MANUALES DE DESARROLLO SOSTENIBLE



23—
LA RECUPERACIÓN DEL ÁGUILA IMPERIAL EN DOÑANA

Santander Fundación

MANUALES DE DESARROLLO SOSTENIBLE

23–
LA RECUPERACIÓN DEL ÁGUILA IMPERIAL EN DOÑANA

Miguel Ferrer

Santander
Fundación

Libro Amigo de los Bosques
El papel utilizado en la impresión de este libro ha sido fabricado a partir de madera procedente de bosques y plantaciones gestionadas con los más altos estándares ambientales, garantizando una explotación de los recursos responsable con el medio ambiente y beneficiosa para las personas.

Cubierta e interiores: Bio Top Imprenta







Con la colaboración de Fundación Migres



Fundación Banco Santander no se hace responsable de las opiniones vertidas por el autor.

Prohibidas la reproducción total o parcial de esta publicación sin autorización de la empresa editora.

© Para esta edición y todas las restantes: Fundación Banco Santander
del texto: Miguel Ferrer
de las fotografías: Roberto Muriel EBD-CSIC, Vincenzo Penteriani EBD-CSIC, Héctor Garrido EBD-CSIC y Miguel Ferrer EBD-CSIC.
Fotografía de cubierta: Miguel González, Fundación Migres

ISBN: 978-84-17264-15-4

Diseño y maquetación: Spanda editorial
Impresión: VA Impresores
Impreso en España en 2019

5—PRESENTACIÓN

7—INTRODUCCIÓN

11—LA ESPECIE

15—VARIABILIDAD GENÉTICA

21—EL ORIGEN DEL ÁGUILA IMPERIAL

27—EVOLUCIÓN DE LA POBLACIÓN

33—ESTATUS ACTUAL DE LA POBLACIÓN
SITUACIÓN FUERA DE ESPAÑA

41—ANÁLISIS METAPOBLACIONAL Y EXPECTATIVAS DE PERSISTENCIA DE LA ESPECIE

45—LA REPRODUCCIÓN DE JÓVENES Y LA FECUNDIDAD DE LA POBLACIÓN

57—REINTRODUCCIONES CON *HACKING*
SELECCIÓN Y MANEJO DE LOS POLLOS
TORRETA DE *HACKING*
OTRAS INFRAESTRUCTURAS
MANTENIMIENTO EN LA TORRETA DE *HACKING*
LIBERACIÓN Y MARCAJE
PERIODO POST-LIBERACIÓN
SEGUIMIENTO DEL PROYECTO

67—SITUACIÓN DE LA POBLACIÓN DE DOÑANA

PERSISTENCIA DE LA POBLACIÓN
DECLIVE DE LA POBLACIÓN DE DOÑANA
CAUSAS DEL DECLIVE
PREVISIONES DE EXTINCIÓN
PROPUESTAS DE ACTUACIÓN
OBJETIVOS

79—EL ÁGUILA IMPERIAL IBÉRICA FUERA DE PELIGRO DE EXTINCIÓN

LA REINTRODUCCIÓN EN LA PROVINCIA DE CÁDIZ
MARRUECOS
USO DE LA TECNOLOGÍA PARA LA CONSERVACIÓN
ANDALUCÍA CUENTA YA CON MÁS DE UN CENTENAR DE PAREJAS NIDIFICANTES

85—AGRADECIMIENTOS

87—BIBLIOGRAFíA

PRESENTACIÓN

El águila imperial ibérica es una especie endémica de la península ibérica que se encuentra entre las aves más amenazadas de extinción en todo el planeta. Su presencia en el Parque Nacional de Doñana es uno de los valores naturales más simbólicos de este singular espacio natural, cuya importancia es máxima para la conservación de la naturaleza en Europa.

La población de esta rapaz en dicho parque nacional ha sido objeto de diversos avatares negativos para su supervivencia, lo que la llevó a sufrir un acusado descenso poblacional a partir de finales del siglo XX. Para paliar esta situación, en el inicio del nuevo siglo se pusieron en marcha diversas actividades, aglutinadas en un plan de rescate específico que se comenzó a aplicar desde 2004.

Como resultado de las acciones llevadas a cabo para revertir el pronunciado declive del número de águilas imperiales ibéricas en el entorno de Doñana, la situación ha comenzado a ser más esperanzadora y su futuro algo menos preocupante. No obstante, la problemática que afecta a esta especie continúa sin estar totalmente erradicada, por lo que es preciso seguir manteniendo la atención en su conservación y perseverar en la aplicación de aquellas medidas de apoyo cuya implantación se ha comprobado que resulta eficaz.

Este manual, dedicado a la recuperación del águila imperial en Doñana, recopila desde lo general a lo particular muchos años de estudio y dedicación a esta magnífica especie animal. Su autor, el reconocido científico Miguel Ferrer, ha dejado en sus páginas la excelente impronta de su dilatada trayectoria profesional, encaminada a procurar que el águila imperial ibérica siga surcando los cielos de Doñana y los de otras zonas del suelo ibérico, como viene haciendo desde hace casi un millón de años esta hermosa ave rapaz.



INTRODUCCIÓN

Este manual trata de la recuperación del águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) en Doñana. Resulta difícil encontrar una combinación de especie animal y espacio protegido más emblemática que esta. De entre las numerosísimas especies que habitan este espacio tan singular, y que motivaron su protección y la decisión de dedicar Doñana a la conservación y la ciencia, es sin duda el águila imperial ibérica su joya alada. Así lo demuestran las referencias continuas a esta especie en toda la historia registrada de este paraje. En efecto, tenemos registros de la especie desde 1890, lo que la convierte en la población de águilas con la base de datos más larga del mundo. A consecuencia de ello, las águilas de Doñana han contribuido de forma muy significativa a la mejor comprensión de la ecología y dinámica de poblaciones de rapaces a escala mundial, siendo muy abundante la literatura científica que han permitido generar. Así mismo, dada la importancia del Parque Nacional de Doñana en el ámbito de la conservación y el impresionante interés público que despierta, esta población de águilas ha sido estrechamente seguida y fuertemente intervenida cuando se consideraba necesario, dejándonos lecciones magistrales sobre gestión de pequeñas poblaciones que han inspirado actuaciones similares en todo el mundo. En este manual se reflejan brevemente la historia de esta población y las actuaciones más destacadas en su conservación, especialmente durante los últimos años, periodo en el cual se han incorporado numerosas entidades privadas dispuestas a colaborar en esta tarea, entre las cuales se encuentra la Fundación Banco Santander.

Los aspectos de investigación de la especie han estado cubiertos desde hace muchos años por el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), habiéndose realizado numerosas tesis doctorales. La bibliografía científica sobre la especie es muy abundante, sumando en la actualidad cerca de trescientos artículos publicados en revistas científicas de alto impacto, además de cinco libros monográficos de divulgación científica, el último en 2001. Así mismo, son innumerables los artículos publicados en revistas de divulgación como *National Geographic, Scientific American,* etc., así como reportajes en televisiones de todo el mundo. Todo ello, por cantidad y por calidad, convierte al águila imperial ibérica en una de las rapaces de su tamaño y características más estudiadas del mundo. Sin duda, la investigación científica asociada a esta especie ha tenido un importante papel en el hecho de que actualmente España sea la cuarta potencia mundial en producción científica ponderada en el ámbito de Biología de la Conservación; al mismo tiempo, algunos de los investigadores implicados con esta especie ocupan puestos destacados en las asociaciones científicas internacionales más influyentes del mundo de las aves de presa. En producción científica ponderada, España es el primer país del mundo en el estudio

de rapaces, con más del doble de producción anual que Estados Unidos. De nuevo, la fascinación que ejerce el águila imperial no es ajena a ello.

La temática fundamental de las líneas de investigación desarrolladas trabajando con esta especie ha sido la de obtener conocimientos aplicables a su conservación. En el Parque Nacional de Doñana, lugar donde se ha generado la inmensa mayoría del conocimiento científico de la especie, está estrictamente prohibido, desde la década de los ochenta, desarrollar cualquier investigación que suponga manipulación o molestias a la especie que no esté directamente destinada a obtener información para su conservación. Por ello, las líneas más desarrolladas han sido los estudios de dinámica de poblaciones y metapoblaciones, biología reproductiva, dispersión y movimientos, estructura genética, variabilidad remanente, etc. Gracias a la investigación sabemos ya que se trata de una especie genuina y que está enormemente amenazada.

Desgraciadamente, la enorme cantidad de información científica de calidad que se ha generado acerca de la especie no siempre ha sido utilizada adecuadamente por algunos gestores. No obstante, en algunos aspectos y en determinadas comunidades, la aplicación de los resultados de las investigaciones ha sido correcta y con excelentes resultados. La mortalidad por electrocución en tendidos eléctricos de distribución es un buen ejemplo. En 1986, los estudios del CSIC demostraron que la muerte por electrocución era la primera causa de muerte conocida de la especie, siendo responsable del 60% de las muertes de los especímenes jóvenes durante el primer año de vida. Tras los estudios realizados por la Estación Biológica de Doñana, financiados por algunas compañías eléctricas, se desarrollaron sistemas para la localización y el arreglo de tendidos peligrosos y se produjo un cambio en la normativa sobre construcción de nuevas líneas, con lo que la electrocución de estas aves pasó a niveles mucho más moderados, destacando el aumento de la supervivencia juvenil durante el primer año, que ascendió del 16% a casi el 80% tras los arreglos realizados. Desgraciadamente, no en todas las zonas se tuvieron en cuenta estos estudios y hasta 1996 no se aplicaron a zonas como la Comunidad de Madrid, incluyendo el Monte del Pardo. A día de hoy, numerosos países aplican los procedimientos e ideas desarrolladas en España para mitigar el terrible efecto de los tendidos eléctricos con diseño inadecuado.

En el caso de Doñana, tras los estudios sobre dinámica poblacional y biología reproductiva, los sistemas de seguimiento de la reproducción que utilizaban los gestores, así como las técnicas de manejo de pollos para evitar el cainismo, fueron completamente transformados. Con estos cambios se consiguió un aumento en la tasa de eclosión de huevos, que pasó del 45% al 60%. Los análisis realizados por la Estación Biológica de Doñana demostraron el riesgo de transmisión de enfermedades durante la manipulación y recomendaron el uso de sistemas de protección que hicieron que la incidencia de enfermedades como las infecciones oportunistas por

Stafilococcus sp. se redujeran desde casi un 40% al 0% de los pollos manipulados infectados. Así mismo, los estudios sobre el periodo de dependencia y la respuesta fisiológica al ayuno permitieron poner a punto una técnica conocida como *alimentación suplementaria* que ahora se aplica ampliamente con la especie, aunque desafortunadamente no siempre se tengan en cuenta los criterios que se recomiendan para su correcta aplicación. Quizás la última aportación de la investigación que está siendo puesta en práctica es la recomendación de crear nuevas *poblaciones puente* mediante reintroducciones efectuadas con la técnica conocida como *hacking*. Convendría, dado lo infrecuente de esta situación en España por el momento, señalar que los estudios científicos sobre el águila imperial han sido financiados mayoritariamente por entidades privadas (Endesa, Iberdrola, Red Eléctrica de España, Cobre las Cruces, Fundación Banco Santander, etc.), siendo la única financiación pública la aportada por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

Esperamos que la información que aquí presentamos sirva para entender y resolver problemas de futuro en lo relativo al águila imperial o especies similares, tanto en Doñana como en el resto del mundo. También nos gustaría que esta historia que aquí contamos sirviera de reconocimiento a las numerosísimas personas y entidades que han hecho de la conservación del águila imperial un caso de éxito de impacto mundial, demostrando que es posible recuperar especies en peligro de extinción y llenar de esperanza un futuro que hasta hace bien poco se mostraba muy desalentador.



LA ESPECIE

El águila imperial ibérica, *Aquila adalberti,* fue descrita para la ciencia por primera vez en el Congreso de la Sociedad Alemana de Ornitología por el Dr. Ludwig Brehm, en el año 1861. Su descripción estaba basada en tres ejemplares con plumaje inmaduro colectados por su hijo, el Dr. Reinhold Brehm, y se denominó *Aquila adalberti* en honor del príncipe Alberto de Baviera, quien había financiado la expedición a España. Como los ejemplares colectados eran inmaduros y su hijo Reinhold sólo había visto ejemplares reproductores con este plumaje, L. Brehm concluyó que la especie tenía ese aspecto toda su vida y que se trataba, por tanto, de una nueva especie que debía estar relacionada con el águila rapaz, *Aquila rapax*.

En 1872, H. E. Dresser pudo por fin estudiar un ejemplar con plumaje adulto, siendo el primero en describir las características plumas blancas sobre los hombros. Fue bautizada como *Aquila leucolena* sin percibirse que se trataba de la misma especie previamente descrita por Brehm, sólo que con el plumaje adulto. Hasta 1914 la clasificación de Dresser fue aceptada en la comunidad científica, pero en una revisión de las especies europeas de águilas, E. Hartert (1914) concluyó que se trataba de una subespecie del águila imperial, *Aquila heliaca*, del este de Europa y Asia central, pasando entonces a denominarse como *Aquila heliaca adalberti*. Esta fue su denominación oficial durante las siguientes décadas, hasta que fue cuestionada por Hiraldo y otros investigadores (Hiraldo *et al*. 1976) tras un detallado estudio de las pieles existentes en los museos de ambas especies. Estos autores concluyeron que había diferencias lo suficientemente significativas entre las dos especies como para distinguirlas visualmente en todos los casos y propusieron que la denominación volviera a ser *Aquila adalberti* (Brehm, 1861).

Informaciones adicionales provenientes del ámbito de la clasificación de invertebrados vinieron a dar apoyo a la idea de que ambas águilas eran en realidad especies distintas. Martín Mateo (1980) y Martín Mateo y Rivas (1982) publicaron sendos artículos analizando las especies de malófagos (piojos de las plumas) de *adalberti* y de *heliaca,* demostrando que los piojos presentes en ambas especies eran también especies distintas. Dado que estos piojos se transmiten de padres a hijos, esta resultó ser una información importante en el intento de dilucidar el estatus de nuestra águila.

Efectivamente, *Colpocephalum impressum* resultó la especie presente en las plumas de *A. heliaca*, mientras que en nuestra *A. adalberti* la especie presente fue denominada *Colpocephalum imperialis*. También hallaron importantes diferencias en otras especies de piojos como *Falcolipeurus suturalis* y *Craspedorrhynchus fraterculus*, con unas características tan especiales en los ejemplares hallados en nuestra águila, que fueron clasificados como razas zoo-ecológicas distintas.

En 1990, Ferrer y Calderón publicaron el primer artículo en una revista científica internacional que utilizaba de nuevo la denominación original de Brehm, *Aquila adalberti*. Desde entonces, más de doscientos artículos científicos publicados en revistas de alto impacto han utilizado esta denominación. Actualmente, como veremos después, la información genética de la especie nos permite afirmar, con fundamento indiscutible, que el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) es una especie genuina y distinta de su pariente el águila imperial europea (*Aquila heliaca*).

El águila imperial ibérica, *Aquila adalberti*, es una rapaz de gran tamaño (2.500-3.500 gramos), sedentaria y territorial, con una tasa de reproducción baja (0,75 pollos por pareja y año), un periodo de inmadurez de cuatro a cinco años, y una longevidad estimada de veintiuno a veintidós años (Ferrer y Calderón, 1990). Presenta tres plumajes fácilmente distinguibles: el primero, juvenil, con un color crema uniforme que se conserva hasta los tres años de edad; el segundo, subadulto, con manchas negras sobre un fondo crema uniforme, presente en aves de entre cuatro y cinco años; y el último, adulto, que es predominantemente negro con las características manchas blancas en el dorso de las alas, presente en aves desde los cinco años en adelante. Estas evidentes diferencias de plumaje hacen muy fácil distinguir la presencia de parejas con algún miembro en plumaje no adulto (pareja mixta).

Las aves emparejadas presentan un comportamiento territorial. Los territorios son de uso exclusivo y se defienden con contundencia a lo largo de todo el año (Ferrer, 1993a). En contraste, el comportamiento de los juveniles no emparejados es radicalmente diferente. En efecto, los movimientos entre las zonas de asentamiento temporal, dentro de las áreas de dispersión, y los regresos al área natal, son continuos durante todo el periodo dispersivo (Ferrer, 1993b). La distribución geográfica del águila imperial se limita actualmente al cuadrante suroccidental de la península ibérica, área con un clima predominantemente mediterráneo, con veranos relativamente secos y calurosos, e inviernos cálidos y lluviosos (Ferrer, 1993, 2001), existiendo poblaciones que nidifican a pocos metros sobre el nivel del mar, como la población del Parque Nacional de Doñana, y otras que anidan hasta a 1.600 metros, como las que se encuentran en las montañas del Sistema Central (González, 1989).

El águila imperial nidifica en árboles. Los nidos están localizados preferentemente en alcornoques, pinos y eucaliptos. La altura del nido sobre el suelo es muy variable, normalmente entre 6 y 30 metros (Calderón *et al.*, 1987; González, 1989). Los nidos se encuentran generalmente emplazados en el extremo de las ramas, tanto en la copa como en otras zonas del árbol, siendo sus dimensiones de 113,2 centímetros hasta 134,8 centímetros de diámetro y con una media de espesor de 62,9 centímetros. Están forrados con diferentes especies de vegetales, siendo las más frecuentes *Quercus suber, Pinus* sp., *Cistus* sp. y *Arbustus unedo*. El número de nidos por pareja varía de uno a seis (González, 1989).

El águila imperial adquiere el plumaje adulto a partir de los cinco años, no siendo inusual encontrar ejemplares subadultos reproduciéndose con éxito. El periodo reproductor abarca unos ocho meses; las primeras cópulas tienen lugar a finales de enero y las primeras puestas a mediados de febrero, realizándose la mayoría de estas entre finales de febrero y finales de marzo (Calderón *et al.*, 1987; González, 1989). El número de huevos medio por puesta es de 2,47 huevos por nido, con un rango de uno a cuatro huevos. El periodo de incubación es de 44 días y la media de eclosiones se sitúa a finales de abril, en tanto que los pollos permanecen una media de 77 días en el nido (Ferrer, 1993). González (1989) registró un éxito de eclosión del 71,7% en las poblaciones del centro de España; en cambio, Ferrer *et al.* (1986) registraron sólo un 45,2% para la población de Doñana. No obstante, la mortalidad de los pollos en el nido en el área Doñana resultó ser más baja (un 16%) que el registrado por González (1989) para otras poblaciones (23,6%). Las causas más importantes de pérdida de huevos atestiguadas en Doñana fueron: caída total o parcial de la estructura del nido por causa del viento (33,3%), agresiones entre hermanos (28,6%), y factores climatológicos como tormentas y rigores del clima (23,8%). González (1989) también menciona este comportamiento agresivo, que durante las primeras semanas de vida provoca la pérdida de un 26,2% (n=138) de los pollos que nacen en polladas con más de una cría. Este comportamiento fratricida es un comportamiento *facultativo*, es decir que no ocurre siempre, sino que depende de la disponibilidad de comida. Si los padres no pueden conseguir suficiente alimento para todos los pollos, los mayores pueden atacar a los más pequeños impidiéndoles comer y provocando su muerte (González, 1989; Meyburg, 1987). Los pollos empiezan a independizarse a principios de septiembre y hasta inicios de octubre, fecha en que los últimos retoños abandonan el nido.

El águila imperial ibérica es una de las cuatro especies de ave de presa más amenazadas del mundo y el águila más escasa del continente europeo. Durante el último decenio del siglo XIX y los primeros sesenta años del siglo XX, esta especie sufrió una reducción espectacular de su población debido fundamentalmente a la persecución humana directa. La caza, el uso de veneno, y especialmente la captura de ejemplares y recolección de huevos para colecciones, diezmaron tanto sus efectivos que a finales de la década de los setenta había más ejemplares en colecciones de museos que vivos en el campo. En esas fechas, su distribución se encontraba limitada al cuadrante suroccidental de España, habiendo desaparecido de Portugal y Marruecos. Sus poblaciones, fragmentadas y de pequeño tamaño, sufrieron el efecto de la disminución del conejo, su presa fundamental, por la propagación de la mixomatosis.

A esta situación vino a sumarse, en los años sesenta y setenta, la aparición de una nueva causa de muerte para la especie: la electrocución en tendidos eléctricos de distribución (15-45 kV). Este último factor llevó a muchas de sus poblaciones a situaciones realmente alarmantes. Finalmente, como colofón, la reaparición del

uso de venenos en cotos de caza durante los últimos decenios del siglo XX, acentuó notablemente el riesgo de extinción de la especie. En los años noventa, su población mundial, toda ella en territorio peninsular español, estaba estimada en poco más de 150 parejas. Por su reducido estatus y para promover su conservación fue elegida «ave del año 2000». Su población consistía entonces en una serie de subpoblaciones de pequeño tamaño (con menos de 30 parejas cada una) con un nivel de intercambio medio-bajo, estando algunas de ellas claramente aisladas. Este tipo de distribución es típicamente inestable y es un paso previo habitual a los procesos de extinción. La posibilidad de persistencia de este tipo de sistemas, conocidos como *metapoblaciones*, es muy sensible al nivel de intercambio entre subpoblaciones, tanto por aspectos genéticos como por la recuperación de extinciones locales.

VARIABILIDAD GENÉTICA

Fue en la Estación Biológica de Doñana – CSIC donde se secuenció por primera vez un fragmento de 320 pares de bases de ADN mitocondrial del águila imperial ibérica, y se analizó su variabilidad genética y la de su pariente cercana, mucho menos amenazada, el águila imperial europea (*Aquila heliaca*). Los resultados indicaron una bajísima variabilidad genética de nuestra especie en comparación con la europea. Sólo se han encontrado cuatro variantes (haplotipos) del fragmento de ADN analizado, siendo más del 90% de los ejemplares genéticamente idénticos, con la misma secuencia de ADN mitocondrial. Por contraste, en un estudio realizado sobre dos poblaciones de águila imperial del este de Europa, se ha encontrado el triple de haplotipos que en la especie española, siendo la frecuencia del más abundante menor del 22% de los individuos, es decir, presentando una variabilidad genética mucho mayor.

La baja variabilidad genética del águila imperial ibérica, resultado del bajo tamaño de la población y de la fuerte endogamia sufrida, puede afectar a su viabilidad como especie, disminuyendo su capacidad de adaptación a cambios ambientales o su respuesta a nuevas enfermedades. Estos resultados pueden condicionar la estrategia de conservación de la especie y hacer recomendable una intervención para el intercambio de pollos entre las distintas subpoblaciones españolas con el objetivo de evitar la definitiva pérdida de la escasa variabilidad remanente en nuestra especie, disminuyendo la posibilidad de fijación de genes deletéreos. De otro modo, con tan baja variabilidad genética y dado su nivel de población actual, el águila imperial ibérica estaría definitivamente condenada a la extinción.

Algunos estudios preliminares utilizando electroforesis de proteínas (Negro e Hiraldo, 1994) han demostrado una total falta de variabilidad: no se observó heterocigosidad o variación alozímica. Generalmente, se aventura como causa de la pérdida arbitraria de alelos el hecho de que una especie haya atravesado un periodo que se denomina como *cuello de botella*. Es el caso de la nutria marina y el elefante marino, especies que, debido a la fuerte presión originada por la caza llevada a cabo por el ser humano, vieron diezmadas sus poblaciones a finales del siglo XIX.

En nuestro caso, se tienen escasos datos del número real de ejemplares de águila imperial ibérica en el pasado. Testimonios de algunos naturalistas ponen de manifiesto que en el siglo XIX la especie era abundante. Años después, a principios del siglo XX, otros autores indican un declinar de la especie y presiones debidas a la caza y al expolio de huevos. A pesar de que la especie sufrió un cuello de botella en esa época, nunca se extinguió totalmente ningún núcleo de cría. En los años cincuenta la población de Doñana sufrió otro descenso preocupante en el número de sus efectivos, pero se desconoce si esto afectó al resto de las poblaciones de la península.

Para afrontar el problema de la extinción, es necesario conocer aspectos genéticos como el nivel de variabilidad, el coeficiente de endogamia, o la estructura genética de la población. Aunque la relación entre variación genética y persistencia de una población no es siempre clara, siendo probablemente la pérdida de variabilidad más bien un efecto que una causa del enrarecimiento de las especies, se considera como regla general que es deseable evitar pérdidas adicionales de variabilidad cuando se manejan especies amenazadas. De ahí que en los planes de conservación se proponga habitualmente el mantenimiento de números mínimos y la creación de corredores que permitan el flujo genético entre subpoblaciones. Complementariamente, las nuevas técnicas de biología molecular basadas en el análisis de ADN, tanto genómico como mitocondrial, hacen posible la identificación precisa de los individuos y la estima de sus relaciones de parentesco.

