado (*Gyps fulvus*), el Alimoche (*Neophron percnopterus*), el Milano real (*Milvus milvus*) y el Águila culebrera (*Circaetus gallicus*). Por colisión, la mayoría de los restos, fueron de Grullas (*Grus grus*), Avutardas (*Otis tarda*) e individuos jóvenes de rapaces.

Grupo de Especies	1978-1995	2000-2001
<i>Rapaces</i>	1.836	136
<i>Zancudas</i>	310	120
<i>Esteparias</i>		9
<i>Otras aves</i>	477	43
<i>Mamíferos</i>	3	7
TOTAL	2.626	310
<i>Nº de Especies</i>	<i>al menos 98</i>	<i>al menos 28</i>

Posteriormente durante tres meses en el año 2001 se realizó un estudio intensivo sobre "La peligrosidad para la avifauna de las líneas eléctricas en la Comunidad Autónoma de Extremadura", llevado a cabo en todo el territorio y en todas las líneas de diseño peligroso. Los resultados obtenidos difieren ligeramente los datos del anterior trabajo, obteniendo una problemática de electrocución del 68 % frente a un 32 % por colisión.

PORCENTAJE DE TENDIDOS ELÉCTRICOS POR CAUSAS DE MUERTE



En el primer estudio se recogieron un total de 23.228 restos de al menos 98 especies, mientras que en el estudio de 2000-2001 se recogieron un total de 302 restos de 28 especies diferentes. No es comparable la diferencia numérica de ambos estudios debido a que en el primer caso se hizo el seguimiento durante 8 años aunque no de forma sistemática, y en el segundo sólo durante tres meses. La cifra de 302 restos debe aproximarse mucho a la cantidad real de animales que murieron en esos meses, aunque en cualquier caso está infravalorada ya que es más difícil de detectar los restos de aves muertas por colisión que los de aves muertas por electrocución.

En cualquier caso, porcentualmente, la disminución del número de especies encontradas puede ser el resultado de la aplicación, por parte de la Junta de Extremadura, de unas medidas técnicas en la construcción de líneas de nueva instalación mediante la elaboración de un Decreto en 1996. y a la modificación las líneas de diseño peligroso, que afectaban a grandes rapaces protegidas como el Águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), el Águila real (*Aquila chrysaetos*) y el Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*).

En la siguiente tabla puede observarse, por orden de aparición, las especies encontradas en diversos estudios, mediante el análisis de restos:



Ave encontrada	Especie (nombre científico)	Número
CIGÜEÑA BLANCA	<i>Ciconia ciconia</i>	105
CUERVO	<i>Corvus corax</i>	35
MILANO REAL	<i>Milvus milvus</i>	29
RATONERO COMÚN	<i>Buteo buteo</i>	25
BUITRE LEONADO	<i>Gyps fulvus</i>	23
BÚHO REAL	<i>Bubo bubo</i>	14
AVUTARDA	<i>Otis tarda</i>	13
ÁGUILA CULEBRERA	<i>Circaetus gallicus</i>	11
ÁGUILA PERDICERA	<i>Hieraatus fasciatus</i>	9
MILANO NEGRO	<i>Milvus migrans</i>	8
GARCILLA BUEYERA	<i>Bubulcus ibis</i>	5
CIGÜEÑA NEGRA	<i>Ciconia nigra</i>	5
GAVIOTA REIDORA	<i>Larus ridibundus</i>	5
BUITRE NEGRO	<i>Aegypius monachus</i>	4
ÁGUILA IMPERIAL	<i>Aquila Adalberti</i>	4
ÁGUILA REAL	<i>Aquila chrysaetos</i>	4
GRULLAS	<i>Grus grus</i>	4
CERNÍCALO	<i>Falco sp.</i>	4
AZOR	<i>Accipiter gentilis</i>	2

En Extremadura, la electrocución es especialmente frecuente entre aves de mediana y gran envergadura que utilizan los apoyos como posaderos y como lugar de nidificación. Entre los hábitats existentes se puede reseñar como especialmente propensos a la electrocución de las aves las masas forestales más o menos abiertas, dehesas y matorral mediterráneo, de las cuales, por su importancia, destacamos la "Zona de Especial Conservación y ZEPa de Sierra de San Pedro", " Parque Natural de Monfragüe", " ZEPa y LIC de Dehesas de Jerez de los Caballeros (SW de Badajoz)" y zonas de cultivo extensivo, próximos a dehesas, como la zona de Olivenza (Zona del Guadiana Internacional), Usagre-Llerena (Sur de Badajoz), La Serena (Zona Centro Badajoz) y " Zona de Especial Conservación y ZEPa de Llanos de Cáceres" y Llanos de Trujillo (Zona Centro de Cáceres). Por su parte, la colisión es un tipo de accidente más frecuente en aves con comportamiento de vuelo gregario o en bandadas, o en individuos jóvenes de rapaces, destacándose, como hábitats más frecuente para este tipo de accidentes, las zonas de invernada y paso donde se concentran grandes poblaciones de grullas (hasta 45.000 individuos) o las importantes zonas pseudoesteparias con colonias de avutardas y sisones, como son la " Zona de Especial Conservación y ZEPa de Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes", " ZEPa y LIC de La Serena", la zona de Llerena-Usagre y zona Centro de Badajoz.

En base a estos estudios la Junta de Extremadura ha adoptado una serie de medidas entre las que se incluye el desarrollo de una normativa y la elaboración de normas técnicas de aplicación para líneas eléctricas de nueva instalación. Por otro lado se están llevando a cabo modificaciones de líneas eléctricas de diseño peligroso para la avifauna, a través de convenios con compañías eléctricas como IBERDROLA, S:A. Y Red Eléctrica de España (REE) y por medio de oferta pública a empresas del sector..

INVERSIONES REALIZADAS EN EL MARCO DEL PROYECTO INTERREG III

EL Proyecto INTERREG-Faunatrans, contaba como medida principal y prioritaria la modificación de tendidos eléctricos de diseño peligroso para la avifauna. Las inversiones destinadas para la modificación de líneas eléctricas, en ambos países, se cuantifica en ochocientos veintiséis mil ciento noventa y siete euros (826.197€).

En Portugal, de los 369.058 euros de inversión en esta medida, se ha destinado 44.900 euros para la elaboración, por la Asociación Conservacionista QUERCUS, de un estudio exhaustivo para determinar el impacto de las líneas eléctricas en la avifauna en el territorio continental portugués, y 324.158 euros para la realización de mejoras de tendidos eléctricos a través de EDP (Energías de Portugal), socio colaborador del proyecto junto con el Instituto de Conservação da Natureza (ICN), SPEA (Sociedade Portuguesa pelo Estudo das Aves) y la Asociación QUERCUS.

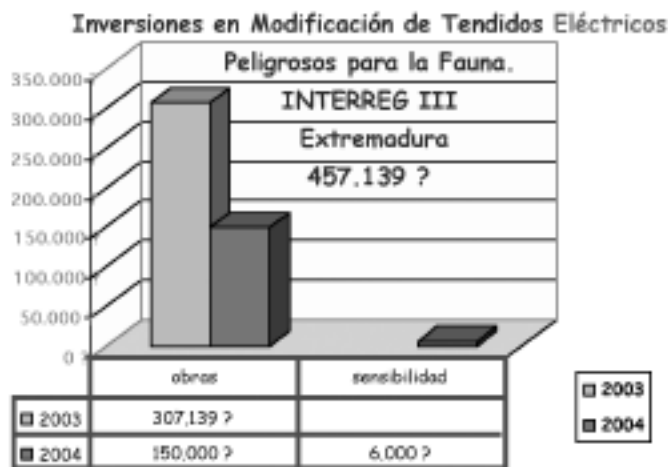
En el estudio, ejecutado entre junio de 2003 y octubre de 2004, fueron prospectadas regularmente mas de 1.000 Km. de líneas eléctricas de media tensión, en diferentes hábitats, y se detectaron 1.365 individuos de 107 especies diferentes de las cuales 27 están incluidas en el Anexo I de la Directiva Aves, entre las que cabe destacar 8 individuos de Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*), 147 de Cigüeña blanca (*Ciconia*



ciconia), 29 de Sisón (*Tetrax tetrax*), 31 de Águila culebrera (*Circaetus gallicus*), 11 Buhos reales (*Bubo bubo*), 11 de Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*), 10 de Buitre leonado (*Gyps fulvus*), 8 de Cernícalo primilla (*Falco naumanni*) y 18 de Milano negro (*Milvus migrans*).

Las líneas modificadas por EDP, en el ámbito del proyecto, están ubicadas principalmente en el Parque Natural de la "Serra de São Mamede", Parque Natural do Vale do Guadiana y en la Zona de Especial Protección de Aves de Castro Verde.

En Extremadura, durante los años 2003 y 2004, se han modificado un total de 14 tendidos eléctricos, con una cuantía económica de 457.139 euros. La mayor parte de la inversión se ha destinado a obras de modificación del diseño de las crucetas y a la señalización de los cables, teniendo en cuenta como prioridad aquellas líneas cuyos restos o cadáveres encontrados fueron las especies prioritarias del proyecto INTERREG de "Conservación de fauna transfronteriza", como son el Águila Imperial, el Águila perdicera, la Cigüeña negra y aves esteparias como avutardas y sisones. Igualmente se dio preferencia a aquellas infraestructuras situadas en Espacios Protegidos y Espacios de Red Natura 2000.



MODIFICACIÓN DE LÍNEAS ELÉCTRICAS PELIGROSAS PARA LAS AVES EN EL AÑO 2003

(INVERSIÓN DE 307.139 €)

- Modificación y señalización L.A.T y C.T. "La Herencia y los Castaños", T.M. Hornachos: 19.141,39 €. E.N.P.: ZEC "Sierra Grande de Hornachos"
- Modificación LAT y CT "el Volantín", T.M. Alburquerque y La Codosera: 27.924,51 €. ENP: próximo P.N. "Serra de São Mamede" y ZEC "Sierra de San Pedro".
- Modificación C.T. "Valdelagrana", T.M. De La Albuera: 1.621,41 €. ENP: LIC, ZEPA y Ramsar "Complejo Lagunar de la Albuera"
- Modificación apoyo amarre LAT 45 KV "Logrosan": 4.319,94 €.

- ENP: LIC y ZEPA "Sierra de las Villuercas-Ibores"
- "Modificación LAT y CT y Señalización "Llanos de Cáceres": 26.753,38€.
ENP: ZEC "Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes"
- Sustitución de línea eléctrica en Monumento Natural de "Los Barruecos", T.M. Malpartida de Cáceres: 85.751,14 €.
- Nueva instalación de línea eléctrica en el T.M. De Valencia del Ventoso-Fuente de Cantos: 37.104,13€
- Señalización de línea Eléctrica TAP de Llerena: 19.884,10€

MODIFICACIÓN DE LÍNEAS ELÉCTRICAS PELIGROSAS PARA LAS AVES EN EL AÑO 2004

(INVERSIÓN 150.000€) :

- Modificación y señalización L.M.T. y C.T. "La Lancha" T.M. Herrera del Duque: 90.000€.
ENRN2000: ZEPA y LIC "Puerto Peña – Los Golondrinos"
- Modificación LAT y CT "el Azuche" , T.M. Herrera del Duque y Castilblanco : 7.193,03€.
ENRN2000: ZEPA y LIC "Puerto Peña – Los Golondrinos" q Modificación L.A.T y C.T. "Sierras de Cijara", T.M. Herrera del Duque y Helechosa de los Montes: 8.111,43€.
ENRN2000: ZEPA y LIC "Puerto Peña – Los Golondrinos" q Modificación LAT y C.T. Del repetidor local de TV en Sierras de Arroyo de San Serván: 7.164,39€.
ENRN2000: ZEPA "Sierras Centrales y embalse de Alange "
- Modificación CT en el "Puerto de los Carneros" T.M. Garbayuela: 3.773,81€.
ENRN2000: LIC S^a de los Villares – Balbuena y LIC S^o del Escorial
- Modificación L.A.T. Y C.T. Del RTV en el Paraje "La Gineta" T.M. de Nuñomoral: 17.223,00€
ENRN 2000: LIC y ZEPA "Las Hurdes"



LOCALIZACIÓN DE LOS TENDIDOS ELÉCTRICOS MODIFICADOS POR EL PROYECTO INTERREG III. AÑOS 2003 Y 2004

NORMAS TÉCNICAS PARA LAS NUEVAS INSTALACIONES:

En el estudio de 2000/2001 se comprobó que en Extremadura existían 367 líneas eléctricas peligrosas para la avifauna. Muchas de ellas eran líneas antiguas con diseños muy peligrosos para las aves como crucetas rectas con aisladores rígidos y con elementos en tensión por encima de la cabecera del apoyo, pero algunas otras, donde se habían aplicado medidas de minimización y corrección, se comprobó que se trataba de líneas con crucetas bóvedas en las que no se contaba con suficiente distancia aislada o bien se utilizaban elementos intermedios, como alargaderas; con estas medidas las distancias requeridas quedaban aisladas de tensión, pero no aisladas de masa, por lo que las aves se seguían electrocutando. Esto motivó la decisión de la adopción de determinadas normas técnicas que se detallan a continuación:

a) Antielectrocución

- En Alineación los apoyos son, siempre que el terreno lo permita, de hormigón ya que su conductividad es menor que la del metal.
- Los elementos en tensión se disponen por debajo de la cabecera del apoyo, para evitar que haya puentes en tensión por encima de la cruceta con los que puedan contactar las aves.
- Las crucetas son de bóveda curva, para evitar que se posen grandes rapaces y varias aves a la vez.
- Se aíslan todos los puentes y la salida de los conductores, al menos en los apoyos de derivación, seccionamiento y en centros de transformación.
- Se procede al enterramiento de tramos concretos de línea cuando son zonas de alta peligrosidad por la presencia constatada de numerosos cadáveres y restos animales de especies "en peligro de extinción" y "sensibles a la alteración de su hábitat", y cuando técnicamente sea viable.
- Se instalan disuasores de posada, principalmente en los apoyos especiales, ya que la mejor solución para evitar la electrocución es evitar que las aves se posen.
- Mantenimiento de distancias aisladas: Ésta ha demostrado ser una de las medidas más importantes para evitar la muerte por electrocución, ya que al aumentar la distancia aislada disminuye considerablemente el riesgo de tocar al mismo tiempo fase y tierra. Por lo tanto con estas medidas lo que se trata es de alejar los elementos en tensión lo más posible. Se ha calculado que, al menos hay que adoptar las siguientes:
 - Distancia entre fases 150 centímetros
 - Distancia aislada entre elementos en tensión y cruceta:
 - 35 centímetros en apoyos de alineación
 - 70 centímetros en apoyos de amarre, ángulo, derivación
 - 90 centímetros en los centros de transformación.

b) Anticolisión

- Las líneas de baja tensión, o bien se entierran o se instala cable trenzado aislado para aumentar la visibilidad; además se minimiza el impacto paisajístico y visual, cada vez más extendido debido a la electrificación de la que se está dotando a las zonas rurales.
- El enterramiento de la línea en baja tensión se realizan en zonas de alto riesgo y cuando técnicamente sea viable.
- Los conductores se disponen en un solo plano mediante crucetas bóveda para eliminar líneas de colisión y aumentar la visibilidad.
- Se procede a la señalización de los cables mediante sistemas efectivos para aumentar su visibilidad, como espirales salvapájaros o balizas.



c) Antinidificación

Para evitar la nidificación en las líneas eléctricas aéreas, se han adoptado diversas soluciones tales como:

- Instalación de postes con plataforma portanido por encima de la cruceta, para evitar que las aves, especialmente las Cigüeñas blancas, hagan los nidos en la cruceta con el consiguiente riesgo de electrocución.
- Plataforma portanido, en un mástil al lado de la línea eléctrica o estructura eléctrica para evitar que usen esta para nidificar. Al mismo tiempo deben instalarse disuasores de nidificación en la línea.

