

Águila imperial ibérica – *Aquila adalberti* Brehm, 1861

Luis Mariano González
Subdirección General de Biodiversidad
Dirección General del Medio Natural y Política Forestal
Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino
c/ Ríos Rosas 24, Madrid 28003

Versión 12-02-2016

Versiones anteriores: 12-01-2012



© R. Sánchez

Sistemática

Aquila adalberti Brehm, 1861 fue descrita en base a ejemplares de España, algunos actualmente depositados en el American Museum of Natural History (New York) y en el museo de Stuttgart (Greenway, 1973, González 1991). Hartert (1914) y Vaurie (1965) consideraron *adalberti* como una subespecie de *Aquila heliaca*. Hiraldo et al. (1976) elevaron a *adalberti* al estatus de especie, lo que no fue aceptado (Cramp y Simmons, 1980; Voous, 1980). González et al. (1989) presentaron datos biogeográficos para apoyar el estatus específico de *adalberti*.

La edad de divergencia entre *heliaca* y *adalberti* se ha estimado, utilizando el gen del citocromo b del ADN mitocondrial, en aproximadamente un millón de años (Seibold et al., 1996). Recientemente se han analizado microsátélites del ADN nuclear y un fragmento de la región control del ADN mitocondrial, estimándose que la divergencia sería de solamente unos miles de años y habría ocurrido durante el Holoceno o muy a finales del Pleistoceno. Este trabajo señala que ha habido flujo de genes a través de los machos desde las poblaciones de *A. heliaca* a las de *A. adalberti* con posterioridad a la divergencia entre ambas, estimándose que aproximadamente un macho de *A. heliaca* por generación habría ingresado en las poblaciones de *A. adalberti* desde su separación (Martínez-Cruz y Godoy, 2007). Estos autores, basados en la escasez de caracteres diagnósticos, bajo nivel de divergencia morfológica, ecológica y de comportamiento, señalan que *heliaca* y *adalberti* podrían clasificarse como allospecies. Todo ello es coincidente con los datos paleontológicos, que indican la ausencia de águilas imperiales en la Península Ibérica durante el Pleistoceno y su aparición en el Holoceno (González, 2008). *A. adalberti*, al igual que otras especies con similares tiempos de divergencia encajaría en un caso de especiación incipiente y podría considerarse por tanto, como ya lo fue anteriormente (Voous 1960), como una semiespecie (González, 2008).

Descripción

Longitud, 72-83 cm; envergadura alar, 190-210 cm. La coloración general del adulto es marrón oscuro casi negro. Nuca de color ocre amarillento claro. Pequeñas cobertoras alares blancas. Parte de las pequeñas escapulares blancas. Grandes escapulares casi siempre marrones. Rectrices de color gris con ancha faja terminal negra (Cramp y Simmons, 1980).

El diseño blanco permanece invariable tras sucesivas mudas anuales. El diseño más frecuente posee las coberteras blancas de forma continua y pequeñas y medianas escapulares blancas y grandes escapulares negras. El segundo más frecuente tiene las coberteras blancas de forma discontinua, pequeñas escapulares blancas y grandes escapulares negras. El tipo menos frecuente posee las coberteras blancas de forma continua y pequeñas escapulares blancas. Las hembras tienden a mostrar mayor frecuencia de las categorías con mayor proporción de blanco que los machos (González et al., 2008).

Para una descripción del plumaje de los pollos ver González et al. (2008).

Los plumajes del inmaduro del águila imperial ibérica han sido descritos en base a pieles de museo (Valverde, 1960; Hiraldo et al., 1976) y a ejemplares en cautividad (Meyburg y Meyburg, 1991), reconociéndose tres plumajes (Valverde, 1960; Cramp y Simmons, 1980; Porter et al., 1981), cuatro (Hiraldo et al., 1976; Clark, 1999; Ferguson-Lees y Christie, 2001) o cinco (González, 1991; Forsman, 1999). Lo mismo ocurre con la edad a la que el águila imperial ibérica adquiere su plumaje definitivo, que ha sido atribuida al quinto o sexto año (Ferguson-Lees y Christie, 2001; Clark, 2004) o al sexto (Valverde, 1960; Cramp y Simmons, 1980; Forsman, 1999).

Un estudio de estos plumajes en relación con su edad y su sucesión, utilizando ejemplares salvajes de edad conocida, ha permitido establecer seis tipos de plumaje (González et al., 2008):

Primer plumaje: Joven

Primer año calendario y edad estimada entre 2 y 7 meses. Color pardo-rojizo anaranjado. Supracoberteras primarias medianas y grandes, y las secundarias negras con el extremo claro. Primarias negras, excepto la 1ª y la 3ª con borde interno claro. Supracoberteras caudales algo más claras que el resto. En otoño e invierno el plumaje se vuelve amarillo claro ocre, denominándose primer pajizo.

Segundo plumaje: Segundo pajizo

Segundo año calendario y edad estimada entre 1 año y 2 años y medio. Color pardo amarillento claro, entremezclado con pardo-rojizo. Algunos tienen la cabeza de color pardo-rojizo. Sólo se observa en vuelo por encima una línea clara alar porque el extremo de grandes coberteras alares y secundarias es más oscuro. Supracaudales iguales que el resto. Primarias 1ª a 3ª con borde interior gris menos claro que en el joven.

Tercer plumaje: Damero

Segundo o tercer año calendario y edad estimada entre 2 y 3 años y medio. Color pardo-amarillento con algunas plumas negras. Pequeñas y medianas supra-coberteras mezcladas de plumas de tipo damero y de tipo pardo-amarillento. En las infra-coberteras dominan las plumas de tipo damero.

Cuarto plumaje: Damero oscuro

En el 3º o 4º año calendario y una edad estimada de entre 3 años y medio y 4 años y medio. Dominio del color pardo-negrusco entremezclado con pardo-amarillento. Cabeza y garganta negra y resto del cuerpo dominancia de plumas tipo damero y pardo negruzco, aunque con algunas pardo-amarillento. Algunas coberteras marginales, pequeñas supra coberteras alares y escapulares son blancas. En vuelo por encima las pequeñas y medianas supra coberteras con dominancia de plumas pardo-negrucas y tipo damero, aunque algunas pardo-amarillento. Sin línea clara alar en las grandes coberteras y secundarias. Primarias de la 1ª a la 3ª negras, sin ventana primaria. En vuelo por debajo las infra-coberteras alares con dominancia de plumas pardo-negrucas y tipo damero aunque con algunas pardo-amarillento. Sin ventana alar. Las rectrices son la mayoría de color gris jaspeado con una banda terminal negra, aunque alguna todavía puede ser de color pardo uniforme. Primarias de la 7ª a la 9, y puede que la 10ª, primarias pueden haber mudado y presentar el aspecto de nuevas.

Quinto plumaje: Subadulto

En el 4º o 5º año calendario y una edad estimada de entre 4 años y medio y 5 años y medio. Con dominio del color pardo-negrusco aunque entremezclado con algunas plumas tipo damero. Algunas coberteras marginales, pequeñas coberteras alares y escapulares blancas. En vuelo por encima las pequeñas y medianas coberteras son mayoritariamente pardo-negrucas con algunas de tipo damero. Sin línea clara alar en las grandes coberteras y secundarias. Primarias de la 1ª a la 3ª negras; sin cuña primaria. En vuelo por debajo las infra-coberteras alares con dominancia de plumas pardo-negrucas con algunas tipo damero. Sin ventana alar. Las rectrices son de color gris con una banda terminal negra.

Sexto plumaje: Adulto.

En el 5º o 6º año calendario y una edad estimada mayor de 5 años y medio. Corresponde al plumaje definitivo de adulto. Algunos ejemplares alcanzan el plumaje definitivo en su 5º invierno (4 años de edad), aunque la mayoría lo hacen en su 6º invierno.

Dimorfismo sexual

Las hembras son algo mayores, hasta un 10% más, que los machos. Coloración similar en ambos sexos (Cramp y Simmons, 1980). Se ha propuesto la medida del antebrazo, mayor en hembras que en machos, como la mejor medida para identificar el sexo (Ferrer y De le Court, 1992).

Se ha propuesto un método molecular de sexado (Hoefle et al., 2000).

Biometría

La longitud del ala (en pieles de estudio) mide de media en machos 590,9 mm (rango= 561-609 mm; n= 7) y en hembras 629,5 mm (rango= 590-661 mm; n= 17). La longitud de la cola (en pieles) mide de media en machos 287,5 mm (rango= 267-309 mm; n= 6) y en hembras 302,1 mm (rango= 286-315 mm; n= 15) (Hiraldo et al., 1976). En una muestra de adultos e inmaduros de Doñana, la longitud del ala (en pieles) mide de media en machos 565,1 mm (rango= 525-

617 mm; n= 22) y en hembras 613,3 mm (rango= 588-632 mm; n= 22) (Ferrer y De le Court, 1992).

La longitud de la cola es mayor en inmaduros (media= 319,4 mm; rango= 276-370 mm; n= 29) que en adultos (media= 296,7 mm; rango= 270-335 mm; n= 9) (Ferrer y De le Court, 1992).

Masa corporal

La masa corporal media de adultos de una muestra de ejemplares capturados vivos para su marcaje procedentes del centro de España, fue de 3.492 g (rango= 2.940-4.400 g; n= 17); siendo la masa corporal media de los machos de 3.193 g (rango= 2.900-3.400 g; n= 10) y la de las hembras de 3.920 g (rango= 3.500-4.400 g, n= 7) (V. G. Matarranz, com. pers.)

La masa corporal media de adultos de una muestra de ejemplares encontrados muertos, procedentes sobre todo de Andalucía, fue de 3.930 g (rango= 2.900-4.800 g; n= 10) (Ferrer y Dobado-Berrios, 1998).

Parámetros sanguíneos

Valores hematológicos y bioquímicos se encuentran en Ferrer et al. (1987), Polo et al. (1992) y García-Montijano et al. (2002). Un estudio en el que se examinaron 19 parámetros plasmáticos, no registró diferencias entre sexos, pero la edad mostró diferencias en algunos parámetros. Se encontraron diferencias en parámetros de pollos de Madrid y Doñana, lo que podría deberse a diferencias en la dieta entre zonas (Ferrer y Dobado-Berrios, 1998). Los valores de fosfatasa alcalina y fósforo inorgánico disminuyen con la edad durante el periodo subadulto (Dobado-Berrios y Ferrer, 1997).

Cariotipo

2n= 82 (Padilla et al., 1999).

Variación geográfica

Se han descrito 18 microsátelites para el estudio genético de poblaciones (Martínez-Cruz et al., 2002). El método RAPD ha revelado un alto nivel de heterocigosis en las poblaciones ibéricas ($H = 0.267 \pm 0.008$) (Padilla et al., 2000). No se ha encontrado variación de alozimas en 17 proteínas examinadas (Negro e Hiraldo, 1994).

Se ha detectado en las poblaciones ibéricas un patrón de aislamiento genético por distancia. Las poblaciones de Doñana tienen menor riqueza alélica y muestran diferenciación en comparación con otras poblaciones ibéricas. La población de los Montes de Toledo no difiere de las poblaciones del centro peninsular, Extremadura y Sierra Morena, mientras que las tres últimas difieren entre sí (Martínez-Cruz et al., 2004). Un estudio en el que se compararon muestras anteriores a 1904 con muestras recientes ha indicado que el patrón actual de estructura genética es una consecuencia de la fragmentación de poblaciones (Martínez-Cruz et al., 2007).

Muda

No hay datos sobre la muda de los adultos.

Voz

La llamada principal, emitida especialmente en época de reproducción, es “gok-gok-gok”. También durante la parada nupcial emite “ra, ra, ra” o bien “krau, krau, krau”. Al ser molestada en el nido o sus inmediaciones, emite “ko-gok” o bien “gro-gro-gro” (Suetens y Van Groenendael, 1971; Glutz et al., 1971; Cramp y Simmons, 1980).

Hábitat

Hábitat de nidificación

Nidifica en áreas significativamente más continentales, con temperaturas de verano más altas, con mayor precipitación en primavera, otoño e invierno y menos precipitación en verano. Nidifica en áreas con menor extensión de cultivos, de regadíos, de labores no arboladas y con mayor extensión de labores extensivas con arbolado, de matorral con monte bajo y de terreno improductivo (González, 1991).

Selección del hábitat de nidificación

Los hábitats de nidificación no difieren de los puntos tomados al azar en variables de la estructura de la vegetación. Los nidos tienden a situarse en zonas más abruptas, con mayor grado de intransitabilidad, con menor número de carreteras asfaltadas y de líneas eléctricas, más alejadas de caminos, carreteras, caseríos y pueblos que los puntos al azar (González, 1991; González et al., 1992).

Los factores que más influyen en la selección del lugar de anidamiento en Doñana son la altura del árbol de anidamiento y la distancia al centro urbano más cercano. La altura media de los árboles es mayor en los territorios ocupados (18 m) que en los no ocupados (13 m). La distancia media al centro más urbano es mayor en los territorios ocupados (7,8 km) que en los no ocupados (5,4 km) (Bisson et al., 2002).