El uso de marcadores moleculares es el mejor sistema para realizar este tipo de estudios. En los últimos años se ha extendido el uso de marcadores microsatélite. Estos son especialmente interesantes debido a su elevado nivel de polimorfismo, su alta tasa de mutación, su presencia en todo tipo de genomas (tanto eucariotas como procariotas) y la relativa sencillez de la metodología empleada para su localización. Los microsatélites son repeticiones en tándem de secuencias cortas (de uno a seis pares de bases). Las repeticiones más abundantes son los dinucleótidos, aunque también son frecuentes los trinucleótidos y tetranucleótidos. El mecanismo principal de mutación es el *DNA slipage*, que revierte en la pérdida o la adición de una unidad de repetición, en tanto que la tasa de mutación varía de 10^{-2} a 10^{-5}. Esta inestabilidad del ADN que contiene microsatélites nos va a permitir llevar a cabo estudios de genética de poblaciones que engloban aspectos como la identificación de individuos, la determinación de parentesco, el flujo genético entre poblaciones, la variabilidad, y la estructura genética de las mismas. En muchos casos, los microsatélites desarrollados para una especie se han aplicado con éxito a especies filogenéticamente próximas. En el caso de las especies del género *Aquila* no se disponía aún de marcadores publicados, con lo que se hizo necesario desarrollarlos expresamente por la Estación Biológica de Doñana. Complementariamente, el estudio de variaciones en el ADN mitocondrial es particularmente adecuado para investigar la estructuración genética.

Las mitocondrias son dobles cadenas circulares de ADN heredadas vía materna. Son varios los genes que conforman el genoma mitocondrial, y el nivel de variabilidad que presentan no es el mismo. Los análisis de fragmentos de ADN mitocondrial y la secuenciación directa de regiones específicas del genoma mitocondrial, seguidos de amplificación por PCR, son métodos ampliamente utilizados por la mayoría de estudios poblacionales. El citocromo b ha sido ampliamente manejado en estudios intraespecíficos, debido a su relativa baja tasa de variabilidad. La región control se ha usado en estudios poblacionales, por tratarse de la región más variable del genoma mito-

condrial. Por otro lado, un estudio de la variabilidad genética en la región control del ADN mitocondrial es particularmente adecuado para investigar la estructuración genética y, por ello, también el grado de aislamiento entre subpoblaciones o núcleos de cría disyuntos. Es un complemento ideal a la aplicación de marcadores de microsatélite, ya que se observan diferentes partes del genoma. Hemos de señalar que la región control (RC) es el fragmento más variable dentro del genoma mitocondrial.



Joven de un año de águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*).

Consta de tres dominios, denominados I, II y III. El dominio I es el que presenta una mayor variabilidad. Estudios de esta secuencia llevados a cabo en otras rapaces, como en el caso del alimoche (*Neophron percnopterus*), muestran un orden de 20 bases de diferencia intraespecífica. Por tanto, es una herramienta muy útil en estudios poblacionales. El citocromo b, a su vez, es una sección de ADN mitocondrial de alrededor de 1.100 pares de bases, cuya tasa de variación es relativamente baja por ser un fragmento codificante de ADN. Esto significa que, comparando la secuencia de ADN de dos individuos de la misma especie, la coincidencia de bases va a ser muy elevada. Diferencias de más del 1% son significativas para designar a los individuos como pertenecientes a especies diferentes. En 1.026 pares de bases analizadas se han puesto de manifiesto 14 diferencias (> 1%), lo que apoya definitivamente la tesis, elaborada previamente a partir de criterios de plumaje y comportamentales, de que el águila imperial ibérica es una especie diferente de la oriental.

El objetivo primero de ese trabajo era conocer cómo se distribuye la variabilidad genética existente en la especie. Un estudio preliminar llevado a cabo en 1994 sobre la variabilidad en proteínas plasmáticas tuvo un resultado preocupante, ya que no se observó ninguna variabilidad. Nos encontraríamos con individuos clónicos que, ante una determinada amenaza, como podría ser una enfermedad vírica, van a responder de la misma manera. Es decir, si un individuo enferma se esperará que los demás enfermen también. Podría así ocurrir una mortandad que diezmara a la especie. Desde entonces hasta la actualidad las técnicas se han afinado, y la búsqueda de marcadores moleculares nos permitirá encontrar la variabilidad genética que permanece remanente en la especie.

El conocimiento de esta variabilidad nos permite saber si se produce flujo genético entre las diferentes poblaciones, o bien si se trata de poblaciones genéticamente aisladas. El desarrollo de los marcadores microsatélite nos permite un exhaustivo seguimiento de los individuos, por lo que estos marcadores van a ser la huella dactilar que caracterice a nuestros ejemplares. Por este motivo, es de gran interés conseguir el mayor número de muestras posible, sabiendo además que cuando se analiza la sangre de un pollo se obtiene también información acerca de sus progenitores. Se podrán hacer de esta forma análisis fiables de paternidad. En caso de muerte, seremos capaces de determinar el origen preciso del individuo, identificando con exactitud, no sólo la población, sino el nido del que procede. Si se producen cambios de pareja, podremos detectarlos a través de las muestras de sangre de la progenie, así como si se dan situaciones de cambio de territorio. De este modo, tendremos capacidad para asesorar los programas de cría en cautividad desde el punto de vista genético. Esto significa que podremos aconsejar a la hora de elegir a la pareja de progenitores, en función de las características genéticas que más interesen en cada caso y teniendo en cuenta la zona en la que se pretenda realizar la reintroducción de los individuos criados en cautividad. También en este sentido será posible aseso-

rar sobre una eventual translocación de pollos de un nido a otro; o aconsejar, ante una falta de flujo genético, sobre la introducción de individuos adecuados en zonas intermedias que pongan en contacto distintas poblaciones.

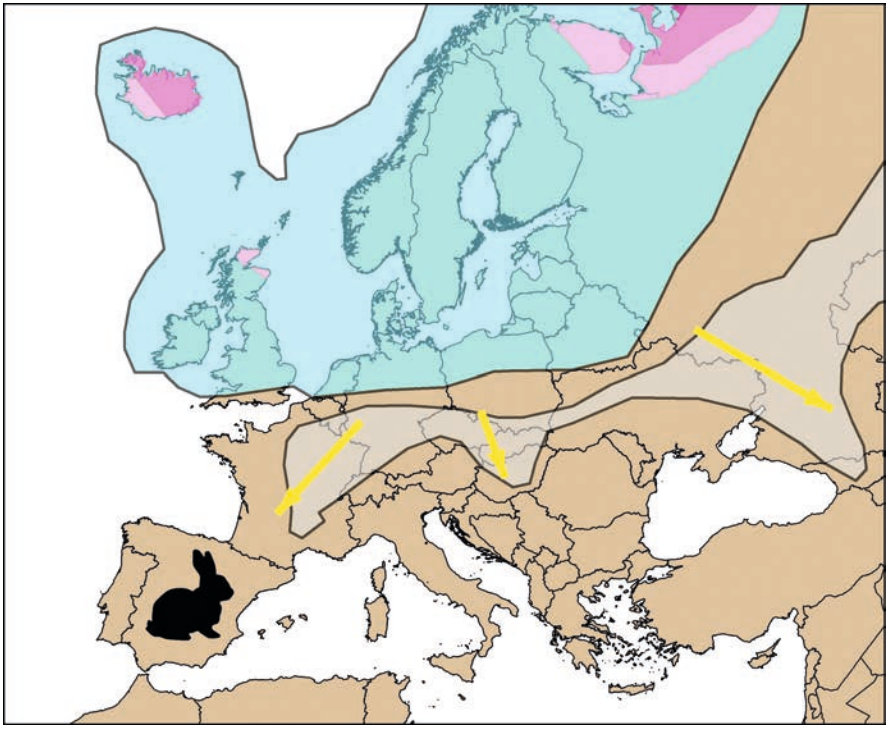
Nuestra primera conclusión importante es una confirmación del estudio genético llevado a cabo por Seibold y colaboradores (1996) en el que la especie ibérica quedaba definitivamente separada de la europea. Por otro lado, el mencionado estudio preliminar de la región control en el ADN mitocondrial nos deja entrever la baja variabilidad presente en ambas especies. El águila imperial oriental no es una especie que se encuentre en peligro de extinción. No ha pasado por un cuello de botella, al contrario que su congénere ibérica. Su área de distribución geográfica es significativamente mayor, extendiéndose por el sur de Europa del Este y parte de Asia. Por el contrario, el águila imperial ibérica ha sufrido al menos un cuello de botella, y tiene un área de distribución geográfica limitada al cuadrante suroccidental de la península ibérica, lo que supone un espacio muy reducido. Sufre, además, presiones humanas: el veneno que se presenta ahora como su mayor enemigo; la muerte ocasionada por tendidos eléctricos no adecuados; la muerte por disparo; la falta de comida. Este último aspecto se ve agravado por el hecho de tratarse de un predador especializado que basa su dieta en el conejo de campo, cuyas poblaciones han sufrido severas regresiones debido a diversas enfermedades. No sorprende, por tanto, encontrar una mayor variación en la especie europea. Es importante señalar en este punto que los ejemplares orientales analizados provienen de la misma población, en tanto que las aves ibéricas pertenecen a poblaciones diferentes. Cabría, por tanto, esperar que futuros análisis de distintas poblaciones orientales revelen aún una mayor diferencia en el nivel de variabilidad con respecto a las ibéricas. Nuestros resultados demuestran una baja variabilidad actual de la especie ibérica; estudios de ejemplares de museo de más de cien años podrán revelar si estos bajos niveles son una causa de las presiones y reducciones sufridas por la especie, o si por el contrario responden a las diversas hipótesis que apuntan a una baja variabilidad natural.



EL ORIGEN DEL ÁGUILA IMPERIAL

Gracias a las técnicas de análisis de ADN mitocondrial, vamos a sumergirnos en un viaje a través del tiempo que nos permitirá presenciar la aparición de nuestra águila española por definición. En efecto, el ADN de las mitocondrias –que es un poco especial por heredarse directamente por vía materna, sufriendo cambios tan solo por mutación– puede ser usado como un reloj molecular que permita averiguar cuánto tiempo hace que dos estirpes se separaron. Y según nos cuenta él, las dos águilas imperiales que existen en el mundo –la ibérica *Aquila adalberti* y su pariente cercana el águila imperial europea *Aquila heliaca*– se separaron hace aproximadamente 980.000 años, es decir, en el Pleistoceno temprano, a comienzos del Cuaternario. Esta época de la Tierra se caracteriza por ser el comienzo de cambios climáticos sin precedentes, con periodos de intensas glaciaciones que, de forma irregular al comienzo del Cuaternario y más rítmicamente después, cubrirán de hielos gran parte de Eurasia cada 100.000 años aproximadamente, separadas entre sí por periodos interglaciares de carácter marcadamente más cálido, como el que ahora vivimos. Analizaremos qué posible relación existe entre los cambios climáticos y el origen de nuestra águila, y de qué forma esos orígenes pueden condicionar sus expectativas futuras.

Para la reconstrucción del clima de la época nos enfrentamos con un problema común en paleoclimatología. Los registros terrestres de las glaciaciones son destruidos en gran medida por cada nueva glaciación, siendo imposible reconstruir con precisión el límite de los hielos permanentes de la primera gran glaciación del Cuaternario utilizando únicamente registros terrestres. Tan sólo puede reconstruirse con aceptable precisión la distribución de los hielos de la última glaciación, hace 15.000 años. Sin embargo, sí se pueden encontrar registros continuos de la variación global del clima terrestre estudiando los sedimentos marinos profundos. En este material se pueden buscar registros de elementos cuya variación esté correlacionada con la temperatura ambiente y, de esta forma, estimar las variaciones en la temperatura. Uno de los métodos que más éxito ha tenido, y que permite remontarse más atrás en el tiempo, es el estudio de la anomalía isotópica del oxígeno 16/oxígeno 18. Estos dos isótopos del oxígeno son variantes naturales que se encuentran en el mar en equilibrio con la composición atmosférica. Sin embargo, dado que el O18 es más pesado que el O16, en situaciones de evaporación fuerte o de intensa congelación la composición isotópica del mar puede cambiar: al ser más volátil el O16, se acumula el O18, generando una anomalía isotópica que se puede medir en los sedimentos marinos, donde los organismos depositados conservan la relación isotópica del ambiente en el que vivieron y murieron, al haber cesado entonces la



Separación de las áreas de distribución de las águilas de estepa durante la glaciación. Las flechas amarillas representan el movimiento de huida de las zonas de hielos permanentes por parte de las ardillas terrestres, de acuerdo con los registros fósiles. Presumiblemente sus predadores las siguieron en sus desplazamientos.

incorporación de átomos de oxígeno. Con este procedimiento se ha podido reconstruir la evolución climatológica durante los dos últimos millones de años. Gracias a ello, sabemos que hace aproximadamente 980.000 años se produjo una anomalía isotópica, conocida como anomalía 27, que indica un periodo de glaciación de intensidad comparable a la de la última glaciación registrada. Por ello, no parece demasiado aventurado estimar que la extensión de los hielos en el continente euroasiático durante la anomalía 27 debió ser similar al registrado, con mucha mayor precisión, en la glaciación de hace tan sólo 15.000 años.

Aunque es cierta la dificultad de conseguir registros paleoclimáticos suficientes en tierra para reconstruir la extensión de los hielos en el máximo glaciar de hace 900.000 años, no ocurre lo mismo con registros de paleo-fauna o paleo-flora, especialmente de paleo-pólenes. Ciertamente fragmentaria, la información existente en la actualidad no permite hacernos una buena imagen de cuál debía ser el escenario de Eurasia hace algo menos de un millón de años, justo cuando comienza nuestra historia. En el máximo de glaciación los hielos permanentes debieron avanzar casi

hasta Centroeuropa, siendo la zona más al sur dominio del permafrost, con la excepción de las penínsulas ibérica, italiana y griega, así como una pequeña franja al sur del continente.

Los registros de paleo-polen ponen de manifiesto que en esa época la península ibérica estaba dominada por un paisaje de estepa seca y fría, con escaso arbolado de coníferas y abedules, y algunas quercíneas muy al sur. Sin embargo, esta estepa no era dominio del permafrost, estando el suelo libre de congelación –aunque existían glaciares permanentes en formaciones montañosas elevadas como Pirineos, Sierra Nevada y algunos otros–. Los registros de paleofauna indican la presencia de lemmings en Granada al comienzo de la glaciación, aunque los restos son tan escasos y sin posteriores reapariciones, que la interpretación más aceptada es la que afirma que se trató de una entrada y colonización que no tuvo demasiado éxito. Lo mismo se puede decir de la presencia de fósiles de hámster encontrados en los estratos profundos de la Sima del Elefante, en Atapuerca. Quizás la clave de ese aparente fracaso haya que buscarla en un pequeño fragmento de mandíbula de una antigüedad mucho mayor, exactamente de 2,5 millones de años, que es el primer fósil de *Oryctolagus* –es decir, de conejo– que se ha encontrado hasta el momento. Este fósil se halló también en Granada y demuestra que el conejo existía ya antes de la llegada de los lemmings y era probablemente abundante. Los conejos sobrevivieron a los lemmings y hámsteres, y aún hoy lo hacen con gran éxito.

El conejo es un animal cuyo origen es España, como demuestran los numerosos estudios de ADN mitocondrial que se han llevado a cabo con la especie. Es más, siempre ha estado confinado a la península ibérica, y, a excepción de un par de localidades en el sur de Francia que datan de 150.000 años, nunca han sido hallados fósiles de conejo fuera de España y Portugal. Disponer de un suelo apto para cavar, con pasto y sin precipitaciones veraniegas intensas, limita su área de especial abundancia al cuadrante suroccidental de la península ibérica.

El águila de estepa original, ancestro común de nuestras dos águilas, debía ser, al igual que lo son sus descendientes, un águila adaptada a cazar en espacios abiertos, especializada en mamíferos terrestres de mediano-pequeño tamaño que viven en grandes densidades: el grupo de las ardillas terrestres. En la actualidad, el águila imperial europea obtiene más del 80% de su alimento de sumnliks (ardillas terrestres), lemmings y hámsteres, todos ellos habitantes de espacios abiertos de carácter estepario. Al avanzar la glaciación, los lemmings y sus parientes se vieron obligados a moverse hacia el sur, yendo algunos hacia Oriente Medio y sur de Asia, y otros hasta España y probablemente Italia y Grecia. No es difícil suponer que nuestra águila de estepa siguiera los desplazamientos de sus presas habituales, huyendo del avance de los hielos. La fracción de la población que se movió hacia Oriente Medio y sur de Asia no debió encontrar graves problemas para esperar el retroceso de la glaciación en compañía de sus presas, pero los especímenes que llegaron a la



Distribución del águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), y del águila imperial europea (*Aquila heliaca*). La ibérica es el águila con la distribución continental más pequeña del mundo.

zona suroccidental europea pronto se encontrarían sin presas suficientes y se extinguieron, excepto en España, donde encontraron una abundante fuente de alimento –una especie de gran ardilla terrestre: el conejo ibérico–. Curiosamente, el lince ibérico también aparece en estas fechas, así como el *Homo antecessor*, a quien podríamos considerar como el primer español. Al producirse el retroceso de los hielos y convertirse toda la zona centroeuropea en el dominio del bosque caduco y de las ardillas arbóreas, el águila de estepa ya no pudo abandonar Iberia porque no había conejos ni ardillas terrestres en una franja de al menos 4.000 kilómetros hasta llegar a las llanuras del este de Hungría, límite natural de la distribución de las ardillas terrestres.

Hoy sabemos que el águila imperial apareció como especie hace 980.000 años, como hemos apuntado, cuando una de las más largas glaciaciones del Cuaternario cubría Europa. Al mismo tiempo que los primeros europeos se calentaban con hogueras en lo que hoy conocemos como Atapuerca, las águilas entraban en la Península y tenían su primer encuentro con la especie que habría de ser la más importante para su historia evolutiva, el conejo, que desde entonces se convirtió en la presa

fundamental de la que depende el águila imperial. Por tanto, nuestra especie no parece una rapaz que se haya originado en el bosque mediterráneo y evolucionado toda su historia filogenética en este ambiente que ahora habita; más bien se trata de un águila típica de estepas que pudo sobrevivir milagrosamente a la trampa de la glaciación gracias a la existencia del conejo ibérico –especie que la preservó de la extinción, confinándola al mismo tiempo para siempre en la península ibérica–. Por ello, su conservación va a exigir que siempre prestemos atención al águila con la menor distribución continental del mundo.



EVOLUCIÓN DE LA POBLACIÓN

La distribución geográfica actual del águila imperial ya no está limitada al cuadrante suroccidental de España. Afortunadamente en los últimos años, coincidiendo con una recuperación general de sus poblaciones en España, y en particular Andalucía, la recuperación en Portugal, aunque incipiente, es una realidad. A día de hoy, su población mundial probablemente sea superior a las 540 parejas. No ha habido, sin embargo, una recuperación de su antigua población en Marruecos, donde hasta ahora no se ha detectado población alguna de estas aves. Cabe la posibilidad de que aún pudieran existir allí algunas parejas aisladas; no obstante, no es de esperar la existencia de una población importante que no haya sido localizada aún.

La población de la especie en la Península está fragmentada en once núcleos diferentes, siendo hasta hace poco la subpoblación del Parque Nacional de Doñana la más aislada. El área actual de distribución de la especie es el resultado de la fuerte reducción experimentada durante la primera mitad del siglo XX. Como mencionábamos anteriormente, la información disponible apunta a la persecución humana (colectores de huevos y pieles, cazadores, etc.), efectos humanos indirectos (tendidos eléctricos, molestias en la reproducción, contaminación, etc.), y cambios en el uso del terreno (cultivo de regadíos, labor sin arbolado, etc.), como las principales causas de esta regresión. Sin embargo, en la actualidad existen grandes superficies sin águilas reproductoras que reúnen las características de hábitat requeridas por la especie. No parece, por tanto, que la pérdida de hábitat sea la limitación actual de la distribución de la especie.

En efecto, en los estudios de viabilidad de hábitats para futuras reintroducciones se han encontrado grandes áreas con las condiciones adecuadas para soportar poblaciones de águila imperial que, no obstante, se encuentran desocupadas. La limitación actual de su distribución está más relacionada con restricciones en la capacidad colonizadora derivadas de su lenta demografía y condicionadas por su dispersión, que con la pérdida de hábitat adecuado. La actual situación de fragmentación de la población sugiere que la prioridad de actuación radica en la conexión de las actuales subpoblaciones mediante la creación de núcleos de población nuevos, a partir de reintroducciones. Es evidente, por tanto, la necesidad y urgencia de las actuaciones de reintroducción.

En 1989, González *et al*. (1989b) publicaron un estudio sobre la reducción histórica del área de distribución de la especie. Para ello, los autores analizaban los registros bibliográficos y las colecciones de pieles y huevos en 31 Museos de Historia Natural, consiguiendo un total de información de 115 puestas y 76 pieles colectadas entre 1828 y 1953. Los datos fueron analizados según una clasificación de países. En

el caso de España, donde la información resultó más abundante, se procedió al análisis por regiones. Los resultados obtenidos por estos autores fueron los siguientes:

Cataluña

De esta región no existen referencias históricas que prueben la reproducción del águila imperial ibérica. Los pocos registros encontrados corresponden a *Aquila heliaca*. Sin embargo, existen observaciones recientes de especímenes jóvenes e inmaduros atribuidos a *Aquila adalberti* (Muntaner, 1981).

Levante

Lilford (1865) cita la especie como rara, no encontrando ninguna piel en las colecciones del Museo de Valencia. Sin embargo, Rudolph de Habsburgo (1879) examinó algún ejemplar no adulto en dicho museo. Arévalo y Baca (1887) cita un ejemplar de su colección, sin especificar edad, procedente de Requena (Valencia). Boscá (1916) habla de *Aquila naevia* (sinónimo de *Aquila clanga*), como nidificante en la región, pero la fotografía que ilustra la publicación corresponde a *Aquila adalberti*. Una confusión similar, pero con *Aquila rapax* tuvieron Lilford (1865) y Chapman y Buck (1863), corregida después por Saunders (1871) y Gurney (1877). Por tanto, es razonable pensar que la especie nidificaba en la zona, donde existía el hábitat adecuado para ello. Actualmente, el águila imperial está ausente de esta región.

Baleares

Homeyer (1862) nunca observó la especie, aunque sí *Aquila chrysaetos*. Tampoco es citada por Barceló y Combis (1867), ni por De los Reyes y Prosper (1886), ni tampoco en las colecciones oológicas (de huevos) locales de la época (Jourdain, 1927; Koenig, 1929). Mucho más tarde hay dos citas, una en la Albufera de Alcudia (Munn, 1921) y otra en Valldemosa (Jordans, 1928), aunque según este último autor pudieran no ser correctas las identificaciones. A la vista de estos datos, parece poco probable que la especie se reprodujera en la zona desde mediados del siglo pasado.

España central

Los autores encontraron 17 pieles y siete puestas, la mayoría del Monte del Pardo (Madrid), excepto un pollo procedente de Burgos, una piel de Aranjuez (Madrid) y una puesta de dos huevos de Gredos (Ávila). Graells (1852) la consideró común en la sierra de Guadarrama y área de Madrid. R. Brehm colectó siete inmaduros entre 1860 y 1861 en la provincia de Madrid. La especie se menciona como frecuente en los Montes de Toledo y el Alto Guadiana (Ciudad Real), citando localidades donde existía entre los ríos Tajo y Jarama (Dresser 1873) y afirmando que probablemente se extendería por el Guadiana hasta Portugal. Ya en los comienzos del siglo XX, Porctor colecta una puesta en La Granja (Segovia) y Jourdain observa cuatro ejemplares

en Cercedilla, Madrid (Whiterby 1928). Este último autor no consigue observarla en la región, afirmando que, excepto en el Pardo, probablemente sea un ave escasa en el centro de España. En el mismo sentido se expresa el vizconde de Armería (1929). Por último, Gil Lletget (1945) sigue citando la especie como algo frecuente, aunque ya sólo en el Pardo. En la actualidad, como vimos, el águila imperial se sigue reproduciendo en el Guadarrama, Montes de Toledo y valle del Tajo.

Extremadura

González *et al.* (1989b) localizan sólo una puesta. El único autor que menciona el águila imperial es el vizconde de la Armería (1929), quien observa una pareja de adultos en Badajoz. A juicio de los autores, esta escasez de datos se debe más bien a una falta de expediciones a la región que a una escasez de parejas nidificantes.