CONCLUSIONES

Los estudios llevados a cabo en Extremadura han demostrado que la principal causa de mortalidad no natural en determinados grupos de aves como las rapaces y zancudas es la electrocución y colisión con tendidos eléctricos. Este problema está ocasionando en algunas especies como el águila imperial o el águila perdicera la disminución progresiva de la población.

Para evitar o reducir este problema y preservar el Patrimonio Natural es necesario que se sigan llevando a cabo las medidas de eliminación o modificación de las líneas aéreas peligrosas, mediante inversiones económicas de todas las entidades relacionadas con este sector, tanto por las Administraciones Públicas como por las Empresas Eléctricas tal y como se ha realizado en este proyecto de conservación de "Fauna Transfronteriza" del Programa Interreg III.





ANÁLISIS DE LOS ENVENENAMIENTOS EN FAUNA SILVESTRE DE EXTREMADURA: CONVENIO DE COLABORACIÓN ENTRE EL LABORATORIO DE TOXICOLOGÍA DE LA FACULTAD DE VETERINARIA DE LA UEX Y LA JUNTA DE EXTREMADURA

Dr. Francisco Soler Rodríguez, Dra. Ana Lourdes Oropesa Jiménez y Dr. Marcos Pérez López.

Unidad de Toxicología, Dpto. de Medicina y Sanidad Animal, Facultad de Veterinaria,
Universidad de Extremadura, Avda. de la Universidad s/n, 10071-Cáceres.

INTRODUCCIÓN

Extremadura alberga una riqueza faunística (diversidad, especies protegidas o en peligro de extinción, etc...) que supone un enorme valor patrimonial para la región, además de poseer un entorno ambiental bien conservado debido al mantenimiento de los usos tradicionales de la tierra y la no existencia de focos de contaminación industrial o minera importante lo que hace que disponga de espacios relevantes a nivel mundial para la fauna.

Sin embargo, y al igual que en otras regiones españolas y europeas, en los últimos años se ha notado un notable incremento en la colocación de cebos envenenados en el campo con la consiguiente mortandad entre especies animales silvestres, la mayoría de las cuales no constituyen la causa que origina la colocación de los mismos, y muchas de ellas catalogadas como protegidas o en peligro de extinción.

La preocupación por parte de las autoridades extremeñas por el uso de cebos envenenados en la región hizo que se firmara un Convenio de Colaboración entre la Dirección General de Medio Ambiente de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura, a quien le corresponden las competencias en materia de conservación de la naturaleza, y la Unidad de Toxicología de la Facultad de Veterinaria de Cáceres, que dispone de la experiencia humana y medios técnicos básicos para el diagnóstico de intoxicaciones en animales. Este convenio, denominado "Determinación de procesos toxicológicos en fauna silvestre" se firmó inicialmente para el año 2002, siendo posteriormente renovado para el bienio 2003-2004, estando en la actualidad tramitando la renovación para el 2005-2006.

Para su correcto desarrollo en los laboratorios de la unidad de Toxicología de la Facultad de Veterinaria se habilitó una sala para uso exclusivo de la manipulación y tratamiento de las muestras del convenio, con los medios materiales adecuados para ello. En esta sala se mantiene el material propio para los análisis a realizar así como se instaló una vitrina de extracción de olores en la que se colocó una lupa dirigible para el estudio minucioso de las muestras que se nos remiten.

REMISIÓN Y TRATAMIENTO INICIAL DE LAS MUESTRAS

Para un adecuado seguimiento y validación formal de todo el proceso se tiene establecido como centro de recepción de todas las muestras sospechosas procedentes de cualquier parte del territorio extremeño el Centro de Recuperación de Fauna y Educación Ambiental “Los Hornos” de la Dirección General de Medio Ambiente ubicado en Sierra de Fuentes (Cáceres). Los animales recogidos por los Agentes de Medio Ambiente de la Junta, SEPRONA y otros son remitidas al Centro de Recuperación donde se les realiza una necropsia reglada para diagnosticar la posible causa de la muerte. En caso de sospecha de intoxicación se toman muestras que se remiten a nuestro laboratorio de Toxicología, donde son entregadas directamente por personal del Centro incluyendo siempre el correspondiente Acta de Entrega de muestras donde se recogen los datos relativos a lo que se remite. Normalmente las muestras consisten en cebos sospechosos, cadáveres completos si se trata de animales de pequeño tamaño, contenido digestivo, hígado y cerebro. En casos especiales se pueden remitir muestras de hierbas, suelo, agua o productos químicos sospechosos. En el caso de animales vivos se remiten muestras de plasma o vómitos.

Una vez en el laboratorio de Toxicología a cada caso se le abre una correspondiente ficha de entrada de muestras donde se le asigna un número interno y se registra las muestras que se remiten de cada caso, su número de historia en el centro de recuperación, la especie animal de que se trata y la fecha de remisión.

Tras el examen detallado (bajo lupa de aumento normalmente) de cada muestra se rellena la correspondiente ficha de análisis en la que se describe detalladamente diversos datos (referencia en el Centro de Recuperación, existencia de acta de entrega, historia clínica o si hay presentada una denuncia, estado de conservación de la muestra, precintos, naturaleza y peso cada muestra...) y se anotan los análisis toxicológicos a realizar sobre la misma en base fundamentalmente a los hallazgos observados y la historia clínica del caso.

ESTUDIO ANALÍTICO TOXICOLÓGICO

La muestra más importante desde el punto de vista toxicológico es el contenido de aparato digestivo (particularmente el estómago, molleja o buche) si bien también consideramos como imprescindibles las muestras de hígado y cerebro. Sobre los cebos el análisis toxicológico es más fácil y rápido de realizar ya que podemos disponer muy habitualmente del compuesto tóxico en su forma original, a veces visible a simple vista, comercial o no, lo que facilita su análisis el no tener que realizar extracciones y purificaciones posteriores del extracto.



De forma rutinaria, salvo que el examen de la muestra a su entrada en el laboratorio indique otra posibilidad, todas las muestras son analizadas para investigar la presencia de compuestos anticolinesterásicos (plaguicidas organofosforados y carbamatos) ya que son los más utilizados habitualmente para la fabricación de cebos envenenados, debido a su facilidad de obtención (se utilizan normalmente en agricultura y jardinería como insecticidas) y su alta toxicidad. También se realizan las correspondientes extracciones para investigar plaguicidas organoclorados y estricnina. En numerosas ocasiones la cantidad de muestra disponible no es lo suficiente para realizar todos estos análisis o es posible que las muestras estén tan deterioradas (momificadas, esqueletizadas) que no hay materia orgánica sobre la que desarrollar el análisis toxicológico. En estos últimos casos, además de la cantidad tan pequeña de muestra que se puede extraer de los restos óseos, el único análisis indicado es el de estricnina, no existiendo normalmente más cantidad de muestra para otro tipo de análisis, teniendo en cuenta que es posible que debido al tiempo transcurrido desde la muerte del animal el posible tóxico ha podido desaparecer del cadáver. En caso de sospecha de cualquier otro tóxico se procede a realizar la metodología de extracción correspondiente.

Normalmente la metodología analítica habitual que se realiza de rutina sobre los extractos de las muestras incluye las siguientes técnicas cromatográficas:

- La cromatografía en capa fina (CCF): la usamos como técnica de screening inicial y se aplica tanto para los plaguicidas como para la estricnina.
- La cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) utilizada para la confirmación y cuantificación de los resultados de los resultados positivos de la CCF cuando el compuesto implicado es uno del grupo de los carbamatos (por otro lado los más frecuentes)
- La cromatografía de gases acoplada a detectores selectivos como el de nitrógeno –fósforo (NPD) para plaguicidas organofosforados o más generalistas pero muy eficaces en la identificación y confirmación de compuestos como es el detector de masas.

Sobre las muestras de cerebro, siempre que su estado de conservación lo permita, se realiza un análisis bioquímico de la determinación de la actividad de la enzima acetilcolinesterasa (AChE) para determinar si ha habido efecto tóxico de los plaguicidas. Esta enzima es un indicador muy específico de la exposición de animales a compuestos anticolinesterásicos (plaguicidas organofosforados y carbamatos) encontrándose en caso positivo de exposición en unos niveles inferiores a los habituales para la especie animal afectada.

De esta forma, además del análisis químico toxicológico, con el que es posible detectar el compuesto químico implicado, también se determina la existencia o no de efecto tóxico en el animal, lo que muchas veces es fundamental como herramienta de confirmación de los hallazgos químicos.

INFORME FINAL DE RESULTADOS

Una vez concluido el análisis toxicológico se realiza el correspondiente informe final en el que se detallan las muestras analizadas, el resultado obtenido y la interpretación de los datos analíticos. En este último apartado se hacen consideraciones sobre la

toxicidad del compuesto hallado, significación de la concentración encontrada y referencias bibliográficas de otros casos de envenenamiento similares por este compuesto aparecidos en la literatura científica mundial. El informe finaliza con las conclusiones en las que se debe indicar si la muerte del animal se debió a la ingestión de un compuesto tóxico y en el caso de cebos sospechosos si efectivamente la muestra debe considerarse como un “cebo envenenado” y se acompaña con imágenes del envío realizado y de la muestra, especialmente si hay hallazgos significativos, que puedan ilustrar y clarificar los resultados obtenidos.

ENVENENAMIENTOS EN FAUNA SILVESTRE DE EXTREMADURA

A continuación se recogen los resultados de la aplicación del convenio desde enero del 2002 a octubre de 2004. Durante este periodo de tiempo, el número de casos investigados, las muestras recibidas (cada caso puede incluir distintas muestras o incluso distintas especies animales) y el número total de análisis realizados se detallan en la Tabla 1.

TABLA 1. Datos globales de la aplicación del Convenio durante los tres años de vigencia, desde enero de 2002 a octubre de 2004(*)

AÑO	Nº CASOS	Nº MUESTRAS	Nº ANÁLISIS REALIZADOS
2002	37	57	95
2003	30	58	101
2004 (*)	27	40	83
Total	94	155	279

Los datos relativos al tipo de muestra recibido, el número especies animales diferentes investigadas, el número de ejemplares, así como el porcentaje de positivos aparece en la Tabla 2.

TABLA 2. Datos globales de la aplicación del Convenio relativos al tipo de muestra analizada y porcentaje de ejemplares envenenados.

TIPO DE MUESTRA	Nº ESPECIES ANALIZADAS	Nº DE EJEMPLARES	PORCENTAJE DE POSITIVOS
Aves	24	95	47
Mamíferos	10	32	72
Cebos	-	20	90
Otros	-	8	50



Sobre el tipo de muestra hay que destacar que, tanto por número de ejemplares como por diversidad de especies, son las aves (rapaces y carroñeras fundamentalmente) los animales más implicados en este estudio, siendo positivos casi un 50% del total de ejemplares. En los mamíferos, aunque su número fue menor, sin embargo el porcentaje de positividad fue más alto (72%). En el 90% de las muestras remitidas como cebos se llegó a determinar el compuesto tóxico por lo que se confirmó el que efectivamente se trataba de cebos envenenados.

TABLA 3. Especies animales y otras muestras remitidas para análisis toxicológico, con indicación del número de individuos remitidos y el número de positivos.

AVES			MAMÍFEROS		
ESPECIE	Nº INDIV.	Nº POSIT.	ESPECIE	Nº INDIV.	Nº POSIT.
Abejaruco	4	0	Garduña	1	1
Aguila calzada	1	0	Gato doméstico	4	4
Aguila imperial	4	1	Gato montés	1	0
Aguila real	2	1	Gineta	5	4
Aguilucho cenizo	4	1	Jabalí	1	0
Aguilucho pálido	1	1	Lobo	2	0
Alimoche	3	0	Nutria	1	0
Buho real	1	0	Oveja	1	0
Buitre negro	11	9	Perro	11	11
Buitre leonado	10	5	Zorro	7	3
Garza real	1	1			
Cigüeña blanca	12	0			
Cigüeña negra	4	0			
Cuervo	1	1			
Focha común	1	1			
Gallina	2	2			
Grulla	1	0	OTRAS MUESTRAS		
Lechuza común	1	0			
Milano negro	13	9	Cebos	20	18
Milano real	10	7	Productos químicos sospechosos	2	2
Oca doméstica	1	1			
Paloma turca	2	0	Tierra, restos orgánicos en nidos, hierba, insectos	6	2
Pavo real	3	3			
Ratonero común	2	2			

En la Tabla 3 se recogen las distintas especies animales implicadas, así como el número de individuos remitidos y el número de positivos a intoxicación. Igualmente se relacionan otro tipo de muestras recibidas. Destaca llamativamente como especies más afectadas los milanos (tanto negro como real) como los buitres, donde es de resaltar el hecho de que se hayan recibido más muestras de buitres negros (especie emblemática y altamente protegida) que de leonados, siendo además mayor el número de casos positivos de intoxicación. Entre los mamíferos, mayoritariamente los más afectados han sido los perros (100% de positivos en los casos remitidos) seguidos de gato doméstico y gineta. Tanto en aves como en mamíferos se remitieron especies domésticas ya que los casos procedían de cebos colocados en el campo, con posibilidad de ingestión por parte de los perros guardianes, como colocados en el interior de poblaciones.

De los compuestos químicos detectados, destaca particularmente el que dos plaguicidas del grupo de los carbamatos (aldicarb y carbofurano) sean los responsables del 80% de los casos positivos. El aldicarb se detectó en el 47% de los casos positivos (43% del total de ejemplares) y el carbofurano en el 33% de los casos positivos (35% del total de ejemplares). En un caso estuvo implicado el carbamato metomilo. El otro grupo de sustancias químicas utilizadas en los envenenamientos lo constituye los plaguicidas organofosforados, de los cuales se han detectado en concreto los siguientes compuestos: malation, clorfenvinfos, paration, fenamifos y diazinon. En dos casos se detectó la presencia simultánea de carbamatos y organofosforados (carbofurano + malation en restos de un buitre negro, y carbofurano + clorfenvinfos en un águila imperial).

Otros compuestos químicos implicados fueron la bromadiolona (rodenticida anticoagulante) y la estricnina, ambos detectados en cebos, si bien de forma minoritaria, ya que únicamente aparecieron dos casos de bromadiolona y uno de estricnina.

Los distintos grupos de compuestos tóxicos detectados y su distribución en función de los casos y del número de muestras implicadas, con diferenciación entre aves, mamíferos y cebos, se recogen en las Tablas 4 y 5.

TABLA 4. Compuestos tóxicos encontrados en relación a los casos estudiados, con distribución entre especies animales y cebos. (*) Dos casos presentaron simultáneamente dos compuestos químicos diferentes.

COMPUESTOS DETECTADOS	TOTAL CASOS Nº (%)	AVES Nº (%)	MAMÍFEROS Nº (%)	CEBOS Nº (%)
Carbamatos	47 (82.2)	21 (70)	18 (90)	7 (87.5)
Organofosforados	6 (10.5)	6 (20)	-	-
Anti-ChE sin determinar	3 (5.2)	3 (10)	-	-
Estricnina	1 (1.7)	-	1 (5)	-
Rodenticidas anticoagulantes	2 (3.5)	-	1 (5)	1 (12.5)
Casos Positivos	57(*) (100)	30 (100)	20 (100)	8 (100)



TABLA 5. Compuestos tóxicos encontrados en relación al número de individuos o muestras detectados como positivos. (*) Incluye aves, mamíferos, cebos y otras muestras.