Aquellas parejas en la que al menos uno de los miembros era subadulto, nidifican en sitios con mayor influencia humana, a menor distancia de caminos y caseríos, en zonas con más kilómetros de líneas eléctricas y más fácilmente transitables. Los sitios de nidificación de las parejas nuevas tienen valores más altos de habitantes y de kilómetros de carreteras y tienden a situarse menos alejadas de carreteras y pueblos (González, 1991; González et al., 1992).

Selección de hábitat durante la dispersión

Los individuos dispersantes seleccionan áreas de asentamiento temporal con pastos o zonas de cultivos con *Quercus* sp. dispersos y evitan zonas de regadío y carreteras asfaltadas (Ferrer y Harte, 1997).

Tamaño de población

El primer censo realizado en España evaluó en 50 el número de parejas existentes (Garzón, 1972, 1974). En 1986 el número de territorios ocupados en España fue de 104, correspondiendo 92 a los nidificantes (González et al., 1987; González, 1991). El número de territorios de reproducción ha continuado ascendiendo hasta alcanzar los 198 en 2004 (Tabla 1).

Tabla 1. Variación del número de territorios de reproducción del águila imperial ibérica por subpoblaciones, entre 1974 y 2004, según las estimas de los censos (González et al., 2008a, 2008b).

Subpoblaciones	1974	1986	1989	1994	1999	2004
Central	5	12	14	15	21	35
Occidental	10	22	28	37	32	38
Septentrional	7	36	42	51	41	50
Meridional	5	7	22	26	29	65
Doñana	8	15	14	11	9	10
Otras	3	0	0	0	0	0
Total	38	92	120	140	132	198

En 1974 las poblaciones portuguesas fueron estimadas en 10-15 parejas (Palma, 1985). En 1983 sólo se observó la especie en dos cuadrículas del atlas de Portugal, desapareciendo como nidificante durante el periodo 1985-1988 (González, 1991).

En Marruecos era muy escaso en los años 70, observándose dos adultos en el Rif en 1977 (González, 1991) y otros dos en la desembocadura del río Mouluya (Mayaud, 1982).

En 2011 la población nidificante fue de 330 parejas, de las cuales 7 se hallaban en Portugal, el resto se repartieron por Comunidades Autónomas de la siguiente forma: 37 en Madrid, 119 en Castilla-La Mancha, 48 en Extremadura, 48 en Castilla y León y 71 en Andalucía.

Abundancia

Se ha estimado la abundancia de águilas imperiales en una pareja por: 30,5 km² en el centro peninsular, 52,1 km² en los Montes de Toledo, 61,4 km² en el valle del Tiétar, 110,5 km² en las sierras del Tajo, 54,6 km² en la sierra de San Pedro, 102,7 km² en Sierra Morena y 12,8 km² en Doñana (González, 1991).

Estado de conservación

Categoría global IUCN (2008): Vulnerable VU C2a(ii) (BirdLife International, 2011).

Categoría España IUCN (2004): En Peligro EN C1+C2a(i) (González y Oria, 2004).

Amenazas

Destrucción del hábitat

En la evolución histórica de la cubierta forestal de España están algunas de las claves de la actual escasez del águila imperial. El águila imperial necesita para reproducirse un hábitat con una importante cobertura arbórea. Los encinares han sufrido una extraordinaria regresión, de tal forma que sólo quedan núcleos bien conservados en algunos territorios de mínima densidad demográfica, de relieve anfractuoso, o de secular vocación ganadera o cinegética. Así, el encinar de llanura que formaba un corredor natural en las depresiones de los ríos Tajo y Tiétar, ha quedado fragmentado y reducido a unos pocos enclaves aislados y amenazados. En igual situación se hallan los encinares y alcornocales de las llanuras de las cuencas del Guadiana y Guadalquivir. Las transformaciones del hábitat del águila imperial que producen los regadíos, tienen mayor importancia. La creación de regadíos se ha llevado a cabo en buena parte sobre penillanuras de clima mediterráneo ocupadas por bosques de quercíneas, hábitats donde se alcanzan las mayores densidades de águila imperial. (González, 2000).

Disminución del conejo

La mixomatosis diezmo de forma espectacular las poblaciones de conejos en toda España a partir de 1957, y tuvo consecuencias catastróficas para el águila imperial. En los últimos años se ha detectado una nueva enfermedad de origen vírico (neumonía hemorrágica) en las poblaciones de conejos silvestres, que está causando una elevada mortalidad. Esto, sumado a la ya existente mixomatosis, ha provocado un descenso muy importante de las poblaciones de conejo de amplias áreas habitadas por el águila imperial. La disminución del porcentaje de parejas productivas de águilas imperiales detectado en el censo de 1989 parece tener este origen (González, 2000).

Recolección de puestas y captura de ejemplares para museos

La recolección de huevos y la caza de ejemplares con destino a colecciones científicas fue una amenaza para la especie, especialmente en las marismas del Guadalquivir, donde entre 1869 y 1893 se recolectaron 37 puestas y 44 ejemplares (Valverde, 1960b; González, 1991). En total, se conservan en colecciones científicas 105 puestas y 72 ejemplares obtenidos en España durante el periodo 1828-1954 (González, 1991).

Mortalidad por disparo

En una muestra de Doñana (n= 56), el 21,4% había muerto por disparos o caza (Calderón et al., 1988). Durante el periodo 1974-1988, el disparo fue en Doñana la causa de muerte del 19,1% de las águilas imperiales (n= 68) (Ferrer e Hiraldo, 1991).

Durante el periodo 1981-1988 se registró en otras regiones la muerte o captura de 42 ejemplares. El 28,7% se debió a muerte por disparo (González, 1991). Durante el periodo 1995-2000 se registraron cinco casos de muerte por disparo (González y Oria, 2004).

La mortalidad por disparo fue la tercera causa de mortalidad (19,1%) en Castilla La Mancha durante el periodo 1989-2004 (Castaño López, 2005)¹.

Mortalidad por veneno

Durante el periodo 1974-1988, el veneno fue en Doñana la causa de muerte del 1,5% de las águilas imperiales (n= 68) (Ferrer e Hiraldo, 1991). Durante el periodo 1989-2004 se registraron 267 águilas imperiales muertas por causa no natural. El veneno (30,7%) fue una de las causas más frecuentes de mortalidad. Los adultos murieron más por veneno, ocurriendo más casos en otoño e invierno. El incremento de los casos de envenenamiento durante el periodo 1995-2002 parece estar asociado al inadecuado enfoque del control de depredadores en la actividad cinegética (González et al., 2007, 2008a).

El veneno fue la segunda causa de mortalidad (19,1%) en Castilla La Mancha durante el periodo 1989-2004 (Castaño López, 2005)¹.

Mortalidad por electrocución

Una de las causas más importantes de amenaza del águila imperial en España es la mortalidad por electrocución con líneas y postes de alta tensión.

En Doñana, desde 1957 a 1988 se encontraron muertas 96 águilas imperiales, de las que 39 la causa de muerte fue por electrocución. Esta causa de mortalidad afectó más a las hembras (78,12%) que a los machos (Ferrer e Hiraldo, 1992). Durante el periodo 1974-1988, la electrocución fue en Doñana la causa de muerte del 51,5% de las águilas imperiales (n= 68) (Ferrer e Hiraldo, 1991).

Durante el periodo 1981-1988 se registró en otras regiones la muerte o captura de 42 ejemplares. El 50% de los casos se debió a electrocución en torretas de conducción eléctrica (González, 1991).

Durante el periodo 1988-1996, se encontraron en las estribaciones de Sierra Morena oriental y el Campo de Montiel 14 inmaduros de águila imperial muertos por electrocución (Guzmán y Castaño, 1998).

Durante el periodo 1989-2004 se registraron 267 águilas imperiales muertas por causa no natural. La electrocución (47,7%) fue la causa más frecuente de mortalidad. Los subadultos murieron más por electrocución, ocurriendo más casos en otoño e invierno. El aumento de electrocuciones en los últimos años se asocia a deficiencias en la corrección de tendidos eléctricos (González et al., 2007, 2008a).

La mortalidad por electrocución tuvo un porcentaje del 59,5% de los casos en Castilla La Mancha durante el periodo 1989-2004 (Castaño López, 2005)¹.

Sin embargo, las medidas para minimizar o eliminar los daños han contribuido positivamente a la conservación de la especie. Un estudio realizado con datos de mortalidad durante 35 años (1974-2009), en el que se compararon los datos antes y después de las medidas aprobadas en 1990, mostró que el tamaño de población se incrementó y el número de águilas electrocutadas disminuyó a pesar de haber aumentado la red de líneas eléctricas (López-López et al., 2011).

En el área de Doñana se ha estimado una tasa de mortalidad de águila imperial de 0,38 adultos por año y 3,38 inmaduros por año, lo que representa el 1,3% de la población adulta y el 30,0% del número medio de jóvenes voladeros. La modificación del 18,6% de las torres eléctricas del área podría reducir la mortalidad estimada en un 51,6% (Janss y Ferrer, 2001).

Contaminación por organoclorados

Los huevos de águila imperial están contaminados por organoclorados, bien en forma de principio activo o de sus metabolitos (Hernández et al., 1988; González e Hiraldo, 1988). El compuesto que registra valores más altos es el DDE. En algunas muestras sus niveles se asocian con infertilidad o efectos subletales en el embrión (González, 1991).

El análisis de organoclorados y PCBs de los contenidos de 192 huevos de 115 puestas del período 1972-2003, mostró que los niveles de DDE y PCBs fueron mayores en la región de Doñana que en las regiones Centro y Oeste. Los niveles disminuyeron con los años en el centro y oeste peninsular, pero no en Doñana, donde incluso los PCBs aumentaron. El volumen y longitud de los huevos de Doñana fueron menores que en el centro y oeste peninsular, y el espesor de la cáscara resultó significativamente mayor en los huevos fértiles que en los infértiles. Las puestas con mayor nivel de DDE resultaron más pequeñas y con una tendencia a tener menores tasas de eclosión. Los parámetros reproductivos de las águilas en Doñana fueron significativamente menores que en el centro y oeste peninsular, lo que se asocia a su mayor contaminación (Hernández et al., 2008a, 2008b).

Respecto a los parámetros reproductivos antes y después de los pesticidas, el tamaño de puesta no ha disminuido de la época antigua (1841-1906) (media= 1,85) a la reciente (media= 2,47) (González, 1991). El éxito reproductivo actual de 1,36 pollos por puesta es superior al de Doñana (0,75) en una época en que no se utilizaban pesticidas allí (Valverde, 1960).

Contaminación por metales pesados

Los huevos de águila imperial están contaminados por metales pesados (Hernández et al., 1988, 1989; González e Hiraldo, 1988). En todos los huevos analizados aparecen metales pesados, especialmente el zinc, seguido del plomo, cobre, mercurio y cadmio.

En lo que se refiere al plomo, el 0,54% de las egagrópilas examinadas tenían perdigones de plomo (González, 1991). El 11% de las egagrópilas examinadas de Doñana contenían perdigones de plomo (Mateo et al., 2001), porcentaje que disminuyó posteriormente al 2,8 % (Mateo et al., 2007).

En una muestra de águilas imperiales de Doñana recogidas entre 1980 y 1999, el 12% (n= 34) tenían concentraciones muy elevadas de plomo en hueso (Pain et al., 2005).

Las concentraciones de plomo en hueso aumentan con la edad (Pain et al., 2005). Se han encontrado elevadas concentraciones de plomo en hueso en águilas imperiales de Montes de Toledo (Rodríguez-Ramos Fernández et al., 2011).

Cambios en la estructura de la cáscara del huevo

Al comparar el grosor de los huevos antiguos depositados en museos (1841-1906) con los recientes infértiles, se observa una reducción del 12,6% en estos últimos (González e Hiraldo, 1988; González, 1991).

Cambios en la composición química de la cáscara

El porcentaje de calcio en la cáscara de huevos antiguos es mayor que en la de los recientes. En los huevos recientes hay valores más altos de fósforo y azufre (González, 1991).

Molestias por actividades humanas

Observaciones de 20 intentos de cría de 10 parejas reproductoras indican que la media de distancia de alerta fue de $252,34 \pm 115,28$ m (rango= 50-580), y la media de la distancia de vuelo fue de $252,34 \pm 190,92$ m (rango= 1-1.000). La actividad humana más veces registrada en la vecindad de los nidos, fueron coches circulando, caminantes, ciclistas y motociclistas (83%, n= 2.018). Los vehículos que atravesaron la zona (camiones, coches, motos y bicicletas) casi nunca provocaron reacción. La probabilidad de una reacción de alerta aumentó a corta distancia del nido, cuando el número de personas involucradas en cada intrusión fue mayor y fue más notoria en el caso de ecoturistas, cazadores y excursionistas. Con un 100% de predicción de la probabilidad de vuelo de reacción, la distancia de seguridad debería de ser de 1000 m; con un 99% sería de 800 m y con un 95% sería de 450 m (González et al., 2006a; 2008).