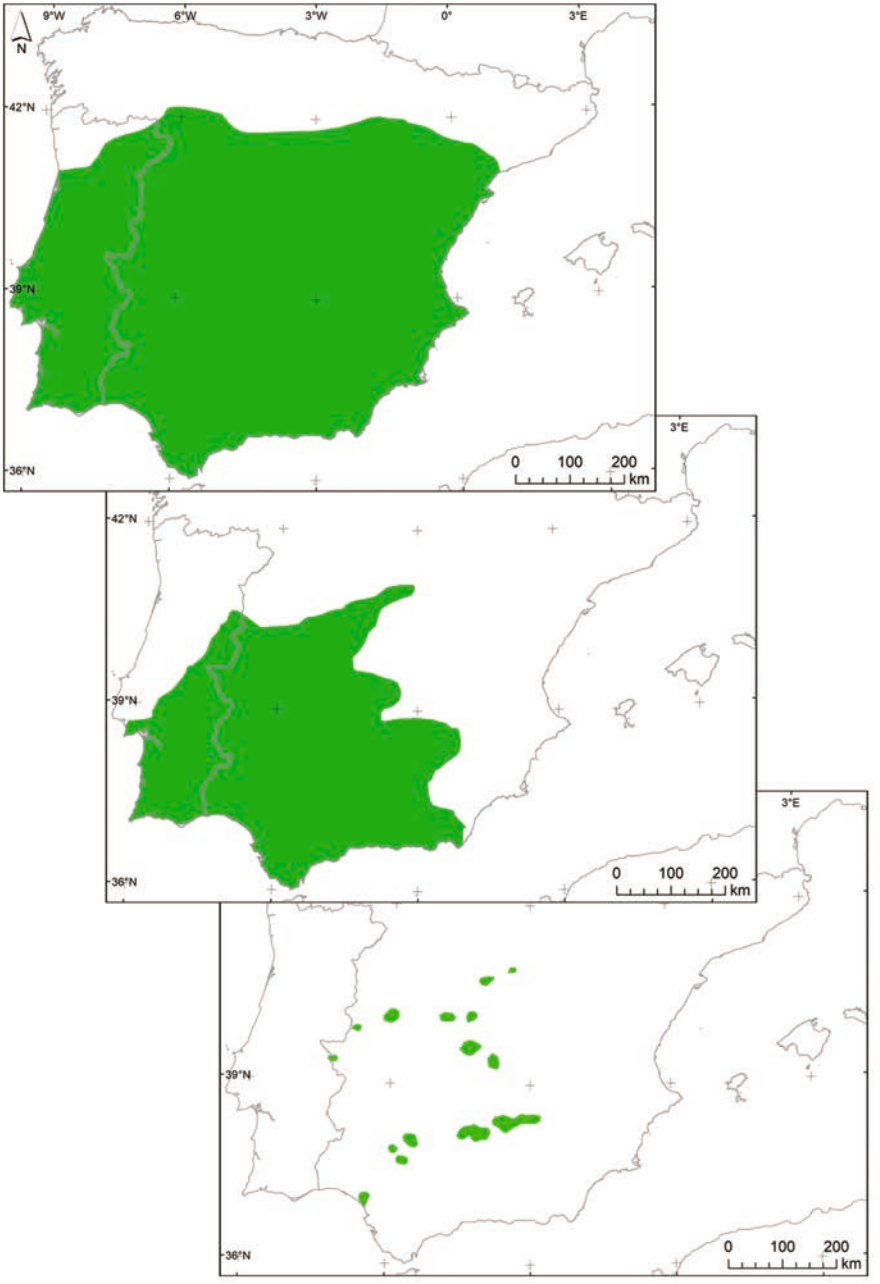
Andalucía

Procedentes del Coto de Doñana y su entorno, los autores localizaron 45 puestas a las que posiblemente habría que sumar otras 12 en cuya etiqueta sólo figuraba «Andalucía». Todas fueron colectadas entre 1865 y 1929. Además, se localizan 40 pieles del mismo periodo. Esta región fue la más visitada por los colectores de la época, por lo que existe abundante información. Machado (1845) considera la especie común en Sevilla y Huelva, citando la captura de un adulto en Utrera (Sevilla). Poco más tarde, Lilford (1865) afirma que es una de las águilas más comunes de Andalucía. El mismo autor controló seis nidos ocupados en 1872, colectando siete puestas desde 1864 a 1873, además de un mínimo de 19 ejemplares, la mayoría en nido.

En 1871, Saunders escribía que el águila era aún abundante en Doñana, colectando él mismo tres puestas y cinco pieles entre 1860 y 1876. Dresser (1873) controla cinco nidos, colectando dos ejemplares y dos puestas. Desde 1872 a 1883 Chapman (1884) y Chapman y Buck (1910) colectan cuatro puestas y cinco ejemplares, también la mayoría en nido, aunque según Valverde (1960), el número de pieles sería de nueve a diez. Entre los años 1877 y 1880, Bureau (1911) colectó otros cinco ejemplares y una puesta.

Después de esta intensa presión de colectores, a partir de comienzos del siglo XX el águila empieza a ser considerada rara en la zona. Noble (1902) sólo encuentra dos nidos. No obstante, entre 1898 y 1910 aún se colectaron tres puestas y 25 pieles. En la actualidad, la población de Doñana está compuesta por quince parejas.

Dentro de la comarca de Gibraltar los autores localizan dos puestas, aunque encuentran referencias de nueve más, todas colectadas entre 1874 y 1908 en el área de Benalup de Sidonia y la Laguna de la Janda (Cádiz). Parece que el águila imperial subsistió en la región hasta 1950. En la actualidad, gracias a un proyecto de reintroducción, se reproduce de nuevo en la zona. González *et al.* (1989b) localizan trece puestas en la cordillera penibética; cuatro en Sierra Nevada, cinco en Málaga y cuatro



Evolución de la distribución del águila imperial. En 1890, en 1950 y en 1990.

en Cádiz, así como dos pieles de Málaga y Almería. Los datos disponibles indican que a principios del siglo XX el águila nidificaba en esta zona, aunque parece que no era muy abundante. Actualmente sobrevive al menos una pareja en el tramo más occidental de la región. En Sierra Morena se colectaron cuatro puestas en la provincia de Córdoba. Chapman y Buck (1893) la consideraban como frecuente en la zona; las escasas visitas de colectores podrían explicar la ausencia de pieles del área.

Portugal

La mayoría de las citas y observaciones son del centro y sur del país. Así, Bocage (1862) la cita en Borba, Vila Viciosa y el Alentejo. Moller (1894) la menciona en la sierra de Suajo. Tait (1924) examina dos jóvenes provenientes de la sierra de la Estrella. En la actualidad, Portugal se ha recuperado como zona de reproducción para las águilas.

Francia

Como ya vimos, no hay pruebas de la reproducción del *Aquila adalberti* en Francia, aunque sí de *Aquila heliaca*. Todas las citas de águila imperial ibérico son de ejemplares jóvenes divagantes (González *et al.*, 1989a).

Marruecos

Irby (1895) señala a *Aquila adalberti* como rara en el país. Favier colectó un adulto en Tánger (Irby, 1895). González *et al.* (1989b) consiguen localizar diez puestas y dos pieles de este país. Parece que el águila imperial nunca debió ser muy abundante en Marruecos, excepto en la península de Tánger, donde debió perdurar hasta comienzos del siglo XX. Hoy está extinguida en la zona.

Argelia

González *et al.* (1989b) consideran que las citas bibliográficas de la presencia de *A. adalberti* en Argelia son en realidad confusiones con *A. heliaca*. No obstante, la posibilidad de que divagantes juveniles lleguen a esta zona no se puede descartar, ya que se han dado registros de jóvenes de Doñana que han sido recuperados en Libia (Calderón *et al.*, 1988). Actualmente el águila imperial ibérica no cría en Argelia.

En conclusión, el águila imperial ibérica se extendía a finales del siglo XIX por la mayor parte de la península ibérica (exceptuando el norte de Portugal, la Cordillera Cantábrica, Cataluña y Pirineos) y por el noroeste de Marruecos. Su área de distribución se redujo sensiblemente durante los primeros cincuenta años del siglo XX. La persecución humana parece haber sido la causa principal de su disminución. Colectores, cazadores, y lugareños que consideraban al águila como un animal dañino, son los causantes, al menos en parte, de la reducción en la distribución de la especie.



ESTATUS ACTUAL DE LA POBLACIÓN

La primera estimación del tamaño de la población de águilas imperiales en la península ibérica fue publicada por Valverde (1967), calculándose entonces la población total en 50 parejas reproductoras, citando su presencia en cuatro núcleos: sierra de Guadarrama, Monte del Pardo, valle del Tajo, y Doñana. Más tarde, Geroudet (Simon y Geroudet, 1970) estimó en un máximo de 30 parejas el número de supervivientes en toda su área de distribución mundial. No obstante, el primer censo preciso realizado en la década de los setenta (Garzón, 1974) elevó esta cifra a 50 parejas. Desde esta fecha no se realizaron nuevos censos, por lo que las estimaciones publicadas más tarde eran en realidad modificaciones más o menos arbitrarias de este censo (Meyburg, 1978; 1981, King, 1981). En el periodo de 1981 a 1986 se realizó un nuevo censo (González *et al.*, 1987) que elevó de nuevo la población a la cifra de 104 parejas. Cabe destacar que el número de parejas detectadas en los censos realizados a partir de la década de los ochenta es notablemente superior al de las estimadas en los sesenta y setenta, siendo, sin embargo, su número aún muy bajo y su distribución extremadamente restringida. Hay que considerar que, en parte, el incremento de efectivos entre las estimaciones de 1974 y las actuales se correlaciona con un incremento en la cobertura del censo, no siendo posible comparar la intensidad y cobertura de las estimaciones antes y después de 1984. No obstante, parece que ha habido un incremento real de algunas poblaciones, en concreto en la región carpetana y en la depresión del Tajo. Así, en áreas bien prospectadas como Monte del Pardo, Monfragüe y Doñana se ha pasado de 19 parejas en 1974, a 30 en 1986.

Durante la década de los noventa, sin embargo, la evolución de la población ha sido enormemente preocupante. En efecto, tras la disminución de las densidades de conejos por efecto de la entrada en España de una nueva enfermedad epidémica, la neumonía hemorrágico-vírica, se ha intensificado el uso de veneno para combatir la presencia de predadores en cotos de caza menor. El águila imperial es una especie muy sensible a este tipo de actuaciones dados sus hábitos parcialmente carroñeros. El efecto ha sido un incremento notabilísimo de la mortalidad anual adulta, siendo este el parámetro de mayor sensibilidad de su demografía. Basándonos en algunas de las poblaciones mejor controladas, podemos estimar en un 30% la disminución en el número de parejas de 1995 con respecto al estatus en la década de los ochenta. En el caso particular de Doñana, la población pasó de 15 a 8 parejas, aumentando la mortalidad anual adulta un 300% durante los últimos ocho años.

La información del censo, aún no publicado, que fue realizado entre 1989 y 1991, situaba la población en aproximadamente 130 parejas (información inédita de Agencias de Medio Ambiente de comunidades autónomas). Así pues, en ese periodo

no se tenía constancia de la reproducción de la especie fuera de España, permaneciendo su distribución mundial confinada al cuadrante suroccidental de este país.

Durante la década de los noventa se promulgaron decretos que regulaban los tendidos eléctricos para la protección de las aves, siendo Andalucía la primera comunidad en publicarlo en 1990 (Decreto 194/1990). En él se hacía referencia a la tipología de apoyo permitida (aisladores suspendidos y diseño al tresbolillo), así como la obligación de adecuar las líneas antiguas si las tareas de mantenimiento requerían autorización administrativa. A partir de la aprobación del decreto andaluz comenzaron a prodigarse decretos por toda la geografía española, con diferencias en cuanto al ámbito de aplicación y el tratamiento de las instalaciones existentes, pero, como veremos a continuación, básicamente inspirados en el decreto andaluz de 1990.

Seis comunidades autónomas, además de Andalucía, desarrollaron legislación propia, coincidiendo principalmente en la definición de su objetivo: el establecimiento de normas técnicas aplicables a instalaciones eléctricas de alta tensión que discurrieran por sus respectivos territorios, con el fin de reducir los riesgos de electrocución o colisión que las mismas suponen para la avifauna. En 2006, Andalucía aprobó el segundo decreto (Decreto 178/2006) que derogaba el anterior y ampliaba las zonas de protección para las medidas anti-electrocución, añadiendo a las anteriores las ZEPA (Zonas de Especial Conservación del Inventario de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía). Se dictamina así mismo que las medidas anticolisión deberán instalarse obligatoriamente en las líneas nuevas y en las ya existentes, así como en las ZEPA declaradas por la presencia de avutarda y sisón, y en zonas que discurran dentro de un radio de dos kilómetros alrededor de las líneas de máxima crecida de los humedales incluidos en el Inventario de Humedales de Andalucía.

Este nuevo decreto incluye también un artículo que prohíbe los trabajos de mantenimiento en postes que soporten nidos de especies comprendidas en el catálogo andaluz de especies amenazadas durante la época de reproducción y cría. Los trabajos urgentes deberán ser autorizados por la Delegación Provincial, permitiéndose adoptar medidas anti-nidificación compatibles con la conservación de aves. Estas nuevas medidas debían ejecutarse en un plazo de cinco años desde la aprobación del decreto, que ha vencido en 2011, encontrándose aún muchas de ellas en trámites. La responsabilidad económica recae sobre los propietarios de las líneas eléctricas.

La segunda comunidad autónoma en desarrollar su propia normativa fue Navarra, con el Decreto Foral 129/1991. Distingue en sus objetivos entre instalaciones de alta y baja tensión, y regula las líneas eléctricas existentes en áreas comprendidas en planes de recuperación o conservación del hábitat de especies catalogadas «en peligro de extinción» o «sensibles a la alteración de su hábitat». Así mismo, propone evitar que las nuevas líneas atraviesen reservas integrales y naturales declaradas. Las medidas anticolisión se hacen obligatorias en las líneas eléctricas que atraviesen rutas migratorias, áreas próximas a zonas húmedas, o colonias de nidifica-

ción –cuya información será proporcionada por el Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente–. No pone plazo en la ejecución de estas medidas, que permanecerán a cargo de los titulares de las líneas eléctricas.

A lo largo de 1998, tanto la C. A. de Madrid como la de La Rioja publicaron sus normativas, con apenas unos meses de diferencia (Decreto 40/1998 y Decreto 32/1998, respectivamente). En el caso de Madrid, se incluye ya la reducción del impacto paisajístico de las instalaciones eléctricas. Aparecen, al igual que en Navarra, tanto la obligación de modificar las líneas previamente existentes que atraviesen zonas afectadas por los planes de recuperación de especies en peligro de extinción (según el Catálogo Regional de Especies Amenazadas), como la elusión de reservas integrales de espacios protegidos y parques regionales y naturales declarados. No impone un periodo concreto de actuación, pero como novedad, especifica colaboraciones a nivel presupuestario cuando se trate de líneas eléctricas ya existentes.

Por su parte, la normativa de La Rioja aumenta sus zonas de protección al suelo no urbanizable y al suelo industrial para instalaciones de nueva construcción, variantes y reformas de instalaciones existentes que supongan un cambio en las características geométricas de la instalación y que precisen la tramitación de un expediente administrativo. Aquellas que atraviesen espacios naturales protegidos deberán adaptarse a los instrumentos de planificación aprobados. Al igual que Navarra y Madrid, las nuevas líneas evitarán atravesar los espacios naturales protegidos declarados como reservas naturales, y los espacios naturales afectados por planes de recuperación aprobados para especies de aves catalogadas en peligro de extinción. Las líneas previamente existentes deberán ser clasificadas en función de su peligrosidad con objeto de priorizar su modificación. Al igual que Andalucía, en los casos de trabajos de mejora en líneas con nidos establece aplicar las medidas fuera de los periodos críticos, excepto por causas debidamente justificadas y autorizadas por la Dirección General del Medio Natural.

La siguiente comunidad en aprobar su propia normativa fue Castilla-La Mancha, por medio del Decreto 5/1999. Establece diferencias entre líneas eléctricas de alta y baja tensión en las condiciones técnicas generales, especificando medidas adicionales en líneas de alta tensión en zonas con especial riesgo para la avifauna amenazada tales como áreas de nidificación, campeo, o concentración de especies amenazadas de aves de gran envergadura, así como en áreas donde se concentre flujo de aves en vuelo por ser rutas migratorias o de paso frecuente –en particular las áreas de influencia de humedales, áreas de nidificación, o zonas de concentración de grandes aves–. Apunta, así mismo, las condiciones de trabajos de mantenimiento en casos de nidificación. Al igual que La Rioja, establece una identificación de tendidos peligrosos ya existentes para su modificación mediante acuerdos con propietarios. Y, por primera vez, la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente se hace cargo de la supervisión para la realización efectiva de todas estas medidas.

Extremadura, con el Decreto 47/2004, presentó algunos artículos novedosos, como el que reserva a la Dirección General de Medio Ambiente la asignación de las zonas de instalación de medidas anticolisión, en función de la densidad de paso de aves y/o presencia de especies protegidas; o el que amplía al suelo no urbano la zona de medidas de anti-electrocución. En lo relativo a la nidificación de aves, aludiendo expresamente al caso de la cigüeña blanca, autoriza la instalación de disuasores, medidas anti-nidificación y/o de compensación. Prohíbe la existencia de más de un nido por apoyo, permitiendo eliminar nidos en situaciones de líneas eléctricas sobrecargadas, previa autorización de la Dirección General de Medio Ambiente. Este decreto posee un artículo específico de recomendaciones muy completas para la minimización del impacto paisajístico. Para la instalación o modificación de las líneas eléctricas se solicita un estudio de impacto ambiental en el que se debe incluir, como apartado, el programa de vigilancia ambiental.

Por último, en 2005 el Gobierno de Aragón publicó su Decreto 34/2005, que establece normas técnicas aplicables a las instalaciones eléctricas aéreas de alta tensión, líneas y derivaciones de nueva construcción, y variantes y reformas a realizar en instalaciones ya existentes. Crea un Registro de Instalaciones de Alta Peligrosidad para la Avifauna muy amplio, entre las que incluye aquellas zonas que discurran por el interior o los límites de las áreas donde se aplican planes de recuperación, conservación del hábitat, o conservación de especies de aves catalogadas «en peligro de extinción», «sensibles a la alteración de su hábitat», o «vulnerables», según el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón (Decreto 49/1995). Incluye así mismo: las zonas ZEPA y una banda perimetral de protección de 1,5 kilómetro; las áreas sensibles dentro de los espacios naturales protegidos y Lugares de Importancia Comunitaria (LIC); las zonas urbanas que incidan sobre especies de aves catalogadas cuya relación con dichas aves pueda derivar en riesgos para la seguridad pública; y otras áreas, de las que se constate su peligrosidad por accidentes reiterados o por estudios técnicos que demuestren objetivamente un riesgo elevado.

Así mismo, el Decreto de Aragón prohíbe el trazado de líneas eléctricas de nueva construcción que atraviesen espacios naturales protegidos ya declarados, o dotados de instrumentos de planificación de recursos naturales protegidos. Únicamente se permitirá la instalación cuando esta se someta a los correspondientes instrumentos de ordenación y planificación territorial vigentes y cumpla ciertas especificaciones técnicas, haciendo hincapié en aspectos relativos a la protección del paisaje. La vigilancia de todos estos aspectos correrá a cargo del Departamento de Medio Ambiente, aunque se puede establecer que sean las mismas empresas las que remitan sus informes a la entidad medioambiental competente. Un aspecto a destacar sobre este último decreto regional previo al Real Decreto Nacional, es que se debe comunicar la existencia de aves muertas o heridas en las inmediaciones de la instalación a los Agentes de Protección de la Naturaleza, o a la Guardia Civil.



Joven águila con emisor en plena dispersión afortunadamente en tendidos eléctricos protegidos.

El 29 de agosto de 2008, dieciocho años más tarde de la publicación del primer Decreto andaluz, se aprobó al fin el Real Decreto 1432/2008, de ámbito nacional, y promovido por el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, por el que se establecen normas de carácter técnico de aplicación a las líneas eléctricas aéreas de alta tensión con conductores desnudos situadas en las zonas de protección definidas en el artículo 4 del mismo Decreto, con el fin de reducir los riesgos de electrocución y colisión para la avifauna, lo que redundará a su vez en una mejor calidad del servicio de suministro.

Estas medidas son de obligado cumplimiento en aquellas líneas eléctricas aéreas de alta tensión de nueva construcción ubicadas en zonas de protección. También se aplicarán en las líneas eléctricas ya existentes que deban ser modificadas o ampliadas. Las medidas anti-electrocución serán obligatorias en líneas ya existentes, pero no las medidas anti-colisión, que serán voluntarias. Este Real Decreto define también las zonas de protección en las que se deberán tomar estas medidas, como las ZEPA, los ámbitos de aplicación de planes de recuperación y conservación de las comunidades autónomas de aves, y las áreas prioritarias de reproducción, alimentación, dispersión y concentración local de aves. Estas especies de aves deberán estar incluidas en el Catálogo Español de Especies Amenazadas o en los catálogos autonómicos. Por este motivo, se obliga, en el plazo máximo de un año, a que todas las Comunidades Autónomas publiquen en sus boletines oficiales la demarcación de las

zonas de protección existentes en sus respectivos territorios, así como un inventario de las líneas eléctricas ya existentes que provoquen una significativa y contrastada mortalidad por colisión de aves incluidas en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial.

Otro punto importante que especifica el Real Decreto es el relativo al mantenimiento de las líneas eléctricas. Se prohíben, en época de nidificación, reproducción y crianza, los trabajos de mantenimiento en tendidos eléctricos que soporten nidos, o en cuyas proximidades nidifiquen aves incluidas en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial. Se permitirán excepciones, previa autorización, cuando se trate de corregir averías que perturben el suministro normal de energía.

Sorprendentemente, este Decreto incluía la disponibilidad de fondos públicos para financiar los arreglos. Se estipulaba que todas estas medidas serían costeadas por el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, en un plazo no superior a cinco años desde la publicación del Real Decreto. Esto tuvo el efecto de paralizar todas las correcciones que se estaban acometiendo bajo otros decretos, en los cuales se había establecido un procedimiento de cofinanciación entre propietarios particulares y administraciones. Con la promulgación del Real Decreto del Ministerio las empresas quedaron a la espera de que se articulara el procedimiento de financiación para continuar con los arreglos, con lo que se han perdido algunos años preciosos para disminuir este problema global.

Pese a todo ello, el efecto general de la promulgación de los decretos y, sobre todo, de las correcciones de postes con diseños peligrosos en muchas comunidades (especialmente en Andalucía), tuvo como resultado el impresionante aumento de la población del águila imperial ibérica durante la primera década de 2000. Así, en 2013 se censaron un mínimo de 407 parejas en la península Ibérica: 396 en España y 11 en Portugal. Castilla-La Mancha es la región que alberga la mayor cantidad de ellas (al menos 150 parejas), seguida de Andalucía, con 91; Castilla y León, con 56; Extremadura, con 50; y Madrid, con 49. En el año 2016, las estimaciones son de poco menos de 500 parejas distribuidas como sigue:

— Castilla y León: alrededor de 68 parejas.
— Castilla-La Mancha: 168 parejas censadas.
— Madrid: 56 parejas.
— Extremadura: 56 parejas.
— Andalucía: 114 parejas.
— Portugal: 12 parejas.

En 2019, la población de águilas se estimó en más de 540 parejas, habiendo recolonizado parte de su antigua área de distribución en Portugal y otras zonas de la península ibérica.

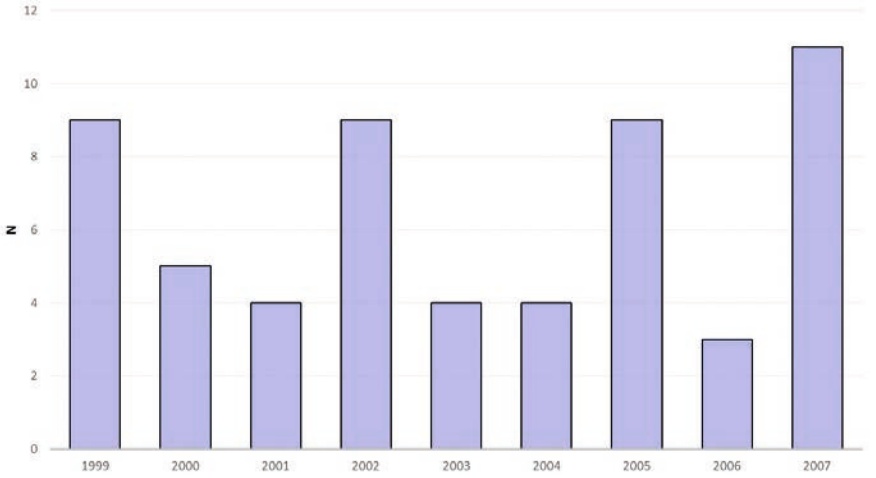
SITUACIÓN FUERA DE ESPAÑA

La situación actual del águila imperial en otros países es preocupante. En Portugal se estimaban alrededor de 1.015 parejas existentes entre 1974-1975 (Palma, 1985). Sin embargo, en 1983 tan sólo se comprobó la nidificación de dos parejas en una zona cercana a la frontera española (Frazao, 1984). Desde entonces, no se volvió a confirmar la reproducción de la especie en Portugal (Palma y Onofre, 1986). En la actualidad, doce parejas ocupan de nuevo esa área, siendo muy dependientes de la llegada de ejemplares inmigrantes de la población andaluza. Las frecuentes observaciones de especímenes jóvenes en las zonas cercanas a la frontera española, en la provincia de Huelva, corresponden a jóvenes en dispersión del núcleo reproductor del Parque Nacional de Doñana, como se comprobaría con el estudio de la dispersión realizado en esta zona (Ferrer, 1990a).