COMPUESTOS DETECTADOS	TOTAL CASOS N° (%)	AVES N° (%)	MAMÍFEROS N° (%)	CEBOS N° (%)
Carbamatos	73 (80.2)	30 (66.7)	22 (95.6)	16 (88.9)
Organofosforados	11 (12.1)	11 (24.4)	-	-
Anti-ChE sin determinar	4 (4.4)	4 (8.9)	-	-
Estricnina	1 (1.1)	-	1 (4.4)	-
Rodenticidas anticoagulantes	2 (2.2)	-	-	2 (11.1)
Result. positivos	91 (100)	45 (100)	23 (100)	18 (100)





ESPECIES Y ESPACIOS PROTEGIDOS: EDUCACIÓN AMBIENTAL

Samuel Sánchez Cepeda

UNIVERSIDAD DE EXTREMADURA.

FACULTAD DE FORMACIÓN DEL PROFESORADO

Campus Universitario s/n. 10071 Cáceres.

Tfno: 927 257050 – 257000 (ext.7636) Fax: 927 257051

samuel@unex.es

INTRODUCCIÓN

La educación ambiental, como respuesta educativa a la creciente preocupación por el deterioro del medio ambiente, inició su andadura, entre otras razones, al constatare la paulatina desaparición de especies y hábitats naturales (pérdida de biodiversidad), coincidiendo con la aparición de las primeras voces y colectivos que demandaban medidas de protección. Asumiendo esta nueva ética ambiental, el término “biodiversidad” y todo lo relacionado con él, se ha venido traduciendo en una intensa preocupación y dedicación en todo el mundo por la desaparición irreversible y drástica de buena parte del patrimonio vivo de nuestro planeta.

LA EDUCACIÓN AMBIENTAL, LAS ESPECIES Y LOS ESPACIOS PROTEGIDOS

Los espacios naturales, los centros de interpretación, exposiciones, celebraciones o certámenes, actividades de formación, etc., son meros instrumentos en cualquier estrategia de acción en educación ambiental: el “Libro Blanco de la Educación Ambiental en España” (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 1999a) es un documento base o Estrategia Nacional de Educación Ambiental con el que se pretenden objetivos concretos.

La educación ambiental ha de ser considerada como una herramienta para resolver los problemas de gestión de especies y espacios naturales protegidos, utilizándola como recurso útil para establecer vías de comunicación que favorezcan la participación e implicación de la sociedad en la gestión. La función educativa de los espacios naturales protegidos debería canalizarse a través de los planes de uso público, desempeñando un papel fundamental en las estrategias de conservación: la toma de concien-

cia, implicación y protagonismo de los ciudadanos en la resolución de los problemas ambientales a distinta escala se verá fortalecida con una adecuada planificación desde los órganos de gestión.

La confusión y utilización indiscriminada de los términos educación, interpretación, información y comunicación ambiental evidencia la necesidad de clarificar necesidades y estrategias en este ámbito.

Generalmente los programas de educación ambiental en espacios protegidos se encuentran desvinculados de los planes de gestión, contemplándose como un servicio turístico de atención a la demanda de grupos o personas visitantes y olvidando especialmente a la población local que interviene sobre el entorno. Las estrategias, planes o programas de educación ambiental en estos entornos habrán de tener un carácter abierto que favorezca la participación de la población local en su diseño y desarrollo.

Resulta imprescindible el desarrollo de programas de educación ambiental (formal, no formal e informal) bien planificados, donde los recursos del entorno formen parte de los elementos a incorporar en cualquier plan estratégico de intervención ambiental.

LA EDUCACIÓN AMBIENTAL PARA LA CONSERVACIÓN: LAS ESTRATEGIAS DE EDUCACIÓN AMBIENTAL Y DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD:

El Convenio sobre la Diversidad Biológica fue firmado en la Conferencia de las Naciones Unidas de Medio Ambiente y Desarrollo (Río de Janeiro, 1992), y ratificado por la UE y por el Estado Español en diciembre de 1993. Con ello, se adquirió el compromiso de incorporar el principio de la conservación de la biodiversidad en nuestras políticas sectoriales, y a través del Ministerio de Medio Ambiente, se coordinó la elaboración de la Estrategia Española para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica, que fue publicada en 1999 (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 1999b). Desde una perspectiva más amplia, una Estrategia Española de Desarrollo Sostenible (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 2002) debería incorporar y coordinar a la anterior.

El Libro Blanco de la Educación Ambiental en España (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 1999a) es un documento base o Estrategia Nacional de Educación Ambiental con el que se pretenden objetivos concretos, y, siguiendo sus recomendaciones, los debates planteados en distintos foros tras su publicación, han ido surgiendo las estrategias de educación ambiental en algunas comunidades autónomas, que nos permiten apuntar algunas cuestiones clave sobre el papel de la educación ambiental en la conservación de las especies y los espacios protegidos.

Sobre la base de estos tres documentos estratégicos, y tras un diagnóstico de la situación de la educación ambiental en el contexto extremeño (Sánchez Cepeda, 2002), en el que se realiza un análisis de los 55 equipamientos y 50 mediadores registrados en nuestro ámbito, apuntamos una serie de elementos a considerar en la gestión de las especies y los espacios naturales en Extremadura:



Algunas propuestas:

- Dar desde los documentos “marco” de los espacios (PORNs o PRUGs) la suficiente importancia a las áreas educativas, como vehículo de difusión de buenas prácticas ambientales.
- Incluir en los equipos de uso público o al menos en las fases de planificación, puesta en marcha o evaluación, a personal especializado en educación y comunicación.
- Favorecer la participación pública real en el diseño de programaciones, así como en su posterior desarrollo.
- Ser muy meticulosos en estas primeras fases con estudios de capacidad de acogida serios y reales, que nos facilitarán la posterior labor y harán de nuestros planes documentos ejecutables y adaptados a la verdadera situación de nuestros ENPs.
- Definir un modelo de uso público.
- Crear equipos dedicados al Uso Público, dándole la entidad que realmente debiera tener, y separándolos de aquellos equipos exclusivamente dedicados a tareas concretas de investigación, vigilancia o administración.
- Derivar la atención de los equipamientos, a veces sobredimensionados, excesivos, y en otros casos inexistentes, hacia los programas de educación ambiental e interpretación del patrimonio. Dotar de equipamientos después de definir las necesidades, y no al revés.
- Dirigir la educación ambiental a los colectivos que realmente sean receptores óptimos para asegurar que la convertimos en herramienta de gestión y motor de cambio.
- Informar, difundir, señalar, con los suficientes recursos y pensando en todos los posibles colectivos receptores: a cada uno se llegará de un modo, y hay que tratar de llegar a todos (escolares, grupos científicos, extranjeros, discapacitados, mayores,...).
- Aprovechar las diferentes líneas de financiación para utilizar parte de los recursos al área educativa (LIFE, LEADER, PRODER,...).
- Diseñar sistemas de evaluación que cubran todos los aspectos posibles de nuestros planes o programas, y que recojan las ideas y sentimientos de todas las partes implicadas (administración, población local, visitantes), y dotarlos de estructuras operativas para su aplicación y actualización.
- Utilizar sistemas de indicadores ambientales ya existentes y aceptados mundialmente para adaptarlos a nuestro espacio.
- Huir del inmovilismo o el acomodo: cualquier momento es bueno para preguntarnos qué estamos haciendo, y si lo estamos llevando a cabo del modo correcto. Rectificar es de sabios, y los programas y los planes han de estar vivos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

- ANDELMAN, M. (1999). La comunicación ambiental en las estrategias de biodiversidad. Ciclos. Cuadernos de Comunicación, Interpretación y Educación Ambiental, n0 5, pp. 20-23.
- ANDELMAN, M. (2000). Los procesos de educación-comunicación en las estrategias de biodiversidad. Ciclos. Cuadernos de Comunicación, Interpretación y Educación Ambiental, n0 7, pp. 20-22.
- ASUNCIÓN, M. D. M. (2001). Estrategias sociales para la conservación de la biodiversidad. "De los parches al tejido social". Ciclos. Cuadernos de Comunicación, Interpretación y Educación Ambiental, n0 10, pp. 2-5.
- BENAYAS, J., y GUTIÉRREZ, J. (2000). Creando estrategias. Ciclos. Cuadernos de Comunicación, Interpretación y Educación Ambiental, n0 7, pp. 2-3.
- CALLAGHAN, P. (1998). Equipamientos en espacios naturales protegidos. Ciclos. Cuadernos de Comunicación, Interpretación y Educación Ambiental, n0 3, pp. 37-38.
- CASAS, V. (2001). Nuevos caminos para conservar la diversidad del medio rural. Ciclos. Cuadernos de Comunicación, Interpretación y Educación Ambiental, n0 10, pp. 31-33.
- CICLOS. (1998). Monográfico: Equipamientos para la Educación Ambiental. Ciclos. Cuadernos de Comunicación, Interpretación y Educación Ambiental, n0 3, 1998.
- CICLOS. (1999). Monográfico: Comunicación Ambiental. Ciclos. Cuadernos de Comunicación, Interpretación y Educación Ambiental, n0 5, 1999.
- CICLOS. (2000a). Monográfico: Creando Estrategias. Ciclos. Cuadernos de Comunicación, Interpretación y Educación Ambiental, n0 7, 2000.
- CICLOS. (2000b). Monográfico: Interpretación del Patrimonio. Ciclos. Cuadernos de Comunicación, Interpretación y Educación Ambiental, n0 8, 2000.
- CICLOS. (2002). Monográfico: Educación ambiental en espacios naturales protegidos. Ciclos. Cuadernos de Comunicación, Interpretación y Educación Ambiental, n0 11, 2002.
- CID, O. (1998). Equipamientos para la Educación Ambiental: nuevos retos. Ciclos. Cuadernos de Comunicación, Interpretación y Educación Ambiental, n0 3, pp. 4-8.
- GOBIERNO VASCO. (1997). Plan de manejo para la interpretación, investigación y educación ambiental de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Vitoria-Gasteiz: Gobierno Vasco.
- GOBIERNO VASCO. (1998). I Congreso de Educación Ambiental en Espacios Protegidos. Reserva de la Biosfera de Urdaibai. 26-29 Junio 1996. Vitoria-Gasteiz: Gobierno Vasco.
- MARTÍNEZ HUERTA, J. F. (1998). La educación ambiental como catalizador de la participación en la gestión. En: I Congreso de Educación Ambiental en Espacios Protegidos. Reserva de la Biosfera de Urdaibai, Junio 1996. Vitoria-Gasteiz: Gobierno Vasco. pp. 133-134.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. (1999a). El Libro Blanco de la Educación Ambiental [Web Page]. [URL <http://www.mma.es/ceneam/blanco/blanco.htm>] [2002].
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. (1999b). Estrategia Española para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica [Web Page]. [URL



- http://www.mma.es/conserv_nat/planes/estrateg_biodiv/diversidad.htm [2002].
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. (2002). Estrategia española de desarrollo sostenible [Web Page]. [URL <http://www.esp-sostenible.net/>] [2002].
- PARDO, A. (2000). La educación silenciosa: interpretación. Ciclos. Cuadernos de Comunicación, Interpretación y Educación Ambiental, n0 8, pp. 19-21.
- SÁNCHEZ CEPEDA, S. (2002). Diagnóstico y Perspectivas de la Educación Ambiental en Extremadura. Tesis Doctoral: Dpto. Didáctica CC. Experimentales. Facultad de Formación del Profesorado, Universidad de Extremadura.
- SÁNCHEZ CEPEDA, S., CORRALES, J. M. D. P., y CONDE, C. (2002). Guía de Equipamientos y Mediadores para la Educación Ambiental en Extremadura (CD-Rom). Cáceres: Universidad de Extremadura.
- SUREDA, J. (2002). Un modelo de evaluación de las prácticas de educación, interpretación e información ambiental en espacios naturales protegidos. Ciclos. Cuadernos de Comunicación, Interpretación y Educación Ambiental, n0 11, pp. 35-39.
- UICN-PNUMA-WWF. (1994). Parques para la Vida. Plan de acción para las Áreas Protegidas de Europa. Madrid: ICONA.
- UNESCO. (2002). Programa MAB (People living in and caring for the biosphere [Web Page]. [URL <http://www.unesco.org/mab>] [2002].





DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DEL CONEJO DE MONTE (*Oryctolagus cuniculus*) EN EXTREMADURA

*Gómez Correa, F.; Cortazar Hurtado, G.; Merchán Sánchez, T.;
Rocha Camarero, G.; Serrano Pérez, S.; Hidalgo de Trucios, S. J.*

Grupo de Investigación en Recursos Cinegéticos y Biodiversidad RCB, Universidad de Extremadura,
Facultad de Veterinaria, Avda. de la Universidad s.n., 10071 Cáceres

INTRODUCCIÓN

El Conejo común europeo (*Oryctolagus cuniculus* L.), es una especie crucial en el esquema de funcionamiento de la mayor parte de los ecosistemas de la Península Ibérica, ya que es pieza clave en la cadena trófica, siendo en muchos casos el consumidor fitófago más importante de la vegetación herbácea (Soriguer, 1988) y constituyendo el sustento fundamental de los principales depredadores. Así, en la Península Ibérica, forma parte de la dieta de 40 especies de vertebrados: 17 mamíferos, 19 aves y 4 reptiles (Soriguer y Rogers, 1979); siendo base insustituible en la alimentación de más una veintena de ellos (Delibes e Hiraldo, 1981), entre los que se incluyen especies tan amenazadas y emblemáticas como el Águila imperial (*Aquila adalberti*) y el Lince ibérico (*Linx pardina*).

Además de constituir, por todo lo antes indicado una importante riqueza natural, el conejo es uno de los más valiosos recursos cinegéticos, siendo tradicionalmente una de las piezas más valorada de la caza menor en España. Dicha importancia cinegética se ha debido a la abundancia y amplia distribución que presentaba en épocas pasadas. En este sentido, ha desempeñado un relevante papel como pieza amortiguadora o tampón del efecto de la caza, soportando una parte considerable de la presión cinegética, evitando en cierta manera un mayor impacto de esta actividad sobre otras especies presumiblemente más sensibles por sus características poblacionales.

En las últimas décadas esta especie ha experimentado un acusado descenso en sus densidades poblacionales y áreas de distribución, debido entre otras causas a fuertes presiones tanto de tipo patológico, cinegético o alteraciones del hábitat. Ante esta situación se hace necesario el estudio del estado y distribución actual del conejo en la comunidad extremeña, permitiendo establecer un conocimiento básico para la recuperación de las poblaciones mediante su adecuada gestión.

SITUACIÓN EN EXTREMADURA

Si hubiera que hacer un diagnóstico de la situación de las poblaciones de conejo en nuestra región en el momento actual, basado en nuestro conocimiento global del medio natural extremeño, éste reflejaría un status muy variado y desigual. La inmensa mayoría de poblaciones de conejo en nuestra región, como también ocurre en la mayor parte del resto de la Península Ibérica, mantienen unas densidades poblacionales inestables, muy sensibles a los cambios, de forma que varían notablemente de una temporada a otra. Esta exigüidad poblacional está a su vez agravada por fuertes presiones de tipo patológico, cinagético o de cambios de hábitat. Esta situación empeora notablemente con los manejos habituales actuales de repoblación y suelta de conejos de origen genético desconocido, pero siempre de mucha menor variabilidad genética que los conejos silvestres, sin contemplar por tanto las mínimas precauciones genéticas, ecológicas y sanitarias.