El incremento del tráfico rodado durante los fines de semana altera el uso del hábitat por las águilas imperiales, que disminuyen su presencia junto a las carreteras (Bautista et al., 2004).

Medidas de conservación

Protección del hábitat

Existen 16 Espacios Naturales Protegidos y dos espacios más del Patrimonio Nacional y Organismo Autónomo Parques Nacionales, que albergan aproximadamente el 33% de la población total nidificante. Todos estos espacios han sido declarados oficialmente como Zonas de Especial Importancia para las Aves, en virtud del Artículo 4.1 de la Directiva 79/409/CEE (González, 2000). Sin embargo, las áreas de asentamiento temporal de inmaduros no cuentan con figuras de protección (González y Oria, 2004).

Actuaciones para reducir la mortalidad por electrocución

Se han localizado los tendidos eléctricos causantes de mortalidad, o los potencialmente peligrosos que atraviesan áreas de campeo y dispersión. Al tiempo que se localizan los tramos peligrosos, se han modificado los causantes de mortalidad, colocando apoyos en bóveda o aislando los cables (González, 2000). En un estudio realizado en Doñana, los cambios realizados en las líneas eléctricas en 1987 mostraron que la supervivencia de juveniles radio-marcados durante sus primeros seis meses de vida aumentó de un 17,6% en 1986 y 1987 a un 80% en 1988 y 1989 (Ferrer e Hiraldo, 1991). Entre 1991-1995 se han modificado 1.300 km de tendidos eléctricos (González y Oria, 2004).

Eliminación del uso de venenos y tóxicos

La promulgación de diversas disposiciones legales prohibiendo o regulando el uso de determinados productos organoclorados y organofosforados en los tratamientos agrícolas (O.M. 9.12.1975 y Directiva CEE) ha supuesto una importante mejora en la reducción del uso de estos contaminantes (González, 2000).

Entre las actuaciones contra el uso de venenos, destaca el programa Antídoto, en el que colaboran las administraciones públicas y ONG (González y Oria, 2004).

Control y seguimiento de nidos

La realización de censos para conocer e identificar el tamaño de la población reproductora. Son las administraciones central y autonómicas las encargadas de coordinar y ejecutar estos censos y controles anuales (González, 2000).

Respecto a la vigilancia de nidos, desde 1989 anualmente se vigilan, diversos nidos de Doñana y Guadarrama que, por estar en zonas muy transitadas o visibles, fracasaban por molestias humanas o expolio. Desde entonces no se ha perdido ninguna puesta o pollada. En los últimos años se ha extendido esta práctica a Extremadura y Castilla-La Mancha (González, 2000).

Reparación de nidos e instalación de plataformas artificiales

Siempre que se detectan problemas de estabilidad o caída en un nido, se ha procedido a reforzarlo o a instalar una plataforma artificial. En estos casos se han obtenido altos índices de ocupación (González, 2000).

Reducción de la mortalidad de pollos en nido

En la época más crítica para la supervivencia de la especie, se propuso el traslado del pollo más pequeño a nidos que contaran con un solo pollo. Con este método evitaron la muerte del 30% de los pollos y elevaron en un 43% el número de aguiluchos que llegaron a volar (n= 9 nidos) (Meyburg y Garzón-Heydt, 1973). Este esquema básico, se continuó desde 1983 a mayor escala, introduciéndose novedades como el marcaje y seguimiento radiotelemétrico, o la reintroducción de jóvenes volantones en núcleos familiares (González, 2000). Sin embargo, en un estudio realizado en Doñana durante 1977-1988, la supervivencia de pollos trasladados no difirió de la de pollos de nidadas no manipuladas (Ferrer e Hiraldo, 1991).

Programa de alimentación suplementaria

Anualmente se vienen suministrando presas vivas o muertas en los posaderos y cazaderos de aquellas parejas en que se produce con frecuencia agresiones entre pollos, o los jóvenes presentan problemas de deficiencias alimenticias. De esta forma se ha evitado la muerte de numerosos pollos y jóvenes (González, 2000). Por otra parte, para mejorar las disponibilidades alimenticias naturales de algunas parejas reproductoras se han realizado repoblaciones

experimentales de conejos en sus áreas de campeo, mediante la instalación de vivares y defensas, o creando corrales de suelta (González, 2000).

La alimentación suplementaria aumentó el número de pollos volantones por nidos (1,56 vs 0,72 en nidos control). Este aumento se repitió también en las parejas no-adultas (1,57 vs 0,53 en nidos control) y en las parejas instaladas en territorios de alta calidad (2,32 vs 1,36) donde el conejo (*Oryctolagus cuniculus*), su presa principal, es abundante y en los de baja calidad (1,35 vs 0,54), donde esta presa es escasa. La alimentación suplementaria no tuvo efectos en la tasa de aporte de presas salvajes al nido, ni en machos ni en hembras (González et al., 2006b, 2008b). Blanco (2006) ha llamado la atención sobre los riesgos de selección artificial que pueden implicar tales medidas.

Control y seguimiento radiotelemétrico de jóvenes

Desde 1984 en Doñana y desde 1990 en el centro de España, se viene procediendo al control y seguimiento de jóvenes equipados con radioemisores, al objeto de estudiar y conocer el proceso de transición a la independencia, sus movimientos dispersivos y áreas temporales de dispersión, supervivencia y causas de mortalidad (González, 2000).

Molestias a los nidos

Se ha propuesto adoptar una zona de exclusión de actividades humanas de 500 m de radio alrededor de cada nido durante la época de reproducción y otra zona exterior hasta un radio de 800 m donde podrían ser autorizadas algunas actividades (González et al., 2006a; 2008). Ferrer et al. (2007) han puesto en duda la justificación y la eficacia de esta medida, argumentando que las águilas pueden habituarse a actividades humanas no letales. Por su parte, González et al. (2007) han señalado que la habituación podría ser perjudicial para las águilas.

En lo que se refiere al cierre temporal de carreteras, en un estudio realizado en Doñana durante 1977-1988, las restricciones al tráfico rodado no incrementaron el éxito reproductivo (Ferrer e Hiraldo, 1991).

Restricciones de caza

La prevalencia de plomo ingerido por las águilas imperiales de Doñana ha disminuido en años recientes, posiblemente debido a las restricciones de caza (Mateo et al., 2007).

Estrategia nacional para la conservación del águila imperial ibérica

La Comisión nacional de protección de la naturaleza aprobó esta estrategia elaborada en el seno del Grupo de trabajo del águila imperial ibérica. Tiene como finalidades el mantenimiento de la población en crecimiento, lograr un área de presencia superior a 20.000 km² y una población cercana a los 500 territorios ocupados (González y Oria, 2004).

Participación del sector privado

Iniciativa de colaboración entre ONG, administraciones públicas y propietarios de fincas con territorios de la especie (González y Oria, 2004).

Programa de cría en cautividad

Desde 1991 está en funcionamiento un programa de cría en cautividad del águila imperial (González, 2000). Se cuenta con unos 67 ejemplares cautivos en seis centros oficiales de recuperación y el Zoológico de Madrid. En 2011 ha nacido un pollo por inseminación artificial en el Centro de recuperación de Sevilleja de la Jara (Toledo) de la Junta de Castilla-La Mancha (Blanco et al., 2011).

Programas de reintroducción

En el año 2002 la Junta de Andalucía puso en marcha un proyecto de reintroducción del águila imperial en la provincia de Cádiz, basado en la retirada de pollos de nidos, que posteriormente son criados mediante la técnica llamada crianza campestre o hacking y liberados al medio natural.

Entre 2002 y 2009 se soltaron en la provincia de Cádiz 47 juveniles procedentes de Sierra Morena (Muriel et al., 2011)¹. Un macho liberado se reprodujo con éxito en Cádiz en el año 2010 con una hembra no reintroducida (Muriel et al., 2011)¹.

Refuerzo de poblaciones

En el año 2004 se inició un plan de conservación urgente para la población de Doñana. Para ello se proporcionó alimento suplementario todo el año para evitar que los adultos reproductores buscaran alimento fuera del Parque Nacional y evitar el riesgo de muerte por envenenamiento. Se reforzó la población con la suelta de juveniles, especialmente hembras. Como resultado, la tasa de mortalidad anual de adultos disminuyó del 12% al 2,1%, aumentó la fecundidad y la proporción de sexos se equilibró, pasando del 81% de machos al 48% (Ferrer et al., 2013)¹.

Sensibilización y divulgación

Teniendo como motivo el águila imperial, se han publicado numerosos artículos divulgativos y fotográficos en revistas, un tríptico, algunos pósters, calendarios, etc. (González, 2000).

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 12-02-2016

Distribución geográfica

El área de distribución de la especie se extiende por el centro-oeste y suroeste de la Península Ibérica. Se ha extinguido en el noroeste de África (Marruecos, Argelia) (Glutz et al., 1971; Cramp y Simmons, 1980).

El águila imperial era considerada abundante, al menos localmente, en España a mediados del siglo XIX. Durante este periodo, el hábitat de cría más ocupado eran las llanuras y planicies, relativamente humanizadas. A partir de mediados del siglo XIX su área de distribución ibérica comenzó a reducirse (González et al., 1989). A finales de ese siglo su población se vuelve escasa, manteniéndose así durante la mayor parte del siglo XX, siendo las sierras y montañas, menos humanizados, el hábitat que más veces aparece citado (González, 1991; González et al., 2008a, 2008b).

En 1974 existían 16 núcleos, en los que se localizaron 38 parejas territoriales. El área de ocupación reproductora en 2004, se compone de 196 parejas territoriales localizadas en 13 núcleos reproductores, denominados: Guadarrama-Gredos-valle del Tiétar, Montes de Toledo, Sierras de Guadalupe y Almadén, valle medio del Guadiana, Sierra de San Pedro, Sierra de Coria, Monfragüe-Trujillo, Sierras del sur de Badajoz y Sierra Morena Oriental, Sierra Morena de Córdoba y Doñana. Entre 1974 y 2004 el porcentaje de parejas en llanuras ha aumentado, mientras que el de montañas ha disminuido (González et al., 2008a, 2008b).

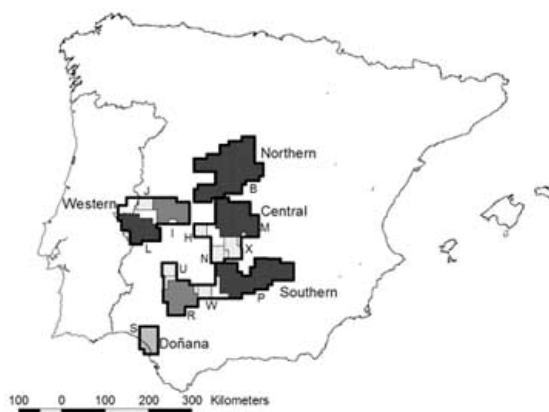


Figura 1. Área de reproducción ocupada en 2004. Los núcleos en blanco contienen menos de 2 territorios, en gris claro entre 3 y 10, en gris entre 11 y 20 y en negro más de 20. B: Guadarrama, M: Montes de Toledo, H: Sierra de Guadalupe, I: Monfragüe y Llanos de Trujillo; J: Sierra de Coria, L: Sierra de San Pedro, N: Sierra de Almadén, X: valle medio del Guadiana, U: Sierras del sur de Badajoz, P: Sierra Morena oriental, W: Sierra Morena central de Córdoba, R: Sierra Morena de Sevilla-Córdoba y S: Doñana y las Marismas del Guadalquivir. Según González et al. (2008a, 2008b).

Al comparar el área de ocupación reproductora de 2004 con la de 1974 se observa que todos los núcleos, excepto el de Doñana, han aumentado su área. Guadarrama, Montes del Pardo y oeste de Madrid, han aumentado hacia el noreste por las estribaciones de Guadarrama y

llanuras de Segovia, Voltoya y la Sierra de Ávila hacia el suroeste por el valle del Alberche, Sierra de San Vicente y estribaciones de Gredos. El núcleo de Montes de Toledo se ha extendido hacia el este por la Sierra Calderina y hacia el oeste por los Montes de Toledo occidentales; el de Monfragüe se ha extendido hacia el oeste por la alineación de las sierras hasta Alcántara-Coria, y por el sur en las estribaciones meridionales de las sierras limítrofes y las dehesas de Trujillo. El núcleo de la Sierra de San Pedro ubicado en la mitad occidental de esta alineación, se ha extendido por el sureste y oeste hasta Portugal. Se han formado nuevos núcleos en Tierra de Barros en el sur de Badajoz, sierra de Guadalupe en Cáceres y en el valle medio del Guadiana en Ciudad Real. El núcleo de Sierra Morena oriental se ha extendido por el oeste hacia Cardeña (Córdoba) y por el este hasta el embalse de Guadalmena en Jaén (González et al., 2008a, 2008b).