La situación en Marruecos es poco conocida. Tras considerarla como extinta (Mills, 1976; Bergier, 1987), fueron observados dos adultos en Tassaoti, Oued Laou, en la primavera de 1977 (Hiraldo com. pers.), y otros dos en la desembocadura del río Moulaya (Mayaud, 1982). Las abundantes capturas y observaciones de ejemplares jóvenes en la zona norte de Marruecos han correspondido, siempre que se han podido identificar, a jóvenes de la población reproductora del Parque Nacional de Doñana (Calderón *et al.*, 1988; Ferrer, 1990a). Las observaciones de jóvenes águilas cruzando el estrecho de Gibraltar hacia a África son relativamente frecuentes. Probablemente, la población africana fue siempre dependiente de la inmigración de jóvenes procedentes de la península ibérica. Tras la enorme reducción de efectivos en España durante la primera mitad del siglo XX, la población reproductora de Marruecos debió desaparecer.

Si bien Marruecos ha sido una zona tradicional de presencia y reproducción de esta especie, tal como confirman citas procedentes de diferentes autores, es probable que su número nunca haya sido muy abundante, como ya señalaban algunos naturalistas de finales del siglo XIX (Irby, 1895); y se da una cantidad menor aún en las últimas décadas, coincidiendo con la disminución de la población a nivel mundial. Si a esto le añadimos la ausencia de un seguimiento regular de la especie, el resultado es que la información disponible es escasa e incompleta y procede únicamente de exploraciones puntuales y citas aisladas.

Por este motivo, se planteó la necesidad de hacer una prospección específica de las zonas tradicionales de nidificación y dispersión de la especie en Marruecos, con el fin de contribuir a un mejor conocimiento de su situación actual. En 2008, la Estación Biológica de Doñana-CSIC realizó una expedición a las zonas tradicionales de avistamientos de reproductores o jóvenes águilas. Su resultado no dio constancia de la reproducción del águila imperial ibérica en Marruecos; sin embargo, existen datos históricos de su nidificación en diferentes regiones del país. Originariamente, desde finales del siglo XIX hasta la primera mitad del siglo XX, la especie criaba en



Frecuencia de observación del águila imperial ibérica en el estrecho de Gibraltar durante el paso otoñal.

la península de Tánger; también en Jbala, en las marismas de la cuenca baja del río Loukkos, en el norte de la región de Rharb, y posiblemente en Zemmour (bosque de Mamora), en Zaër, y al oeste del Medio Atlas. En 1975, WWF llevó a cabo una búsqueda en la zona y no encontró evidencia de la especie en Marruecos. Sin embargo, posteriormente existen al menos dos observaciones puntuales de reproducción, una en 1977, y otra en 1995 (Thévenot, Vernon and Bergier, 2003). En cualquier caso, las citas con indicios de nidificación dentro de la época habitual de reproducción son exiguas e irregulares, lo que parece apoyar que su presencia como especie reproductora, ha estado siempre limitada a las zonas más apropiadas en bosques de alcornoques y cercanías de marismas (Thévenot, Vernon and Bergier, 2003). Todas las citas de reproducción recopiladas se encuentran distribuidas por el cuadrante noroeste del país, formando dos grupos: el primero situado entre el estrecho de Gibraltar y el extremo occidental del Rif; y el segundo entre la costa atlántica de la región de Rabat-Kenitra y las estribaciones del Medio Atlas.

ANÁLISIS METAPOBLACIONAL Y EXPECTATIVAS DE PERSISTENCIA DE LA ESPECIE

En este apartado se sintetiza toda la información disponible sobre la población de águilas imperiales. Todos los registros (número de parejas, productividad, mortalidad, etc.) se han utilizado para construir un modelo de simulación de la metapoblación. El modelo está programado en el lenguaje de programación conocido como *Delphi 4.0* (turbo Pascal avanzado), en el cual se simulan por separado cada uno de los individuos de la población (simulación basada en el individuo) y se incorporan los factores de azar en las posibilidades de reproducción o muerte (modelo estocástico). Cada población de águilas es simulada por separado, y la metapoblación funciona como una simulación de *N* poblaciones separadas, que tienen posibilidades de intercambio entre ellas en función de la distancia que las separa. Para ello, cada subpoblación es simulada según los parámetros demográficos de mortalidad estimados para la especie en las poblaciones más estudiadas (mortalidad anual adulta 6%; mortalidad del primer año 60%; mortalidad anual de los no emparejados 24%). Los valores de fecundidad se han calculado para cada población según los valores reales registrados en la base de datos de cada una de ellas.

Los modelos de cada población incluyen la estocasticidad sexual (la probabilidad de nacer macho o hembra es del 50%) y demográfica (la probabilidad de reproducirse o de morir), introduciéndolas a nivel del individuo mediante un generador de números pseudoaleatorios. La estocasticidad ambiental (la distribución de años buenos y años malos para la reproducción, que normalmente reflejan las variaciones del clima de cada año) se introduce sólo en la variación de la fecundidad, dado que es el único parámetro para el cual la información es suficiente. Para ello, primero se determina cuáles de las subpoblaciones presentan correlaciones temporales en sus valores de fecundidad. Esto significa que un mal año lo es para varias de ellas a la vez, mientras que para algunas de las poblaciones puede ser un buen año. El procedimiento es el de correlación múltiple, considerando que aquellas poblaciones que presentan valores significativos de correlación con otras no son auténticas subpoblaciones, sino poblaciones fragmentadas cuyas oscilaciones tienden a sincronizarse. Así pues, para la determinación de la estocasticidad ambiental, las diez subpoblaciones quedan realmente reducidas a cinco grupos, que están compuestos por una o más subpoblaciones y que utilizan en cada ciclo anual el mismo número pseudoaleatorio generado, simulando así oscilaciones sincrónicas (es decir, que un mal año lo es para todas las que están incluidas dentro de uno de esos cinco grupos, mientras que puede que sea un buen año para otro grupo). Este sistema, que es más realista y conceptualmente correcto que considerar las oscilaciones independientes

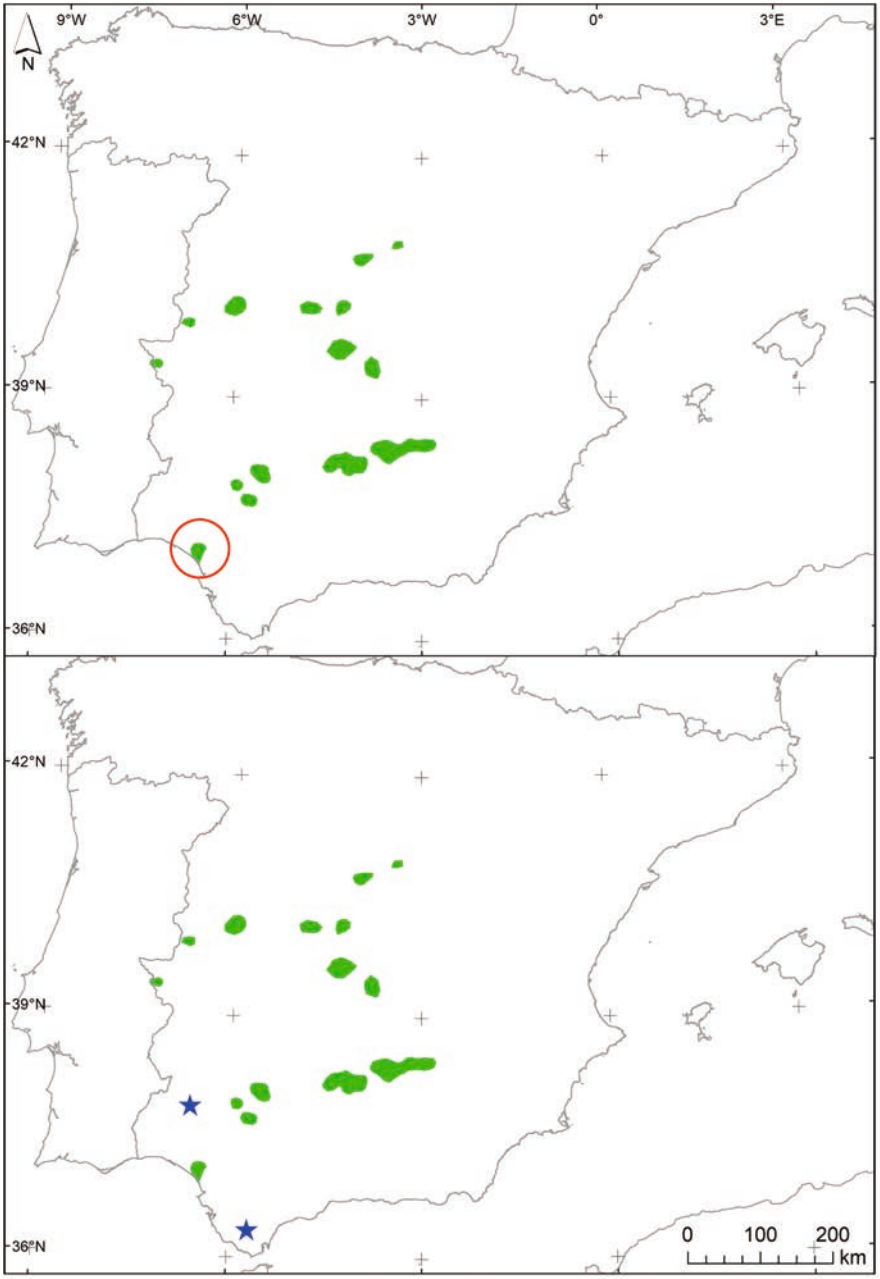
en todas las poblaciones, tiende a disminuir el tiempo de persistencia previsto para el conjunto de la metapoblación.

Un punto crítico para la elaboración del modelo es el cálculo de la probabilidad de inmigrantes/emigrantes (probabilidad de intercambio entre las poblaciones). Para su estima utilizamos la distribución de las distancias máximas de dispersión determinadas en estudios independientes. Gracias a seguimientos de más de 150 jóvenes águilas equipadas con radio emisores (Ferrer, 1993a, b, c), la forma de la curva de dispersión es suficientemente conocida y podemos estimar la probabilidad de que un joven nacido en una población contacte con las poblaciones circundantes. El criterio restrictivo utilizado para la simulación es que un joven nacido en la población A tiene una probabilidad *p* de contactar con la población B, siendo *p* una función de la distancia obtenida a partir de la curva de distancias de dispersión. Si en la población B a la que llega hay huecos disponibles, el joven se puede integrar en ella; en caso contrario el joven puede retornar a su población de nacimiento.

El límite máximo de parejas en cada una de las poblaciones simuladas se ha estimado como el número máximo detectado de parejas en esas poblaciones. Obviamente esta estima puede ser errónea si las poblaciones nunca han alcanzado el nivel de saturación máximo. De hecho, hay algunas poblaciones que parecen estar rodeadas de zonas adecuadas para la colonización por parte de ejemplares adultos, aunque no tengamos registro histórico de que esto haya ocurrido nunca. Por tanto, la aproximación adoptada es conservadora, dado que tiende a infravalorar la persistencia de las subpoblaciones donde ese crecimiento por encima del límite máximo registrado sea posible.

Como se puede apreciar en las figuras adjuntas, la especie se extinguirá por completo en un plazo inferior a doscientos años, con las primeras extinciones antes de cincuenta años en algunas de las subpoblaciones de Andalucía y Extremadura, y siendo los núcleos de Cáceres, Madrid y Toledo los últimos en desaparecer. Las características de escaso tamaño y distancia respecto a otras poblaciones grandes, junto con una alta variabilidad en los parámetros reproductivos, explican este patrón.

Con el modelo de metapoblaciones ya ajustado y funcionando, podemos evaluar qué actuaciones de conservación serían más eficaces y tendrían un mayor efecto sobre la viabilidad de la especie. Se han ensayado los efectos de numerosas variaciones, tales como un incremento de la supervivencia juvenil, adulta, o de la fecundidad, en diferentes núcleos de la especie por separado, o varios a la vez; así como el efecto que tendría la creación de nuevos núcleos, etc. De este modo, una vez la herramienta está a punto se puede realizar cualquier tipo de pregunta y evaluar cada nueva iniciativa que deseemos aplicar, con la intención de obtener una estimación apropiada de su eficacia antes de llevarla a cabo. Este modelo permite jerarquizar en importancia tanto las actuaciones de conservación necesarias, como los lugares de actuación más apropiados.



Simulación del futuro del águila imperial y cómo mejorarlo. Distribución actual, población de Doñana y mejores emplazamientos para nuevas poblaciones.

Quizás lo más importante a destacar sea que, tal y como indican las figuras, las extinciones comenzarán por la actual distribución de la especie en el área de Sierra Morena y sur de Extremadura. Esto es debido a su pequeño tamaño, unido a las fuertes oscilaciones de la fecundidad que hacen disminuir sensiblemente las perspectivas de persistencia de estos pequeños núcleos. A esto se suma que la información que actualmente tenemos de los posibles factores limitantes para la especie en estos núcleos es baja. Sin embargo, en alguno de los núcleos afectados se sabe que la muerte por electrocución supone aún algo más del 25% de las muertes de adultos por causas conocidas. La intervención directa en esos núcleos eliminando la electrocución como causa de muerte tendría un efecto muy positivo sobre ellas, y como consecuencia, sobre la metapoblación. Analizar las causas de su baja fecundidad (que como hemos visto en un capítulo anterior puede estar mediada por una elevada mortalidad adulta) y remediarlas, haría que estas poblaciones dejasen de funcionar como sumideros, con los consiguientes beneficios para la población global de la especie.

La creación de un nuevo núcleo estable que aumentara el nivel de conexión entre las poblaciones existentes –en especial entre Andalucía, Extremadura y Castilla-La Mancha– sería una de las medidas de mayor efecto sobre la viabilidad de la metapoblación. El efecto de esta nueva población resultaría en función del tamaño de la misma y de su estabilidad demográfica interna. Asumiendo que la población de Cádiz llegase a estar constituida por 20 parejas con una demografía similar a la del Parque Nacional de Doñana, la persistencia de las poblaciones andaluzas se multiplicaría por tres.

Por todo ello, nuestra recomendación fue la de iniciar un análisis en detalle de los factores limitantes de las pequeñas poblaciones actuales de Sierra Morena y Extremadura, primeras candidatas a la extinción, que identifique con claridad los factores de mortalidad, y proceder a su corrección. Sobre la base de los datos actualmente disponibles, los tendidos eléctricos de distribución continúan siendo, junto al uso de veneno, las causas fundamentales de la mortalidad adulta –la cual, como hemos visto, tiene consecuencias inmediatas sobre la fecundidad–. Parece fundamental iniciar cuanto antes los proyectos de reintroducción, al menos en las zonas apuntadas. Para ello, la técnica recomendada en aves de presa, aquella que ha dado mejores resultados en diferentes lugares y con distintas especies, es la técnica conocida como *hacking*, cuyo funcionamiento explicaremos en los capítulos siguientes.

LA REPRODUCCIÓN DE JÓVENES Y LA FECUNDIDAD DE LA POBLACIÓN

Tanto en poblaciones en condiciones normales de densidad, como sobre todo en declives o recuperaciones poblacionales, la presencia de reproductores que aún no cuentan completamente con plumaje adulto es un hecho frecuente y muy documentado en varias especies de larga vida. Este es el caso también del águila imperial. Tradicionalmente se ha establecido que las parejas con algún miembro de plumaje inmaduro son menos eficaces en la reproducción, teniendo normalmente menor productividad que las parejas de adultos.

Varios estudios han relacionado la edad de los parentales con su éxito reproductivo, especialmente en aves (Newton, 1979; Sæther, 1990; Hamer y Furness, 1991; Sydeman *et al.*, 1991; Wooller *et al.*, 1990; Desroschers, 1992; Desroschers y Magrath, 1993; Hepp y Kennamer, 1993; Forslund y Pärt, 1995). En la mayor parte de los vertebrados, los individuos jóvenes sexualmente maduros tienen tasas reproductivas más bajas que los adultos. Los adultos de muchas especies de aves nidifican antes durante la época reproductiva, tienen puestas mayores y mayor éxito reproductivo que los jóvenes conespecíficos (Lack, 1968; Pianka y Parker, 1975; Charlesworth, 1980; Curio, 1983; Clutton-Brock, 1988; Newton, 1989; Sæther, 1990; Forslund y Pärt, 1995). Entender cómo afecta la edad al éxito reproductivo es importante para los estudios de dinámica de poblaciones y, por ello, para la biología de la conservación.

Típicamente, las parejas nidificantes de águilas imperiales están compuestas por dos individuos adultos, pero en algunas ocasiones aparecen parejas mixtas o parejas con dos individuos inmaduros. La participación de individuos no adultos en la reproducción ha sido bien descrita en la población de Doñana (Valverde, 1960; Ferrer y Calderón, 1990). La nidificación de individuos en plumaje no adulto ha sido interpretada como una consecuencia de la elevada mortalidad adulta y del consiguiente aumento en el número de huecos disponibles en los territorios (Steenhof *et al.*, 1983; Newton, 1992). Consecuentemente, el reemplazamiento con ejemplares jóvenes podría tener como resultado una reducción en la fecundidad media de la población. En este apartado examinaremos la calidad del territorio como un factor adicional a la edad que no ha sido usualmente considerado en los estudios sobre el efecto de esta última en la reproducción.

En aves territoriales, la calidad del territorio puede diferir de forma importante entre distintas parejas (Newton, 1979; Högstedt, 1980; Newton, 1991; Ferrer y Donazar, 1996). La edad de la pareja ha sido correlacionada con la calidad del territorio, tendiendo los inmaduros a ocupar los territorios de menor calidad (Newton *et*

al., 1981; Steenhof *et al.,* 1983); de este modo, las parejas mixtas de águilas imperiales ocupan hábitats donde la presencia humana es más intensa (González *et al.*, 1992). Conjuntamente, la calidad del territorio es uno de los factores limitantes que más afecta al éxito reproductivo en situaciones de alta densidad, siendo los territorios de baja calidad los que registran los valores más bajos de fecundidad (Dhondt *et al.,* 1992; Ferrer y Donazar, 1996). La intención de este capítulo es investigar las diferencias en la fecundidad dependientes de la edad en la población de águilas imperiales de Doñana y su efecto en la productividad media, considerando las diferencias en la calidad de territorios como un posible efecto de confusión.

Un estudio destinado a tal efecto se realizó en el Parque Nacional de Doñana, al suroeste de España (37°N, 6°30'O). Tres tipos característicos de hábitat se pueden distinguir en esa área: el de matorral mediterráneo, formado por *Halimium spp*., *Cistus libanotis*, *Erica spp*., con alcornoques aislados (*Quercus suber*), pequeños bosquetes de pino piñonero (*Pinus pinea*), y plantaciones de eucalipto (*Eucalyptus spp*.). En segundo lugar, el hábitat de marisma, principalmente cubierta de juncos (*Scirpus spp*.), inundada en invierno y seca en verano. Por último, las dunas costeras, con vegetación compuesta principalmente de arenarias (*Ammophila arenaria)*, camariñas (*Corema álbum)* y sabina negral (*Juniperus phoenicia)*. El clima es de tipo mediterráneo con influencia del clima atlántico. Una descripción detallada de esta área se puede encontrar en Rogers y Myers (1980).

En el estudio se utilizaron datos de los archivos de Doñana del periodo 1976-1995, una etapa durante la cual la población permaneció estable (Ferrer y Donazar, 1996) y las visitas a los nidos fueron sistemáticas. Las visitas se realizaron con una media de dos o tres personas, una de las cuales subía al nido para registrar el estadio reproductivo y examinar los huevos o pollos. Los nidos se visitaron tres veces durante la estación reproductora (de febrero a septiembre): una vez para determinar el tamaño de puesta; otra para determinar el número de pollos; y una última para anillar, medir, pesar y, en su caso, radio-marcar, a los jóvenes volantones antes del abandono del nido (cuando los pollos tenían al menos 50 días de vida). En este capítulo consideramos la fecha de puesta, el número de huevos, el número de pollos y el número de volantones como medidas de productividad.

En total, analizamos 237 intentos de reproducción durante los 19 años que se prolongó el estudio. Los nidos estaban situados en alcornoques, pinos y eucaliptos, no lejos del borde de la marisma. Delimitamos 16 territorios en un mapa del Parque Nacional de Doñana, en el que se representaron todas las localizaciones precisas de los nidos durante la duración del proyecto. Se estipuló como territorio un área con una alta concentración de nidos a lo largo de los años (Ferrer y Donazar, 1996), considerándose localizaciones sucesivas de diferentes nidos en el mismo territorio, si la distancia entre esas localizaciones era menor que la distancia media entre los nidos activos del mismo año determinadas en Doñana (3,5 kilómetros).

Debido a la variación interanual, ajustamos el tamaño de puesta, el número de pollos y la productividad (número de volantones) para controlar el efecto del año, substrayendo la media anual de los valores individuales de cada año, obteniendo así unos valores relativos. A la fecha de puesta se le asignan valores numéricos, considerando la fecha más temprana de cada año como *día 1*. Los valores negativos estandarizados indican puestas más tempranas que la puesta media del año, mientras que valores positivos indican puestas más tardías. Para los valores de tamaño de puesta, número de pollos y productividad, valores negativos indican valores inferiores a la media, mientras que valores positivos indican mejores valores que la media de cada año. La varianza (σ^2) de estas medidas no fue significativamente heterogénea entre los distintos años.

En el estudio utilizamos las pruebas de signos-rangos de Kruskal-Wallis y Wilcoxon como métodos no paramétricos. Los efectos de la edad y del territorio se testaron para todas las variables relativas a la reproducción. Después, se corrigieron los datos para eliminar el efecto del territorio, testando diferencias entre adultos y parejas mixtas en los mismos territorios, utilizando para ello exclusivamente los diez territorios donde han aparecido alguna vez individuos en plumaje no adulto. Los análisis estadísticos se realizaron con el paquete estadístico *Statgraphics* (Manugistics, Inc. 1992), y BMDP (Dixon y Brown, 1983). Para evitar problemas relacionados con la pseudo-replicación, debido a la previsible fidelidad de las águilas a la pareja y al territorio, se realizaron análisis de la varianza de dos vías para muestras repetidas (BMDP 3V; Dixon y Brown, 1983). Utilizamos una aproximación de máxima verosimilitud restringida para la obtención de los coeficientes fijos y aleatorios del modelo, y consideramos diferencias significativas si $P < 0{,}05$.

Siguiendo a Reid (1988), utilizamos modelos de simulación para generar la distribución esperada de los emparejamientos inmaduro-inmaduro, inmaduro-adulto y adulto-adulto, considerando el efecto de la estabilidad de la pareja y, como una nueva aportación, la diferente probabilidad entre territorios de ser ocupados por inmaduros. Para ello, los emparejamientos fueron simulados en una población hipotética de 237 parejas. En esta población simulada, asumimos una tasa de mortalidad anual adulta de 0,06 por año (Ferrer y Calderón, 1990). En el primer modelo, examinamos la sensibilidad de la distribución de emparejamientos a los cambios en la estabilidad de la pareja (la proporción de parejas con los dos individuos vivos que no se divorcian), asumiendo que todos los territorios pueden ser ocupados por inmaduros con igual probabilidad. Después de cada reproducción, un porcentaje fijo de la población (94%) continúa hasta la siguiente reproducción. Los individuos eliminados por mortalidad son escogidos al azar. Entre las parejas en las que los dos miembros sobreviven, un porcentaje (igual a 1- estabilidad de parejas) cambia de pareja. Los ejemplares que pierden su pareja, ya sea por mortalidad o por divorcio, eligen una nueva al azar de nuevos ejemplares o de otros reproductores experimentados

que han perdido también su pareja, sin ninguna selección de clase o de edad. Con la intención de hacer comparable la salida de la simulación con los datos de campo en cada reproducción simulada, el número de individuos totales en plumaje inmaduro que cambia a plumaje adulto está ajustado a la mortalidad adulta, manteniendo así la proporción de adultos/juveniles en la población igual a 434/40.

El segundo modelo de simulación era muy similar al primero, pero consideraba que la probabilidad de ocupación de territorios por inmaduros no era igual para todos los territorios. Asumimos que la ocupación de un territorio por un inmaduro sólo era posible si la proporción de ocupación de ese territorio por inmaduros durante los 19 años de datos reales era mayor que un cierto valor. En consecuencia, sólo una fracción de los 16 territorios tenía una elevada probabilidad de ser ocupado por un inmaduro. En ambos modelos la simulación empezaba con 237 parejas (208 parejas adulto-adulto, 11 parejas inmaduro-inmaduro y 18 parejas inmaduro-adulto) y las establecimos durante 100 reproducciones para permitir a la población simulada alcanzar una distribución estable.

Durante los 19 años del estudio se registraron 29 intentos de reproducción con participación de ejemplares inmaduros (12,2% del total, n=237). El número de parejas de inmaduros alcanzó un máximo en 1992, año en que el 30,8% de los reproductores de la población eran ejemplares con plumaje no adulto y las parejas mixtas suponían el 46,1% de las parejas totales. El 7,2% (n=17) de los machos nidificantes fueron inmaduros, así como el 9,9% de las hembras (las diferencias no son estadísticamente significativas: $Chi^2=0,93$; df=1; P=0,342). Los resultados de las simulaciones se presentan en la Tabla 2. El primer modelo (aquel que comprendía todos los territorios disponibles para los inmaduros, sin selección según el plumaje en los emparejamientos) generó una distribución de emparejamientos que no era significativamente diferente de la observada sólo cuando la estabilidad de parejas era del 100%. Con valores de estabilidad tan altos como el 95% aparecían diferencias significativas, con más parejas inmaduro-adulto, y menos parejas inmaduro-inmaduro y adulto-adulto que las observadas en los datos reales. Estas diferencias aumentaban al disminuir los valores de estabilidad de parejas.