RELEVANCIA DE LOS SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA

La conservación de las poblaciones de conejo y su correcta gestión, requiere una información detallada obtenida normalmente a través de trabajos de campo exhaustivos y costosos. Estos muestreos están limitados a su vez a extensiones superficiales reducidas, por lo que a escala regional su eficacia queda muy mermada.

Los Sistemas de Información Geográficos (SIG) han destacado como una herramienta de gran utilidad en la detección de variables relevantes de tipo espacial a escala regional (Osborne et al., 2001), y que en conjunción con otros avances en la teledetección y de tipo estadístico, permiten la elaboración de modelos predictivos de distribución precisos, además de esclarecer tanto cuestiones ecológicas y de selección de hábitat (Suárez-Seoane *et al.*, 2002)

Los mapas de distribución y hábitats potenciales de las especies animales, son de gran utilidad en proyectos conservación y manejo de especies animales. Estos mapas están normalmente basados en costosos muestreos realizados en un número de áreas muy reducido, obteniendo mapas continuos gracias a la generalización subjetiva de los resultados obtenidos en dichos muestreos. Con el uso de métodos mucho más objetivos y precisos, como son los SIG y la teledetección, hacen el proceso más sencillo y preciso (Palmeirim, 1988). El desarrollo de los SIG hace posible un análisis consistente a escala regional, que es el mejor nivel para la conservación y gestión de especies (Corsi *et al.* 2000).

Actualmente se dispone de numerosas herramientas de gestión y un suficiente repertorio de vacunas y tratamientos para, al menos, paliar los problemas patológicos. Pero los escasos estudios sobre poblaciones silvestres abogan por una recuperación lo más natural posible, evitando un excesivo intervencionismo e intentando potenciar aquellos factores beneficiosos. El conocimiento de la distribución y abundancia del conejo en Extremadura, permitirán saber dónde, cómo y en qué medida es necesaria la intervención, facilitando esa recuperación natural allí donde sea posible.

Por todo ello, se hace necesario proveer los conocimientos científicos de la situación y distribución actual del conejo en Extremadura. Proporcionando así el punto de partida para determinar aquellos factores del medio que afectan a sus poblaciones y



de esta manera sentar las bases para una gestión integral con vistas a su recuperación, lo que a su vez redundará en la conservación de otras especies.

METODOLOGÍA

Recopilación, transformación y adecuación de la información

En la recopilación de datos sobre las poblaciones de conejo para los años 2001 y 2002, que se llevaron a cabo para toda Extremadura. Para la recogida de información se han utilizado cuestionarios y mapas, donde se hacen constar las características y localización de los distintos asentamientos poblacionales. La información recogida mediante estos cuestionarios se divide en varios apartados. El primero hace referencia a las características del coto de caza en el que se lleva a cabo la actividad cinegética, indicando el tipo de coto, superficie, etc. En un segundo grupo de preguntas se engloban las referentes a la actividad cinegética que se lleva a cabo, entre los que figuran los factores a partir de los que se elaborarán los Índices de Abundancia Cinegética (ICA).

A continuación se procedió a la digitalización de los acotados existentes en la comunidad extremeña para el año 2002, a partir de la información contenida en las hojas 1:50.000 cedidas por las respectivas Administraciones de Cáceres y Badajoz. Para su consecución se empleó el paquete de software AutoCAD v. 14.0. Como resultado se obtuvieron los acotados en formato digital, localizados y referenciados espacialmente al Huso 30 del sistema de coordenadas UTM. Posteriormente se caracterizaron los acotados de acuerdo con las informaciones obtenidas mediante los cuestionarios, asociando así las distintas unidades espaciales formadas por los acotados con las características poblacionales del conejo de monte registradas en los mismos. Para la realización de esta tarea se emplearon los paquetes de software específicos SIG de ArcView 3.2 y MapINFO 7.0.

Análisis de la situación y distribución de las poblaciones cunícolas

Para poder proceder al análisis de la distribución del conejo de monte se elaboraron mapas donde se reflejan características relacionadas con la situación de las poblaciones de conejo muestreadas, como son la frecuencia de avistamiento, tendencia poblacional y densidad mediante el uso de Índices Cinegéticos de Abundancia "ICA".

Una primera aproximación para analizar la distribución del conejo podría ser la de frecuencia de avistamiento, variable recogida para cada uno de los cotos muestreados indicando no sólo la distribución del conejo, sino que también informa acerca de sus densidades. Otra información de gran valor es la que registra la evaluación de la evolución de las distintas poblaciones según su tendencia hacia la recuperación y aumento de las poblaciones o hacia la disminución y desaparición de las mismas. Pero sin duda, la forma más fiable para evaluar el estado y densidad de las poblaciones de conejo es mediante el cálculo de los Índices Cinegéticos de Abundancia "ICA's". Donde, el ICA se define como la relación entre el número de capturas realizadas por cazador y año, siendo una medida de la densidad poblacional estandarizada que permite su análisis comparativo.

Tabla 1: Características de las variables incluidas en los análisis

VARIABLES	CARACTERÍSTICAS	ORIGEN
<i>Datos poblacionales (Oryctolagus cuniculus)</i>		
- Localización poblaciones - Frecuencia avistamiento - Tendencia población - ICA	Período 2001-2002	Mediante cuestionarios y muestreo de campo
<i>Caracterización Cotos de Caza</i>		
- Delimitación - Localización - Extensión superficial	Digitalización a partir mapas 1:50.000	Consejería Medio Ambiente Junta de Extremadura

DISCUSIÓN Y RESULTADOS

DISTRIBUCIÓN DEL CONEJO EN EXTREMADURA

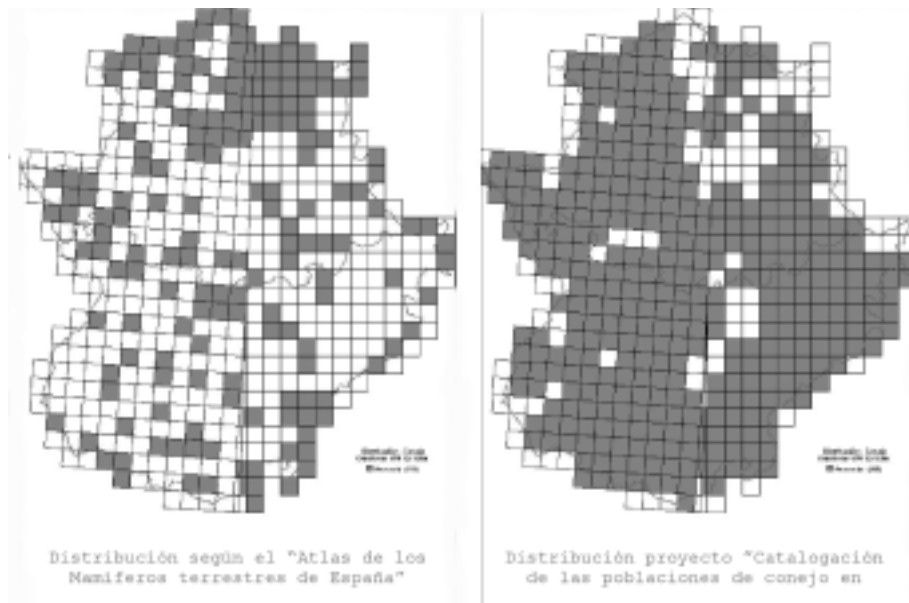
Como resultado de las tareas de recolección de la información y toma de datos, se obtuvieron cuestionarios con datos tanto de los cotos como de las poblaciones cunícolas existentes en los mismos, alcanzando un tamaño de muestra de 687 acotados muestreados. La distribución de estos puede ser considerada como amplia y representativa (ver Mapa 1).

Mapa 1. Distribución de los acotados muestreados.

Para analizar la distribución del conejo de monte en Extremadura, se representan los valores positivos en cuanto a presencia de la especie dentro de los acotados muestreados. Si llevamos a cabo la representación de su distribución como la presencia



de la especie en cuadrículas UTM de 10 x 10 kilómetros, podremos compararla con la que se ha obtenido en un reciente estudio de la situación y distribución del conejo en España como es el “Atlas de los Mamíferos terrestres de España” (2002) (Ver Mapa 2). El número de cuadrículas UTM donde se distribuye el conejo en Extremadura según este estudio es de 398 cuadrículas de las 518 totales que abarcan el territorio extremeño, esta distribución es más amplia que la reflejada en el mencionado Atlas, donde se encuentra presente en únicamente 181 cuadrículas, suponiendo una diferencia de 217. Consecuentemente, se puede afirmar la presencia del conejo en al menos 398 cuadrículas, mientras en las 120 restantes del total no se ha podido constatar su presencia.



Mapa 2. Distribución comparada del conejo en cuadrículas UTM 10x10 km en Extremadura.

TENDENCIAS Y DENSIDADES POBLACIONALES

Si analizamos ahora, no sólo la distribución de la especie, sino además la frecuencia o densidad de la misma, una forma de representar la distribución del conejo podría ser la de frecuencia de avistamiento. Se establecieron seis niveles o categorías para esta variable reflejando la frecuencia de avistamiento durante las jornadas de caza, obteniéndose los resultados reflejados en la Tabla 2 y el Mapa 3. Es destacable el porcentaje obtenido para los acotados donde han desaparecido las poblaciones cunícolas (15%), así como los acotados donde los avistamientos son prácticamente nulos (33%) o escasos (29%).

Tabla 2: Frecuencia de avistamiento de conejo en los acotados

Frecuencia de avistamiento	Nº de acotados	%
Sin datos	11	2
Nunca ha habido	16	2
Han desaparecido	103	15
Casi nunca	225	33
Algunas veces	198	29
Frecuentemente	72	10
Siempre	62	9

Mapa 3. Frecuencia de avistamiento en los distintos acotados.

Otra información de gran valor es la de evaluar la evolución de las distintas poblaciones según su tendencia hacia la recuperación y aumento de las poblaciones o hacia la disminución y desaparición de las mismas. Para ello se analizó una variable que medía la tendencia poblacional experimentada en los distintos acotados. Esta información fue recabada por medio de los cuestionarios realizados a los gestores, buenos conocedores de cada uno de los acotados. Como resultado de este estudio acerca de la tendencia poblacional se desprende que la tendencia poblacional es regresiva en un 65 % de los casos muestreados, mientras que únicamente el 8,5% se mantiene y un 4% de los acotados ha experimentado aumento en sus poblaciones de conejo (ver Tabla 3 y Mapa 4). Se confirman así los datos obtenidos para la frecuencia de avistamiento, y a su vez confirman una tendencia negativa de las poblaciones de conejo de monte.



Mapa 4. Tendencia poblacional en los distintos acotados.

Tabla 3: Tendencia poblacional del conejo en los acotados

Tendencia poblacional	Nº de acotados	%
Sin datos	52	8
Desaparecieron	101	15
En regresión	449	65
Se mantienen	58	8
En aumento	27	4

La forma más fiable para evaluar el estado y densidad de las poblaciones de conejo es mediante el cálculo de los Índices Cinegéticos de Abundancia “ICA”. El ICA se define como la relación entre el número de capturas realizadas por cazador y año. Esta es una medida de la densidad poblacional estandarizada que nos permite su análisis comparativo. En la obtención de este índice se adoptaron cuatro clases de abundancia en concordancia con los valores numéricos obtenidos para la totalidad de los acotados (ver Tabla 4 y Mapa 5)).

Mapa 5. Índices Cinegéticos de Abundancia “ICA” – densidad poblacional.

Tabla 4: Índices Cinegéticos de Abundancia “ICA”

Densidad	ICA	Nº de acotados	%
Escaso	0 < 1	488	71
Poco abundante	1 < 10	168	24
Abundante	10 < 50	25	4
Muy abundante	> 50	6	1

En una primera aproximación o análisis de la distribución de los acotados según las distintas medidas de densidad o tendencia poblacional, no se observa ninguna tendencia latitudinal o longitudinal que explique el estatus de las poblaciones cunícolas en Extremadura. Esto viene determinado por la distribución generalizada de las distintas densidades o tendencias, donde además se hace evidente una disminución acentuada en ambos parámetros, demostrando la desaparición (15% de los acotados muestreados) o disminución (80 %) en cuanto a la tendencia poblacional y donde las densidades son escasas en un 71% de los acotados según los ICA, frente al exiguo 5% donde las poblaciones son abundantes o muy abundantes.



AGRADECIMIENTOS:

El presente estudio ha sido posible gracias a la financiación de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente y la confianza depositada en nosotros por parte de don Guillermo Crespo Parra, Director General de Medio Ambiente, y don Isidro Lázaro Santos, jefe del Servicio Forestal, Caza y Pesca de la Junta de Extremadura. También queremos agradecer a la Federación Extremeña de Caza y a un gran número de colaboradores voluntarios la inestimable ayuda prestada en la obtención de datos por toda Extremadura.

BIBLIOGRAFÍA

- Corsi, F., De Leeuw, J. and Skidmore, A. (2000). Modelling species distribution with GIS. In *Research Techniques in Animal Ecology. Controversies and Consequences.* (eds. Boitani, L., and Fuller, T.K.). Columbia University Press, New York.
- Delibes e Hiraldo, (1981). The rabbit as prey in the Mediterranean Ecosystem. En Myers, K. & McInnes, C.D. (eds). *Proceedings of the World Lagomorph Conference*, Guelph, Ontario, p: 601-613.
- Osborne, P.E., Alonso, J.C. & Bryant, R.G. (2001). Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. *Journal of Applied Ecology*, 38, pp. 458-471.
- Palmeirim, J.M. (1988). Automatic mapping of avian species habitat using satellite imagery. *OIKOS*, 52, pp. 59-68.
- Palomo, L.J. y Gisbert, J. (2002). *Atlas de los mamíferos terrestres de España.* Dirección General de la Naturaleza-SECEM-SECEMU. Madrid.
- Soriguer, R. & Rogers, P.M., (1979). The European wild rabbit in Mediterranean Spain. En Myers, K. And Macinnes C.D. (eds), *Proceedings of the World Lagomorph Conference Held in Guelph.* University of Guelph, Ontario, p: 601-613.
- Soriguer, R., (1988). Alimentación del conejo (*Oryctolagus cuniculus* L. 1758) en Doñana. SO, España. *Doñana Acta Vertebrata* 15: 141-150.
- Suárez-Seoane, S., Osborne, P.E. & Alonso, J.C. (2002). Large-scale habitat selection by agricultural steppe birds in Spain: identifying species-habitat responses using generalised additive models. *Journal of Applied Ecology*, 39; pp. 755-771.





CARACTERIZACIÓN GENÉTICA DEL CONEJO DE MONTE EN EXTREMADURA

Cortazar Hurtado, G., Gómez Correa, F., Merchán Sánchez, T., Serrano Pérez, S., Hidalgo de Trucios, S. J., Rocha Camarero, G.

Grupo de Investigación en Recursos Cinegéticos y Biodiversidad RCB,
Universidad de Extremadura, Facultad de Veterinaria,
Avda. de la Universidad s.n., 10071 Cáceres

INTRODUCCIÓN

Milton (1980) estableció una clara relación entre el polimorfismo genético y la capacidad adaptativa de los individuos. Especialmente, con algunos de los componentes de esta capacidad como son, entre otros, la tasa de crecimiento, el vigor, la fecundidad y la viabilidad. Estos componentes se incrementan o mejoran a medida que lo hace la diversidad genética.