El águila ha desaparecido de localidades de los bordes de esta área, como Somosierra, cuya última nidificación es de 1970 (Garzón, 1972), Salamanca, donde nidificó por última vez en 1967 (Garzón, 1968; 1972) y las sierras de Málaga, cuya última nidificación es de 1981 (González et al., 1987).

El área de distribución del águila imperial en España se caracteriza por su presencia en áreas forestales, de clima mediterráneo, con bajos niveles de uso por el hombre y con mayor densidad de conejos. No se han detectado diferencias topográficas entre áreas de ocupación y áreas sin presencia. El mejor predictor de la presencia de águilas imperiales es la baja incidencia de zonas agrícolas de regadíos (González et al., 1990).

El área de dispersión no reproductora, coincide en líneas generales con la de cría, excepto por dos zonas situadas en el Andévalo (Huelva) y sur de Cádiz. La mayoría de observaciones se registran en cuatro agrupaciones de cuadrículas: 1) oeste y sur de Madrid-norte de Toledo, 2) estribaciones de la sierra de Guadarrama y cuenca del Tajo en Toledo; 3) Campo de Montiel y Calatrava y 4) Tierra de Barros en el sur de Badajoz. Otras zonas con menor número de observaciones (menos de 10), se localizaron en la cuenca del Tajuña (Madrid-Guadalajara), valle del Guadalmez (Ciudad Real, Córdoba), Zorita-Logrosán y Trujillo-Magasca (Cáceres) y Doñana (Huelva-Sevilla) (González et al., 2008a, 2008b).

Bajo escenarios climáticos disponibles para el siglo XXI, los modelos proyectan contracciones en la distribución potencial actual de la especie entre un 35% y un 45% en 2041-2070 y el nivel de coincidencia entre la distribución observada y potencial se reduce hasta un rango de entre un 6% y un 8% en 2041-2070 (Araújo et al., 2011)¹.

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 12-02-2016

Movimientos

Las poblaciones ibéricas son sedentarias (Glutz von Blotzheim et al., 1971; Cramp y Simmons, 1980).

Dispersión

El periodo de predispersión dura unos 9,2 días de media y se correlaciona con los niveles de urea y ácido úrico en sangre, una medida de condición física (Ferrer, 1992).

La edad a la que se dispersan los jóvenes en la Península Ibérica varía entre 123 y 145 días de edad (Alonso et al., 1987), 110-147 días (Ferrer, 1992b), o bien a los 116-162 días de edad (Ferrer, 1993b). El periodo de dispersión juvenil se puede dividir en varias fases: la primera dura unos tres meses y se caracteriza por desplazamientos cortos (media= 45,8 km), con idas y venidas al área de nacimiento pero no al territorio de los padres. La segunda dura unos nueve meses y es la fase de dispersión propiamente dicha, con mayores distancias recorridas (media= 162,4 km). La tercera ocurre a partir de los 16 meses de edad y se caracteriza por los avistamientos otra vez en las inmediaciones del área natal, con menores distancias recorridas (media= 41,9 km) (González et al., 1989; González, 1991).

No se ha observado diferencias entre sexos en la máxima distancia de dispersión, pero las hembras pasan más tiempo en las zonas de asentamiento más lejanas. La distancia de dispersión es mayor en individuos que han nacido antes y que tienen niveles de urea en sangre más bajos, lo que indica mejor condición física (Ferrer, 1993d).

Después de comenzada la dispersión, algunos jóvenes se establecen durante un tiempo en territorios temporales en el valle del Tiétar, valle del Alberche, la Mancha suroriental y comarca de Gibraltar (González et al., 1989; González, 1991). Los jóvenes nacidos en Doñana se establecen temporalmente en las provincias de Huelva y Cádiz (Ferrer, 1993b).

El primer asentamiento temporal tiene lugar a los 163,9 días de media, unos 27,5 días después de la primera salida de la población natal. Cada individuo usa sucesivamente entre 3 y 8 áreas. La estancia media es de 12 días por asentamiento. Los inmaduros vuelven a menudo a la zona natal, la primera vez a los 17,2 días de media (rango= 1-84 días, n= 13) y permanecen en la población natal 3,6 días de media (rango= 1-15 días; n= 13) (Ferrer, 1993b). La proporción de intentos de caza que tienen éxito disminuyen con el tiempo de residencia en los asentamientos, lo que podría explicar los cambios de asentamiento (Ferrer, 1993c).

La dirección del viento influye en la dispersión de los jóvenes. Se ha observado en Doñana coincidencia entre la dirección de los primeros vuelos y la dirección del viento el día de partida (Ferrer, 1993e).

La distancia máxima de dispersión en juveniles translocados de Sierra Morena a la provincia de Cádiz fue mayor (media= 205 km) que en juveniles control de Doñana (media= 119,7 km) (Muriel et al., 2015)¹.

Se ha observado el paso de individuos a Marruecos y hay recuperaciones en Marruecos y Libia de ejemplares jóvenes anillados como pollos en Doñana (Bernis, 1981; Evans y Lathbury, 1973; Pineau et al., 1979; Cortés et al., 1980; Mayaud, 1982; Bergier, 1987; Calderón et al., 1988). Individuos en dispersión pueden llegar hasta Senegal (González y Oria, 2004).

Dispersión natal efectiva

La media de la dispersión natal efectiva (si se produce reproducción tras la dispersión), calculada como la línea recta en kilómetros entre la localidad de nacimiento y la localidad del primer intento de cría, considerando sólo los casos de puesta de huevos, fue de 101,2 km (rango 3-310, n = 12). La distancia de dispersión natal en las hembras (media= 108,2 km, rango 22-255, n = 4) fue similar a la de los machos (media= 100,1 km, rango 3-310, n = 7). La media de las distancias de dispersión natal efectiva, incluyendo los casos de construcción de nido y emparejamiento territorial, fue de 84,4 km (rango 3-310 km, n= 18) (González et al., 2006d, 2008).

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 12-02-2016

Ecología trófica

Composición general de la dieta

La dieta está basada en lagomorfos, especialmente conejo, que complementa con numerosas especies de vertebrados (ver apéndice) (Valverde, 1967; Garzón, 1974; Amores, 1977; Delibes, 1978; Veiga et al., 1984, Veiga, 1985; González, 1991).

Variación geográfica

Hay variación geográfica en el consumo de otras especies de vertebrados aparte del conejo, lo que refleja la disponibilidad local de presas. En el centro-oeste peninsular tienen importancia en la dieta las aves de tamaño medio (palomas, córvidos) mientras que en Doñana tienen un papel relevante las aves acuáticas (González, 1991). Durante la estación no reproductora, el conejo es la presa más importante, seguido por las palomas en el centro y oeste peninsular y por las perdices en el sur, otras aves en el centro y sur y palomas en el sur (Sánchez et al., 2009).

La diversidad trófica se reduce al aumentar el porcentaje de conejo en el centro-oeste y durante la época de reproducción en Doñana, mientras que en la época no reproductora la presa que hace disminuir la diversidad es el ánsar. Las presas de sustitución en el centro-oeste son la liebre, otros mamíferos, galliformes, limícolas, córvidos y reptiles. En Doñana, durante la época de reproducción, las presas de sustitución son la liebre, reptiles, carroña, otros mamíferos y limícolas, mientras que fuera de la época de reproducción no hay presas de sustitución definidas (González, 1991).

Variación estacional

En Doñana capturan más aves acuáticas (anátidas, fochas, ardeidas) durante la estación reproductora, mientras que en la estación no reproductora se encuentran en la dieta gansos y carroña (González, 1991).

La proporción de palomas y otras aves es mayor durante la estación reproductora, mientras que la proporción de perdices y carroña es predominante en invierno (Sánchez et al., 2009).

Variación entre años

En años secos, en el centro-oeste peninsular consumen menos liebres, carroña y reptiles y más colúmbidos y córvidos. En Doñana, durante la estación reproductora, consumen en los años secos más carroña y aves acuáticas (anátidas, limícolas y ardeidas) y menos conejos y fochas, mientras que durante la estación no reproductora, capturan menos conejos y más ánsares (González, 1991).

Efecto de la enfermedad hemorrágica del conejo

La fuerte disminución del conejo (entre un 60 y 70 %), por la aparición de la Enfermedad Hemorrágica Vírica (EHV) (Villafuerte et al., 1995), pudo favorecer un aumento del consumo de aves acuáticas en la dieta del águila. La aparición de otra epizootia en Doñana, la mixomatosis, que también afectó notablemente a las poblaciones de conejos a finales de los años 50, produjo el aumento del porcentaje de aves acuáticas en la dieta de las águilas, de un 8% a un 47,3% en época de cría y a un 27,8%, fuera de la época de cría (Delibes, 1978; González, 1991).

La comparación de la dieta antes y después de la aparición de la enfermedad hemorrágica del conejo mostró que antes había en la dieta menos frecuencia de palomas y mayor frecuencia de otras aves y mamíferos (Sánchez et al., 2009).

Variaciones individuales

En Doñana se observó durante la época de reproducción que tres parejas mostraban diferencias en su régimen alimenticio. Las parejas que nidificaban más cerca de la marisma capturaban más aves acuáticas y menos conejos, y viceversa (Delibes, 1978). Otro análisis de trece parejas reproductoras de Doñana mostró una correlación negativa entre la distancia del nido a la marisma y la frecuencia de consumo de aves acuáticas y positivo con el porcentaje de conejos en su dieta (González, 1991).

Dieta de los pollos

Los adultos aportan al nido una mayor diversidad de presas que las que ellos consumen, incluyendo más liebres y anátidas y menos conejos (González, 1991).

Técnicas de caza

La actividad de caza comienza con un vuelo de planeo y batido entre 2 y 30 m de altura. Se deja caer con las alas plegadas, golpeando a la presa y remontándose para bajar después buscando la presa (Ferrer, 1993b).

Cleptoparasitismo

Los adultos de águila imperial y más a menudo los jóvenes, roban presas a jóvenes águilas perdiceras (*Aquila fasciata*), aguilillas calzadas (*Hieraaetus pennatus*), alimoches (*Neophron percnopterus*) y aguiluchos cenizos (*Circus pygargus*) (Ferrer, 1993b).

Sesgos metodológicos

Los métodos de muestreo para el análisis de la dieta durante la reproducción pueden tener sesgos. En un estudio realizado en Extremadura con 14 parejas durante el periodo 1998-2001 se observaron mediante catalejo las presas aportadas al nido, se recogieron egagrópilas y se recogieron restos en los nidos. La comparación entre los tres métodos mostró que las egagrópilas y los restos sobreestimaban las aves y subestimaban los mamíferos. En cuanto al peso estimado de las presas, los restos y las egagrópilas subestimaban las presas grandes y sobreestimaban las presas pequeñas y medianas. En comparación con las observaciones, egagrópilas y restos, sobrestimaban los córvidos y colúmbidos y subestimaron los lepóridos. Considerando juntos los restos y las egagrópilas, sobreestimaron las aves y subestimaron los

mamíferos, sobreestimaron presas medianas y pequeñas y subestimaron presas grandes. También sobrestimaban los córvidos y colúmbidos y subestimaron los lepóridos. El examen de egagrópilas y restos permite obtener de un modo fácil y rápido grandes tamaños de muestra, sin embargo solamente el método de observaciones directas permite una estimación objetiva de la dieta (Sánchez et al., 2008).

Requerimientos tróficos

Se han estimado los requerimientos tróficos (en individuos en cautividad) en 271 g/día para una hembra adulta de 4 kg de peso y en 250 g/día para un macho de un año de edad y 3,2 kg de peso (González, 1991).

Apéndice: Especies presa del águila imperial en la Península Ibérica

Peces: *Barbus* sp., *Cyprinus carpio*.

Reptiles: *Testudo graeca*, *Timon lepidus*, *Hemorrhois hippocrepis*, *Rhinechis scalaris*, *Malpolon monspessulanus*, *Vipera latastei*.