Los resultados del segundo modelo de simulación (en el que no todos los territorios estaban disponibles para los ejemplares inmaduros) fueron muy diferentes. Cuando los territorios que pueden ser ocupados por inmaduros se limitaron a 7 (es decir, territorios con un porcentaje real de ocupación por inmaduros superior al 5% durante los 19 años), no aparecen diferencias entre la distribución generada y observada de emparejamientos, incluso para valores de estabilidad de parejas del 80%. En los datos reales, esos 7 territorios (43,7% del total) han acumulado el 82,3% de los inmaduros observados ocupando territorios.

Los parámetros reproductivos no son diferentes si el miembro inmaduro de la pareja es el macho, la hembra, o los dos. Este resultado, sin embargo, debe ser

interpretado con precaución porque la potencia estadística es baja en este caso. De aquí en adelante, nos referiremos a todas las parejas con, al menos, un ejemplar en plumaje inmaduro como pareja inmadura. Todos los parámetros reproductivos, excepto la fecha de puesta, mostraron diferencias significativas entre parejas inmaduras y adultas. Aunque los adultos iniciaron la puesta antes que los inmaduros (5,7 días antes), las diferencias no fueron significativas. La edad de la pareja tiene un efecto significativo sobre el número de huevos: las parejas inmaduras ponen 1,00 huevos de media, mientras que hay una media de 2,06 huevos en las parejas adultas. El número de pollos también se incremente con la edad de la pareja, con un número medio de 1,07 pollos en parejas adultas, frente a 0,48 pollos en parejas inmaduras. La edad tiene un efecto significativo en la productividad: las parejas de

Resumen de la composición de parejas de águila imperial ibérica de acuerdo a la clase de edad.

Year	Two adults	Two imm	m imm/f adult	m adult/f imm	Total
1976	9				9
1977	9				9
1978	8				8
1979	10			1	11
1980	10				10
1981	11	1			12
1982	14			2	16
1983	13			1	14
1984	13				13
1985	11		1	1	13
1986	9		2	1	12
1987	12	1			13
1988	11			1	12
1989	13				13
1990	12				12
1991	11		1	1	13
1992	7	2	2	2	13
1993	8	3		1	12
1994	9	2			11
1995	8	2		1	11
Total	208	11	6	12	237

inmaduros producen una media de 0,41 volantones respecto a los 0,88 por pareja en el caso de las parejas adultas.

Utilizando todos los datos de productividad juntos –la fecha de puesta, el tamaño de puesta y el número de pollos–, esta difiere entre los 16 territorios para medidas repetidas (fecha de puesta: F =308, df=15, 108, P<0.001; tamaño de puesta: F =2.19, df=15, 174, P=0.008; número de pollos: F =2.32, df=15, 199, P=0.004; productividad: F =2.98, df=15, 203, P<0.001).

Para eliminar el efecto de la edad, realizamos el mismo tipo de análisis, pero considerando sólo los datos de parejas adulto-adulto. Nuevamente, todos los parámetros reproductivos difirieron significativamente entre los 16 territorios para medidas repetidas (fecha de puesta: F=3.05, df=15, 98, P=P<0.001; tamaño de puesta: F =1.93, df=15, 150, P=0.024; número de pollos: F =2.21, df=15, 171, P=0.007; productividad: F=2.89, df=15, 175, P<0.001). Los valores reproductivos más elevados se encontraron en el territorio número 9, con un tamaño de puesta medio de 2,75 huevos, un número de pollos de 1,7, y una productividad de 1,6 volantones por año. Este territorio nunca ha sido ocupado por águilas inmaduras. Los valores reproductivos más bajos se encontraron en el territorio número 14, con un tamaño medio de puesta de 0,83 huevos, un número medio de pollos de 0,80, y una productividad de 0,33 volantones por año. Durante el periodo de 19 años analizado, el 50% de las parejas que ocuparon este último territorio fueron parejas inmaduras.

Durante todo el periodo estudiado, solamente 10 de los 16 territorios fueron ocupados al menos una vez por inmaduros. Si consideramos sólo los datos de los territorios cuando estaban siendo ocupados por parejas de adultos, la productividad de los territorios está fuertemente correlacionada con la proporción de inmaduros observados ocupando esos territorios (r=-0.623, df=1,14, P=0.009).

Para eliminar el efecto de la calidad del territorio, comparamos los parámetros de fecundidad relativa entre parejas de inmaduros y de adultos presentes en esos mismos territorios con un test no paramétrico de signos-rangos de Wilcoxon en los 10 territorios ocupados al menos una vez por inmaduros. No encontramos diferencias significativas en la fecha de puesta, el tamaño de puesta, el número de pollos, o la productividad. Comparando las parejas de adultos y las de inmaduros por separado para cada uno de los 10 territorios, y utilizando un test de Kruskal-Wallis, no encontramos diferencias significativas dependientes de la edad de la pareja en ninguno de los parámetros reproductivos, así como en ninguno de los territorios. La productividad anual de la población no estaba correlacionada con la proporción de parejas de inmaduros observadas por año (r=-0,335; df=1,18; P=0,148); tampoco con la proporción de individuos inmaduros en la población reproductora (r=-0,003; df=1,18; P=0,420;). No encontramos relación significativa entre el coeficiente de variación de la productividad y el porcentaje de parejas inmaduras (r=-0,637; df=1,18; P=0,339),

o el porcentaje de individuos inmaduros en la población reproductora (r=0;118; df=1,18; P=0,855).

En resumen, se han estudiado 237 intentos de reproducción de águilas imperiales ibéricas durante 19 años en el Parque Nacional de Doñana, incluyendo entre ellos 29 casos de reproducción en los que al menos un individuo de la pareja presentaba un plumaje no adulto (juvenil), con la intención de investigar los efectos de la reproducción de juveniles sobre la fecundidad. Sin considerar el efecto de la calidad del territorio, las parejas de adultos fueron significativamente más productivas que las parejas con algún miembro en plumaje inmaduro (parejas mixtas). También se encontraron evidencias de un emparejamiento preferente según la edad, siendo más frecuente de lo esperado el emparejamiento adulto-adulto. Las diferencias altamente significativas en la fecundidad entre diferentes territorios resultaron independientes de la clase de edad que los ocupara. Los territorios de baja calidad fueron ocupados por parejas mixtas con mayor frecuencia, mientras que los territorios de alta calidad fueron ocupados mayoritariamente o de forma exclusiva por adultos. Por tanto, edad y calidad de territorio están interrelacionados. Si consideramos las diferencias en la probabilidad de ocupación por inmaduros de los diferentes territorios, las evidencias de emparejamiento selectivo entre edades desaparecen. Descontando el efecto de la calidad de territorio, no encontramos ningún efecto de la edad en los parámetros reproductivos, ni en la fecundidad global de la población.

La proporción de parejas de inmaduros de la población de águilas imperiales del Parque Nacional de Doñana es mayor que otras descritas para poblaciones de otras especies de águilas de gran tamaño (Newton, 1979; Steenhof *et al.*, 1983), pero similar a la descrita para otras poblaciones de rapaces (Newton *et al.*, 1981). No obstante, de acuerdo con Newton (1979), la nidificación de jóvenes es variable y

Distribución de los emparejamientos esperados, resultante de las simulaciones utilizando diferentes valores para la estabilidad de parejas. La probabilidad de que no haya diferencias con respecto a la distribución observada utilizando un test Chi² se presenta en la tabla (P. stab. = estabilidad de parejas).

	P.stab.	Imm-Imm	Imm-Adult	Adult-Adult	P
Model I (all Territories available to immature birds)	100%	8	24	205	0.278
	95%	6	28	203	0.024
	90%	5	30	202	0.003
	80%	4	32	201	<0.001
Model II (only 7 territories available to immature birds)	100%	9	23	205	0.407
	95%	8	24	205	0.278
	90%	8	25	204	0.163
	80%	7	26	204	0.078

está habitualmente asociada a la tasa de mortalidad adulta, como ha sido descrito en el halcón peregrino (*Falco peregrinus)*, (Ratcliffe, 1980), y la misma águila imperial ibérica (Valverde, 1960; Ferrer y Calderón, 1990).

En este estudio, los resultados de las simulaciones del primer modelo, esto es, no selección de edad y todos los territorios disponibles para inmaduros, generaron una distribución no significativamente distinta de la observada, sólo cuando la estabilidad de las parejas era del 100%. De acuerdo con los datos procedentes de otras especies, los valores de estabilidad tan altos como el 100% son poco realistas (Reid, 1988). En consecuencia, asumimos que la estabilidad de pareja en el águila imperial ibérica, aunque desconocida, puede estimarse entre el 80% y el 95%. Utilizando esos valores, los resultados de la primera simulación difieren significativamente de la distribución de emparejamientos observados, indicando una clara tendencia a emparejarse selectivamente entre las dos clases de edad/plumaje. De acuerdo con algunos autores (Newton *et al.*, 1981; Steenhof *et al.*, 1983), el emparejamiento selectivo podría ser el resultado de una elección deliberada. Como en general las parejas adulto-adulto parecen más productivas que las parejas de inmaduros, el emparejamiento entre adultos podría ser ventajoso. La distribución de frecuencias observadas podría aparecer por una preferencia de los adultos por otros adultos, lo que inevitablemente resultaría en una frecuencia mayor de la esperada en parejas de inmaduro-inmaduro.

Sin embargo, Newton *et al.* (1981) sugirieron otra explicación alternativa que no implica ninguna elección deliberada basada en la mayor fecundidad de las aves adultas. El emparejamiento selectivo puede ocurrir de forma pasiva si los individuos inmaduros ocupan con mayor frecuencia unos territorios que otros (ver arriba). De hecho, durante los 19 años del estudio, seis de los 16 territorios nunca han sido ocupados por inmaduros, y otros tres lo han sido con una frecuencia menor del 0,05. En la segunda simulación, que tiene en cuenta la diferente probabilidad de ocupación por inmaduros entre los diferentes territorios, no encontramos evidencia de emparejamiento selectivo en nuestros datos. En consecuencia, no necesitamos ninguna asunción acerca de la selección de edad/plumaje para generar una distribución similar a la observada, y considerar que la existencia de diferencias entre territorios en la probabilidad de ocupación por parte de inmaduros es suficiente.

La aparición de inmaduros con mayor frecuencia de lo esperado en ciertos territorios se ha documentado en otras especies: *Accipiter nisus*, (Newton *et al.*, 1981); *Aquila chrysaetos*, (Steenhof *et al.*, 1983); *Pica pica hudsonia*, (Reese y Kadlec, 1985) –incluyendo algunas que nidifican en colonias (*Rissa tridactyla*, Wooller y Coulson, 1977)–. Una diferente tasa de renovación por mortalidad o emigración es la explicación más probable para las diferencias entre territorios en la probabilidad de ocupación por individuos inmaduros (Steenhof *et al.*, 1983). Diferencias específicas de fecundidad asociadas a la edad se han descrito para muchas especies de aves

(Sæther, 1990), pero hay algunas excepciones (Sæther, 1990; Forslund y Larsson, 1992; Hepp y Kennamer, 1993). Como en muchos estudios publicados, sin considerar el efecto de la calidad del territorio, las águilas imperiales ibéricas incrementan su éxito reproductivo con la edad. Las parejas de adultos tienen un éxito reproductivo significativamente mayor que las inmaduras en todos los parámetros analizados, excepto en la fecha de puesta; esto es, las parejas de adultos tienen significativamente mayores tamaños de puesta, número de pollos y volantones que los inmaduros. Aunque los adultos inician antes la puesta que los inmaduros, las diferencias no son estadísticamente significativas. Así pues, el patrón general es que las parejas de adultos se reproducen mejor que las parejas inmaduras. Esta tendencia ha sido explicada por una mejora de las capacidades de los ejemplares con la edad (i.e. *constraint hypothesis*: Curio, 1983; Nol y Smith, 1987; Partridge, 1989), y/o un incremento en el esfuerzo reproductivo como respuesta a la disminución del valor reproductivo residual (i.e. *restraint hypothesis*: Williams, 1966; Gadgil y Bossert, 1970; Pianka y Parker, 1975; Charlesworth, 1980).

Sin embargo, los estudios en el pasado no han distinguido siempre entre los efectos de la edad y de la calidad del territorio asociada, variables que están interrelacionadas (ver Newton, 1991). Las diferencias en los parámetros reproductivos entre territorios o lugares de nidificación han sido menos analizadas que las diferencias entre edades. No obstante, se han descrito diferencias significativas en el éxito reproductivo entre territorios o lugares de nidificación en algunas especies de aves (Newton y Marquiss, 1976; Woller y Coulson, 1977; Högstedt, 1980; Newton *et al.*, 1981; Steenhof *et al.*, 1983; Dhondt *et al.*, 1992, Kempenaers y Dhondt, 1992; Ferrer y Donazar, 1996).

Los parámetros reproductivos del águila imperial ibérica varían significativamente entre territorios. Los territorios difieren en la distancia con el borde de la marisma, que soporta la más alta densidad de conejos, *Oryctolagus cuniculus*, presa básica para el águila (Ferrer y Donazar, 1996). De este modo, los territorios cercanos al borde de la marisma tienen un éxito reproductivo mayor que otros territorios en todos los parámetros reproductivos: no sólo poseen mayores valores medios, sino

Parámetros reproductivos en valores relativos de parejas de inmaduros frente a parejas adultas.

	m adult / f imm		m imm / f adult		m imm / f imm			
Parameter	n	Mean	n	Mean	n	Mean	K-W	P
Laying date	5	-0.117	2	14.920	3	8.530	.74	0.125
Clutch size	10	-0.886	6	-0.798	9	-0.439	0.54	0.763
Brood size	12	-0.296	6	-0.983	11	-0.403	2.65	0.266
Productivity	12	-0.101	6	-0.635	11	-0.337	1.78	0.411

también menor coeficiente de variación (ver Ferrer y Donazar, 1996); así mismo difieren significativamente en la fecha y el tamaño de puesta, el número de pollos y el número de volantones (también en el estado de nutrición de los pollos), (Ferrer, 1994). Más aún, esas importantes diferencias resultan altamente significativas cuando sólo se analizan los datos de ocupación de adulto-adulto. Por tanto, esas diferencias de calidad entre territorios son independientes de la clase de edad que los ocupe. Estas desigualdades han sido explicadas de diferentes formas: por diferencias en la disponibilidad de alimento, por el grado de molestia antrópica, por factores de mortalidad, etc. (Newton y Marquiss, 1976; Newton *et al.*, 1981; Ferrer y Donazar, 1996).

La productividad de los territorios, considerando solamente datos de parejas adulto-adulto, muestran una relación negativa con la proporción de inmaduros que han sido observados ocupándolos. Por tanto, los territorios de baja calidad son más frecuentemente ocupados por parejas inmaduras, mientras que los territorios de alta calidad lo son por adultos en mayor proporción, o exclusivamente. En consecuencia, el efecto del territorio es un componente importante que debe ser controlado antes de cualquier análisis del efecto de la edad en la fecundidad. Por añadidura, no hemos encontrado ningún efecto significativo en la fecundidad relacionado con la edad, después de controlar los efectos de la calidad del territorio. De este modo, en contra de la mayoría de estudios publicados hasta ahora, no encontramos diferencias entre parejas adultas e inmaduras en la fecha y el tamaño de puesta, el número de pollos, o el número de volantones cuando comparamos los parámetros relativos de fecundidad entre parejas de adultos y de inmaduros ocupando el mismo territorio.

Sugerimos, por tanto, que los estudios en el pasado pueden haber detectado diferencias entre edades debido a que no han separado los efectos de la calidad del territorio, variable que puede estar muy correlacionada con la edad. De hecho, nosotros encontramos diferencias entre edades en la fecundidad muy similares a las descritas por otros autores en otras especies, cuando no descontamos el efecto de la calidad del territorio. Asumir que las poblaciones son homogéneas, en vez de heterogéneas y espacialmente estructuradas, puede llevar a numerosas malas interpretaciones (Dutilleul, 1993). Cuando los datos son corregidos según la fecha de puesta, parámetro muy relacionado con la calidad del territorio, las diferencias dependientes de la edad desaparecen (Forslund y Larsson, 1992; Hepp y Kennamer, 1993). Por otra parte, Perdeck y Cavé (1992) concluyeron que en la focha común (*Fulica atra*), las variaciones en la fecha de puesta eran muy dependientes del ambiente entorno del nido. En otros estudios, sin embargo, los efectos tanto de la edad como del territorio fueron aparentes (Newton, 1991).

En consecuencia, en esta población de águilas imperiales la pregunta correcta a formular no es por qué los individuos adultos se reproducen mejor, sino por qué

los individuos inmaduros ocupan con mayor frecuencia territorios de baja calidad. Como hemos visto anteriormente, la situación observada se podría explicar con solo dos asunciones: en primer lugar, que la fecundidad difiere entre territorios; y en segundo, que la tasa de renovación por mortalidad/emigración difiere entre territorios. En esta situación, es decir, en una población espacialmente estructurada, la frecuencia de ocupación por inmaduros puede estar negativamente correlacionada con la calidad del territorio, y, en consecuencia, diferencias aparentes asociadas a la edad pueden aparecer. Las águilas no emparejadas sólo pasan una fracción del año en la zona de la población reproductora, permaneciendo la mayor parte de su tiempo en las zonas de dispersión o áreas de asentamiento temporal (Ferrer, 1993c). Por tanto, una vacante en un territorio de alta calidad puede ser detectada antes por un águila emparejada residente que por una desemparejada dispersante. No solo la frecuencia de vacantes, sino también su duración puede afectar a la probabilidad de ocupación por inmaduros.

En una población heterogénea y espacialmente estructurada, es de esperar una mejora de la calidad del territorio con la edad, pues cuanto más tiempo permanezca un individuo en la población, mayores serán sus posibilidades de detectar una vacante en un territorio mejor. Muchos de los estudios de la influencia de la experiencia sobre la fecundidad describen frecuentes cambios de territorio por parte del mismo individuo (Newton *et al.*, 1981; Forlund y Larsson, 1992; Hepp y Kennamer, 1993). En conclusión, aunque las diferencias de fecundidad asociadas a la edad pueden existir, el presente estudio sugiere que algunas de las diferencias encontradas en el pasado pueden deberse al efecto correlacionado de la calidad del territorio. Contrariamente a algunas predicciones, nosotros no encontramos ningún efecto de la reproducción de jóvenes sobre la productividad de la población.



REINTRODUCCIONES CON *HACKING*

La reintroducción de especies de ave de presa es una actuación que se ha experimentado con éxito en numerosas especies durante los últimos 40 años. Entre las rapaces que han sido introducidas por el hombre podemos destacar el halcón peregrino (*Falco peregrinus*) en EE. UU., el pigargo europeo (*Haliaetus albicilla*) en el Reino Unido, el búho real (*Bubo bubo*) en Alemania, el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Alpes, el buitre leonado (*Gyps fulvus*) en Francia, el milano real (*Milvus milvus*) en Escocia, y el águila pescadora en diez lugares diferentes del mundo. Las técnicas para la introducción de aves de presa están, por tanto, muy contrastadas para numerosas especies. Ya sean procedentes de centros de cría en cautividad o retirándolos directamente de nidos de otras poblaciones silvestres, la técnica consiste en la introducción, mediante cría seminatural (*hacking*) de una serie de pollos al año, en las zonas elegidas como adecuadas para el asentamiento futuro de una población. La crianza en semilibertad exige reproducir el aprovisionamiento descendente de comida que los progenitores realizan durante la fase conocida como periodo de dependencia, esto es, desde el abandono del nido hasta la maduración total del vuelo por parte de los jóvenes. Básicamente, la técnica intenta engañar a los jóvenes traslocados acerca de su lugar de nacimiento. Las aves de presa tienden a volver a criar donde nacieron (fenómeno conocido como filopatría); en el *hacking*, los pollos son trasladados cuando aún no han completado su desarrollo en el nido al lugar elegido, y es en ese lugar donde comenzarán sus primeros vuelos. La impregnación con el área natal se produce durante el desarrollo de las técnicas de vuelo y caza en el periodo de dependencia, por ello, los jóvenes criados con la técnica de *hacking* tienden a volver al área de introducción para intentar la reproducción. Mediante este procedimiento se consigue fijar una población en el lugar elegido.

SELECCIÓN Y MANEJO DE LOS POLLOS

Para el proyecto de reintroducción del águila imperial se liberan aproximadamente seis pollos al año. En el transcurso del primer año es cuando se recoge información sobre los posibles cambios que se deban hacer en el diseño del programa, y sobre los posibles peligros que pueden encontrar los pollos. Una vez evaluado el éxito del proyecto en el primer año, y adquirido un mayor conocimiento sobre el proceso, será posible liberar sucesivamente una mayor cantidad de individuos. De manera que en los cinco primeros años del proyecto se liberarán aproximadamente 30 pollos, de los cuales se estima que el 20% sobrevivirá hasta la edad reproductora

(Ferrer y Calderón, 1990). Los cuatro o cinco pollos supervivientes podrían traducirse en dos parejas reproductoras, dependiendo de la proporción de sexos. Las nuevas parejas establecidas atraerán a nuevos individuos dispersantes procedentes de poblaciones silvestres cercanas como Doñana, Sierra Morena, etc. Cuanto mayor sea la duración del proyecto y más pollos puedan ser liberados, más probabilidades de éxito tendrá la reintroducción. La previsión inicial es de diez años.

Los pollos liberados en la zona de reintroducción deberán proceder de diversas poblaciones fuente, con el fin de enriquecer la variabilidad genética y favorecer así su capacidad de supervivencia ante diversas situaciones medioambientales. Se toman directamente de los nidos, de aquellos que tengan dos o tres pollos nacidos. Serán seleccionados aquellos nidos que hayan sufrido reiteradamente fenómenos de reducción de pollada por cainismo, desnutrición, etc. Por ello, con un programa específico de vigilancia y alimentación suplementaria, podremos disponer de pollos que otros años habrían muerto sistemáticamente. Estos pollos rescatados, que se encuentren sanos tras un examen veterinario, son la base del proyecto.

Una vez seleccionados los individuos aptos para la traslocación, se les anilla (tanto con anillas de metal como de plástico), se les mide y pesa, se les alimenta, y se les coloca en un medio de transporte adecuado para su traslado hasta el lugar de suelta. Durante el trayecto se cuida en extremo la buena condición física de los individuos y se minimiza todo lo posible el estrés que puedan sufrir. Los pollos deben ser desnidados a una edad de aproximadamente 45 días. Los hermanos de nido que no son retirados son equipados con emisores convencionales para seguir sus movimientos y su supervivencia juvenil.

Dado que se extraen pollos de la población silvestre, una pregunta básica es la siguiente: ¿pueden las poblaciones silvestres soportar esta extracción? ¿Podremos provocar la extinción de alguna de ellas por la extracción de pollos? Es siempre absolutamente necesario estimar el efecto que la extracción puede tener sobre la estabilidad de las poblaciones donantes. Para ello, usamos dos procedimientos distintos de análisis demográfico: el cálculo determinista y la simulación.



Dos pollos de águila imperial en el nido.

Cálculo determinista: Porcentaje de Cambio Anual de la Población

Como es habitual en cálculos demográficos deterministas en biología de la conservación, mediremos el efecto sobre la demografía como porcentaje de cambio anual de la población, es decir, la velocidad con la que la población crece o decrece al año, medido como porcentaje (Ferrer e Hiraldo, 1991).

$$Ro = e/2\ [\ \beta/\ (1\text{-}p)\ ]\ ,\ 1 = \sum \lambda^x\, l(x)\, m(x),\ \lambda^5 - p\lambda^4 - \beta\ (e/2) = 0$$

$$\text{Porcentaje de cambio de la población} = 100\ (\lambda - 1)$$

Primer supuesto

Todos los pollos habrían sobrevivido en su nido original y todos mueren durante el *hacking*.

En Andalucía existen actualmente 42 parejas con una productividad anual media de 0,72 pollos por pareja y año (la producción media es de 30,24 pollos/año). Si de esta población extrajéramos 5 pollos/año utilizando crías que iban a sobrevivir hasta abandonar el nido (es decir, si retiráramos los pollos con probabilidad de supervivencia en el nido del 100%), y además todo el proyecto saliera mal y todos los pollos soltados durante cinco años murieran sistemáticamente durante el *hacking*, el efecto que esto tendría sobre la población global andaluza sería el de provocar una disminución de la productividad media del 0,74 al 0,60. Esta disminución de fecundidad se traduciría en un cambio anual de -0,64%. En esta situación, la población andaluza pasaría de 42 parejas a 40,41 parejas en cinco años, es decir, perderíamos pareja y media. Supongamos que los pollos proceden preferentemente de la población de Jaén, la más grande de Andalucía. En Jaén tenemos 27 parejas con una productividad media de 0,821 pollos/pareja/año, es decir, una media de 22,2 pollos nacidos por año. En este caso, dicha actuación sería equivalente a reducir la productividad de la población a 0,635 pollos/pareja/año. Con ello tendríamos un porcentaje de cambio anual negativo de -0,62%. En estas condiciones, la población de Jaén pasaría de 27 parejas a 26,16 parejas en cinco años, es decir, perderíamos menos de una pareja.