En el caso del conejo, la mixomatosis y la enfermedad hemorrágica vírica son virosis y como tales, cuando se producen, carecen de tratamiento mediante medicamentos. En estas circunstancias, la “responsabilidad” de defensa contra la infección recae sobre el propio organismo infectado, que debe activar su sistema de defensa generando anticuerpos para tratar de vencer al antígeno vírico. Estos anticuerpos son específicos no sólo para un determinado virus, sino para la correspondiente cepa, mutación, etcétera. Pues bien, la capacidad para generar anticuerpos está determinada por la información genética contenida en el ADN. En otras palabras, cuanto más rico y diverso o, lo que es lo mismo, genéticamente polimórfico sea un organismo, mayor será su capacidad para generar defensas frente a los diversos agentes, sean patógenos o de otro tipo.

Los estudios realizados por científicos de varios países (Van der Loo *et al.*, 1991, 1997) permiten afirmar que todos los manejos ejercidos por el hombre sobre el conejo, desde antes de los romanos (hace más de 2000 años), consistentes en toda una serie de procesos de traslocaciones, reintroducciones, repoblaciones y domesticación, han generado una pérdida continuada de información genética. Lo que ha constituido y constituye una forma de disminuir la capacidad de respuesta del sistema inmunológico, es decir de las defensas del organismo. Esta situación se agrava drásticamente con los manejos habituales actuales, repoblando y soltando de forma asidua conejos, procedentes de la cría en cautividad, de origen genético desconocido (cruzados con domésticos o incluso con otras especies), pero siempre de mucha menor variabilidad genética que nuestros conejos silvestres.

Actualmente la precaria situación poblacional del conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*), debida a los problemas patológicos, es objeto de atención por parte de científicos, responsables de las administraciones y gestores cinegéticos particulares. La mayoría de ellos abogan por una regeneración natural que depende, en buena medida, de las características genéticas y, más en concreto, de la variabilidad genética.

Resulta evidente que cuanto mayor sea el tamaño y la diversidad genética de las poblaciones, mayor será la probabilidad de desarrollar una resistencia a las enfermedades y también la posibilidad de que esa resistencia sea transmitida entre generaciones extendiéndose en la población.

Hay dos subespecies de conejo de monte del género *Oryctolagus* y ambas están presentes en la Península Ibérica. Encontramos la subespecie *Oryctolagus cuniculus cuniculus* distribuida tanto en la parte Oriental y Central de la Península Ibérica como en el resto de Europa, y *Oryctolagus cuniculus algirus* presente en la zona mas Suboccidental de la Península y Norte de Africa (Ellerman & Morrison-Scott, 1951; Saint-Girons, 1973; Wilson & Reeder, 1992).

Como ambas subespecies son indistinguibles morfológicamente se ha recurrido a análisis genéticos para su identificación. En las últimas décadas se han llevado a cabo diversos trabajos con ADNmt, demostrándose que es una herramienta imprescindible para poder diferenciar entre subespecies que de otra forma serían indistinguibles. El conocimiento de la secuencia completa del ADNmit de *Oryctolagus cuniculus* (Gissi *et al.*, 1998) permite estudiar la variabilidad genética de poblaciones concretas. El estudio de fragmentos de restricción polimórficos (RFLP) de la molécula entera de ADN mitocondrial determinaron la existencia de dos linajes maternos claramente diferenciados (Ennafaa *et al.*, 1987; Biju-Duval *et al.*, 1991). El linaje A que correspondería a *O. c. algirus* y el linaje B que correspondería a *O. c. cuniculus* del cual derivan también los conejos domésticos (Biju-Duval *et al.*, 1991; van der Loo *et al.*, 1991; Ferrand, 1995; Branco & Ferrand, 1998).

Un estudio genético comparativo entre conejos domésticos y poblaciones de conejos silvestres procedentes de diversas zonas de Europa y Australia desarrollado entre 1989 y 1994 (Soriguer y Beltran, 1995), ha puesto de manifiesto que, en contraste con la extremadamente reducida variabilidad genética mostrada por los domésticos, los pertenecientes a poblaciones de vida libre de Andalucía y Portugal son los que muestran una mayor variabilidad que se traduce en una mejor respuesta frente a las enfermedades y otros factores de riesgo.

Oryctolagus cuniculus algirus es la subespecie con mayor variabilidad genética. Según Ferrand *et al.* (1998) tendría distribución en Extremadura, aunque gran parte de esta se considera como zona de hibridación entre ambas subespecies (Mapa 1).



Mapa 1: Distribución de las dos subespecies de *Oryctolagus cuniculus* según Ferrand et al., 1998.

En este trabajo se ha estudiado una amplia muestra representativa de las poblaciones de Conejo Silvestre de Extremadura, mediante el análisis con fragmentos de restricción polimórficos en ADN mitocondrial (Branco et al., 2000).

Con este estudio genético se pretende caracterizar las distintas poblaciones de conejo presentes en el territorio extremeño y comprobar la posible intromisión de conejos de menor variabilidad genética lo que podría causar a la larga un declive de las poblaciones autóctonas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se obtuvieron muestras de 425 conejos de monte procedentes de distintos puntos de la geografía extremeña. Las muestras se recogieron mediante la captura de conejos “in vivo” o aprovechando la temporada de caza. En cada caso se recopiló información para poder determinar si se habían realizado, en algún momento presente o pasado, repoblaciones en las zonas de procedencia de las muestras.

El protocolo para la obtención de muestras consistió en la extracción de un trozo de tejido de la oreja del conejo que, una vez etiquetado con la fecha de recogida y matrícula del coto de recolección, se sumergió en Etanol al 96%.

Para los análisis genéticos hemos contado con el apoyo y colaboración del equipo de genetistas del CIBIO-ICETA de la Universidad de Oporto, liderado por los doctores N. Ferrand y M. Branco. Este análisis consistió en la identificación de los dos haplotipos existentes en la población de conejos extremeños mediante el estudio de los fragmentos de restricción del citocromo b del ADN mitocondrial (ADNmt). Este análisis consta de las siguientes fases:

Extracción del ADNmt:

Las células de la muestra de tejido se lisaron con Proteinasa K. La extracción del ADNmt se realizó con fenol/cloroformo y posterior precipitación en etanol usando técnicas clásicas ya contrastadas en diversos trabajos anteriores como: (Ennafaa *et al.*, 1987; Biju-Duval *et al.*, 1991).

Amplificación del citocromo b:

Una vez extraído el ADNmt se trabajó con un patrón electroforético de 1147 pb que constituye la mayor parte del citocromo b. Las reacciones de amplificación se realizaron en un volumen total de 24 μL por muestra que contenía: 2 μL de tampón de PCR, 0,5 μM dNTPs, 1 μM de cada cebador y 0,2 μL de Taq polimera (EcoTaq polimerasa). Las amplificaciones se realizaron en un termociclador (Biometra T3) siguiendo el siguiente programa: 3 min a 96°C, 40 ciclos de 1 min a 94°C, 1 min a 55°C y 1 min a 72°C con un paso final de elongación de 3 min a 72°C. Los cebadores utilizados fueron Rcb (5' CTG GGA CCT TCA TTT GAG GA 3') y Lcb (5' AAT GAC CAA CAT TCG CAA AA 3').

Digestión:

El fragmento de amplificación de 1147 pb fue digerido con la enzima de restricción Alu I, combinando 3,5 μl de PCR y 5 μl de Mix, mediante la incubación de la muestra en una estufa a 37°C durante 3 horas.

La enzima de restricción Alu I genera 8 patrones de diferente peso molecular a los que se ha llamado A, B, C, D, E, F, G y H (Tabla 1) siendo D, E, F y G característicos del linaje *O. c. algirus* y mientras que A, B, C y H corresponden a *O. c. cuniculus* (Branco *et al.*, 2000).

Los patrones se separaron mediante electroforesis en geles de agarosa al 3% en tampón TBE 0,5%, en el que se cargaron 4 μl de muestra homogeneizados con 3 μl de azul de bromofenol, dejando uno de los carriles para el marcador de peso molecular. Una vez realizada la electroforesis los geles se sumergieron en bromuro de etidio (0,5% w/v) durante 10 min y posteriormente los distintos patrones fueron visualizados con luz ultravioleta (Bio-Rad, T2A).

Tabla 1: Patrones obtenidos de la amplificación del fragmento de DNAm (1147 pb) de conejo presente en el citocromob. Los fragmentos generados con la enzima de restricción AluI están ordenados de acuerdo a su posición a lo largo de la secuencia.

ENDONUCLEAS A	PATRONES							
	A	B	C	D	E	F	G	H
AluI	878	572	572	572	482	1147	572	155
	269	289	306	616	90	-	333	417
	-	17	269	-	575	-	242	306
	-	269	-	-	-	-	-	269



RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se han analizado mediante las técnicas genéticas arriba descritas, 425 muestras colectadas de distintos puntos de la geografía extremeña. La procedencia de estas muestras está muy repartida, de forma que se han prospectado el 42% de las cuadrículas 1:50000 pertenecientes a Extremadura. Este muestreo supone una representación de resultados correspondientes a un total de 16 comarcas de las 22 totales en la Comunidad (Mapa 2).



MAPA 2: Muestras de conejo analizadas distribuidas según las distintas cuadrículas correspondientes a la cartografía regional a escala 1:50000 (mapa izquierda) y por comarcas (mapa derecha). La intensidad del rojo indica se relaciona con las muestras obtenidas.

Del total de las muestras analizadas se ha observado que la proporción de *O. c. algirus* es del 77% del total, mientras que *O. c. cuniculus* supone el 23% restante (Figura 1).

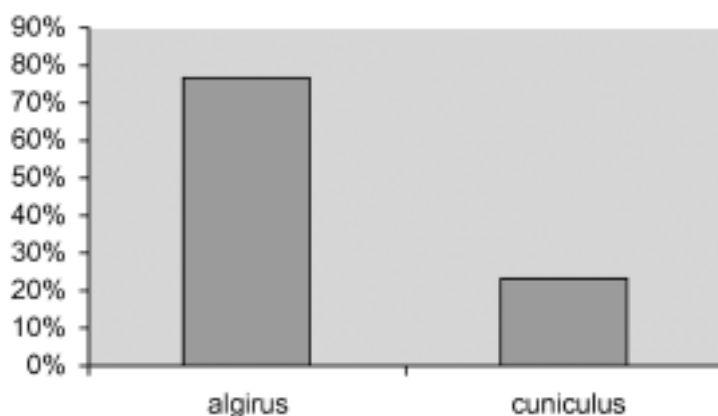
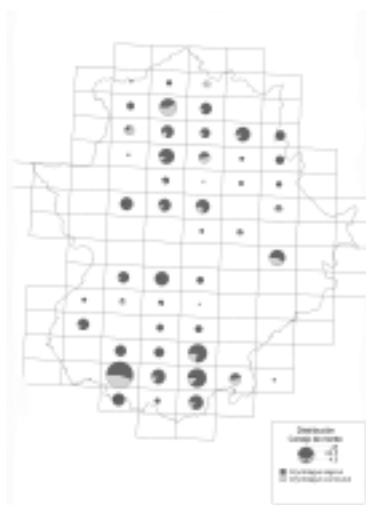


Figura 1.- Histograma de frecuencias, expresadas en porcentaje, de la presencia de las estirpes *O. c. algerus* y *O. c. cuniculus* en el conjunto de muestras analizadas.

Por lo que podemos observar en el Mapa 1 (ver introducción), Extremadura se suponía zona de contacto entre las dos subespecies por lo que cabría esperar que ambas estuviesen en proporción similar. Sin embargo, como se puede ver en nuestros resultados, la proporción de *O. c. algerus* es mayor que la de *O. c. cuniculus* en la practica totalidad de los puntos muestreados (Mapas 3 A y B). Esto nos hace pensar que la subespecie *O. c. algerus* es la que originariamente ocuparía la práctica totalidad del territorio extremeño, habiéndose podido producir un posible intromisión de *O. c. cuniculus* en diversos puntos de la región que, según nuestros datos parecen coincidir con áreas de repoblaciones históricas. Aunque, afortunadamente, las repoblaciones suelen realizarse de forma inadecuada lo que se traduce en un escaso éxito de las mismas y, en consecuencia, una ralentización del proceso de “contaminación” genética de la estirpe autóctona.



MAPA 3A: Representación gráfica, mediante diagrama sectorial, de la distribución de las dos subespecies *O. c. algerus* y *O. c. cuniculus* según las distintas cuadrículas correspondientes a la cartografía regional a escala 1:50000. (izquierda) y distribuido por comarcas (derecha).



Considerando únicamente la distribución de *O. c. cuniculus*, se detecta un mayor porcentaje de presencia, en el sur de la provincia de Badajoz. No obstante, la mayor abundancia de esta subespecie en Cáceres se observa al norte de la provincia (Mapas 3A y B).



MAPA 3B: Representación gráfica, mediante diagrama sectorial, de la distribución de las subespecies *O. c. algirus* y *O. c. cuniculus* según las distintas comarcas.

Analizando más en profundidad los resultados genéticos, y tal y como se ha descrito en material y métodos, hemos realizado nuestro estudio con fragmentos de restricción polimórficos correspondientes al citb del ADNmt de *Oryctolagus cuniculus*. Para ello se pueden utilizar ocho enzimas de restricción diferentes que cortan dicho fragmento por zonas dianas presentes en el fragmento de 1120 pb del citb. Las ocho enzimas de restricción específicas para el citb son las siguientes: AluI, BsaI, DdeI, FokI, HaeIII, MseI, TaqI y Tsp5091 (Branco et al., 2000).

En nuestro estudio hemos utilizado la enzima de restricción Alu I por considerarse que es la que distingue todos los fragmentos de ambas subespecies. De los ocho patrones descritos (ver material y métodos) se han encontrado los siguientes (Tabla 2):

- En el caso *O. c. cuniculus* los patrones encontrados han sido el A, B y C siendo el más abundante el C con un 11,8% sobre el total de las muestras.
- En la subespecie *O. c. algirus* los patrones hallados han sido el D y F con un claro predominio del fragmento D (76,4%) con respecto al total de las muestras prospectadas.

Tabla 2: Porcentajes de distribución de las muestras analizadas según las subespecies y los patrones encontrados en nuestro estudio.

SUBESPECIES CUNÍCULAS	PATRONES	% ABUNDANCIA MUESTRAS	% ABUNDANCIA POR SUBESPECIES
<i>O.c.cuniculus</i>	A	5,4	23,5
	B	5,9	25,5
	C	11,8	51
<i>O.c.algirus</i>	D	76,4	99,4
	F	0,5	0,6

En el cómputo de las muestras de *O. c. cuniculus* se encuentra una proporción claramente mayor también en el fragmento C (51%), frente a los fragmentos A y B que están en un 23,5% y 25,5% respectivamente (ver % abundancia por subespecie en Tabla 1). El fragmento C corresponde a la estirpe silvestre lo cual indicaría que al menos la mitad de las poblaciones de *O. c. cuniculus* que encontramos no corresponden a conejos procedentes de granja. En cambio con este análisis no se puede distinguir si los fragmentos A y B corresponden a estirpes silvestres o domésticas. Sería interesante realizar en el futuro un estudio más detallado de estas muestras (para mas detalles ver Branco *et al.*, 2000), con el fin de poder determinar la procedencia de dichos conejos.

Los análisis realizados con ADNmt solo dan información sobre la línea materna así que no podemos saber el grado de hibridación de los individuos estudiados. En un futuro se pretende realizar estos análisis con el cromosoma Y para así poder determinar el grado de hibridación de los conejos.

CONCLUSIONES

En los análisis realizados se aprecia un claro predominio de la subespecie *Oryctolagus cuniculus algirus* frente a *Oryctolagus cuniculus cuniculus*, lo que nos hace pensar que es la subespecie originaria en toda Extremadura y genera una clara evidencia en contra de la hipótesis formulada por Ferrand *et al.* (1998) que propone una amplia zona de solapamiento entre ambas subespecies que abarcaría la práctica totalidad de Extremadura.