Aves: *Tachybaptus ruficollis*, *Podiceps cristatus*, *Oceanodroma* sp., *Nycticorax nycticorax*, *Bubulcus ibis*, *Egretta garzetta*, *Ardea cinerea*, *Platalea leucorodia*, *Phoenicopus ruber*, *Anser anser*, *Anas penelope*, *Anas strepera*, *Anas crecca*, *Anas platyrhynchos*, *Anas acuta*, *Anas clypeata*, *Netta rufina*, *Aythya ferina*, *Aythya fuligula*, *Milvus migrans*, *Milvus milvus*, *Accipiter gentilis*, *Falco tinnunculus*, *Alectoris rufa*, *Coturnix coturnix*, *Phasianus colchicus*, *Rallus aquaticus*, *Gallinula chloropus*, *Fulica atra*, *Tetrax tetrax*, *Burhinus oedicnemus*, *Himantopus himantopus*, *Recurvirostra avosetta*, *Glareola pratincola*, *Charadrius* sp., *Vanellus vanellus*, *Calidris* sp., *Lymnocyrtus minutus*, *Scolopax rusticola*, *Limosa* sp., *Numenius arquata*, *Tringa totanus*, *Larus ridibundus*, *Pterocles orientalis*, *Pterocles alchata*, *Columba palumbus*, *Columba livia*, *Streptopelia turtur*, *Clamator glandarius*, *Cuculus canorus*, *Tyto alba*, *Athene noctua*, *Upupa epops*, *Picus viridis*, *Dendrocopos major*, *Melanocorypha calandra*, *Lullula arborea*, *Sylvia atricapilla*, *Turdus merula*, *Turdus viscivorus*, *Turdus pilaris*, *Sturnus unicolor*, *Garrulus glandarius*, *Cyanopica cooki*, *Pica pica*, *Corvus monedula*, *Corvus corone*.

Mamíferos: *Erinaceus europaeus*, *Lepus capensis*, *Oryctolagus cuniculus*, *Sciurus vulgaris*, *Eliomys quercinus*, *Arvicola sapidus*, *Apodemus sylvaticus*, *Rattus* sp., *Vulpes vulpes*, *Meles Meles*, *Mustela nivalis*, *Mustela putorius*, *Herpestes ichneumon*, *Felis silvestris*, *Sus scrofa*, *Dama dama*, *Cervus elaphus*.

Biología de la reproducción

Elección de pareja

En 44 territorios en los que determinó el tipo de coloración blanca del borde anterior del ala de ambos adultos, las parejas se formaron de forma concordante positiva con relación a su parecido (Bortolotti et al., 2008a, 2008b).

El sistema de emparejamiento puede ser pasivo debido a la influencia de la heterogeneidad de hábitat, que hace que los individuos subadultos pueden estar limitados a territorios de peor calidad (Ferrer y Penteriani, 2003).

Sitio de nidificación

Nidifica en árboles, aunque ocasionalmente nidifica en torretas de conducción eléctrica. En las llanuras aluviales y dunas al nivel del mar en las marismas del Guadalquivir, anidan en alcornoques (*Quercus suber*) aislados entre el matorral, en pinares de *Pinus pinea*, en eucaliptos y ocasionalmente en *Populus* sp. En penillanuras y colinas suaves de Madrid, Castilla-La Mancha y Extremadura, entre 200 y 700 m de altitud, anida en pinares de *P. pinea* o *P. pinaster*, en *Q. suber* o *Q. ilex*, más raramente en *Juniperus oxycedrus*, *Ulmus* sp., *Fraxinus* sp., *Populus* sp., *Eucalyptus* sp. En sierras de Andalucía, Castilla-La Mancha y Extremadura, entre 300 y 1.000 m, sobre todo en *Q. suber*, pero también en *Q. faginea*, *P. pinea*, *P. pinaster*, *Juniperus* sp., *Fraxinus* sp., *Castanea sativa* y *Eucalyptus* sp. En el Sistema Central nidifica entre 700 y 1.600 m, en *P. silvestris* o *P. pinaster*. Hay citas de nidificación en *Q. pirenaica* y *Fagus sylvatica* (González, 1991; Castaño López y Guzmán Pina, 1995).

En una muestra de 341 nidos de Castilla La Mancha, el 36,7% se situaban en encina, el 17% en alcornoque, el 14,1% en pino, el 11,4% en fresno, el 6,5% en chopo/álamo, el 5,9% en quejigo, el 3,8% en eucalipto, el 2,15 en castaño, el 1,2% en olmo, el 0,9% en tejo, el 0,3% en cerezo y el 0,3% en plátano (Castaño López, 2005)¹.

En Doñana, durante el periodo 1973-1985 se registraron cambios en las especies de árboles de nidificación, descendiendo los nidos ubicados en alcornoques y aumentando los situados en eucaliptos, mientras que permaneció constante el porcentaje de nidos ubicados en pinos (Calderón et al., 1987).

Nidos por pareja

Se ha encontrado una media de 2,1 nidos por pareja (rango= 1-6; n= 60). Las parejas nidificantes en áreas con mayor grado de humanización cambian el emplazamiento del nido con mayor frecuencia que las instaladas en áreas con menor grado de humanización (González, 1991).

El cambio de nidos en Castilla la Mancha en años consecutivos fue del 37,5% (Castaño López, 2005)¹.

El número medio de nidos en Castilla La Mancha por pareja fue de 2,5 (rango= 1-5) (Castaño López, 2005)¹.

Entre 1988 y 2004, el número medio de nidos por territorio fue de 3,54 (rango 1-11, n= 83), cifra que aumentó con el número de años de ocupación del territorio. En los territorios seguidos durante 5 años la media fue de 2,5 nidos/territorio, mientras que en los de 10 años ascendió a 3,3 nidos/territorio y a 5,6 nidos/territorio para los monitorizados durante > 16 años (Margalida et al., 2007b, 2008).

La distancia media entre nidos de la misma pareja fue de 1259,62 ± 969,18 m (rango= 50-2897, n= 29), no habiendo ninguna correlación entre el número de nidos y la distancia media (Margalida et al., 2007b, 2008).

Características del nido

Los nidos están emplazados casi siempre en el extremo de las ramas, tanto en la copa como en la parte alta del árbol. Aunque construye sus propios nidos, ocasionalmente anida en nidos de cuervo (*Corvus corax*), azor (*Accipiter gentilis*), Milano negro (*Milvus migrans*) y buitre negro (*Aegypius monachus*) (González, 1991).

La altura media del nido sobre el suelo que se ha registrado es de 12,4 m (rango= 6-30; n= 156) (González, 1991).

El diámetro máximo de los nidos es de 134,8 cm de media, el diámetro mínimo 113,2 cm de media y el espesor del nido 62,9 cm de media (n= 72). Forran el nido sobre todo con *Q. suber*, *Pinus sp.*, *Cistus sp.* y *Arbutus unedo* (González, 1991).

Distancia entre nidos

La distancia media registrada entre nidos es de 6,5 km (rango= 1,6-28,7 km; n= 104), variando entre 5,3 km en el centro peninsular, 7,1 km en los Montes de Toledo, 7,6 km en el valle del Tiétar, 9 km en las sierras del Tajo, 7,2 km en la sierra de San Pedro, 8,6 km en Sierra Morena y 3,6 km en Doñana (González, 1991).

La distancia media entre nidos de parejas vecinas en 1989 era de 8,1 km (rango 6,3-12,1) mientras que en 2004 se redujo a 6,6 km (rango 5,7-7,4) (Margalida et al., 2007b, 2008).

Edad de los reproductores

El águila imperial ibérica puede reproducirse antes de adquirir el plumaje de adulto (Valverde, 1960b; Suetens y Van Groenendael, 1971; Calderón et al., 1987; Ferrer y Calderón, 1990). De 305 intentos de reproducción registrados, en 29 uno de los componentes de la pareja era subadulto y en tres los dos lo eran. La frecuencia con que aparecen los subadultos reproduciéndose fue más alta en hábitats favorables que en los desfavorables y más alta en las parejas nuevas. Cinco de las parejas nuevas se reprodujeron en más de una ocasión con subadultos. En los casos de interrupciones de la reproducción, al inicio de una nueva

reproducción, en la mayoría de las ocasiones (75%; n= 72) la pareja estaba formada por adultos y en el resto por subadultos (25%) (González, 1991).

Frecuencia de la reproducción

González (1989) encuentra una proporción de no reproductores del 14%. En un 8,7% (n= 449), las parejas no intentaron reproducirse aunque permanecieron en el territorio. Dos de tres parejas controladas durante 17 años lo hicieron todos los años. La mayoría de las parejas (72,3%; n=76) intentaron la reproducción todos los años en que fueron controladas. El porcentaje de parejas que se reproducen todos los años es mayor en los hábitats favorables (61,8%) que en los desfavorables (38,2%). El tiempo de interrupción en la reproducción varió entre uno y cuatro años, siendo el periodo más común un año (61,5%; n= 13) (González, 1991). En Doñana, el porcentaje de parejas que no intenta la reproducción es del 18,2% (Ferrer et al., 1986).

El porcentaje medio anual de las parejas que realizaron puesta es del $87,77 \pm 4,21\%$ (rango= 79,3-94,5) (Margalida et al., 2007b, 2008).

Cópula

Las cópulas se observan en Doñana desde el 30 de enero al 25 de abril, siendo la media alrededor del 3 de marzo (Calderón et al., 1987).

Fenología de la puesta

En Doñana se han registrado puestas del primer huevo desde el 15 de febrero al 26 de marzo, con fecha media sobre el 10 de marzo (Calderón et al., 1987).

En la década de los 80, la puesta tiene lugar desde el 15 de febrero al 28 de abril, aunque la mayoría ocurre entre el 21 de febrero y el 20 de marzo (González, 1991). Entre 1988 y 2004, las puestas tuvieron lugar en un período de 84 días y mayoritariamente se concentraron durante el mes de marzo (88%, n = 200, rango: 9 de febrero-4 de mayo) (Margalida et al., 2007b, 2008).

El aumento de la pluviosidad en el mes de febrero tiene a producir un retraso en la fecha de puesta y una disminución de su tamaño (González, 1991).

Tamaño de puesta

El tamaño de la puesta varía entre 1 y 4 huevos (Meyburg, 1974b; Garzón, 1975; Meyburg, 1987). En Doñana, el tamaño medio de puesta es de 2,47 huevos (n= 77) (Ferrer et al., 1986) y en Extremadura 2,6 huevos (Meyburg, 1987). En la década de los 80, el tamaño medio de puesta registrado fue de 2,47 huevos (n= 147). El 10,2% fueron de un huevo, el 41,5% de dos huevos, el 38,7% de tres huevos y el 9,6% de cuatro huevos. El tamaño de puesta tiende a disminuir a lo largo del periodo de puesta (González, 1991).

Entre 1988 y 2004, el tamaño medio documentado en 167 puestas fue de 2,215 huevos/pareja. De éstas, el 18,6% fueron simples, el 59,7% dobles, el 23,3% triples y el 8,4% cuádruples. El tamaño de puesta se correlacionó negativamente con la fecha de puesta (Margalida et al., 2007b, 2008).

Puesta de sustitución

Entre 1988 y 2004 se comprobaron siete casos de puestas de sustitución, de ellas en cinco tras la caída del nido y, en una por expolio. En los dos casos en que pudieron monitorizarse intensivamente los fracasos reproductores, éstos se produjeron 4 y 11 días después de la primera puesta y las puestas de sustitución tuvieron lugar a los 20 y 34 días, respectivamente. Cinco de las siete puestas fueron exitosas y el número medio de pollos volados fue de 1,4 pollos (rango 1-2) (Margalida et al., 2007b, 2008).

Defensa del nido

Las hembras defienden el nido más que los machos y su comportamiento de defensa aumenta según progresa el periodo de reproducción (Ferrer, 1990).

Incubación

La incubación se inicia con la puesta del primer huevo y el tiempo medio de incubación es de $41,67 \pm 0,68$ días (rango= 39-42; n= 23) (Margalida et al., 2007b, 2008).

Durante el período de incubación las águilas imperiales llevaron al nido diverso material. Ambos sexos contribuyen en las tareas de incubación a lo largo del día (Suetens y Van Groenendael, 1971; Meyburg, 1975), aunque las hembras realizan la mayor parte de esta actividad (hembras: $89,2 \pm 5,2\%$, rango 78,5-96%; machos: $5,9 \pm 3,5\%$, rango 0,51-10,7%). La participación de los machos en la incubación estuvo restringida a los relevos que implicaban aprovisionamiento de comida (rango 0-2), en la que el macho cubría los huevos, mientras la hembra se alimentaba con la comida aportada por el macho. Sólo las hembras incuban por la noche. El porcentaje medio del tiempo durante el cual el nido permaneció sin ningún progenitor fue de $4,2 \pm 4,48\%$ (rango= 1-16; n = 11) (Margalida et al., 2007a, 2008).

La tasa de fracaso anual en la incubación fue de $16,54 \pm 6,64\%$ (rango= 2,7-25,81). Las causas de los fracasos se conocieron en 49 (19,3%, n= 254) casos e incluyen el derrumbe del nido (34,7%), molestias humanas (28,6%), muerte de algún progenitor (12,2%), huevos infértiles (12,2%), expolio (8,2%) y destrucción de la puesta y/o los pollos (4,1%). Se ha observado una correlación negativa entre el tiempo de interrupción medio de la incubación ($4,2 \pm 4,48\%$, rango= 1-16%, n = 11) y el éxito reproductor (Margalida et al., 2007b, 2008).