Segundo supuesto

Todos los pollos habrían sobrevivido en su nido original y la mortalidad juvenil de los pollos traslocados es la misma que en los no manipulados.

Desde un punto de vista global andaluz, si la mortalidad de pollos manejados en *hacking* es similar a la de los pollos silvestres, la extracción de pollos provocaría un porcentaje de cambio anual del 0%.

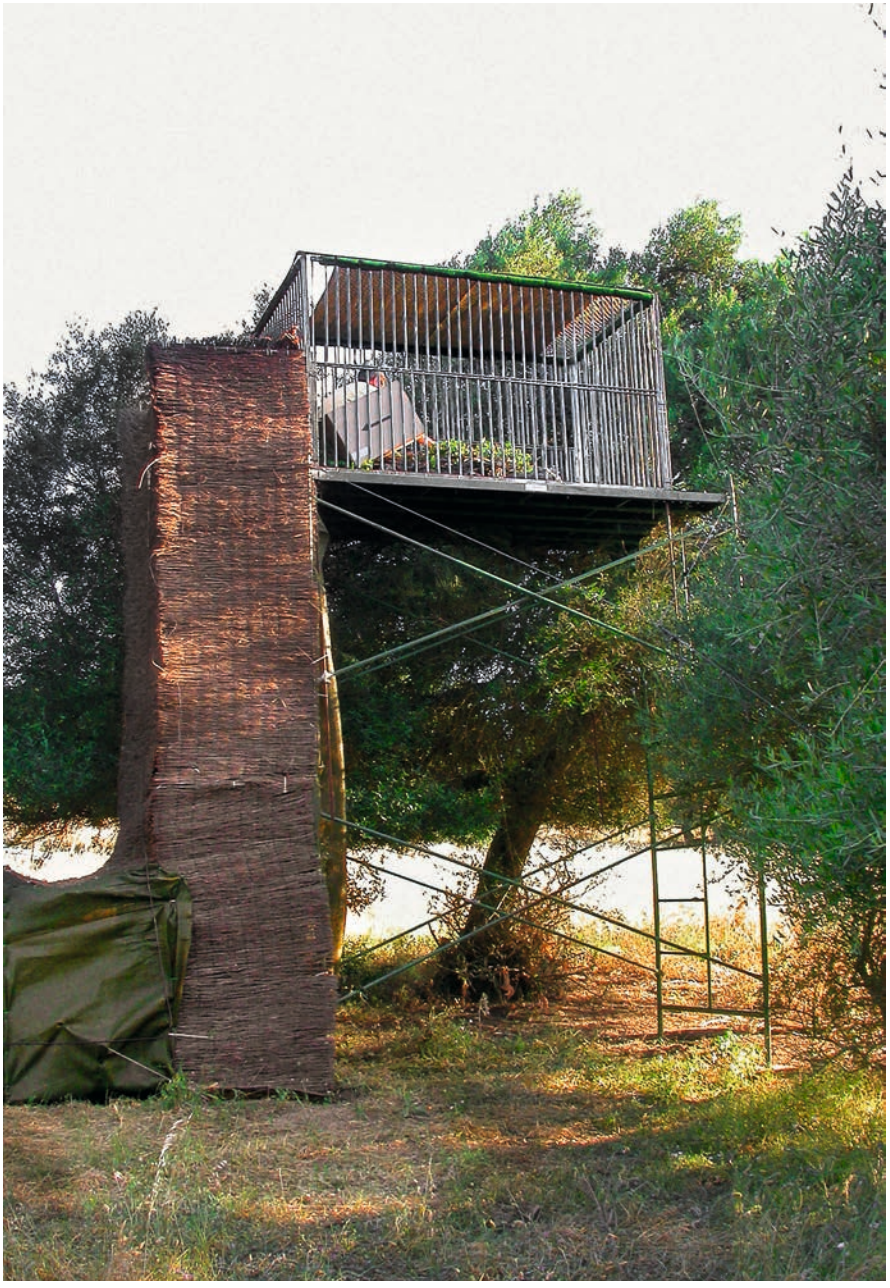
Tercer supuesto

Todos los pollos del *hacking* habrían muerto en su nido original y la mortalidad juvenil de los pollos traslocados es la misma que en los no manipulados.

Si acertamos en la selección de los pollos con aquellos cuyas probabilidades de muerte en el nido fuesen del 100%, el resultado sería un crecimiento anual de la población andaluza de un 0,64% y un crecimiento anual de la población de Jaén del 0%.

Cálculo por Simulación: Estocasticidad ambiental y demográfica

Utilizando modelos de simulación para una sola población, descritos en capítulos anteriores, es imposible detectar cambios atribuibles a la extracción de pollos en



Torreta de *hacking*.

periodos de tiempo de cinco a diez años. Esto es debido a que las fluctuaciones ambientales y demográficas de los parámetros de mortalidad por procesos estocásticos suponen tal variación en las poblaciones, que los cambios de magnitud en los parámetros considerados, y en el menos sensible de ellos como es la fecundidad, no producen resultados significativos en periodos de cinco a diez años en ninguno de los escenarios antes considerados.

TORRETA DE *HACKING*

Este sistema se ha revelado como uno de los más eficaces en la restauración de poblaciones. Consiste en criar pollos en estado de semilibertad, colocándolos en nidos artificiales que simulan los naturales. Esto permite que los jóvenes se habitúen a su nuevo medio y, debido a la filopatría que muestran las rapaces y esta especie en concreto, retornen al lugar de liberación para nidificar. La evolución y el éxito del proyecto podrán ser evaluados gracias al marcaje de los pollos liberados. Basándonos en reintroducciones previas de otras especies, se espera que los primeros pollos liberados intenten criar en el área de *hacking* a los cuatro o cinco años de su liberación.

En la zona de liberación se instalarán dos torretas de *hacking* por motivos de seguridad. Las torres tendrán una altura aproximada de 6 a 10 metros. Estarán protegidas por todos los lados salvo por la parte frontal, donde una malla transparente permitirá a los pollos ver su entorno. La parte superior tendrá una zona cubierta con el fin de proporcionar protección a los pollos ante el sol y la lluvia. La parte posterior de cada caja puede taparse mediante finas láminas de madera, dejando un agujero por el que se pueda observar y aportar alimento a los nidos sin ser visto. Las cajas de liberación tuvieron en el Reino Unido unas medidas de 1,8 m x 2,1 m x 1,2 de altura. Dentro de cada una de ellas se construirá un nido artificial y alrededor de él se esparcirán virutas de madera que serán renovadas cada dos semanas. La parte frontal de cada caja instalada en la torre es móvil, permitiendo su apertura en el momento de la liberación.

La torreta de *hacking* debe colocarse preferiblemente entre un pequeño grupo de árboles lindando con pradera o ambiente despejado. Una cierta pendiente favorecerá los ejercicios de musculatura de los pollos. La orientación norte puede reducir la exposición de los pollos a temperaturas muy elevadas. En este sentido, un sistema de difusión automática de agua dentro de las cajas de *hacking* podría mitigar las temperaturas en días especialmente calurosos.

OTRAS INFRAESTRUCTURAS

Es necesario planificar un sistema de vigilancia y observación de los pollos, que será llevado a cabo por agentes medioambientales y personal contratado al efecto. Como medida complementaria, se colocarán cámaras de video en cada torreta de *hacking*, así como dispositivos de sonido. Frente a la torre de *hacking*, y a una distancia de 100 o 200 metros, deben construirse plataformas artificiales (aproximadamente dos por cada torre de *hacking*) sobre árboles. Estos nidos artificiales deben tener un radio de unos 70-80 centímetros, y sobre ellos se colocará comida fresca una vez que los pollos hayan abandonado la torre de *hacking*. Esto facilitará la querencia del pollo por el lugar. Se instalarán posaderos naturales adecuados en los lugares donde no los haya.

En los años siguientes, se deberán construir nidos artificiales tanto en la zona de liberación como en otras zonas adecuadas para albergar un núcleo reproductor. La instalación de plataformas artificiales ha sido utilizada con éxito en numerosos lugares y diferentes programas. En las proximidades al punto de liberación de pollos, se necesitará disponer de un pequeño laboratorio donde el personal de seguimiento y vigilancia pueda preparar el alimento para los pollos, visionar las imágenes captadas por las cámaras, e incluso dormir.

MANTENIMIENTO EN LA TORRETA DE *HACKING*

Se prevé que los pollos desnidados lleguen a la torreta de *hacking* en la primera semana de junio. Permanecerán en las cajas de *hacking* un mínimo de 3 semanas. Durante su estancia en la torre, los pollos serán alimentados dos veces al día (al amanecer y al inicio de la tarde) con conejo fresco, en una cantidad de 700 gramos por pollo y día. El conejo que no haya sido consumido será sacado del nido horas antes del siguiente aporte. Deben mantenerse normas estrictas de higiene como utilizar guantes de látex al manipular el alimento, limpiar las cajas de *hacking* y desinfectar los utensilios utilizados para la preparación del alimento.

LIBERACIÓN Y MARCAJE

Se estima que a los 60-70 días de edad, los pollos ya son capaces de realizar sus primeros vuelos (Ferrer, 1993). Se recomienda liberar a los pollos una semana más tarde de esta fecha, con la intención de que se encuentren más fuertes y sus plumas estén más desarrolladas. Aproximadamente a los 75 días de edad, se abrirá lentamente la parte delantera de la caja de *hacking* para que salgan a propia voluntad.



Interior de la torreta con dos jóvenes águilas.



Vista desde la entrada a la torreta a través del cristal de una sola vía.

Preferiblemente se hará antes del amanecer para reducir las molestias que les pueda ocasionar. El día antes de la apertura de la caja de *hacking*, cada individuo será revisado, pesado, medido, y se le tomará muestras de sangre para estimar su condición física. Además, se depositará en cada caja de liberación una mayor cantidad de comida, así como sobre los nidos artificiales que habrá fuera, pero visibles desde la torre de *hacking*. Los pollos son marcados en su nido de origen con anillas metálicas y de plástico, que permiten su identificación a distancia; a aquellos que sean liberados se les marcará tanto con emisores satélite como convencionales. Los emisores convencionales permitirán su seguimiento en el periodo de post-liberación y hasta que abandonen la zona en sus movimientos dispersivos. De esta manera se pueden conocer las causas de muerte de los pollos y, en su caso, emplear las medidas necesarias para prevenirlas. Los emisores satelitales son especialmente recomendables para minimizar el riesgo de pérdida de contacto con el joven. Gracias a estos emisores podremos conocer cuáles son los movimientos dispersantes y si el patrón es el observado en pollos no manipulados, así como las causas y lugares de mortandad. En general, nos permite conocer diversos aspectos ecológicos y etológicos de la especie. Se colocarán emisores convencionales a hermanos de nido original que no hayan sido retirados.

PERIODO POST-LIBERACIÓN

Ferrer (1993) muestra que los pollos dependen del alimento suministrado por los padres prácticamente durante todo el periodo de dependencia. Por este motivo, una vez que los pollos hayan abandonado la torreta de *hacking*, se les suplementará alimento en abundancia sobre los nidos artificiales, construidos en las proximidades de la torre de *hacking*. Dado que en estado natural se ha detectado un descenso en el aporte de alimento al nido, la tasa de alimento depositado sobre los nidos artificiales debe disminuir de acuerdo con lo observado en los grupos familiares silvestres (Ferrer, 1993). El equipo de vigilancia debe continuar con su labor, apoyado por el personal de la Estación Biológica de Doñana en las tareas de radio seguimiento. En familias silvestres, el periodo de dependencia se prolonga hasta los 130 días de vida de los pollos, aproximadamente.

SEGUIMIENTO DEL PROYECTO

La evolución y el éxito del proyecto podrán ser evaluados gracias al marcaje de los pollos liberados. La evaluación del proyecto, así como el seguimiento científico de la población establecida, será llevada a cabo por la Estación Biológica de Doñana. Este organismo es el que sugerirá qué cambios pueden hacerse para mejorar el programa. Cada año se realizará una evaluación del proceso desde la selección de pollos hasta su liberación mediante *hacking*, de manera que puedan detectarse los posibles problemas surgidos y, en tal caso, realizar los cambios necesarios en el diseño del proyecto. Al término de los cinco primeros años de proyecto se evaluará el éxito de la reintroducción y se llevarán a cabo estudios demográficos sobre la población establecida. Basándonos en reintroducciones previas de otras especies, se espera que los primeros pollos liberados intenten criar en el área de *hacking* a los cuatro o cinco años de la liberación. Los resultados obtenidos serán publicados tanto en revistas científicas como divulgativas.

A modo de resumen podemos decir que la situación actual de la especie es de ligero crecimiento pero que, pese a ello, su viabilidad a largo plazo sigue comprometida, especialmente por su distribución en poblaciones discretas y relativamente aisladas. Los modelos de simulación indican que una muy buena actuación para alejar el peligro de extinción es la colocación de nuevas poblaciones en lugares estratégicos que funcionen como puentes de conexión, aumentando notablemente la estabilidad del sistema. Por otra parte, las poblaciones actuales podrían soportar la extracción sostenida de pollos para los proyectos de reintroducción, por lo que, desde el punto de vista científico, esta es la actuación de conservación más aconsejable para la especie en su situación actual.



Emisor solar fijado con arnés a un águila imperial.



SITUACIÓN DE LA POBLACIÓN DE DOÑANA

PERSISTENCIA DE LA POBLACIÓN

Las expectativas de persistencia de las poblaciones es un tema crucial en la biología de la conservación. Saber con precisión cuáles son los mecanismos que evitan o aceleran los procesos de extinción es un punto central de la ecología de poblaciones. La batería de métodos disponibles en la actualidad para hacer proyecciones de las perspectivas de supervivencia de pequeñas poblaciones, así como sus probabilidades de extinción, ha experimentado un importantísimo avance con la incorporación de variadas técnicas de simulación, tanto deterministas como estocásticas, además de un considerable desarrollo de la formulación en ecuaciones más clásicas. Entre los mecanismos que pueden producir una desestabilización más rápida de lo previsto por los modelos en situaciones de pre-extinción, destaca por su novedad e influencia la posible existencia de relaciones de dependencia entre los parámetros demográficos convencionales. En este capítulo podemos comprobar cómo un comportamiento anómalo, no previsto por la modelización convencional y perjudicial para la existencia de la población, se puede explicar como un caso de dependencia entre parámetros demográficos; en concreto, entre la mortalidad anual adulta y la fecundidad.

En general, cada vez se dispone de métodos más sofisticados y precisos para realizar proyecciones sobre la futura evolución de las pequeñas poblaciones. Sin embargo, dos aspectos siguen indicando que aún no están del todo comprendidos los mecanismos internos de regulación y desequilibrio de las poblaciones. Es relativamente fácil encontrar ejemplos de poblaciones silvestres de pequeño tamaño que han existido un tiempo históricamente documentado mucho mayor del previsto por los modelos, lo que induce a pensar que pueden existir mecanismos no descritos que amortigüen fluctuaciones, como es el caso del efecto amortiguador de la variación denso dependiente de la edad de la primera reproducción. Por otra parte, también se pueden encontrar ejemplos de extinciones que se han producido con mayor rapidez de la prevista, indicando que algunos mecanismos de desestabilización no descritos pueden estar actuando, causando o ayudando así a la definitiva extinción, en lo que se ha denominado como el vórtice de la extinción.

En las formulaciones tradicionales de dinámica de poblaciones, los parámetros más relevantes –fecundidad, mortalidad anual adulta, y mortalidad juvenil– se consideran variables matemáticamente independientes, considerando únicamente el efecto que el tamaño de la población, a través de la densidad, puede tener sobre la fecundidad en el conocido fenómeno de regulación denso dependiente. Así, en la formulación clásica de Leslie sobre las matrices de vida/fecundidad de hembras, o

su transformación para el caso particular de especies de larga vida y periodos de inmadurez prolongados de Mertz, las variables fundamentales de la demografía son tratadas como variables independientes. Pero puede que esto no sea siempre así. En este capítulo analizaremos un comportamiento anómalo registrado en una pequeña población de águilas Imperiales situada en el Parque Nacional de Doñana, y comprobaremos cómo las posibles relaciones de dependencia entre los parámetros demográficos pueden ayudar a acelerar los procesos de extinción.

El estudio se realiza en la población de águilas imperiales de Doñana, cuya evolución está bien documentada desde finales del siglo XIX hasta nuestros días. Durante este largo periodo la población ha pasado por dos hitos bien diferenciados, uno desde 1890 hasta 1970, con un crecimiento desde 2 parejas hasta alcanzar el límite de capacidad del área, estimado en 15-16 parejas; y otro desde 1994 hasta 2000, en el cual la población decreció rápidamente, pasando de 16 a tan sólo 8 parejas. El periodo intermedio se caracterizó por una elevada estabilidad poblacional. Para el análisis se utilizan los datos de los archivos de la Estación Biológica de Doñana, así como diarios no publicados, y la información que este mismo autor ha recopilado personalmente desde 1985. Los datos son relativos al número de parejas presentes, tamaño de puesta y número de volantones (productividad = número de volantones/pareja presente en la población).

La evolución de la población de Doñana ha sido ascendente desde 1810 hasta 1970, y como consecuencia, la evolución de la productividad (número de volantones por pareja presente en la población) ha sido la inversa, disminuyendo desde valores de 1,59 hasta estabilizarse en torno a 0,75. Este fenómeno, bien conocido en dinámica poblacional, se denomina «depresión denso dependiente de la fecundidad». Existen dos hipótesis básicas para explicar este mecanismo. Una de ellas, conocida como «interferencia», propugna que, al aumentar la densidad de la población, el número de encuentros agonísticos también aumenta, provocando un aumento en el gasto de defensa territorial y, por tanto, una disminución de la energía y tiempo disponibles para otras actividades como las reproductivas. Otra hipótesis alternativa es la conocida como «heterogeneidad de hábitat», que postula que la depresión de la fecundidad se produce porque, al aumentar el número de individuos, una creciente proporción de ellos se ve obligada a criar en hábitats marginales subóptimos, al estar ya ocupados los hábitats óptimos. Esto provocaría una disminución del valor medio de productividad para la población, aunque su efecto sería desigual entre las parejas que la componen. En el caso del águila, la regulación denso dependiente de la productividad, como sabemos por estudios anteriores, sigue un modelo de heterogeneidad (Ferrer y Donazar 1996). Sea cual fuere el modelo de depresión de la fecundidad, está prevista una disminución de la fecundidad con el aumento de la densidad, pero también un aumento de la fecundidad con la disminución de la densidad, ya que ambas curvas tienen una relación inversa muy significativa.

Mortalidad de águilas imperiales de Doñana agrupadas por causas y en dos periodos distintos: 1974-85, periodo de estabilidad poblacional y saturación de la población; y 1990-2002, periodo de declive acusado.

	1974 – 1985			1990 – 2002		
Causas	Inm (%)	adult (%)	total	Inm (%)	adult (%)	total
Venenos				5 (17.8)	11 (61.1)	16
Electrocución	11 (52.4)	6 (50.0)	17	12 (42.8)	2 (11.1)	14
Disparos	7 (33.3)	6 (50.0)	13	4 (14.3)	4 (22.2)	8
Enfermedad	1 (4.7)		1	6 (21.4)	1 (5.6)	7
Otros varios	2 (9.6)		2	1 (3.7)		1
Desconocidos	1 (4.5)	1 (7.8)	2	2 (6.6)	3 (14.28)	5
Total	22	13	35	30	21	51

Sin embargo, desde 1994, momento en que la población de Doñana inicia su declive, la curva de fecundidad disminuye en paralelo, es decir, presenta una relación significativa con la densidad, pero de carácter positivo. Justamente, la evolución de la productividad durante la caída de la población es la contraria a la esperada bajo cualquier hipótesis de depresión de la fecundidad. La mortalidad anual adulta del águila imperial se estima en un 6% anual (Ferrer y Calderón 1990); en esas condiciones, la población crece hasta alcanzar la capacidad de carga del medio, si los demás parámetros están dentro de rangos normales. Este ha sido el valor medio de la mortalidad anual adulta estimada para el periodo de 1974 a 1994 (Ferrer y Calderón 1990). Esto significa que en la población de Doñana deberían de morir entre 1 y 2 adultos al año. Sin embargo, en el periodo de 1994 en adelante, la mortalidad adulta se ha disparado, llegando a encontrarse hasta 6 cadáveres de adulto en un solo año, lo que supone un incremento mínimo de la mortalidad anual adulta de un 300% con respecto al valor esperado.

En un modelo de simulación analizamos el efecto de este incremento de la mortalidad adulta sobre la fecundidad, sin obtener ninguna variación con lo previsto por la hipótesis de denso-dependencia: la fecundidad debería ascender al quedar disponibles más territorios de calidad y, por tanto, la varianza en la fecundidad entre parejas debería bajar, y aumentar la media. Sin embargo, realizamos una segunda simulación, introduciendo en el programa la siguiente consideración: que, extendiéndose el ciclo de reproducción del águila imperial desde enero hasta finales de septiembre, y siendo absolutamente necesario el concurso de los dos adultos para sacar adelante la reproducción durante los seis primeros meses del ciclo, si uno de ambos muere durante este periodo, ese territorio fracasa. Con esta modificación, el programa reproducía el patrón observado de descenso de productividad, incluso en un escenario de regulación denso dependiente por heterogeneidad.

Las simulaciones, convencionales o no, (incluyendo la simulación basada en el individuo), consideran la reproducción como un evento instantáneo, es decir, que en el paso de programa correspondiente se calcula qué aves van a morir, y mueren en ese instante. Este procedimiento elimina en la práctica cualquier influencia que la fecha de la muerte pudiera tener sobre el comportamiento de la población. Dada la relación entre fecundidad y mortalidad adulta, mediada por la fecha en que esta última tenga lugar, esa forma de proceder supone imponer una independencia paramétrica entre estas dos variables. En la forma más clásica de abordar el problema desde la formulación de ecuaciones, como es el caso de las matrices de Leslie para hembras, o las ecuaciones derivadas de dicha tabla por Mertz, los parámetros demográficos son por completo independientes, siendo por tanto imposible reflejar el fenómeno descrito y predecir el comportamiento observado en la población. Consecuentemente, ninguna de las dos familias de aproximaciones nos hubiese predicho la evolución de la población en condiciones extremas de mortalidad adulta.

Las matrices de Leslie y sus derivadas, así como otras ecuaciones de crecimiento y la simulación con eventos instantáneos, pueden ser consideradas como aproximaciones válidas para aquellos casos en los que los parámetros de mortalidad se muevan en rangos biológicamente normales; pero no son buenas aproximaciones cuando los parámetros demográficos se sitúan en valores anormalmente fuera de rango, como ocurre típicamente en situaciones de pre-extinción. Así pues, podríamos decir que la formulación clásica de demografía de aves, esto es:

$$Ro = e/2\ [\ \beta/\ (1-p)\ ]\ ,\ 1 = \sum \lambda^{x}\, l(x)\, m(x),\ \lambda^{5} - p\lambda^{4} - \beta\ (e/2) = 0$$

y otras aproximaciones al índice finito de incremento natural, son sólo casos particulares de una ecuación más general en la que las posibles relaciones de dependencias entre parámetros están contempladas.

DECLIVE DE LA POBLACIÓN DE DOÑANA

En 1871, Saunders escribía que el águila era aún abundante en Doñana, colectando él mismo tres puestas y cinco pieles entre 1860 y 1876. Dresser (1873), controla cinco nidos, colectando dos ejemplares y dos puestas. Desde 1872 a 1883 Chapman (1884) y Chapman y Buck (1910) colectan cuatro puestas y cinco ejemplares, también la mayoría en nido, aunque según Valverde (1960), el número de pieles sería de nueve a diez. Entre los años 1877 y 1880, Bureau (1911) colectó otros cinco ejemplares y una puesta.

Después de esta intensa presión de colectores, a partir de comienzos del siglo XX el águila empieza a ser considerada rara en la zona. Noble (1902) sólo encuentra



Dos ejemplares liberados por *hacking* en los comederos post-suelta.

dos nidos. No obstante, entre 1898 y 1910 aún se colectaron tres puestas y 25 pieles. Según Valverde (1960) y G. Mountfort y J. Ferguson-Lees (diarios inéditos), la población de Doñana disminuyó hasta 4-2 parejas en el periodo de 1865-1910, debido a la actividad de persecución directa de los colectores de pieles y huevos. En 1959 se encontraron 6 nidos en el área de Doñana (Lévêque, 1960) y 8 nidos en 1960 (González-Diez, 1960). En 1967, la población se estimaba en 12 parejas (Valverde 1967) y para 1976, la población alcanzaba las 15 parejas, permaneciendo estable entorno a ese valor hasta 1992. Desde entonces hasta hoy, la población ha experimentado un descenso continuado hasta situarse en 7 parejas en 2003, el nivel más bajo desde 1957.