La presencia de *O. c. cuniculus* parece justificarse por la proliferación de repoblaciones a partir de conejos foráneos de la región y, en cualquier caso, constituye, si se mantiene, una clara amenaza de futuro, ya que conllevaría la pérdida progresiva de variabilidad genética.

Esta pérdida de variabilidad genética puede suponer una peor adaptación, tanto a variaciones patológicas como ambientales, pudiendo esto agudizar el declive de las poblaciones del conejo de monte.



AGRADECIMIENTOS

El presente estudio ha sido posible gracias a la financiación de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente y la confianza depositada en nosotros por parte de don Guillermo Crespo Parra, Director General de Medio Ambiente, y don Isidro Lázaro Santos, jefe del Servicio Forestal, Caza y Pesca de la Junta de Extremadura. También queremos agradecer a la Federación Extremeña de Caza y a un gran número de colaboradores voluntarios la inestimable ayuda prestada en la obtención de datos por toda Extremadura. Para los análisis genéticos hemos contado con el inestimable apoyo de los doctores N. Ferrand y M. Branco del CIBIO-ICETA de la Universidad de Oporto sin los cuales no hubiese sido posible este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Blanco, J. C. & González, J. L. (Eds.), 1992. Libro Rojo de los Vertebrados de España. ICONA. Colección Técnica. Madrid. 714.
- Branco, M. & Ferrand, N., 1998. Genetic polymorphism of rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) tissue acid phosphatases (ACP2 and ACP3). *Comp. Biochem. Physiol.*, 120B, p: 405-409.
- Branco, M.; Ferrand, N.; Monnerot, M., 2000. Phylogeography of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in the Iberian Peninsula inferred from RFLP analysis of the cytochrome b gene. *Heredity* 85, p: 307-317.
- Biju-Duval, C.; Ennafaa, H.; Denneboug, N., 1991. Mitochondrial DNA evolution in Lagomorphs: origin of systematic heteroplasmy and organization of diversity in European rabbits. *J. Mol. Evol.*, 33; 92-102.
- Delibes, M. & Hiraldo, F., 1981. The rabbit as prey in the Mediterranean Ecosystem. En Myers, K. & McInnes, C.D. (eds). *Proceedings of the World Lagomorph Conference*, Guelph, Ontario, p: 601-613.
- Ellerman, J. R. & Morrison-Scott, T. C. S., 1951. *Checklist of the Palearctic and Indian Mammals 1758-1946*. Trustees of the British Museum, London.
- Ennafaa, H.; Monnerot, M.; Gaaied, A.; Mounolou, J. C., 1987. Rabbit mitochondrial DNA: preliminary comparison between some domestic and wild animals. *Genetic. Sel. Evol.*, 19: 279-288.
- Ferrand, N. 1995. *Varição genética de proteínas em populações de coelho (Oryctolagus cuniculus)*. Análise da diferenciação subespecífica, subestruturacao, expansao geográfica e domesticação. PhD Thesis, Faculdade de Ciências, Universidade do Porto, Porto.
- Ferrand F, Gonçalves, H.; Alves P. C., 1998. *Biologia do coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus algirus)*. III- Identificação da proveniência de coelhos utilizados em repovoamentos. Ed. Direcção Geral de Florestas. 9 pp.
- Fisher, R. A., 1930. *The Genetical Theory of Natural Selection*. Clarendon Press, Oxford.
- Gissi, C; Gullberg, A.; Arnason U., 1998. The Complete Mitochondrial DNA Sequence of the Rabbit, *Oryctolagus cuniculus*. *Genomic* 50: 161-169.
- Milton, K., 1980. *The foraging strategy of howler monkeys*. New York: Columbia University Press.

-
-
- Saint-Girons, M. C., 1973. Les mammifères de France et du Benelux. Doin Editions, Paris.
- Soriguer, R., 1988. Alimentación del conejo (*Oryctolagus cuniculus* L. 1758) en Doñana. SO, España. Doñana Acta Vertebrata 15: 141-150.
- Soriguer, R. & Beltrán,., 1995. Consecuencias de las repoblaciones. Trofeo, 305: 28-29.
- Soriguer, R. & Rogers, P.M., 1979. The European wild rabbit in Mediterranean Spain. En Myers, K. And Macinnes C.D. (eds), Proceedings of the World Lagomorph Conference Held in Guelph. University of Guelph, Ontario, p: 601-613.
- Van der Loo, W.; Ferrand, N.; Soriguer, R. C., 1991. Estimation of gene diversity at the b locus of the constant region of the immunoglobulin light chain in natural populations of european rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in Portugal, Andalusia and on the Azorean Islands. Genetics; 127(4):789-799.
- Van Der Loo, W.; Mougel, F.; Sanchez, M. S.; Bouton, C.; Castien, E.; Soriguer, R.; Hamers, R.; Monnerot, M.; Pascual, S. 1997. Evolutionary patterns at the antibody constant region in rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.): characterisation of endemic b-locus allotypes and their frequency correlations with major mitochondrial gene types in Spain. Gibier Faune Sauvage, 14(3): 427-449.
- Wilson, D. E. & Reeder, D., 1992. Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference. Smithsonian Institute Press, Washington.



ESTUDIO DE LA INMUNIDAD NATURAL FRENTE A LA MIXOMATOSIS Y A LA RHDV EN POBLACIONES DE CONEJO DE MONTE *Oryctolagus cuniculus* DEL SUR DE EXTREMADURA (ESPAÑA)

Merchán, T., Rocha, G., Gómez, F., Cortázar, G., Hidalgo de Trucios, S., Ordiales, F., Serrano, S.

Grupo de Investigación en Recursos Cinegéticos y Biodiversidad (RCB)
Facultad de Veterinaria, Universidad de Extremadura, 10071 Cáceres (España)

Palabras claves:

Prevalencias, MV, RDHV, conejos, manejo poblaciones, control sanitario

La aparición de la mixomatosis en la década de los años 50, seguida de la irrupción de la enfermedad hemorrágica del conejo a finales de los años 80 (Argüello y otros, 1988), produjo una reducción muy importante tanto en la densidad como en la distribución del Conejo de Monte (*Oryctolagus cuniculus*, L. 1758) en la Península Ibérica. A pesar de la enorme trascendencia que estas patologías tienen en la ecología de la especie, los datos sobre la epidemiología de ambas enfermedades en poblaciones silvestres son muy escasos en España y nulos en Extremadura. Por ello, decidimos analizar la prevalencia de anticuerpos positivos frente a mixomatosis (en adelante MV) y enfermedad hemorrágica vírica (RHDV) de 4 poblaciones de conejo de monte, con altas densidades, similares características ecológicas y sin estar sometidas a presión de caza. Dichas poblaciones presentaban diferente tipo de manejo sanitario, desde nulo hasta exhaustivo.

ÁREAS DE ESTUDIO

El trabajo se realizó en cuatro zonas localizadas en la provincia de Badajoz. Tres de las áreas elegidas (Talarrubias- TA-, Valencia de las Torres-VT- y Reina-R-) presentan densidades de conejo muy elevadas, al contrario que en Jerez de los Caballeros (JC) donde si bien el conejo fue muy abundante, en la actualidad presenta unas densidades muy escasas. Este último enclave fue elegido por mantener una población de conejo de monte confinada en condiciones de semilibertad en un recinto extenso y por poseer un

exhaustivo plan de manejo sanitario. Las áreas de estudio se localizan en los siguientes términos municipales de la provincia de Badajoz (ver mapa de prevalencias en Figura 1).

Todas las áreas de estudio presentan unas características ecológicas similares: están compuestas por extensiones de dehesas en las que aparece mayoritariamente la encina (*Quercus* sp.), retama (*Retama sphaerocarpa*), jaras (*Cistus* sp.) y monte bajo compuesto por etapas seriales donde abundan los ahulagares –jarales de *Ulici eriocladi-Cistetum ladaniferi*; los pastizales son subnitrófilos, que tienen que ser incluidos dentro de Echio- Galactition. Otras formaciones encontradas en las zonas de estudio son: *Dafne gnidium*, *Teeucrium fruticans*, *Pistacea lentiscus*, *Halimium* sp., *Genista* sp.

Estas características botánicas son típicas de la serie termomediterránea Mariana- Monchiquense y Bética seco- subhúmeda silicícola de la encina, Myrto- *Querceto rotundifoliae* S. (Peinado y Rivas – Martínez, 1987)

Siguiendo a Rivas Martínez (1985), las áreas muestreadas se corresponden con el termomediterráneo superior, caracterizado por elevada evapotranspiración (en relación a áreas más norteñas) con veranos secos y calurosos, durante el cual las precipitaciones pueden llegar a ser nulas, e inviernos moderadamente fríos y lluviosos.

El paisaje se caracteriza por planicies salpicadas de suaves ondulaciones, asentadas sobre depósitos Pliocuaternarios, lo que favorece la presencia del conejo de monte.

MATERIAL Y MÉTODOS

En la población analizada de Valencia de las Torres la intervención sanitaria es nula, así como sobre la elegida en Reina (RE). En la población de Talarrubias (TA) la intervención sanitaria efectuada se considera incompleta, ya que no se revacuna individualmente. Sin embargo, la población estudiada en Jerez de los Caballeros (JC) sí está sometida a un control sanitario exhaustivo, con un protocolo de vacunaciones y revacunaciones individuales siguiendo un plan de manejo.

El tamaño de la muestra ha sido de 93 conejos de monte (JC: 21; R: 18; TA: 20; VT: 34) de todas las clases de edad, evitando obtener sangre de aquellos animales de menos de 15 semanas de vida, para evitar la interferencia de titulación que pudieran ofrecer los anticuerpos maternos en el caso de la RHDV. El periodo de captura fue de Junio a Julio de 2003 y ésta se realizó en vivo, mediante hurón, redes y extracción manual en madrigueras naturales y/o artificiales.

En las fotografías se pueden observar los resultados de la captura con hurón y el manejo posterior de los individuos

Todos los individuos capturados vivos fueron sexados, medidos y pesados e identificados con un crotal auricular (marca Haufpman, Murcia). Se anotó también la edad, estado reproductor (mediante palpación). La palpación de la línea de fusión de la apófisis tibial fue usada como indicador de la edad (Watson y Tyndale, 1953). De esta manera se establecieron dos clases de edad, conejos adultos (>7 meses), sin línea de fusión, y conejos jóvenes (<7 meses), con línea de fusión evidente. A los conejos hallados muertos en las áreas de estudio se les realizó una necropsia con el principal objeto de identificar lesiones compatibles con RHDV y MV y otras patologías.



En las fotografías se pueden observar los resultados de la captura con hurón y el manejo posterior de los individuos.

Mediante manejo e inmovilización adecuada, y haciendo una incisión en la vena auricular marginal de la oreja, fue tomada mediante el empleo de tubos eppendorf un cantidad no superior a 1,5 ml. por animal. Las muestras fueron posteriormente centrifugadas y congeladas hasta su envío al Laboratorio (Hipra S.A, Gerona), donde se determinaron las concentraciones de anticuerpos frente a Mixomatosis y RHDV en suero utilizando técnicas de radioinmunoensayo (ELISA) según Pagès y otros que validaron como adecuado el método para la especie en 1991.

La concentración de anticuerpos se ha expresado mediante un índice de inmunidad relativa (IR) comprendido entre valores de 1 a 10. En el caso de la mixomatosis, sueros con valores de IR de 2 fueron considerados positivos y de 1,5 en la RHDV.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para una mayor claridad en la exposición estableceremos tres apartados:

Enfermedad Hemorrágica del Conejo RHDV

Las tasas de Prevalencias (n° casos positivos / n° casos analizados por población) fueron más elevadas en el caso de RHDV que en la MV (ver Figura 1) y para todas las zonas, salvo para JC. Las tasas de prevalencia detectadas siguen un patrón similar al descrito por Simón et al. (1998) para Navarra, con valores entre el 80-100%. En general, esto podría explicarse por la aparición más reciente de la RHDV y por presentar, en el caso de la RHDV, un patrón epidemiológico con, al menos dos brotes epizooticos, en parte debido a la presencia en el medio de reservorios persistentes (aún sin identificar en su totalidad) que mantendrían el virus de forma continuada en áreas concretas. En el caso de JC, todo parece indicar que la ausencia de casos positivos es debido al aislamiento a que están sometidos los animales, que impide el contacto con posibles conejos enfermos y/o portadores del exterior.



Figura 1.- Mapa de prevalencias (n° casos positivos / n° casos analizados por población) por municipio muestreado para la mixomatosis (MV) y la enfermedad hemorrágico vírica (RHDV).

A partir de datos epidemiológicos recopilados en un trabajo previo que incluye 474 cotos de la provincia de Badajoz, y referidos al ciclo anual 2002-2003, se ha representado en la Figura 2 la fenología de ambas enzootias.

Figura 2.- Fenología de ambas enfermedades durante un ciclo anual en la provincia de Badajoz



Cotejando esta información con los resultados de titulación positiva (durante los meses de Junio-Julio) momento de menor incidencia de RHDV, se observa que el porcentaje de animales positivos es más elevado, posiblemente debido a que los animales testados son aquellos que han superado el brote del mes de Marzo y han tenido tiempo de adquirir un grado de inmunización adecuado. Este grado de inmunidad existente, también sugiere un reciente contacto con el virus, siendo todos estos animales, en teoría, inmunes a la enfermedad.

Comparando los títulos medios de anticuerpos frente a RHDV (grado de inmunidad), encontramos (Figura 3 izquierda) que existen diferencias estadísticamente significativas (Test de Kruskal-Wallis, $H = 39,63$; $p < 0,0001$; d. f. = 3, 89) entre las cuatro poblaciones. Dichas diferencias pueden ser debidas al efecto del distinto manejo sanitario en esas poblaciones. En concreto, la población JC (con control sanitario exhaustivo) muestra diferencias respecto a las demás, caso que no ocurre al compararlos en dos, el resto de municipios (Mann-Whitney U = 290 RE vs VT: $p = 0,7582$, $n = 52$; M-W U = 160 RE vs TA: $p = 0,5583$, $n = 38$; M-W U = 316T vs VT: $p = 0,6670$, $n = 54$). Luego los distintos manejos a los que están sometidos VT, TA, RE no influyen de forma significativa sobre los niveles de inmunidad, salvo en el caso de JC. Este hecho sugiere que las poblaciones estudiadas pudieran estar alcanzando ciertos niveles de inmunidad natural, circunstancia que se ve aparentemente favorecida por una alta densidad, como han reflejado ya algunos autores (Calvete y Estrada, 2000), o por un cambio en la epizootiología de la enfermedad (CooKe, 1994).

Tanto en VT como en RE, como se ha indicado, no se realiza ningún tipo de intervención sanitaria sobre los conejos (vacunaciones, desparasitaciones y desinsectaciones de madrigueras) al contrario que en TA y JC, donde se realizan actuaciones periódicas de tipo preventivo (en ambas, la última vacunación frente a MV y RHDV se realizó hace un año). En TA los resultados de titulación media y las prevalencias encontradas, aluden a una aparente escasa repercusión de las actuaciones de tipo sanitario (por otra parte difícil de ponderar). Allí los niveles de inmunidad y prevalencias son ligeramente inferiores a VT y RE. En JC, sí encontramos respuesta a la intervención sanitaria (sin casos de positividad), que sin duda es debida al control exhaustivo gracias al vallado perimetral que aísla la población y que impide el trasiego de individuos. Por otra parte, esta última situación puede ser muy peligrosa, ya que los animales confinados, si no son vacunados convenientemente, podrían ser susceptibles a una infección en el caso de entrada de animales enfermos o portadores.