Éxito de eclosión

En la década de los 80 el éxito de eclosión registrado fue del 71,7% (n= 325). El mayor éxito correspondió a las puestas de cuatro huevos (89,6%; n= 48), seguido de las triples (75,6%; n= 168), de las dobles (58%; n= 100), y de las simples (40%; n= 10). Cuanto más tempranas son las puestas, mayor es el éxito de eclosión (González, 1991). En el periodo 1988-2004 el éxito de eclosión resultó ser del 61,1% (n = 182). El mayor éxito correspondió a las puestas cuádruples (98,2%, n= 14), seguido de las de las triples (66,7%, n = 34), dobles (54,2%, n = 7), y de las simples (12,9%, n= 31). Cuanto más tempranas son las puestas, mayor es el éxito de eclosión (Margalida et al., 2007b, 2008).

Sin embargo, en Doñana el éxito de eclosión es del 45,7% (n= 157 huevos) (Ferrer y Calderón, 1990).

Entre 1988 y 2004, se registró la muerte o desaparición de 209 pollos en 166 nidificaciones. Esta mortalidad constituye el 9,3% (n = 2252) de los pollos que nacieron y el 13,9% (n = 1192) de los nidos controlados (Margalida et al., 2007b, 2008).

Cuidado de los pollos

Ambos adultos contribuyen al cuidado de los pollos. La contribución de los machos es menor que la de las hembras, tanto en la dedicación al nido (protección y atención), como en el cuidado de los pollos (machos: $4,61 \pm 1,20\%$; hembras: $40,35 \pm 4,36$). La inversión temporal realizada por los machos en la atención del nido a lo largo de toda la crianza no muestra diferencias significativas. El patrón de las hembras en cambio muestra diferencias, decreciendo su presencia en el nido de forma significativa a medida que avanza el período de crianza (Margalida et al., 2007a, 2008).

Durante el período de crianza de los pollos los aportes de material son mayoritariamente realizados (89,02%) por las hembras y en una baja proporción (10,08%) por los machos (Margalida et al., 2007a, 2008).

Ambos adultos ceban a los pollos (Meyburg, 1975). Las presas son aportadas a los nidos mayoritariamente (62,5%) por los machos, y en menor medida (34,8%) por las hembras. En ambos sexos aumenta la tasa de aporte de alimento al nido al aumentar el tamaño de la pollada. La contribución de las hembras en el aprovisionamiento de alimento en comparación con el de los machos es mayor durante la segunda parte del período de crianza (Margalida et al., 2007a, 2008).

Las hembras ceban más a los pollos (machos: $0,048 \pm 0,034$ cebas/hora, rango 0,006-0,092; hembras: $0,193 \pm 0,061$ cebas/hora, rango 0,08-0,255) que los machos. Los machos no muestran variaciones temporales en la frecuencia de cebas, mientras que en las hembras sí decrece esta actividad a medida que avanza la crianza (Margalida et al., 2007a, 2008).

Mortalidad de pollos en nido

Se ha registrado la pérdida de todos los pollos en el 4,9% de los nidos (n= 101). Las causas fueron el expolio por el hombre o la caída del nido. La pérdida parcial de pollos tuvo lugar en el 55,7% de las reproducciones (n= 70), suponiendo la pérdida de un 26,2% de los pollos que nacen en polladas con más de uno. El número de casos con reducción de pollada fue mayor en hábitats desfavorables (75%; n= 27) que en los favorables (34,4%; n= 32). Fue mayor el número de pollos perdidos en hábitats desfavorables (35,1%; n= 95) que en los favorables (14,6%; n= 89) (González, 1991).

Tasa de vuelo

Los jóvenes abandonan el nido a una edad de 65-78 días (González, 1991). La edad de vuelo del primer pollo, independientemente del tamaño de la nidada, es de $76,79 \pm 6,97$ días (n = 79) (Margalida et al., 2007b, 2008).

En la década de los 80 la tasa media de vuelo fue de 1,7 pollos por nido (n= 240). El tamaño de pollada simple es el que produce más alta tasa de vuelo (1,0; n= 27), seguido del cuádruple (0,79; n= 24), doble (0,77; n= 58) y triple (0,7; n= 105). La tasa de vuelo se correlaciona negativamente con la fecha de puesta y positivamente con el éxito de eclosión (González, 1991). Entre 1988 y 2004 la tasa de vuelo media fue de $1,69 \pm 0,19$ pollos por territorio con huevos eclosionados y ésta disminuyó al retrasarse la fecha de puesta (Margalida et al., 2007b, 2008).

En Doñana se ha estimado la mortalidad de los pollos en el 16,8% (Calderón et al., 1987).

Periodo de dependencia

El tiempo que alguno de los adultos está con el joven disminuye con la edad (Alonso et al., 1997), desde 392 min entre 75-85 días de edad a los 60 min entre 136-150 días de edad. La frecuencia de aporte de alimento disminuye desde 1,4 veces por día entre 75-85 días de edad a 0,1 veces entre 136-150 días de edad. Los ataques de los padres al joven aumentan de cero entre 75-85 días a 1,3 entre 116-125 días (Ferrer, 1992b).

El periodo de dependencia medio es de 51 días (rango= 35-67 días; n= 22). El primer vuelo de planeo tiene lugar a los 25 días de abandono del nido (rango= 15-36 días; n= 22) y es más temprano en nidos con más hermanos. La duración del periodo anterior al primer vuelo de planeo se relaciona con la condición física, los jóvenes en peor condición tardan más en hacer su primer vuelo de planeo. La duración de la segunda parte, desde el primer planeo a la independencia, depende de la fecha de nacimiento (Ferrer, 1992b).

Adopción

González et al. (1986) citan un caso de adopción por una pareja reproductora de un juvenil después del abandono del nido. (Ferrer (1993) cita otros dos casos de adopción por parejas de nidos próximos.

Influencia de la edad de los reproductores

La fecha de puesta es más temprana en las parejas de adultos con respecto a las de subadultos. En las parejas de adultos son mayores el tamaño de puesta, el éxito de eclosión y el éxito reproductivo, pero no la tasa de vuelo con respecto a parejas de subadultos (González, 1991).

En Doñana, el análisis de 237 intentos de reproducción a lo largo del periodo 1976-1995, reveló que las parejas de adultos, independientemente de la calidad del territorio, eran más productivas que las parejas con inmaduros (Ferrer y Bisson, 2003).

En otras poblaciones, en el 26,2% de los 1.372 intentos reproductores controlados entre 1988 y 2004 en los que se identificó la edad de los reproductores, al menos uno de los ejemplares pertenecía a la clase de edad subadulto. El porcentaje medio anual de las parejas de subadultos fue del $22,69 \pm 7,21\%$, incrementándose de un mínimo de un 11,54% en 1989 (n= 29) hasta un máximo de un 34,09% en 2002 (n= 132). La mayoría de los ejemplares subadultos de las parejas eran machos (56,1%, n= 335), el 15,5% de los casos con sólo la hembra subadulto y en el 28,4% los dos ejemplares eran subadultos. En 205 casos en los que el emparejamiento de casos de subadultos fue documentado, el 70,7% correspondieron a casos

de sustituciones y el resto (29,3%) a emparejamientos nuevos. Los emparejamientos de sustitución se realizaron en mayor porcentaje en los territorios antiguos (77,9%) que en los nuevos (22,1%). En los territorios antiguos, en el 60,5% de las ocasiones el macho era el subadulto, hembras en el 27,1 % y ambos sexos en el 12,4%. Por el contrario, en los territorios nuevos, en la mayoría de los casos (57,9 %) ambos ejemplares eran subadultos.

La fecha media de puesta en los territorios regentados por dos adultos es anterior a la de los territorios regentados por parejas de subadultos (adultas: 11 de marzo, rango 9 febrero-4 de mayo, n = 142 vs subadultas: 19 de marzo, rango 1 marzo-21 abril, n = 53). La tasa de eclosión en los territorios regentados por adultos fue del 70,4% y en el de los mixtos del 37,2%. El porcentaje de éxito en las parejas adultas fue del 73,7% mientras que en las subadultas fue del 49,6%. La productividad fue mayor en los territorios de adultos (1,22 ± 0,17 jóvenes) que en el de los subadultos (0,68 ± 0,26) (Margalida et al., 2007b, 2008).

Influencia de la calidad del territorio

En Doñana, el análisis de 237 intentos de reproducción a lo largo del periodo 1976-1995, mostró que los territorios de alta calidad, con independencia de la edad de los reproductores, eran más productivos que los de baja calidad. Los territorios de baja calidad eran más frecuentemente ocupados por parejas con inmaduros mientras que los territorios de alta calidad eran ocupados sobre todo por aves adultas (Ferrer y Bisson, 2003).

Influencia del tiempo de ocupación del territorio

Es mayor el éxito reproductivo y el porcentaje de parejas con éxito en parejas ya establecidas con respecto a las nuevas, pero no la tasa de vuelo (González, 1991).

Influencia de las molestias humanas

Se ha observado una correlación negativa entre el éxito reproductivo y el número de km de carreteras y entre el número de reproducciones con éxito y el número de habitantes. Por otro lado, la correlación fue positiva entre éxito reproductivo y el grado de abruptuosidad del terreno (González, 1991).

Cainismo

En el águila imperial ibérica hay fratricidio (Suetens y Van Groenendael, 1971; Meyburg, 1974a), que es facultativo y depende de la disponibilidad de alimento (Meyburg, 1987). En un 19,5% de los casos (n= 41) se registró la pérdida en el mismo nido de dos pollos por cainismo, correspondiendo el 80% de estos casos a hábitats desfavorables. Los pollos murieron o desaparecieron entre los 6 y 45 días. En las fechas más tempranas la muerte es producida por las heridas causadas por su hermano, mientras que en las fechas más tardías el pollo es arrojado del nido por su hermano (González, 1991).

En un estudio más amplio, se analizaron los factores que provocan la reducción del tamaño de pollada en 1.192 nidos/años de 143 territorios del águila imperial ibérica. La mortalidad de pollos en nido afectó al 9,3% de pollos y al 13,9% de los nidos controlados. La agresión entre hermanos fue el factor más importante de reducción de la pollada (54,8% de mortalidad de pollos en nido). La agresión entre hermanos se detuvo en el 100% de los casos (n= 59) cuando se aplicó la alimentación suplementaria, lo que indica que la producción de jóvenes volantones parece estar limitada por el alimento, bien a través de la muerte de los pollos por inanición o directamente a través de la reducción de pollada por fratricidio. En el águila imperial ibérica, una especie con fratricidio facultativo, la eclosión asincrónica facilitaría la aparición de jerarquías y por tanto, el tamaño de la pollada se ajustaría a la disponibilidad de alimento proporcionado por los progenitores (González et al., 2006b, 2008b).

Cría cooperativa

Se ha observado un caso de cría cooperativa en el que dos machos y una hembra contribuyeron en la construcción del nido, defensa del territorio, incubación y crianza de los pollos. Durante 4 años de control, este trío tuvo una productividad media de 1,5 pollos/año (González et al., 2006b, 2008).

Estructura y dinámica de poblaciones

Edad de la madurez

Las águilas imperiales se emparejan y ocupan los territorios a una edad media de 3,4 años (n= 9). La puesta se realiza por vez primera a los 4,5 años (n= 10) y la primera cría exitosa a los 5 años (n= 6). La edad de cría más temprana registrada fue de 2 años en hembras y de 3 en machos (Figura 2) (González et al., 2006d, 2008).

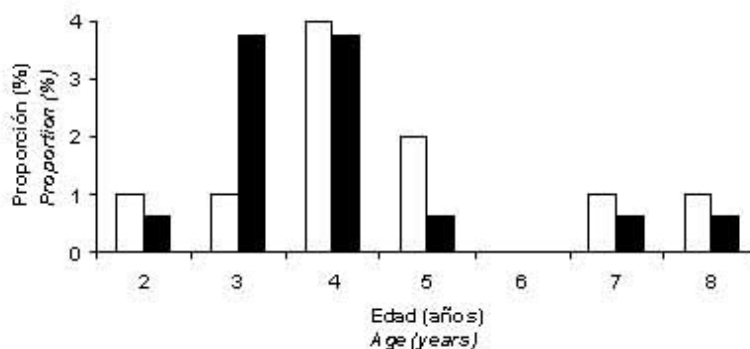


Figura 2. Edad de maduración y relación con la edad del individuo, en función del porcentaje de águilas emparejadas (columna negra) y que realizan la puesta por vez primera (columna blanca). Según González et al. (2006d, 2008).

Longevidad

En libertad se ha observado en águilas imperiales anilladas una longevidad máxima de 21 años y cinco meses (Ferrer, 1993b). En cautividad puede alcanzar 40 años de vida (Gurney, 1912).

Esperanza de vida

Se ha estimado en Doñana la esperanza de vida de los adultos en 16,48 años (Ferrer, 1993b).

Razón de sexos

Un estudio realizado en Doñana ha mostrado que la razón de sexos de los pollos está mediada por la edad de los reproductores. Las parejas de adultos producen la misma proporción de sexos tanto en condiciones de alta como de baja densidad. Sin embargo, las parejas con al menos un miembro con plumaje de inmaduro produjeron más machos.