En la población de Doñana, el territorio medio para cada pareja de águilas es de 1.200 ha (Ferrer, 2001). El hábitat adecuado disponible para la especie en el Parque Nacional de Doñana es de unas 20.000 ha, con lo que el límite máximo de capacidad de esta población se sitúa en torno a 16 parejas. La población de Doñana esta aparentemente separada del resto de las poblaciones, encontrándose la más cercana a más de 300 kilómetros. Aunque un águila imperial adulta anillada en Extremadura fue recuperada como reproductora en Doñana, y aunque los modelos de probabilidad de migración a partir de distancias de dispersión no excluyen la posibilidad de intercambio con otras poblaciones (Ferrer 2001), la probabilidad de recibir inmigrantes o exportar emigrantes es muy baja para Doñana (inferior a 4 por generación, Ferrer 2001), convirtiéndose en la subpoblación más aislada de la especie.

CAUSAS DEL DECLIVE

Si analizamos la tendencia de la población de Doñana, se puede comprobar que la evolución ha sido claramente descendente desde 1990, con una pendiente en el decrecimiento sin parangón en todo el siglo XX. Además, ese descenso en el número de efectivos ha ido acompañado de una disminución similar en la fecundidad media, y un aumento en el número de parejas mixtas (algún miembro de la pareja en plumaje juvenil). Las tendencias indican que la mortalidad adulta puede ser el factor fundamental implicado en este descenso.

Si comparamos la estimación de la mortalidad basada en el hallazgo de cadáveres en el periodo de 1974-1985 (Ferrer y Calderón 1990), durante el que se encontraron 13 adultos muertos en tanto que la población era de 15 parejas, obtenemos una mortalidad anual adulta estimada del 3,61%. Esta es evidentemente una estima de mínimos y cualquier estimación válida debe estar por encima de ella. De hecho, la estimación basada en observaciones de clases de edad durante este periodo consistía en una mortalidad anual adulta del 6,07% (Ferrer y Calderón 1990), lo que signi-

fica que algo más de la mitad de los adultos muertos eran encontrados por personal de Doñana. Si consideramos que la intensidad de prospección no se ha incrementado mucho (el personal del parque o la EBD dedicado a estas cuestiones no ha sufrido cambios significativos en el número) y teniendo en cuenta que se han encontrado 21 adultos muertos en el periodo 1990-2002, dado el tamaño de la población reproductora durante este periodo, obtenemos una estimación mínima del 6,46% de mortalidad anual adulta que, corregida a su vez por la probabilidad de hallazgo, nos da una mortalidad del 10,87% anual. Si utilizamos los remplazamientos observados como un sistema de estimación de la mortalidad anual adulta (Ferrer y Calderón 1990), la estima del periodo 1990-2002 es del 12,01% anual, es decir, la mortalidad anual de los adultos se habría incrementado de media en estos últimos doce años casi un 100%. No es necesario recordar, como es bien conocido (Ferrer y Calderón, Ferrer 1993; Ferrer 2001), que el parámetro demográfico de mayor sensibilidad en la dinámica poblacional de este tipo de especies es la supervivencia anual adulta, el único capaz de producir un decrecimiento rápido de la población.

Sin embargo, la mortalidad preadulta –a juzgar por el número de ejemplares encontrados muertos en función del tamaño de la población en ambos periodos– no parece haber experimentado variaciones significativas, habiendo oscilado en los últimos doce años en los valores típicos de una población estable, es decir, en torno al 83-84% de mortalidad antes de la madurez (Ferrer y Calderón 1990). La fecundidad, expresada como el número de pollos que vuelan por año dividido por el número de parejas presentes en la población (productividad), ha disminuido en el segundo periodo situándose en valores medios de 0,59 pollos/pareja, sensiblemente inferiores a los registrados en el periodo 1974-1985.

La combinación de los parámetros estimados para el periodo 1990-2002, según la formulación determinista clásica en dinámica de poblaciones, es como sigue (Ferrer y Calderón 1990; Ferrer e Hiraldo 1991; Ferrer 1993; Ferrer 2001):

$$Ro=\sum l(x)m(x)=(0.7525/2)\beta(1+p+p^2+p^3...)=0.376(\beta/(1/p))=1$$

$$1 = \lambda^x l(x)m(x)$$

$$\lambda^5-p\lambda^4-\beta(e/2)=0$$

$$\% \text{ anual de cambio} = 100\ (\lambda-1)$$

Sustituyendo los parámetros estimados, estas fórmulas nos proporcionan una estima de disminución de la población de un 6% anual desde 1990, es decir, un porcentaje de cambio anual de la población del -6%. Reproduciendo cuál debía haber sido la trayectoria de la población si efectivamente la tasa de declive anual hubiese sido del 6%, y comparándola con la observada realmente, podemos comprobar que el patrón esperado y el observado son estadísticamente idénticos. Este patrón idéntico entre ambas trayectorias apoya la precisión de las estimas demográficas realizadas.

Parámetros demográficos básicos en dos periodos distintos de la población de águilas imperiales de Doñana: 1974-1985, periodo de estabilidad de la población; 1990-2002, periodo de decrecimiento.

Parámetros básicos	1974-1985	1990-2002
Mortalidad anual adulta	6.07%	12.01%
Mortalidad preadulta	83.86%	83.86%
Fecundidad	0.7525	0.5924
Porcentaje de cambio anual	0%	–6%

Analizando las causas de muerte, podemos comprobar que la diferencia más significativa entre ambos periodos es la aparición de una causa no detectada anteriormente: la muerte por venenos. En efecto, en el periodo de declive 1990-2002, la muerte por venenos ha supuesto el 34,8% de las muertes por causa conocida para las águilas de Doñana, siendo el 61,1% de las muertes de adultos por envenenamiento. Es la causa mayoritaria en esta clase de edad, y por sí sola explica el incremento del 100% de la mortalidad anual adulta causante del declive de la población. Efectivamente, de no ser por los venenos, la población se habría mantenido en valores estables similares a los del periodo 1974-1985.

PREVISIONES DE EXTINCIÓN

Si la población continúa la actual tendencia en mortalidad anual adulta, y mantiene por tanto su descenso en un -6% anual, en menos de 15 años tendríamos un número inferior a 2 parejas, situación en que la extinción sería inminente. Sin embargo, este es un cálculo optimista que no considera las variaciones estocásticas de especial importancia en casos como el actual, en los que la población objeto es muy reducida. Desviaciones por azar de los valores medios de mortalidad son absolutamente esperables en poblaciones del tamaño de la actual. Lo mismo cabe esperar de las desviaciones en la razón de sexos. Por ejemplo, no ha de darse necesariamente que, en caso de quedar cuatro adultos, dos sean machos y dos sean hembras. Si tenemos en cuenta estas desviaciones esperables, la población tendría una elevada probabilidad de extinción: en menos de 6 años.

PROPUESTAS DE ACTUACIÓN

No obstante todo lo anterior, desde un punto de vista teórico la población aún no ha entrado en una situación irreversible y la probabilidad de recuperación a partir



Jóvenes hembras liberadas por *hacking* en Doñana para equilibrar la proporción de sexos en esa población.

de sus efectivos actuales es aceptable si la mortalidad anual adulta, y por tanto la fecundidad, retornan a sus valores normales. Para que esto fuera posible, el objetivo inmediato habría de ser indudablemente la reducción de las muertes por veneno. Ha de recordarse que la población del Parque Nacional de Doñana sufrió un dramático descenso a partir de 1990, después de un prolongado periodo de estabilidad en que el número de parejas oscilaba entre 15 y 16. En esa fecha (1991), hizo aparición la neumonía del conejo, nueva enfermedad que diezmó las poblaciones de la presa habitual del águila. En esta situación, las águilas comenzaron a utilizar con mayor intensidad áreas fuera del parque donde, también como consecuencia de la disminución de conejos, se había intensificado el control de predadores generalistas con métodos legales e ilegales, incluyendo el uso de venenos. Así, la elevada mortalidad de ejemplares adultos de águila imperial por envenenamiento fue la causa principal de este declive, que llevó a la población desde las 15 parejas nidificantes habituales hasta tan sólo 7 parejas, y a un inminente riesgo de extinción. La enorme mortalidad adulta (más del doble de la habitual) produjo como efectos asociados una disminución de la fecundidad (efecto Alle) y un significativo sesgo en el sexo de los pollos (más de 78% de los nacimientos eran de machos), debido a la disminución en la edad media de los reproductores.

Con el objetivo de frenar la inminente extinción de la población, se puso en marcha un plan de rescate desde 2004. El plan incluía muchas acciones diferentes, siendo dos de ellas especialmente importantes: en primer lugar, se instalaron cercados de media hectárea con conejos vivos, con reposiciones durante todo el año, para mantener una densidad estable y evitar que los adultos buscasen comida fuera del parque; en segundo lugar, se realizó un reforzamiento de la población corrigiendo la desviación de sexos, a través de la liberación de jóvenes hembras procedentes de otras poblaciones de la especie utilizando técnicas de *hacking*.

Después de la aplicación del plan, la mortalidad adulta disminuyó desde el 12% anual al 2,1%. La menor mortalidad tuvo como consecuencia el aumento de la fecundidad (de 0,6 a 1,3 pollos por pareja y año), así como la recuperación de la proporción de sexos del 50% en los nuevos nacimientos. Como consecuencia del éxito de este plan, ha comenzado la lenta recuperación de la población de águilas en Doñana, alcanzando a día de hoy las 10 parejas instaladas en la zona. Los resultados preliminares que se van obteniendo indican una recuperación lenta de la subpoblación de Doñana, a pesar de haberse reducido la mortalidad adulta e incrementado su fecundidad, y corroboran la relación entre la proporción de sexos de una nidada y la edad de los reproductores. Por un lado, el lento incremento en el número de parejas reproductoras reduce la cantidad de información disponible para intuir el comportamiento futuro de la subpoblación, y por otro, la rápida respuesta en la dirección del sesgo en el *sex ratio* indica que en la situación actual se podría desestabilizar a la misma velocidad, con graves repercusiones en la dinámica de la pobla-

ción. Por todo ello, y teniendo en cuenta el aún reducido tamaño de la población y la característica demografía lenta de la especie, es necesario continuar con las actuaciones y las tareas de seguimiento durante un tiempo, evaluando científicamente el incipiente proceso de recuperación, para así alcanzar resultados más firmes y conclusiones más robustas. Estas tareas deberán incluir la localización y anillamiento de los jóvenes nacidos, la determinación de su sexo, y el equipamiento de algunos ejemplares con emisores, lo que nos permitirá comprobar que la mortalidad permanece dentro de los rangos normales, posibilitando la completa recuperación de la especie en la zona.

Consideramos pues del todo necesario y oportuno el seguimiento científico de la recuperación de la población de águilas imperiales en Doñana, con el objetivo de garantizar que los parámetros demográficos siguen evolucionando dentro de los rangos normales que permitan la completa recuperación de esta población. Para ello, será necesario continuar efectuando los controles de número de parejas nidificantes, edad de los reproductores, fecundidad, y razón de sexos en los pollos, así como el equipamiento de algunos jóvenes con emisores que nos permitan comprobar que la mortalidad juvenil continúa en valores normales también fuera del Parque Nacional.

OBJETIVOS

El principal objetivo del seguimiento científico de la recuperación demográfica de la población del águila imperial ibérica, es evaluar la probabilidad de extinción de la subpoblación de Doñana mediante el seguimiento periódico de la fecundidad de las parejas reproductoras, el sex ratio secundario, y la mortalidad juvenil, así como redefinir en caso necesario las actuaciones establecidas para garantizar su pervivencia.

Con el fin de alcanzar este objetivo, se ha de realizar el seguimiento exhaustivo del comportamiento de los pollos volados de cada nido. Esto se efectuará mediante telemetría satelital: se equipará a los pollos con emisores GPS-GSM, los cuales proporcionan numerosas localizaciones diarias, exactas y con reducido coste de personal. Los emisores se fijarán a los individuos mediante arnés y dispositivo tipo mochila. Los individuos equipados con emisor serán monitorizados mediante la red GSM. El seguimiento mediante telemetría satelital se lleva a cabo desde el gabinete.

En el momento del marcaje con emisores, se realizará también la toma de medidas biométricas de los ejemplares (al menos peso, antebrazo y tarso). Además, se requiere el sexado molecular de cada individuo, para lo cual se procederá a la extracción de una muestra sanguínea en el momento de su marcaje. Mediante esta técnica se conocerá la proporción de sexos (*sex ratio*) que se da en la población de Doñana en este grupo de edad.



EL ÁGUILA IMPERIAL IBÉRICA FUERA DE PELIGRO DE EXTINCIÓN

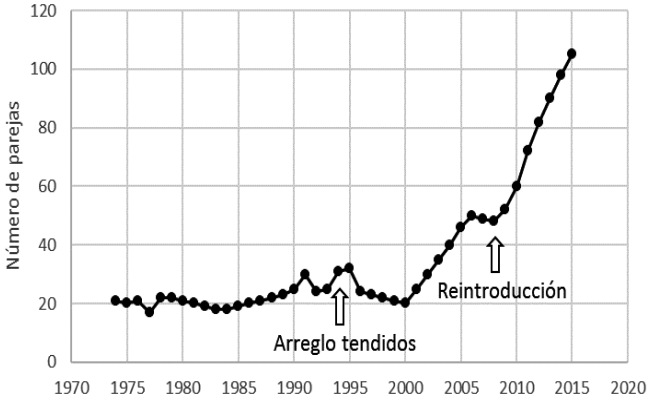
El águila imperial ibérica era el águila más amenazada del continente europeo y una de las cuatro aves de presa más escasas del planeta. Su estatus en el ámbito mundial durante los años 80 era de 103 parejas, localizadas todas ellas en España. En Andalucía la población rondaba las 21 parejas. Es la única rapaz, y la única entre las aves, que está presente sólo en la península ibérica, siendo, por tanto, al igual que el lince, un endemismo ibérico.

Recordamos, a modo de resumen, que durante los años 1970-80 la muerte por electrocución en los tendidos eléctricos era la primera causa de muerte conocida de la especie, siendo la responsable del 80% de las muertes de los jóvenes durante su primer año de vida. Tras las investigaciones necesarias por parte del CSIC, con la colaboración de las empresas eléctricas (Endesa, Iberdrola y REE), se desarrollaron sistemas para la localización y arreglo de tendidos peligrosos. En 1990, Andalucía promulgó el primer decreto europeo de protección de aves en instalaciones eléctricas, seguida muy pronto por otras comunidades autónomas. Desde la promulgación de decretos que impedían la construcción de nuevas líneas con postes peligrosos y la protección de los ya construidos, la población de águilas imperiales comenzó una espectacular recuperación creciendo por encima del 5% anual, casi el límite biológico de crecimiento poblacional de la especie. En pocos años, la población andaluza pasó de 21 parejas a más de 100, reduciéndose la mortalidad en tendidos en un 82%.

LA REINTRODUCCIÓN EN LA PROVINCIA DE CÁDIZ

Una vez superado el problema fundamental de la electrocución en tendidos eléctricos de distribución, y de acuerdo a los estudios del CSIC, se puso en marcha el proyecto de creación de una población en la antigua área de distribución de la especie en la provincia de Cádiz, que permitiría la conexión de las poblaciones de Sierra Morena y Doñana, aumentado con ello considerablemente la viabilidad de la especie. Desde el año 2002, el proyecto de reintroducción del águila imperial fue promovido por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, contando con la dirección científica de la Estación Biológica de Doñana (CSIC).

Los modelos de simulación desarrollados por el CSIC, indicaban que la fragmentación de la población de imperiales debería corregirse para incrementar la persistencia de la especie. Por ello, el objetivo prioritario para los años subsiguientes fue el de conectar las actuales subpoblaciones mediante la creación de nuevos núcleos



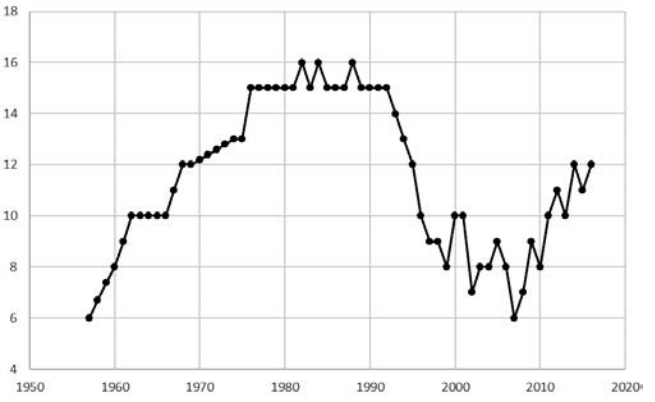


Gráfico de la evolución de la población andaluza de águilas imperiales desde 1975. El arreglo de tendidos y el proyecto de reintroducción contribuyeron al espectacular aumento de la población, situándola lejos del peligro de extinción.

Evolución de la población del Parque de Doñana desde 1957. Tras el terrible descenso a finales del siglo XX, la población se recupera gracias a las actuaciones de manejo y a la presencia de otra población en Cádiz que exporta jóvenes a Doñana.

que hicieran de "puente" en los lugares adecuados, para aumentar así la estabilidad de dicha metapoblación. Es aquí donde se inscribe la creación de una nueva población reproductora en la provincia de Cádiz, capaz de poner en contacto las que ya existen en Doñana y Sierra Morena. Según estos mismos modelos, dicho "puente" daría estabilidad a la población andaluza de imperiales y triplicaría sus posibilidades de persistencia.

Una reintroducción es, por definición, el intento de establecer una especie en un área que en algún momento fue parte de su distribución histórica, pero de la cual ha sido extirpada, o de la cual se extinguió. Así, el águila Imperial ha sido reintroducida en la provincia de Cádiz, de donde había desparecido durante la década de 1970. En Marruecos, como se ha apuntado, la especie se reproducía a finales del siglo XIX y comienzos del siglo XX, y a inicios de la década de los '70 se daba por extinta. La coincidencia en la fecha de ambas extinciones incita a pensar que la población de la provincia de Cádiz, por su cercanía con la zona del estrecho, sirvió como puente entre las poblaciones de España y Marruecos. Ahora, con la población gaditana restaurada, cada vez más imperiales nacidas en España cruzarán hacia el continente africano durante el periodo de dispersión.

Para conseguir una nueva población en Cádiz se ha utilizado la técnica ya descrita y conocida como *hacking,* que consiste en retirar pollos de nidos naturales en los que tuvieran riesgo de muerte y trasladarlos a nidos artificiales donde terminan su desarrollo y comienzan sus primeros vuelos. La impregnación con la zona de suelta hace que las jóvenes águilas crean que han nacido en esa zona, retornando a ella años más tarde, cuando alcanzan la madurez sexual. Los pollos de águila imperial que se liberan proceden de nidos situados en territorios de baja calidad, aunque beneficiados por aportes suplementarios de alimento para obtener una mayor productividad. Por este motivo, los pollos de águila imperial que llegan al programa de

reintroducción suelen ser ejemplares en condiciones sub-óptimas. No obstante, su tasa de supervivencia (56%) es muy superior a la registrada en las poblaciones silvestres (19%), gracias a las atenciones que reciben, y a otras actividades desarrolladas dentro del *Plan de gestión del águila imperial en Andalucía*, tales como el arreglo de tendidos eléctricos y los convenios con cotos de caza. El incremento en la tasa de supervivencia de los pollos de imperial supone un suministro extra de individuos a la población silvestre, lo que se interpreta como uno de los beneficios que este proyecto aporta a la especie. Sin embargo, el mayor logro sería alcanzar el objetivo último, que no es otro que asentar una población autosuficiente.

La colonización de la provincia de Cádiz ha resultado un éxito gracias al proyecto de reintroducción llevado a cabo durante trece años en la zona. El comportamiento filopátrico y la atracción social de esta especie condicionan la dispersión de especímenes jóvenes y su asentamiento en zonas de dispersión con presencia de individuos de su misma especie. Así pues, en 2010, cincuenta años después de su extinción, una nueva pareja de águila imperial se ha establecido en la provincia de Cádiz gracias a este proyecto auspiciado por las consejerías de Medio Ambiente y Obras Públicas de la Junta de Andalucía, la Fundación Santander, la Fundación Migres y la dirección científica del CSIC.

Esta primera pareja gaditana fue formada por un macho (A3) reintroducido en el año 2007, y una hembra de origen silvestre con plumaje de adulto imperfecto que correspondería a una edad de 5 años. Ambos llevan conociéndose y formando pareja desde el año 2007 y su relación con el territorio y con su cónyuge ha ido aumentando cada año. En 2009 se instalaron plataformas artificiales en la zona para estimular la nidificación. Sin embargo, la pareja decidió construir su propio nido en un alcornoque en enero de 2010. El nido está situado a unos 2 kilómetros del lugar de suelta de los ejemplares del proyecto de reintroducción. El día 5 de febrero se observó la primera cópula; posteriormente, tanto el aporte de material al nido que construyeron como las cópulas se suceden hasta el 19 de marzo de ese año, fecha en que se estima que comenzó la incubación de los huevos. El día 6 de mayo eclosionaron los huevos, naciendo los dos primeros pollos en la provincia de Cádiz desde 1956.

Después de la liberación de 83 jóvenes águilas durante los últimos años, a día de hoy ya hay cinco parejas regentando territorios, y cabe esperar que esta nueva población establecida en la provincia de Cádiz sirva como atrayente de jóvenes en dispersión, favoreciendo así un mayor porcentaje de jóvenes que cruzan hacia África. La existencia de la población gaditana ha jugado un importantísimo papel en la recuperación de la población de águilas de Doñana. En efecto, un 30% de los individuos emparejados en Doñana provienen de la población de Cádiz, cumpliendo así la función prevista de conexión entre poblaciones.

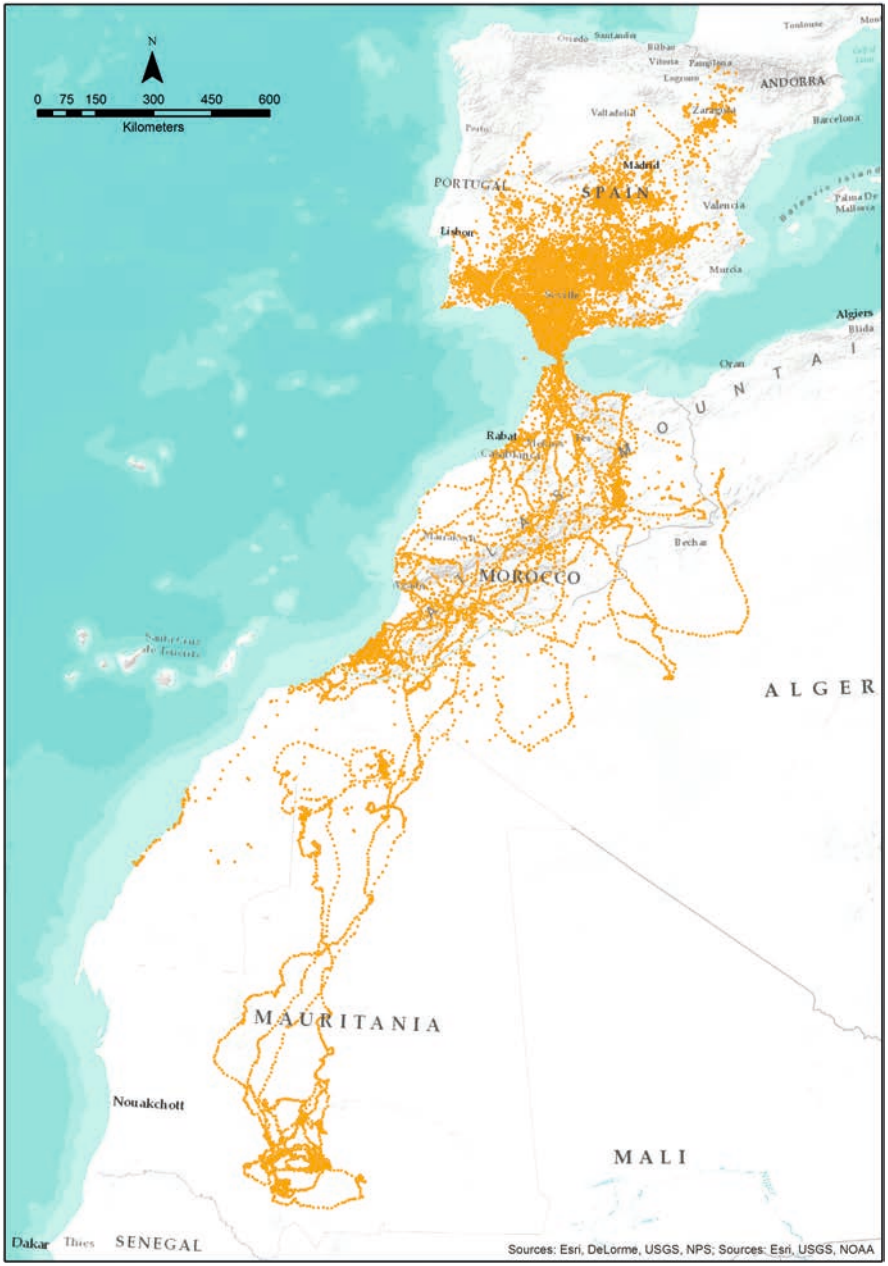
MARRUECOS

Como se ha especificado, el águila imperial ibérica es una especie con un fuerte componente filopátrico (tiende a criar en la cercanía de su población natal) y de atracción social (se siente atraída a ocupar lugares con presencia de otros individuos de su misma especie). Desde la aparición de la población de Cádiz, los ejemplares jóvenes que han cruzado el estrecho de Gibraltar hacia África han ido en aumento. Tal como comentábamos, la población antigua en Marruecos posiblemente desapareció como consecuencia de la extinción de la especie en Cádiz.