Figura 3.- (izquierda) comparación de los niveles medios de inmunidad frente RHDV en los municipios estudiados; (derecha): comparación de los niveles medios de inmunidad frente MV en los citados municipios.

Mixomatosis MV

La mixomatosis es considerada por algunos autores como responsable de la muerte directa o indirecta de al menos el 50% de los juveniles desde que emergen de la madriguera [Calvete et al, 1995], y este hecho ayuda a interpretar la fenología de incidencia de enfermedad para la provincia de Badajoz (Figura 2). Los picos de máxima incidencia aparecen entre Junio y Julio (según Soriguer, 1980, en el sudeste de España el periodo usual es de Julio-Octubre), justo cuando hacen irrupción las últimas cohortes de animales jóvenes, antes de la parada biológica reproductiva que supone el verano. Luego, es de esperar que los animales muestreados, en su mayoría adultos (muchos jóvenes han muerto una vez infectados - Ross et al., 1989; Rogers et al., 1994), presenten prevalencias de seropositividad elevadas. No obstante, las tasas de prevalencia son menores que en RHDV, posiblemente debido a un mayor tiempo transcurrido desde la aparición de esta epizootia (habiendo dado lugar a cierta resistencia natural) y por tratarse de una epidemiología en la que intervienen vectores, por lo que existiría una dependencia directa del éxito de éstos.

Es previsible la instauración de un nuevo brote de mixomatosis en el momento de estudio, que se refleja en la Figura 2 y corrobora lo encontrado por otros autores cuando la prevalencia de una población desciende hasta el 50-20 % (Arthur y Luzis, 1988; Rogers y cols. 1994; Calvete y Estrada, 2000), como ocurre en nuestro caso.

La comparación de las medias de los títulos de anticuerpos (grado de inmunidad) se muestra en la Figura 3 derecha. Podemos apreciar que existen diferencias significativas (Test de Kruskal-Wallis, $H = 22,13$; $p < 0,0001$; d. f. = 3, 89) en los niveles de inmunidad frente a MV en las cuatro poblaciones, que son debidas de nuevo, sobre



todo, a la población de JC. Un análisis comparando dos a dos las medias del resto de municipios, no arroja diferencias significativas (Mann-Whitney U = 300 RE vs VT: $p = 0,90$, $n = 52$; M-W U = 137 RE vs TA: $p = 0,178$, $n = 38$) salvo en el caso de VT frente a TA (M-W U = 236 TA vs VT: $p = 0,05$, $n = 54$). Por todo ello, se infiere que el efecto de los tratamientos sanitarios para el caso de la MV, sí parece influir en la presencia de títulos positivos de cada población.

Respuestas inmunológicas frente a RHDV y MV

Si comparamos sólo aquellos casos de títulos positivos frente a RHDV y MV que aparecen de forma simultánea por animal, encontramos que existe una correlación positiva entre ambas enfermedades (como sugiere Calvete et al en 1995, al hablar de complementariedad y no aditividad entre enfermedades), de manera que a medida que presentan un título mayor de MV también lo presenta de RHDV por animal ($R = 0.081$ $p = 0.0004$, $n = 30$) (Figura 4).

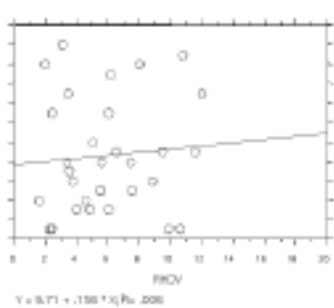
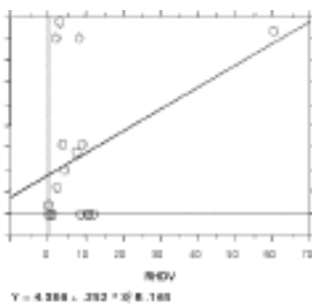


Figura 4.- Regresión simple entre títulos positivos frente a MV y RHD para el Total



Figuras 5.- Regresión simple entre títulos positivos frente a MV y RHDV para Reina

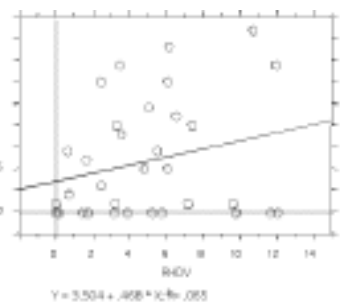


Figura 6.- Regresión simple entre títulos positivos frente a MV y RHDV para Valencia de las Torres

No obstante, si tomamos los municipios por separado en ninguno de ellos está correlacionado significativamente, salvo RE y VT que presentan una significación estadística marginal (RE: $R = 0.4$ $p = 0.06$, $n = 18$; VT: $R = 0.255$ $p = 0.06$, $n = 34$) (Figuras 5 y 6). Al comparar de modo general las medias de los títulos solamente de los casos positivos de MV y RHDV (Figura 7) se obtienen diferencias significativas (Test de la T = 4.04, $p = 0.0001$, $n = 84$), de modo que los títulos medios de casos positivos frente a MV son más elevados que en la RHDV; este hecho, ya comentado, podría explicarse por un mayor tiempo de evolución de la MV desde su aparición, que unido a contactos recientes y reiterados con el virus, podrían tener un efecto similar a una revacunación, aumentando los niveles de anticuerpos frente a la primera enfermedad. A esta situación, habría que unir la influencia que tiene el hecho de que una gran parte de los individuos muestreados en esta época fueron adultos, por lo que se elimina la acción reductora que los jóvenes tendrían sobre la media de titulación, detectándose, por tanto, titulaciones más altas.

Figura 7: media de los casos positivos de MV y RHDV, con un 95% de intervalo de confianza.

CONCLUSIONES

Las poblaciones de Valencia de la Torres, Reina y Talarrubias estudiadas de la provincia de Badajoz presentan en los meses de Junio - Julio unos niveles elevados de anticuerpos frente a MV y RHDV, hecho que puede incrementar su supervivencia en los meses siguientes y llegar a un segundo probable brote epizootico (RHDV) en óptimas condiciones inmunitarias. Esta inmunidad detectada mediante la detección de anticuerpos, sugiere que en estas poblaciones (no tratadas sanitariamente) se han alcanzado unos niveles de inmunidad natural elevados, hecho que puede haberse visto favorecido por la propia elevada densidad de conejos o por un cambio en la epizootiología del virus, como han indicado otros autores.

Los individuos estudiados en Jerez de los Caballeros presentan en el momento del estudio una inmunidad nula. Tal circunstancia aconseja precaución en este tipo de manejo, ya que la adquisición de inmunidad (en estos casos de poblaciones en semicautividad) viene conferida fundamentalmente por una vacunación adecuada y reglada, estando por tanto muy expuesta esta población a sufrir una epizootia. Los animales estudiados (aunque en edades susceptibles a ambas enfermedades) no presentaron apenas titulaciones positivas, ya que no habían sido sometidos individualmente a vacunación y debido a que la población confinada se hallaba indemne, sin ningún caso positivo a estas enfermedades en varios años. Esta situación de aislamiento y control sanitario mejora significativamente el estado de salud de los conejos, pero al mismo tiempo los hacen muy sensibles a la introducción de animales nuevos que puedan portar el virus, o la presencia de individuos enfermos en el exterior del vallado que pueden provocar un brote epizootico. Por otra parte, los animales confinados una vez vacunados, pueden estar en



mejor situación inmunológica por efecto de la mayor protección que les confiere la inducción artificial de inmunidad (Calvete y Estrada, 2000) y hacerlos aptos (en ese momento) para su empleo en reforzamientos de población cercanos al lugar de confinamiento, aunque al cabo de unos meses, si estos animales no son revacunados, y si la zona es inadecuada desde el punto de vista sanitario (áreas enzoóticas), pueden presentarse en esos lugares brotes epizooticos de RHDV.

En las otras zonas estudiadas, con animales en libertad, los elevados niveles de inmunidad adquirida de forma natural recomiendan medidas tendentes a mantener las poblaciones en elevada densidad, y a valorar las actuaciones de tipo vacunal, que en algunos casos, amén del esfuerzo económico y humano, puede ser ineficaces (actuamos sobre individuos ya inmunizados de forma natural) e incluso contraproducentes para los propios conejos por los efectos secundarios de las mismas (Calvete y Estrada, 2003).

A la vista de los resultados, es necesario conocer el nivel de inmunidad adquirida de forma natural frente MV y RHDV que presentan las poblaciones de conejo que queremos someter a tratamientos vacunales para determinar la idoneidad de los mismos, así como las clases de edad sobre las que actuar y los momentos adecuados para su utilización. En términos generales, sólo en aquellas poblaciones en las que mediante técnicas serológicas conozcamos su estado inmunitario y éste recomendase la intervención sanitaria, o aquellas poblaciones confinadas con garantías de manejo en la que podamos, al menos revacunar individualmente, y de forma periódica, estaría recomendada la vacunación.

Las Prevalencias de seropositividad detectadas en las áreas de estudio abiertas, son más elevadas frente a RHDV (en torno al 80%) que a MV (en torno al 50%), hecho que en la actualidad resta importancia a la RHDV en cuanto a factor de mortalidad de tipo patológico en la época de estudio, siendo por tanto la MV la enfermedad que pudiera actuar como desestabilizante de las poblaciones por el momento de aparición (Junio-Julio) y por afectar a la clases de edad más jóvenes. En este sentido, es necesario conocer la situación inmunológica de los individuos capturados en el descaste, y permitir esta modalidad sólo en aquellas poblaciones densas y con elevados niveles de inmunidad, como es el caso que nos ocupa.

La presencia de titulaciones positivas de RHDV presenta complementariedad en relación a la titulaciones de MV, presentando una titulación positiva media más elevada en el caso de esta última enfermedad

AGRADECIMIENTOS:

El presente estudio ha sido posible gracias a la financiación de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente y la confianza depositada en nosotros por parte de don Guillermo Crespo Parra, Director General de Medio Ambiente, y don Isidro Lázaro Santos, jefe del Servicio Forestal, Caza y Pesca de la Junta de Extremadura. También queremos agradecer a la Federación Extremeña de Caza y a un gran número de colaboradores voluntarios la inestimable ayuda prestada en la obtención de datos por toda Extremadura. Reconocimiento especial por la colaboración y facilidades dadas a Joaquín Gordillo, Serafín Mayoral, José Díaz Martín, Cipriano Márquez, así como, por su ayuda desinteresada, a los alumnos internos de la unidad de Biología de la Facultad de Veterinaria de Cáceres.

BIBLIOGRAFÍA

- ARGÜELLO, J. L.; LLANOS, A.; PÉREZ, L. I. (1988). Enfermedad Vírica Hemorrágica del conejo en España. *Medicina Veterinaria*, 5: 645- 650.
- ARTHUR, C. P.; LOUZIS, C. (1988). Myxomatose du lapin en France: une revue. *Revue Scientifique et Technique. O.I.E.*, 7:939-957.
- CALVETE, C. et al.- (1995). La enfermedad Hemorrágica del conejo. *Trofeo*, 304:22-28.
- CALVETE, C.; ESTRADA, R. (2000). Epidemiología de la Enfermedad Hemorrágica Vírica (VHD) y Mixomatosis en el conejo silvestre en el valle medio del Ebro. –Herramientas de gestión-. Publicaciones del Consejo de protección de la Naturaleza en Aragón.
- CALVETE, C.; ESTRADA, R. (2003). Las Campañas de vacunación contra la Mixomatosis y Enfermedad Hemorrágica (RHD) tienen un impacto negativo sobre la supervivencia a corto plazo de los conejos silvestres. Resúmenes VI Jornadas SECEM, Ciudad Real, pp.30.
- COOKE, B. D. (1994). Rabbit haemorrhagic disease in wild rabbits. *Animal and plant control commission. Informe inédito*, 16 pp.
- PAGÈS, A; ARTIGAS, C.; ESPUÑA, E. (1991). Serological profile (by ELISA) of the active and passive immunity on rearing does vaccinated with an oil inactivated vaccine against RHD. *International Symposium on RHD. Beijing, 1991. PRC*
- PEINADO LORCA, M.; RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1987). La vegetación de España. *Universidad de Alcalá*.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1983). Pisos bioclimáticos de España, *Lazaroa*, 5:33-43.
- ROGERS, P. M.; ARTHUR, C. P.; SORIGER, R. C. (1994). The rabbit in Continental Europe, *The European rabbit. The history and biology of a successful colonizer*, Edited by: Thompson, H.V.&King, C.M.:22-63.
- ROSS, J.; TITTENSOR, A. M.; FOX, A. P.; SANDERS, M. F. (1989). Myxomatosis in farmland rabbit populations in England and Wales. *Epidemiology Infectious*, 103:333-357.
- SIMÓN, M. C.; ORTEGA, C.; MAYNAR, P.; MUZQUIZ, J. L.; DE BLAS, I.; GIRONÉS, O.; ALONSO, J. L.; SÁNCHEZ, J. (1988). Studies in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) populations in Navarra (Spain). I. Epidemiology of rabbit viral haemorrhagic disease. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife*, 15(1): 47-64.
- SORIGUER, R. C. (1980). Mixomatosis en una población de conejos de Andalucía occidental. Evolución temporal, epidemia invernal y resistencia genética. I Reunión iberoamericana de Zoología y Conservación de Vertebrados. *La Rábida*, 241- 250.
- WATSON J.S.; TYNDALE-BISCOE, C.H. (1953) –The apophyseal line as a guide indicator for the wild rabbit. *New Zeland journal of science and technology*, 34 (6) B:304-323



DETERMINACIÓN DE LA ACTIVIDAD DEL CONEJO DE MONTE (*Oryctolagus cuniculus*) EN RELACIÓN A LA DISTANCIA A LA MADRIGUERA Y EL DESARROLLO DEL PASTIZAL

Serrano Pérez, S., Cortazar Hurtado, G., Merchán Sánchez, T., Hidalgo de Trucios, S. J., Rocha Camarero, G., Gómez Correa, F.,

Grupo de Investigación en Recursos Cinegéticos y Biodiversidad RCB,

Universidad de Extremadura, Facultad de Veterinaria,

Avda. de la Universidad s.n., 10071 Cáceres

INTRODUCCIÓN

El conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) es presa base de la alimentación de un gran número de especies, constituyendo en España una media del 20,6% del total de vertebrados consumidos por veintinueve especies de depredadores (Jacksic y col. 1981). Uno de sus principales factores de defensa anti-predatoria lo constituye la cobertura vegetal. En el citado estudio Jacksic y col. demostraron la tendencia de la especie a alimentarse en zonas próximas a abundante cobertura vegetal en áreas de alta presión de depredación, mientras que en áreas donde la depredación se ve reducida, debido a la abundancia de otras especies presas, el conejo se alimenta en zonas más despejadas. Posteriores estudios pusieron de manifiesto cómo los individuos de la especie permanecen a resguardo de la vegetación o en las madrigueras durante los periodos diurnos y salen a las zonas de alimentación, más abiertas, en los periodos nocturnos, minimizando así el riesgo de depredación tanto terrestre como aérea (Moreno, S. y col, 1996). En las áreas predominantemente de pastizal, donde la cobertura arbustiva es mínima, los conejos se concentran en madrigueras agregadas muy próximas entre sí y desarrollan hábitos preferentemente nocturnos (Lombardi y col, 2003).

Asimismo se conocen bastante bien los patrones de dispersión de los individuos respecto a su madriguera natal (Richardson y col, 2002; Künkele, J y col. 1996) y el movimiento de los individuos juveniles entre las mismas (Vitale, 1989). Sin embargo existen pocos trabajos relacionados con el área de actividad del conejo en función de la edad.