Con el declive que ha ocurrido en la población, ha aumentado la proporción de reproductores con plumaje inmaduro y en consecuencia, también ha aumentado la proporción de machos que vuelan. Sin embargo, cuando la densidad de población era alta, la proporción de reproductores con plumaje inmaduro disminuyó y se produjeron más hembras (Ferrer et al., 2009).

Éxito reproductivo

Para la población nidificante en Doñana, el éxito reproductivo fue de 0,89 pollos en vuelo/nido (n= 77) (Calderón et al., 1987) y la tasa de vuelo de 1,61 (n= 51) (Ferrer, 1993b). En Sierra Morena, el éxito reproductivo fue 1,94 (n= 18) y la tasa de vuelo 2,05 (n= 17) (Castaño López y Guzmán Pina, 1995).

En la década de los 80 el 80% de las parejas que hicieron la puesta criaron con éxito al menos un pollo. En ellas el número medio de pollos volados por pareja fue de 1,36 (n= 300), siendo más alto en puestas cuádruples (2,92; n= 12), seguido de las triples (1,42, n= 56), dobles (0,98; n= 50) y simples (0,40; n= 10). El éxito reproductivo estuvo correlacionado negativamente con la fecha de puesta, positivamente con el tamaño de puesta y con el éxito de eclosión (González, 1991).

Durante el periodo 1959-1991 la población reproductora de Doñana aumentó de 6 parejas en 1959 a 15 parejas en 1976 y permaneció estable hasta 1991. Durante el periodo de incremento de población, la productividad disminuyó de 1,43 en 1959-1962 a 0,7 en 1977-1991. Al aumentar la densidad, las parejas nuevas se establecieron en sitios de peor calidad. La

productividad permaneció constante en los territorios más antiguos (ocupados antes de 1960), los más próximos a la marisma, mientras que disminuyó en los más recientes, más alejados (Ferrer y Donazar, 1996).

En el periodo 1988-2004 la productividad media fue de $1,23 \pm 0,13$ pollos/territorios controlados. El éxito reproductor medio durante el período 1988-2004 fue de $1,40 \pm 0,15$ pollos/territorios con puesta. El porcentaje medio de territorios que producen al menos un pollo volantón en relación al número de territorios controlados fue de $67,66 \pm 7,43$ (rango 54-82,3, $n = 17$). El 90,86% de las parejas que realizaron la puesta consiguieron criar con éxito al menos un pollo ($n = 875$ intentos reproductores), siendo el número medio de pollos volados de 1,896 pollos/pareja. El valor más alto correspondió a las puestas cuádruples (3,47, $n = 15$), seguido de las triples (2,67, $n = 218$), dobles (1,67, $n = 410$) y simples (0,81, $n = 232$) (Margarida et al., 2007b, 2008).

Supervivencia durante el periodo de emancipación

Durante el periodo 1981-2004 (exceptuando Doñana), la tasa de supervivencia observada durante el periodo de emancipación (tres meses) fue de 0,894 ($n= 66$) (Ortega et al., 2008).

Supervivencia durante la dispersión

La tasa de supervivencia en Toledo durante el primer año tras el vuelo es del 76% (Castaño López, 2005)¹.

Durante el periodo 1981-2004 (exceptuando Doñana), la tasa de supervivencia observada durante la dispersión fue de 0,579 para el primer año de vida y desde la emancipación hasta el comienzo del cuarto año calendario de 0,243 y de 0,136 al comienzo de su quinto año calendario (Ortega et al., 2008). En Doñana se ha estimado la mortalidad desde la salida del nido a la madurez sexual en el 83,86% (Ferrer, 1993b).

Supervivencia anual de los reproductores

Durante el periodo 1981-2004 (exceptuando Doñana), la estima de la tasa de supervivencia para ambos sexos fue de 0,915 (Ortega et al., 2008). En Doñana se ha estimado la mortalidad anual adulta en el 6% (Ferrer, 1993b).

Proporción de hembras reproductoras de tercer año

Dos de las ocho hembras radio-marcadas que alcanzaron la edad de tres años se establecieron como reproductoras a esa edad, siendo la proporción de 0,125 (Ortega et al., 2008).

Proporción de reproductores en plumaje pre-adulto

Durante el periodo 1981-2004 (exceptuando Doñana), la proporción anual de reproductores con plumaje pre-adulto varió de 0 a 14,3%. Entre 1981 y 1990 los valores estuvieron por debajo del 7%. Entre 1991 y 2004 variaron entre 7 y 14,3% (Ortega et al., 2008).

Viabilidad de población

Considerando los parámetros demográficos correspondientes al periodo 2000-2004, la posibilidad de extinción en los próximos 50 y 100 años, para el conjunto de las poblaciones (exceptuando Doñana), fue 0 (Ortega et al., 2008).

Estructura de edades y su efecto en la fecundidad

De un total de 1.795 intentos reproductivos en los que se conocía el plumaje y sexo de los ejemplares reproductores, en 270 (15%) estaban formadas por al menos un reproductor con plumaje no adulto (>4,5 años de edad), de los que 62 casos correspondieron a parejas macho no adulto-hembra no adulta (3,5% de las reproducciones), 46 casos a parejas macho adulto-hembra no adulta (2,6%) y 162 casos a parejas del tipo macho no adulto-hembra adulta (9%). En conjunto, ha habido incremento del porcentaje de individuos reproductores con plumaje no adulto entre 1981-2004, paralelo al incremento poblacional. Se ha observado que los territorios de ocupación más antigua presentaban proporciones menores de ejemplares no adultos y que dicha proporción se incrementó a medida que disminuyó la antigüedad de los territorios (Margarida et al., 2008a, 2008b).

Las reproducciones en los que intervinieron dos ejemplares adultos produjeron significativamente más pollos que las mixtas en la que intervino un único ejemplar no adulto, y éstas algo más que las mixtas formadas por dos ejemplares no adultos. Estas diferencias no se deben a que las parejas formadas por dos adultos tienen éxitos reproductores significativamente más elevados y al hecho que presentan tamaños de puesta, y también de pollada, significativamente más elevados. Las productividades más bajas se dieron en aquellas parejas mixtas formadas por un macho no adulto (Margalida et al., 2008a, 2008b).

Se ha analizado si el efecto de la edad de las parejas sobre la productividad es debido a la experiencia de los individuos (directamente asociada a la edad) o a la mayor calidad de los territorios ocupados por las parejas adultas, comparando la productividad de parejas con ambos miembros adultos y parejas con al menos un miembro inmaduro, presentes en un mismo territorio. Una vez eliminado el efecto del territorio, se encontraron diferencias significativas en los valores medios de productividad entre las reproducciones de parejas con ambos reproductores adultos ($1,24 \pm 0,69$) y aquellas con al menos un componente no adulto ($0,92 \pm 0,97$), asociables únicamente a la edad de los reproductores (Margalida et al., 2008a, 2008b).

Durante el periodo 1976-2002 se produjo en Doñana un incremento de individuos reproductores inmaduros. La proporción de inmaduros fue mayor durante el periodo de declive que durante el periodo de estabilidad. Una proporción de más del 10% de inmaduros podría ser una señal temprana de declive de población (Ferrer et al., 2003). Sin embargo, las variaciones en la edad de la primera reproducción pueden incrementar el tiempo medio de persistencia de las poblaciones. Un estudio basado en la población de Doñana, en el que se analizaron 360 intentos de reproducción durante el periodo 1976-2002, con una media de 2,4 águilas inmaduras por año, mostró que la edad de la primera reproducción se correlacionó positivamente con la densidad (Ferrer et al., 2004). La dinámica de los individuos flotantes puede explicar los patrones positivos de fecundidad dependiente de la densidad. Tasas altas de mortalidad de flotantes en las áreas de asentamiento pueden determinar que la relación entre fecundidad y densidad cambie de negativa a positiva (Penteriani et al., 2006).

La supervivencia de los individuos dispersantes depende del número de áreas de asentamiento mediado por la disponibilidad de presas. El incremento de la mortalidad de los individuos flotantes afecta negativamente a la estabilidad y dinámica del segmento reproductor de la población en las áreas de reproducción (Penteriani et al., 2005). Los mismos valores de fecundidad media pueden darse en la misma población reproductora bajo condiciones diferentes. Poblaciones estables y saturadas y poblaciones inestables o en aumento pueden producir los mismos valores de fecundidad media dependiendo de los valores de mortalidad de los individuos flotantes en las áreas de asentamiento (Penteriani, 2008). El efecto de la relación positiva entre la tasa de crecimiento de población y tamaño de población puede deberse a un incremento en la mortalidad de los individuos flotantes (Penteriani et al., 2008). Un análisis de la población de Doñana durante el periodo 1959 a 2004 ha apoyado los modelos sobre relaciones entre mortalidad de reproductores y disponibilidad de flotantes. Durante el periodo de estudio, pasó por tres fases diferentes. En la primera fase hubo un incremento de población con fecundidad dependiente de la densidad negativa. En una segunda fase hubo estabilidad sin ninguna relación entre densidad y fecundidad. En la tercera fase hubo disminución de la población con una relación positiva entre densidad y fecundidad. El uso de veneno provocó la mortalidad de adultos reproductores, reduciendo la población un 6% anual durante el periodo 1992-2004 y cambiando de negativa a positiva la relación entre densidad y fecundidad. La población se acercó a la extinción debido al incremento de la mortalidad de los reproductores y la baja disponibilidad de flotantes (Ferrer y Penteriani, 2008).

El declive en la reproducción o senescencia puede incrementar la probabilidad de extinción en una población. Dos mecanismos podrían provocar senescencia tanto en reproductores como en flotantes. Puede haber senescencia de reproductores debido a una tasa baja de reemplazo provocada por una elevada mortalidad de flotantes durante la dispersión. También puede haber senescencia con bajas tasas de mortalidad de flotantes cuando también hay bajas tasas de mortalidad en las zonas de reproducción, produciendo un envejecimiento de los reproductores asentados en territorios y también de los individuos que están a la espera de obtener un territorio de reproducción (Penteriani et al., 2009).

Interacciones con otras especies

Es hostigada por el ratonero común (*Buteo buteo*), milano real (*Milvus milvus*), milano negro (*Milvus migrans*), cuervo (*Corvus corax*), cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) y urraca (*Pica pica*) (Valverde, 1967).

Hostiga al buitre leonado (*Gyps fulvus*) y al búho real (*Bubo bubo*) (Valverde, 1967). Se ha observado el ataque y muerte por un águila imperial de un buitre negro (*Aegypius monachus*) que volaba sobre el territorio de reproducción de la primera (Oria, 1999).

Sobre cleptoparasitismo, ver Ecología trófica.

Depredadores

No hay datos.

Parásitos y patógenos

Se conocen los malófagos *Colpocephalum imperialis* (Martín Mateo, 1979-1980), *Craspedorrhynchus fraterculus* y *Falcolipeurus suturalis* (Martín Mateo y Rivas, 1982).

Se han encontrado parásitos hemáticos como *Plasmodium* sp y *Trichomonas gallinae* (Castaño López, 2005)¹. Se ha registrado el Digenea *Strigea falconis* (Cordero del Campillo et al., 1994)¹.

Se citan hongos *Aspergillus* sp. y levaduras *Candida* sp. (Castaño López, 2005)¹.

Se ha citado infección por *Staphylococcus* en pollos (Vizcaíno y Castroviejo, 1978).

Se ha registrado el virus Polyomavirus aviar (Höfle et al., 2002)¹.

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 12-02-2016

Actividad

Ver incubación, cuidado de los pollos y periodo de dependencia en Biología de la reproducción.

Los juveniles dedican a movimientos de exploración el 16,2% del tiempo. El porcentaje de días con vuelos de exploración cambia del 58% entre 130-160 días de edad al 9% entre 251-280 días de edad (Ferrer, 1993b).

Dominio vital y territorio

Entre el abandono del nido y los 98 días de edad, su dominio vital tiene un tamaño medio de 14 ha (rango= 5,6-31,7 ha). Entre los 98 y los 123 días de edad, el tamaño medio del área de campeo es de 10.187 ha (rango= 950-37.250 ha). Esta fase concluye con la ruptura familiar y la dispersión juvenil (González, 1991).

Cada zona temporal de asentamiento de los inmaduros tiene un tamaño medio de 433 ha (rango= 260-731 ha; n= 12) (Ferrer, 1993b).