La presencia de jóvenes águilas en Marruecos indica una tendencia a prospectar la zona del norte de África, pero las largas distancias recorridas y las cortas paradas indican una falta de alicientes para establecer asentamientos temporales en la zona. Dado que sabemos que en determinadas áreas visitadas de la zona hay abundancia de alimento, la falta de asentamientos temporales quizás se deba a la ausencia de otros miembros de la misma especie que incite a los jóvenes a quedarse o a empezar una reproducción en el futuro. De este modo, conseguir el paso de jóvenes en dispersión a una población de águila imperial en Marruecos requiere tanto tomar medidas de prevención de la mortalidad (actuar en la protección de tendidos como medida anti-electrocución, prevenir la mortalidad por envenenamiento y caza, etc.), como llevar a cabo un proyecto de reintroducción análogo al efectuado en la provincia de Cádiz para asegurar el establecimiento de individuos en la zona.

USO DE LA TECNOLOGÍA PARA LA CONSERVACIÓN

Los emisores GPS-GSM son emisores equipados con paneles solares, de peso inferior al 2% respecto al del animal en el momento de la colocación, que se instalan a modo de mochila. La operación se realiza de tal modo que, una vez acabada la vida útil del dispositivo, las cintas que lo atan al ave se sueltan y éste se desprende de forma segura para el animal. Toman ubicaciones GPS y envían la información empleando las redes móviles, de la misma manera en que se envía un mensaje de texto a través del móvil. Siempre y cuando tengan cobertura móvil, la información que emiten se descarga vía Internet, de manera que todos los días podemos saber dónde se encuentran las aves. Estos nuevos sistemas de marcaje, establecen la localización del ave varias veces al día y durante varios años, por lo que permiten conocer con exactitud los lugares de dispersión, el tiempo exacto que permanecen en los asentamientos temporales, la fecha de inicio de la dispersión, o las velocidades que alcanzan. Además, incorporan medidas de actividad que permiten conocer posiciones y movimientos de los individuos, incluso cuando no están desplazándose.



Localizaciones acumuladas de jóvenes águilas en dispersión, incluyendo los movimientos que realizan por África.

ANDALUCÍA CUENTA YA CON MÁS DE UN CENTENAR DE PAREJAS NIDIFICANTES

Los datos recogidos están permitiendo confirmar la estratégica situación de la recuperada población de Cádiz, resultado del proyecto de reintroducción de la especie que comenzó en 2002 y que ha conseguido establecer 5 parejas de águilas en la comarca de la Janda. Así mismo y como indicábamos, el seguimiento de los ejemplares está demostrando que la población de Cádiz era el puente de conexión entre Doñana y Sierra Morena que, ya restablecido, ha permitido aumentar la viabilidad de las poblaciones de la especie en Andalucía, que actualmente supera las 100 parejas.

Estos estudios forman parte de la larga trayectoria de investigación de la Estación Biológica de Doñana - CSIC en lo relativo a la recuperación de especies amenazadas. En el caso del águila imperial, desde el año 1986 se han venido estudiando numerosos aspectos cruciales en la conservación de la especie, cuyos resultados y recomendaciones, impulsadas por la Consejería, han permitido pasar de 21 parejas censadas en 1986 a más de un centenar en 2015, constituyendo el mayor crecimiento jamás registrado en esta especie. Un crecimiento que, si se mantiene durante los próximos cinco años, permitirá eliminar el riesgo de extinción del águila imperial y cambiar su categoría de amenaza, dejando así de engrosar la lista roja y convirtiéndose en un éxito de referencia en la conservación mundial de la biodiversidad. La colaboración entre gestores e investigadores y el apoyo de particulares y entidades privadas han sido las claves del éxito.

AGRADECIMIENTOS

Es imposible enumerar a todas las personas que han colaborado en la recuperación de una especie que estuvo al borde de la extinción y que ahora afronta un futuro mucho más prometedor. Efectivamente, desde voluntarios a investigadores, desde gestores a estudiantes, entidades públicas y privadas, grandes propietarios, particulares modestos, personajes políticos y ciudadanos anónimos, todos ellos han hecho posible que una historia que parecía tener previsto un trágico final, se reescriba con un futuro esperanzador. No se trata de una frase hecha; es más bien la exposición de las causas del éxito alcanzado: la recuperación del águila ha sido un proyecto de todos, donde todos han sido bienvenidos. A todos ellos mi más sincero agradecimiento. La tradicional incomprensión entre científicos y gestores de conservación que desafortunadamente ocurre con frecuencia en ámbitos relativos a especies en peligro, no ha sucedido en el caso del águila. Desde el principio de esta historia los trabajos se han realizado por un grupo mixto de gestores e investigadores que, como un solo equipo, ha diseñado actuaciones, las ha llevado a cabo, y ha medido su resultado de forma objetiva. Quizás el águila nos aporta algunas lecciones que aprender, no solo de biología.

Sí quisiera señalar, sin embargo, a algunas personas que han sido clave en este éxito, y a quienes por su mayor relación directa con nuestros trabajos estoy especialmente agradecido –de antemano pidiendo perdón por las inevitables omisiones que cometeré–. Así, desde la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía han participado: Federico Fernández, Agustín Madero, Javier Madrid, Fernando Ortega, Rafa Cadenas y Antonio Franco. Desde el Parque Nacional: Carlos Urdiales y Antonio Jesús. Colaborando desde las compañías eléctricas: Fernando Manzanares, Fernando Ordoñez, Miguel González, José Antonio Martínez y Fran Arteaga. Desde otros ámbitos: Rey Juan Carlos I, José Ramon Mora-Figueroa, Jesús Molinillo, José Antonio Ortiz, Luis García, Paz Cosme, Eva Casado, Roberto Muriel, Virginia Morandini, Ian Newton y Manuela de Lucas.



BIBLIOGRAFíA

ALONSO, J.C., L.M. GONZÁLEZ, B. HEREDIA and J.L. GONZÁLEZ (1987): «Parental care and the transition to independence of Spanish Imperial Eagles Aquila heliaca in Doñana National Park, southwest Spain». *Ibis* 129:212-224.

AULAGNIER, S., THEVENOT, M. (1986): «Catalogue des Mammifères Sauvage du Maroc». *Travaux de L'Institut Scientifique. Série Zoologie* nº 41. Rabat.

ARÉVALO Y BACA, D.J. (1887): *Aves de España*. Aguado, Madrid.

ARMERÍA de la, Vizconde (1929): «Algunas observaciones sobre las águilas españolas». *Bol Real Soc. Hist. Nat*. 29:175-180.

BALASH, J., S. MUSQUERA, L. PALACIOS, M. Jiménez and J. PALOMEQUE (1976): «Comparative hematology of some Falconiformes». *Condor* 78:258-259.

BERGIER, P. (1987): «Les Rapaces diurnes du Maroc. Statut, répartition et écologie». *Annales du Centre D'Etude sur les Ecosystèmes de Provence* (C.E.E.P.) Aix en Provence (C.E.E.P.) Aix en Provence 3: 160 pp.

BARCELÓ y COMBIS, F. (1867): *Catálogo de las Aves Observadas en las Islas Baleares*. Palma de Mallorca.

BERNIS, F. (1980a): «La migración de las Aves en el Estrecho de Gibraltar (época postnupcial)» *I Aves planeadoras*. Universidad Complutense, Madrid. 481 pp.

BOSCÁ, A. (1916): *Fauna del Reino de Valencia*. Ed. A. Martín. Valencia.

BROWN, L. (1976): *Eagles of the World*. Davies and Charles. Newton Abbot, London.

BROWN, L. and D. AMADON (1968): *Eagles, Hawks and Falcons of the World*. Country Life Books. London.

CABO J.M. (1987): «Primeros datos sobre aves de Melilla». Pages 317-324 in Olmedo Jiménez (Ed.) *España y Norte de África*, vol. II. Actas I Congreso Hispano-Africano de las Culturas mediterráneas, Melilla.

CADENAS, R. (1986): «Resultado de la reproducción del Águila Imperial *Aquila heliaca adalberti* en el Parque Nacional de Doñana en el periodo 1983-1986». *IV Congreso de Rapaces Mediterráneas*. Évora, Portugal.

CADENAS, R. and M. MAÑEZ (1988): «Tendidos eléctricos: actuaciones para minimizar el impacto ambiental sobre la avifauna». *Vida Silvestre* 63:59-64.

CALDERÓN, J., J. CASTROVIEJO, L. GARCÍA and M. FERRER (1987): «El Águila Imperial *Aquila adalberti* en Doñana: algunos aspectos de su reproducción». *Alytes* 5:47-72.

CALDERÓN, J., J. CASTROVIEJO, L. GARCÍA and M. FERRER (1988): «El Águila Imperial *Aquila adalberti* en Doñana: dispersión de los jóvenes, estructura de edades y mortalidad». *Doñana Acta Vert.* 15:79-98.

CASADO, E. and FERRER M. (2004): Informe parcial Reintroducción del águila imperial ibérica en la provincia de Cádiz. Informe inédito.

CEPEDA, J.M., E. MIGENS and M. FERRER (1990): *Reducción de la mortalidad por electrocución del Águila Imperial Ibérica*. Compañía Sevillana de Electricidad y AMA Andalucía.
CHAPMAN, A. (1884): «Rough notes on Spanish Ornithology». *Ibis* 16:66-69.
CHAPMAN, A. and W. BUCK (1893): *Wild Spain*. Gurney and Jackson. London.
CHAPMAN, A. and W. BUCK (1910): *Unexplored Spain*. Edward Arnold. London.
COLLAR, N.J. and P. ANDREWS (1988): «The ICBP World checklist of threatened birds». *ICBP Technical Publication* 8. COM.
CORTES, J.E., FINLAYSON, J.C., GARCÍA, E.F.J. and MOSQUERA, M.A. (1980): *The Birds of Gibraltar*. The Gibraltar Bookshop. 118 pp.
DELIBES, M. (1978): «Ecología alimenticia del Águila Imperial Ibérica *Aquila adalberti* durante la crianza de los pollos en el Coto de Doñana». *Doñana Acta Vert*. 5:35-60.
DOBADO-BERRIOS, P.M. and M. FERRER (1997): «Age-related changes plasma alkaline phosphatase and inorganic phosphorus, and late ossification of the cranial roof in the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*) ». *Physiological Zoology* 70:421-427.
DRESSER, H.E. (1872): «Remarks on exhibition of skin of various eagles *Aquila»*. *Proc. Zool. Soc. London*, 863-865.
— (1873): *A History of the Birds of Europe*. Vol. I. London.
FERRER, M. (1989): *El Águila Imperial. Bases Bibliográficas de Especies Amenazadas*. Agencia de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.
— (1990a): «Dispersión juvenil de la población de Águilas Imperiales del Parque Nacional de Doñana». Tesis doctoral, Universidad de Sevilla.
— (1990b): «Hematological studies in birds». *Condor* 92: 1085-1086.
— (1990c): «Nest defense by male and female Spanish Imperial Eagles». *J. Raptor Res*. 24:77-79.
— (1992a): «Regulation of the period of post fledging dependence in the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti». Ibis* 134:128-133.
— (1992b): «Natal dispersal in relation to nutritional condition in Spanish Imperial Eagles». *Ornis Scand*. 23:104-107.
— (1993): *El Águila Imperial*. Quercus, Madrid, Spain. 231 pp.
— (1993a): «Juvenile dispersal behavior and natal philopatry of a long-lived raptor, the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti». Ibis* 135:132-138.
— (1993b): «Wind-influenced juvenile dispersal of Spanish Imperial Eagles». *Ornis Scand*. 24:330-333.
— (1993c): «Ontogeny of dispersal distances in young Spanish Imperial Eagles». *Behav. Ecol. Sociobiol*. 32:259-263.
— (1993d): «Reduction in hunting success and settlement strategies in young Spanish Imperial Eagles». *Anim. Behav*. 45:406-408.

— (1994): «Nutritional condition of Spanish Imperial Eagle nestlings *Aquila adalberti*». *Bird Study* 41:120-123.
— (2001): *The Spanish Imperial Eagle*. Editorial Lynx, Barcelona, Spain, 240 pp.
— (2012): *Aves y tendidos eléctricos. Del conflicto a la solución*. Fundación Migres. 187 pp.

FERRER, M. and CALDERÓN, J. (1990): «The Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti* in Doñana National Park: a study of population dynamics». *Biological Conservation* 51: 151-161.

FERRER, M., J. CALDERÓN and J. CASTROVIEJO (1986): «Éxito reproductor *de Aquila adalberti* en Doñana». *IV Congreso de Rapaces Mediterráneas*. Évora, Portugal.

FERRER, M. and M. De la RIVA (1987): «Impact of power lines on the population of birds of prey in the Doñana National Park and its environments». *Ricerche Biol. Selvagg*. 12: 96-98.

FERRER, M., M. De la RIVA and J. CASTROVIEJO (1991): «Electrocution of raptors on power lines in southwestern Spain». *J. Field Ornithol*. 62:181-190.

FERRER, M. and C. DE le COURT (1992): «Sex determination in the Spanish Imperial Eagle». *J. Field Ornithol*. 63:359-364.

FERRER, M., L. GARCÍA and R. CADENAS (1990.): «Long-term changes in nest defense intensity of the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*». *Ardea* 78:395-398.

FERRER, M., T. GARCÍA-RODRÍGUEZ, J.C. CARRILLO and J. CASTROVIEJO (1987): «Hematocrit and blood chemistry values in captive raptors». *Comp. Biochem. Physiol*. 87A:1123-1127.

FERRER, M. and F. HIRALDO (1991): «Evaluation of management techniques for the Spanish Imperial Eagle». *Wildl. Soc. Bull*. 19:436-442.

FERRER, M. and F. HIRALDO (1992): «Man-induced sex-biased mortality in the Spanish Imperial Eagle». *Biol. Conserv.* 60:57-60.

FERRER, M. and J.A. DONÁZAR (1996): «Density-dependent fecundity by habitat heterogeneity in an increasing population of Spanish Imperial Eagles». *Ecology* 77:69-74.

FERRER, M., NEGRO, J. J. (2004): «The near extinction of two large European predators: super specialists pay a price». 18 (2): 344-349.

FERRER, M. and M. HARTE (1997): «Habitat selection by immature Spanish imperial eagles during the dispersal period». *Journal of Applied Ecology* 34: 1359-1364.

FERRER, M., and I. BISSON (2003): «Age and territory-quality effects on fecundity in the Spanish imperial Eagle (Aquila adalberti) ». *The Auk* 120(1): 1-7.

FERRER, M., Penteriani, V., BALBONTÍN, J. and M. PANDOLFI (2003): «The proportion of immature breeders as a reliable early warning signal of population decline: evidence from the Spanish imperial eagle in Doñana». *Biological Conservation* 114: 463-466.

Ferrer, M., Otalora, F. and J.M. García-Ruiz (2004): «Density-dependent age of first reproduction as a buffer affecting persistence of small populations». *Ecological Applications* 14(2): 616-624.
Ferrer, M. and V. Penteriani (2007): «Supplementary feeding and the population dynamic of the Spanish imperial Eagle». *Ardeola* 54(2): 359-363.
Ferrer, M., Newton, I. and M. Pandolfi (2009): «Small Populations and Offspring Sex-Ratio Deviations in Eagles». *Conservation Biology* 23(4): 1017-1025.
Ferrer, M., Newton, I., Muriel, R. (2013): «Rescue of a small declining population of Spanish imperial eagles». *Biological Conservation*, 159: 32-36.
Ferrer M, Morandini V, Newton I. (2015.): «Floater interference reflects territory quality in the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*: A test of a density-dependent mechanism». *Ibis*. 157: 849-859.
Fouarge, J.P. (1992): «Observation de deux Aigles impériaux ibériques (*Aquila heliaca adalberti*) dans la région de Chechaouen». *Porphyrio* 4: 25-28.
Frazao, J. (1984): «Projeto de estudo de localização Águia Imperial Ibérica *Aquila heliaca adalberti*.» *Grupo Universitario de Estudios del Medio Ambiente GUEA*, Évora 2:1-6.
Garzón, J. (1974): «Contribución al estudio del estatus, alimentación y protección de las Falconiformes en España Central». *Ardeola,* 19:279-330.
Garzón, J., L.M. González, J.L. González and F. Hiraldo (1984): «Situación actual y problemática del Águila Imperial Ibérica *Aquila adalberti*». *Rapinyaires Mediterranis,* 2:70-80.
González, J.L., B. Heredia, L.M. González and J.C. Alonso (1986): «Adoption of a juvenile by breeding Spanish Imperial Eagles during the post-fledging period». *Raptor Res*. 20:77-78.
González, L.M. (1989): «Historia Natural del Águila Imperial Ibérica». Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
González, L.M., J.C. Alonso, J.L. González and B. Heredia (1985.): «Estudios sobre la Reproducción del Águila Imperial Ibérica *Aquila adalberti». Monografía* ICONA 36.
González, L.M., J. Bustamante and F. Hiraldo (1990): «Factors influencing the present distribution of the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*». *Biol. Conserv*. 51:311-319.
González, L.M., J. Bustamante and F. Hiraldo (1992): «Nesting habitat selection by the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*». *Biol. Conserv*. 59:45-50.
González, L.M., J.L. González, J. Garzón and B. Heredia (1987): «Censo y distribución del Águila Imperial Ibérica *Aquila adalberti* en España durante el periodo 1981-1986». *Bol, Estac. Centr. Ecología* 31:99-109.
González, L.M., B. Heredia, J.L. González and J.C. Alonso (1989c): «Juvenile dispersal of Spanish Imperial Eagles». *J. Field Ornithol*. 60:369-379.

González, L.M. and F. Hiraldo (1987): «Organochlorine and heavy metal contamination in the eggs of the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti* and accompanying changes in eggshell morphology and chemistry». *Enviromm. Pollut*. 51:241-258.

González J.L. and F. Hiraldo (1991): «Some hematological data from Marsh Harriers (*Circus aeruginosus*) in central Spain». *Comp. Biochem. Phys*. 100A:735-737.

González, L.M., F. Hiraldo, M. Delibes and J. Calderón (1989a): «Zoogeographic support to consider the Spanish Imperial Eagle as a distinct species». *Bull. Brit. Orn. Club* 109:86-93.

González, L.M., F. Hiraldo, M. Delibes and J. Calderón (1989b): «Reduction in the range of Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti* since 1850». *J. Biogeogr*. 16:305-315.

González-Diez, M. (1960):*Aquila heliaca* Águila Imperial. *Ardeola* 6:380.

Hartert, E. (1914): *Die Vögel der Paläarktischen Fauna*. Vol. 2. Verlag von R. Friendlander und Sohn. Berlín.

Hernández, L.M. and G. Baluja (1976): «Contaminación en huevos de aves silvestres del suroeste de España por residuos organoclorados (insecticidas y bifenilos policlorados)». *Doñana Acta Vert*. 32:157-170.

Hernández, L.M., M.C. Rico, M.J. González, M.A. Hernán and M.A. Fernández (1986): «Presence and time trends of organochlorine and heavy metals in eggs of predatory birds of Spain». *J. Field Ornithol*. 57:270-282.

Hiraldo, F., M. Delibes and J. Calderón (1976): «Sobre el estatus taxonómico del Águila Imperial Ibérica.» *Doñana Acta Vert*. 3:171-182.

León, L. and J. Castroviejo (1978): «Sobre infecciones estafilocóccicas en el Águila Imperial Ibérica *Aquila adalberti.» Doñana Acta Vert.* 5:89-95.

Lévêque, R. (1960): «Observaciones sobre Águila Imperial en Doñana, abril-mayo 1959». *Ardeola* 6:381.

Lilford, L. (1865): «Notes on the ornithology of Spain». *Ibis* 1:166-187.

Machado, A. (1854): *Catálogo de las Aves Observadas en Algunas Provincias de Andalucía*. Sevilla.

Meyburg, B.U. (1974): «Sibling aggression and mortality among nestling eagles». *Ibis* 116:224-228.

Meyburg, B.U. (1978): «Sibling aggression and cross-fostering of eagles». *Endangered Birds Management Techniques for Preserving Threatened Species*. (ed) S.A. Temple. Univ. Wisconsin Press. Madinson.

Meyburg, B.U. (1981): «Seltene und vom Aussterben bedrohte greifvögel (III). Der Spanische Kaiseradler *Aquila* (*heliaca*) *adalberti*». *Der Falkner* 31:31-35.

Meyburg, B.U. (1986): «Threatened and nearthreatened diurnal birds of prey of the world». *Birds of Prey Bull*. 3:1-12.

MEYBURG, B.U. (1987): «Clutch size, nestling aggression and breeding success of the Spanish Imperial Eagle». *Brit. Birds* 80:308-320.
MEYBURG, B.U. and J. GARZÓN (1973): «Sobre la protección del Águila Imperial Ibérica *Aquila heliaca adalberti* aminorando artificialmente la mortalidad juvenil». *Ardeola* 19:107-128.
MILLS, S.P. (1976): «Search for the Spanish Imperial Eagle in Morocco». *World Wildl. Fund Project* 1624. Final report.
MOLLER, F. (1894): «Notas sobre la fauna de Serra de Suajo». *Ann. Scien. Nat.* Porto Vol 1.
MOUNTFORT, G. (1988): *Rare Birds of the World*. Collins. London.
NEGRO, J.J. (1987): «Adaptación de los Tendidos Eléctricos al Entorno». *Monografías Alytes* 1.
NEGRO, J.J., M. FERRER, C. SANTOS and S. REGIDOR (1989): «Eficacia de dos métodos para prevenir electrocuciones de aves en líneas eléctricas de distribución». *Ardeola* 36:201-206.
NEGRO, J.J. and F. HIRALDO. «Lack of allozyme variation in the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Ibis* 136:87-90.
PALMA, L. (1994): «The present situation of birds of prey in Portugal. *Studies Conservation in Raptors*. (ed) I. Newton y R.D. Chancellor. *ICBP Technical Bull*. 5:3-14. 1985.
PALMA, L. and N. ONOFRE (1986): «A Águia Imperial *Aquila adalberti* em Portugal, síntese dos conhecimentos actuais. *IV Congreso de Rapaces Mediterraneas*. Évora, Portugal.
REGIDOR, S., C. SANTOS, M. FERRER and J.J. NEGRO (1988): «Experimentos con modificaciones para postes eléctricos en el Parque Nacional de Doñana.» *Ecología* 2:251-256.
REYES y PROSPER, V. (1886): «Catálogo de las aves de España, Portugal e islas Baleares». *Ann. Real Soc. Hist. Nat.* 15:5-109.
VALVERDE, J.A. (1960): «La population d'Aigles Impériaux *Aquila heliaca adalberti* de Marismas du Guadalquivir: son évolution depuis un siècle». *Alauda* 28:20-26.
VALVERDE, J.A. (1967): «Estructura de una Comunidad de Vertebrados Terrestres». *Monografías de la Estación Biológica de Doñana*, *CSIC*. Madrid.
VEIGA, J.P., J.C. ALOASO and J. ALONSO (1984): «Sobre la población de Águilas Imperiales *Aquila heliaca adalberti* de la Sierra de Guadarrama». *Rapinyaires Mediterranis* II:54-59. Barcelona.
VIÑUELA, J., M. FERRER and F. RECIO (1991): «Age related variations in plasmatic levels of alkaline phosphatase, calcium and inorganic phosphorus in chiks of two species of raptors». *Comp. Biochem. Physiol*. 99A:49-54.
WHITERBY, H.F. (1928): «On the birds of Central Spain, with some notes on those of south-east Spain». *Ibis* 4:587-663.

El águila imperial ibérica es una de las aves más amenazadas de todo el planeta. Su presencia en el Parque Natural de Doñana es uno de los máximos valores de este singular espacio, clave para la conservación de la naturaleza en toda Europa.

La población de esta rapaz sufrió numerosos avatares negativos que ocasionaron un descenso extremo del número de aves a finales del siglo XX. Por este motivo, se puso en marcha un plan de rescate específico que comenzó a aplicarse en 2004. Como consecuencia de las acciones de este plan la situación de nuestra águila comienza a ser más esperanzadora. No obstante, es necesario seguir manteniendo la atención en esta especie y perseverar en las medidas destinadas a su protección.

Este manual, dedicado a la recuperación del águila imperial en Doñana, recoge la obra que el destacado científico Miguel Ferrer ha dedicado a esta especie durante muchos años, a lo largo de una trayectoria consagrada a la preservación de esta ave endémica de la península ibérica, una especie de casi un millón de años de antigüedad.