En este estudio pone de manifiesto los distintos patrones de comportamiento del conejo según la edad con objeto de minimizar el riesgo de depredación, lo que se traduce en diversas áreas de actividad para adultos y gazapos y se investiga más detalla-

damente la posible influencia en dicha actividad del desarrollo del pastizal y la distancia a la madriguera.

MATERIAL Y MÉTODOS

AREA DE ESTUDIO

El estudio se llevó a cabo en cuatro cotos pertenecientes a la Comunidad Autónoma de Extremadura, uno localizado en la provincia y término municipal de Badajoz y tres en la de Cáceres (riberos del río Tamuja, término municipal de Plasenzuela y Santa Marta de Magasca). Las zonas fueron seleccionadas debido a la densidad de conejos y a la presencia de grupos de madrigueras agrupadas. Tres de las zonas de estudio se caracterizan por ser dehesas abiertas de encina con una cobertura de matorral entorno al 30%; la restante zona de Plasenzuela la constituye un pastizal con escasa presencia de cobertura arbórea o arbustiva y afloramientos rocosos dispersos en los que se localizan las madrigueras. El pastizal en las cuatro zonas se haya compuesto predominantemente por los géneros *Hordeum*, *Vicia*, *Rumex* y *Plantago*.

MÉTODO DE CAMPO

TRANSECTOS DE VEGETACIÓN

Los transectos de pastizal, de 50m de longitud, se realizaron durante las primaveras del 2003 y 2004, entre el 02/04 y el 09/05, en las cuatro zonas escogidas. Cada transecto se efectuó en una única dirección tomando como metro de partida el límite de la zona de madrigueras. Cada 5m se efectuaron 10 medidas de la altura máxima del pastizal, medida como la longitud de la planta desde el tallo hasta la punta de la hoja más larga. Sólo se consideró pastizal, gramíneas y leguminosas y no se tuvo en cuenta el resto de especies de tipo herbáceo ni arbustivo presentes en la zona.

La dirección del transecto la determinó la ubicación de la zona de alimentación correspondiente a cada zona.

TRANSECTOS DE EXCREMENTOS

Se llevó a cabo un censo de excrementos en las primaveras de los años 2003 y 2004 con el fin de determinar el área de actividad de la especie a partir de la zona de madrigueras. Los transectos, cuatro por zona, uno en cada sentido cardinal y con una longitud de 50m cada uno, se realizaron tomando como origen el límite de las madrigueras. Cada 5m a lo largo del mismo se recogieron todos los excrementos contenidos en un cuadro de muestreo de 50x50cm y fueron individualizados en bolsas herméticas marcadas. No se tuvieron en cuenta los excrementos pertenecientes a actividades de marcaje propias de la especie como cagarruteros o letrinas.



DETERMINACIÓN DE LA EDAD

La recogida y análisis morfométrico de excrementos de conejos de edad conocida permitió establecer un patrón de edad según el tamaño de feca. Para establecer el patrón de edad se contaba con una población de conejo silvestre en cautividad cuyos miembros fueron pesados y dispuestos en recintos separados por grupos. En la estimación de la edad del conejo según su peso se utilizó la ecuación de la recta de regresión para el cálculo de la edad de Soriguer (1980). Los excrementos recogidos tras 24 horas fueron clasificados en 5 grupos en función de su tamaño y determinaron los tamaños medios de los excrementos para cada clase de edad (adulto, subadulto, gazapo). Mediante comparación con el patrón establecido se determinó la clase edad de las muestras de campo.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se analizaron las diferencias de la altura máxima media del pastizal a distintas distancias de la zona de madrigueras a través de un test no paramétrico de comparación de medias. Con el fin de determinar la influencia del relieve se comparó dicha altura con la orografía y cobertura arbustiva y herbácea de cada zona de estudio.

Los excrementos obtenidos en los muestreos fueron contados y clasificados por clases de edad y se analizaron las diferencias en la distancia media de dispersión de individuos adultos y gazapos. Los datos fueron procesados y analizados utilizando el programa estadístico SPSS 11.0.

RESULTADOS

La densidad media total de excrementos en las áreas estudiadas osciló entre 35 y 8 por m² siendo enormemente variable según la zona. Si consideramos las densidades medias según clases de edad estos valores se reducen a máximos de 11 excrementos/m² en el caso de los individuos adultos y 12 excrementos/m² en el de los gazapos.

El análisis de comparación de medias de la densidad total de excrementos a distintas distancias de la zona de madrigueras según clase de edad muestra diferencias significativas. (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$).

Se aprecian importantes diferencias en la dispersión de los excrementos según grupo de edad en las distintas zonas estudiadas. Los excrementos de gazapos presentan una menor variabilidad en cuanto a su dispersión y tienden a concentrarse en los metros próximos a la zona de madrigueras, mientras que los correspondientes a los individuos adultos se hayan distribuidos de manera más homogénea a lo largo del transecto. (Fig. 1)

Figura 1.- Histogramas de frecuencias del número medio de excrementos a distintas distancias en función de las clases de edad establecidas.

La distancia media de dispersión de los gazapos medida como la distancia media a la que se encontraron sus excrementos se encuentra en torno a los 7-8m de la zona de madrigueras y es significativamente inferior a la media de dispersión de los excrementos de adultos que varía entre los 10 y 16,5m (Fig.2). Tan sólo en el caso de la zona de Badajoz no se aprecia diferencia significativa entre la distribución de los excrementos según clase de edad posiblemente debido al bajo número de excrementos hallados (Tabla 1).

Tabla 1. Distancia media en metros a la que se distribuyen los excrementos de conejo según clase de edad. Se muestra el análisis no paramétrico de comparación de medias por zona y clases de edad. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,0001$**

ZONA	CLASE DE EDAD	DISTANCIA MEDIA (m)	U-Man-Whitney	p
PLASENZUELA	ADULTOS	10,030	Z=-2,088	0,0368*
	GAZAPOS	7,066		
TAMUJA	ADULTOS	16,490	Z=-5,756	<0,0001***
	GAZAPOS	7,920		
SANTA MARTA DE MAGASCA	ADULTOS	15,893	Z=-3,163	0,0016**
	GAZAPOS	8,225		
BADAJOZ	ADULTOS	16,267	Z=-0,642	0,5207
	GAZAPOS	13,704		



Existen diferencias significativas entre la altura máxima del pastizal a distintas distancias de la zona de madriguera en todas las zonas estudiadas. (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$). El pastizal es marcadamente más alto en la zona que circunda a las madrigueras disminuyendo su altura de manera importante a los 10-15m y manteniéndose sin variaciones en el resto de la zona. Sin embargo la ubicación de las madrigueras no está correlacionada con la altura del pastizal. Lo que determina ésta última es la orografía del terreno y la cobertura arbórea y arbustiva. (Fig. 2)

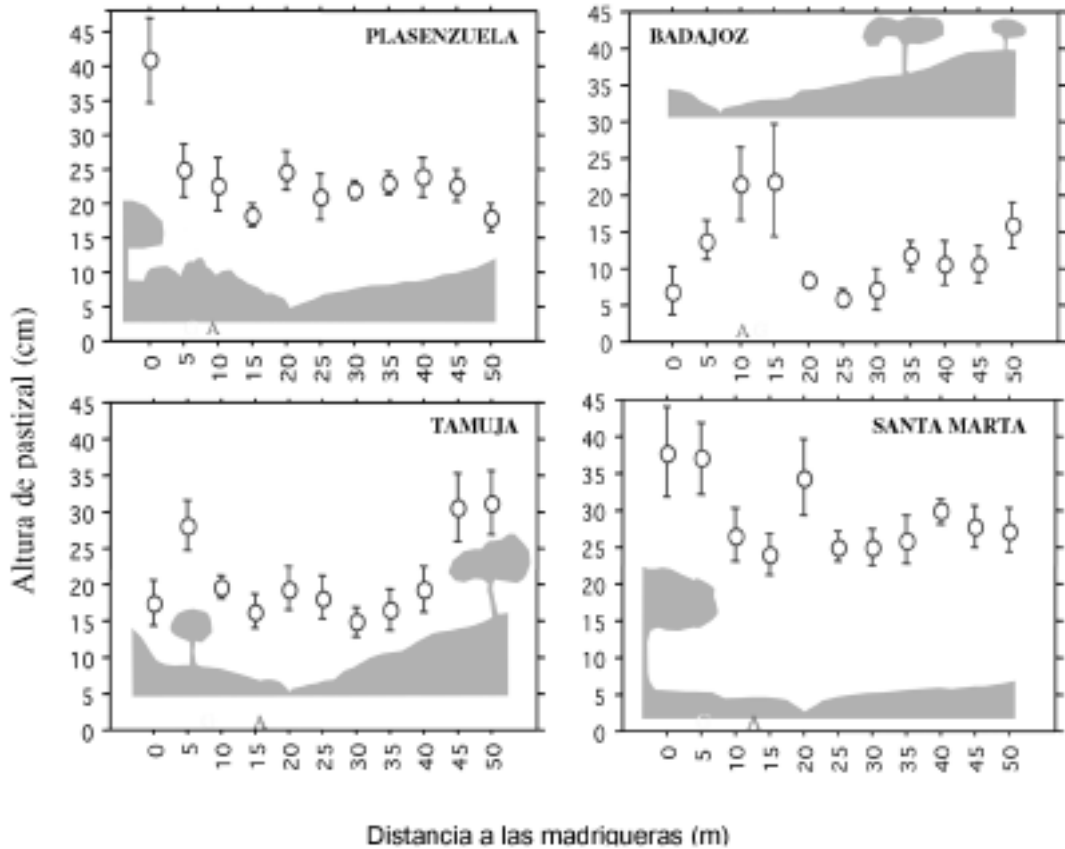


Figura 2.- Altura máxima del pastizal con respecto a la distancia de la zona de madrigueras y a la orografía y cobertura arbórea y arbustiva. Las barras de error reflejan el error típico de los datos. A= distancia media de dispersión de los excrementos de adultos; B= distancia media de dispersión de los excrementos de gazapos.

DISCUSIÓN

La densidad de excrementos ha sido uno de los parámetros más utilizados en el estudio del hábitat, uso y abundancia de lagomorfos (Rogers y Myers, 1979; Palomares y Calzada, 1996) y se ha revelado como un método de extrema validez en la evaluación de los cambios de densidad de lagomorfos (Taylor, R.H. 1956). Sin embargo son numerosos los factores ambientales que lo influyen (la detectabilidad, tasa de desaparición

ción, etc) confiriéndole una alta variabilidad entre hábitat distintos. Estos factores así como la diferente densidad de conejo explicarían la marcada variación de la densidad obtenida en las distintas zonas. Se escogieron para el estudio las zonas que presentaban una mayor densidad de madrigueras, principalmente dehesas, en las que se ha comprobado se producen las mayores densidades de la especie (Ministerio de Agricultura y Pesca, 1993). Sin embargo la disminución en los últimos años de los efectivos poblacionales ha supuesto el abandono de un gran número de bocas de madriguera por lo que incluso la densidad máxima, correspondiente a los riberos del río Tamuja, se haya muy por debajo de las densidades de excrementos medias esperadas si la comparamos con otras zonas (Palomares y col, 1996). Nuestros resultados no se vieron afectados por este hecho más que en el caso de Badajoz donde no se llegan a apreciar diferencias entre el área de actividad de conejos adultos y gazapos. En el resto de las zonas bajo estudio la distancia media de actividad de los individuos adultos es sensiblemente superior a la de los gazapos que tienden a permanecer próximos a las propias madrigueras reduciendo así el riesgo de depredación.

La existencia de un número suficiente de posibles refugios libres en las zonas estudiadas determina que la dispersión de los individuos de la población se limite a la zona de alimentación (Mykytowycz et al, 1965) por lo que el área de actividad viene definida por el área de alimentación de la especie y se muestra independiente de la elevada altura del pastizal en las inmediaciones de las madrigueras.

La altura del pastizal varía con la orografía del terreno y la cobertura del estrato arbóreo. En tres de las cuatro zonas estudiadas las madrigueras se encontraban bajo una encina de gran porte o en sus inmediaciones lo que fortalece la idea de que la cobertura arbórea es uno de los factores determinantes que crean las condiciones microambientales favorecedoras de un mayor crecimiento del pastizal. Otros de los factores que podrían influir en dicho crecimiento es la presencia de las propias madrigueras. Un estudio sobre el comportamiento de roedores excavadores ha demostrado que la vegetación sobre la madriguera disminuye por efecto del consumo, sin embargo la biomasa vegetal se incrementa de manera notable a escasos 10cm de la misma como consecuencia de una reducción en la competencia por recursos como la luz, el agua o los nutrientes (Reichman, et al, 2002) lo que se traduciría en una cobertura superior entorno a la madriguera.

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio ha sido posible gracias a la financiación de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente y la confianza depositada en nosotros por parte de don Guillermo Crespo Parra, Director General de Medio Ambiente, y don Isidro Lázaro Santos, jefe del Servicio Forestal, Caza y Pesca de la Junta de Extremadura. El Ministerio de Educación, Cultura y Deportes ha provisto una beca predoctoral FPU de uno de los autores. También queremos agradecer a la Federación Extremeña de Caza, a Guadalupe Arenas, Fernando Salas, Manuel López, Juan A. Velarde, Giancarlo Morettini y a un gran número de colaboradores voluntarios la inestimable ayuda prestada en la obtención de datos de campo por toda Extremadura.



BIBLIOGRAFÍA

- Jaksic, F.N. y Soriguer, R.C. (1981) "Predation upon the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in Mediterranean habitats of Chile and Spain: a comparative analysis" J. Anim. Ecol., 50:269-281.
- Künkele, J. y Von Holst, D. (1996) "Natal dispersal in the European wild rabbit" Anim. Behav. 51: 1047-1059.
- Lombardi, L., Fernández, N., Moreno, S. y Villafuerte, R. (2003) "Habitat-related differences in rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution and activity" Journal of Mammalogy, 84 (1):26-36
- Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (1993) "Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica".
- Moreno, S., Villafuerte, R y Delibes, M. (1996) "Cover is safe during the day but dangerous at night: the use of vegetation by European wild rabbits" Can. J. Zool., 74: 1656-1660.
- Mykytowickz, R. y Gambale, S. (1965) "A study of the inter-warren activities and dispersal of wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), living in a 45-Ac paddock" CSIRO Wildl. Res., 10:111-123.
- Palomares, F., Calzada, J. y Revilla, E. (1996) "El manejo del hábitat y la abundancia de conejos: diferencias entre dos áreas potencialmente idénticas" Revista Forestal, 9 (1):201-210.
- Reichman, O.J. y Seabloom, E. W. (2002) "The role of pocket gopher as subterranean ecosystem engineers" Trends in Ecology & Evolution, vol 17 No.1.
- Richardson, B.J., Hayes, R.A., Wheeler, S.H. y Yardin, M.R. (2002) "Social structures, genetic structures and dispersal strategies in Australian rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) populations" Behav. Ecol. Sociobiol. 51:113-121
- Rogers, P.M y Myers, K. (1979) "Ecology of the european wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.) in mediterranean habitats" Journal of Applied Ecology, 16: 691-703
- Soriguer, R.C., (1980) "El conejo, *Oryctolagus cuniculus* (L.), en Andalucía Occidental: parámetros corporales y curva de crecimiento", Doñana, Acta Vertebrata, 7 (1): 83-90
- Taylor, R.H. (1956) "The use of pellet counts for estimating the density of populations of the wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.)" N.Z. Journal of Science and Technology, Nov. 1956.
- Vitale, A.F. (1989) "Patterns of dispersión of young wild rabbits *Oryctolagus cuniculus* L., in relation to burrows" Ethology, 83:306-315