El uso del espacio y el comportamiento territorial de águilas imperiales ibéricas reproductoras radio-seguidas (n = 8) a lo largo de un ciclo anual ha sido estudiado recientemente (Fernández et al., 2008, 2009). La distancia de alejamiento del nido resultó ser de un máximo de 35,9 km en época de cría y de 62 km en la de no-cría. Los recorridos diarios fueron de un máximo de 113,6 km en época de cría y de 90,7 km en la de no-cría. Los machos se alejan más del nido y recorren mayores distancias que las hembras. La superficie mediana del área de campeo fue de 28.008 has en época de cría y 10.504 has en la de no-cría. El solapamiento medio entre las áreas de campeo fue del 37,5% en la época de cría y del 49,9% en la de no-cría. La superficie mediana del área central de campeo fue de 4.115 has en el período de cría y de 1.989 has en el de no-cría, y supone un 15,4% del área del campeo en época de cría y un 10,1% en no-cría. Las áreas donde se observó comportamiento territorial (vuelos de exhibición/amenaza) incluyen el árbol-nido, posaderos habituales y un cazadero cercano donde realiza un 88,5% de la actividad de caza. Algunos individuos utilizan durante la época de cría, cazaderos lejanos

situados entre 16,2 y 28,9 km del nido. En ellos se registra una mayor abundancia de conejo que en los cazaderos cercanos y son utilizados cuando la abundancia de conejo en los cercanos es menor de 5 excrementos/m². En los cazaderos lejanos, a diferencia de lo observado en los cercanos, no se registraron vuelos de display/amenaza y se observan otros conoespecíficos, por lo que se sugiere su papel como cazadero comunal. Las áreas centrales de campeo construidas con el análisis de cúmulos, representan mejor las áreas de mayor relevancia biológica de los individuos (territorio y zonas de alimentación), que las construidas con el método Kernel. La calidad del hábitat, en función de la abundancia de conejo y la presencia humana, parece ser uno de los factores determinantes del tamaño de las áreas. La densidad de conejos (determinada a través de la densidad de excrementos) sugiere que a partir de 5 excrementos/m² las águilas no tengan que desplazarse a cazaderos lejanos, siendo esta densidad propuesta como indicador de alta calidad para el hábitat de las águilas (Fernández et al., 2008, 2009).

Los individuos flotantes tienden a visitar su área natal al comienzo de la estación de reproducción. Los machos flotantes hacen más intrusiones por día que las hembras, pero las hembras permanecen en la población natal más tiempo cada año que los machos. Las intrusiones de los flotantes se correlacionan positivamente con la productividad de los territorios. Los individuos flotantes son capaces de evaluar la calidad de los territorios y su interferencia con las parejas reproductoras no tiene efectos negativos sobre la productividad (Ferrer et al., 2015)¹.

Comportamiento

Ver Biología de la reproducción, Interacciones con otras especies, Dominio vital y territorio y Hábitat.

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 12-02-2016

Bibliografía

Alonso, J. C., González, L. M., Heredia, B., González, J. L. (1987). Parental care and the transition to independence of Spanish imperial eagles *Aquila heliaca* in Doñana National Park, southwest Spain. *Ibis*, 129 (2): 212-224.

Amores, F. (1977). *Ecología y dinámica poblacional de una comunidad de rapaces de Sierra Morena*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla.

Araújo, M. B., Guilhaumon, F., Rodrigues Neto, D., Pozo Ortego, I., Gómez Calmaestra, R. (2011). *Impactos, vulnerabilidad y adaptación de la biodiversidad española frente al cambio climático*. 2. Fauna de vertebrados. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. 640 pp.

Bautista, L. M., García, J. T., Calmaestra, R. G., Palacin, C., Martín, C. A., Morales, M. B.; Bonal, R., Viñuela, J. (2004). Effect of weekend road traffic on the use of space by raptors. *Conservation Biology*, 18 (3): 726-732.

Bergier, P. (1987). Les Rapaces Diurnes du Maroc. Status, Repartition et Ecologie. Annales du CEEP, 3. Aix en Provence.

Bernis, F. (1981). *La migración de las aves en el estrecho de Gibraltar (época postnupcial)*. Vol. I. Cátedra de Zoología de Vertebrados. Facultad de Biología. Universidad Complutense, Madrid.

BirdLife International (2011). *Aquila heliaca*. En: *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>.

Bisson, I., Ferrer, M., Bird, D. M. (2002). Factors influencing nest-site selection by Spanish imperial eagles. *Journal of Field Ornithology*, 73 (3): 298-302.

- Blanco, G. (2006). Natural selection and the risks of artificial selection in the wild: Nestling quality or quantity from supplementary feeding in the Spanish imperial eagle. *Ardeola*, 53 (2): 341-351.
- Blanco, J. M., González, P. P., Juárez, F. C., Höfle, U., Suárez, A. (2011). El águila imperial cría en cautividad por primera vez: ¿cómo se hizo? *Quercus*, 308: 16-24.
- Bortolotti, G. E., González, L. M., Margalida, A., Sánchez, R., Oria, J. (2008a). Emparejamiento discriminante por preferencia de parecido: Un mecanismo de aislamiento en el Águila imperial ibérica? Pp. 233-246. En: González, L. M., Margalida, A. (Eds.). *Biología de la conservación del Águila imperial ibérica (Aquila adalberti)*. Conservation biology of the Spanish imperial Eagle (*Aquila adalberti*). Naturaleza y Parques Nacionales. Serie especies amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Bortolotti, G. E., González, L. M., Margalida, A., Sánchez, R., Oria, J. (2008b). Positive assortative pairing by plumage colour in Spanish Imperial Eagles? *Behav. Processes*, 78: 100-107.
- Calderón, J., Castroviejo, J., García, L., Ferrer, M. (1987). El águila imperial (*Aquila adalberti*) en Doñana: algunos aspectos de su reproducción. *Alytes*, 5: 47-72.
- Calderón, J., Castroviejo, J., García, L., Ferrer, M. (1988). El Águila imperial (*Aquila adalberti*) en Doñana: dispersión de los jóvenes, estructura de edades y mortalidad. *Doñana, Acta Vertebrata*, 15 (1): 79-98.
- Castaño López, J. P. (2005). *El águila imperial ibérica (Aquila adalberti) en Castilla la Mancha. Estatus, ecología y conservación*. Graphitis Impresores, Madrid. 167 pp.
- Castaño López, J. P., Guzmán Pina, J. (1995). Aspectos sobre la reproducción de *Aquila adalberti* y *Aquila chrysaetos* en Sierra Morena Oriental. *Ardeola*, 42 (1): 83-89.
- Cordero del Campillo, M., Castañón Ordóñez, L., Reguera Feo, A. (1994). *Índice- catálogo de zooparásitos ibéricos*. Segunda edición. Secretariado de publicaciones, Universidad de León.
- Cortés, J. E., Finlayson, J. C., Mosquera, M. A., García, E. F. J. (1980). *The Birds of Gibraltar*. Gibraltar Books.
- Cramp, S., Simmons, K. E. L. (Eds.) (1980). *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic*. Volume II. Hawks to Bustards. Oxford University Press, Oxford.
- Delibes, M. (1978). Ecología alimenticia del águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) en el Coto Doñana durante la crianza de los pollos. *Doñana Acta Vertebrata*, 5: 35-60.
- Dobado-Berrios, P. M., Ferrer, M. (1997). Age-related changes of plasma alkaline phosphatase and inorganic phosphorus, and late ossification of the cranial roof in the Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti* C.L. Brehm, 1861). *Physiological Zoology*, 70 (4): 421-427.
- Evans, P. R., Lathbury, G. W. (1973). Raptor migration across the Strait of Gibraltar. *Ibis*, 115: 572-585.
- Fernández, M, Oria, J., Sánchez, R., González, L. M., Margalida, A. (2008). Uso del espacio y comportamiento territorial en el Águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*). Pp. 187-214. En: González, L. M., Margalida, A. (Eds.). *Biología de la conservación del Águila imperial ibérica (Aquila adalberti)*. Conservation biology of the Spanish imperial Eagle (*Aquila adalberti*). Naturaleza y Parques Nacionales. Serie especies amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marno, Madrid.
- Fernández, M., Oria J., Sánchez R., González L. M., Margalida A. (2009). Space use of adult Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Acta Ornithologica*, 44: 17-26.
- Ferrer, M. (1990). Nest defense by male and female Spanish imperial eagles. *Journal of Raptor Research*, 24 (4): 77-79.

- Ferrer, M. (1992). Natal dispersal in relation to nutritional condition in Spanish imperial eagles. *Ornis Scandinavica*, 23 (1): 104-107.
- Ferrer, M. (1992b). Regulation of the period of postfledging dependence in the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Ibis*, 134 (2): 128-133.
- Ferrer, M. (1993). Natural adoption of fledglings by Spanish imperial eagles *Aquila adalberti*. *Journal fur Ornithologie*, 134 (3): 335-337.
- Ferrer, M. (1993b). *El águila imperial*. EuroFauna 1. Quercus, Madrid. 231 pp.
- Ferrer, M. (1993b). Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of a long-lived raptor, the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Ibis*, 135 (2): 132-138.
- Ferrer, M. (1993c). Reduction in hunting success and settlement strategies in young Spanish imperial eagles. *Animal Behaviour*, 45 (2): 406-408.
- Ferrer, M. (1993d). Ontogeny of dispersal distances in young Spanish imperial eagles. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 32 (4): 259-263.
- Ferrer, M. (1993e). Wind-influenced juvenile dispersal of Spanish imperial eagles. *Ornis Scandinavica*, 24 (4): 330-333.
- Ferrer, M. (2001). *The spanish imperial eagle*. Lynx, Barcelona. 224 pp.
- Ferrer, M., Bisson, I. (2003). Age and territory-quality effects on fecundity in the Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*). *Auk*, 120 (1): 180-186.
- Ferrer, M., Calderón, J. (1990). The spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*) in Doñana National Park: a study on population dynamics. *Biological Conservation*, 51: 151-161.
- Ferrer, M., Calderón, J., Castroviejo, J. (1986). Éxito reproductor de *Aquila adalberti* en Doñana. IV Congreso de Rapaces Mediterráneas. Evora, Portugal.
- Ferrer, M., de le Court, C. (1992). Sex identification in the Spanish imperial eagle. *Journal of Field Ornithology*, 63 (3): 359-364.
- Ferrer, M., Dobado-Berrios, P. (1998). Factors affecting plasma chemistry values of the Spanish imperial eagle, *Aquila adalberti*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A Molecular & Integrative Physiology*, 120A (2): 209-217.
- Ferrer, M., Donazar, J. A. (1996). Density-dependent fecundity by habitat heterogeneity in an increasing population of Spanish imperial eagles. *Ecology*, 77 (1): 69-74.
- Ferrer, M., García-Rodríguez, T., Carrillo, J. C., Castroviejo, J. (1987). Haematocrit and blood chemistry values in captive raptors (*Gyps fulvus*, *Buteo buteo*, *Milvus migrans*, *Aquila heliaca*). *Comparative Biochemistry and Physiology A*, 87 (4): 1123-1127.
- Ferrer, M., Harte, M. (1997). Habitat selection by immature Spanish imperial eagles during the dispersal period. *Journal of Applied Ecology*, 34 (6): 1359-1364.
- Ferrer, M., Hiraldo, F. (1991). Evaluation of management techniques for the Spanish imperial eagle. *Wildlife Society Bulletin*, 19 (4): 436-442.
- Ferrer, M., Hiraldo, F. (1992). Man-induced sex-biased mortality in the Spanish imperial eagle. *Biological Conservation*, 60 (1): 57-60.
- 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 (4): 849-859.
- Ferrer, M., Negro, J. J., Casado, E., Muriel, R., Madero, A. (2007). Human disturbance and the conservation of the Spanish imperial eagle: a response to Gonzalez et al. (2006). *Animal Conservation*, 10 (3): 293-294.

- Ferrer, M., Newton, I., Muriel, R. (2013). Rescue of a small declining population of Spanish imperial eagles. *Biological Conservation*, 159: 32-36.
- Ferrer, M., Newton, I., Pandolfi, M. (2009). Small populations and offspring sex-ratio deviations in eagles. *Conservation Biology*, 23 (4): 1017-1025.
- Ferrer, M., Otalora, F., García-Ruiz, J. M. (2004). Density-dependent age of first reproduction as a buffer affecting persistence of small populations. *Ecological Applications*, 14 (2): 616-624.
- Ferrer, M., Penteriani, V. (2003). A process of pair formation leading to assortative mating: Passive age-assortative mating by habitat heterogeneity. *Animal Behaviour*, 66 (1): 137-143.
- Ferrer, M., Penteriani, V. (2008). Non-independence of demographic parameters: positive density-dependent fecundity in eagles. *Journal of Applied Ecology*, 45 (5): 1453-1459.
- Ferrer, M., Penteriani, V., Balbontín, J., Pandolfi, M. (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 (3): 463-466.
- García-Montijano, M., García, A., Lemus, J. A., Montesinos, A., Canales, R., Luaces, I., Pereira, P. (2002). Blood chemistry, protein electrophoresis, and hematologic values of captive Spanish imperial eagles (*Aquila adalberti*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 33 (2): 112-117.
- Garzón, J. (1968). Las rapaces y otras aves de la Sierra de Gata. *Ardeola*, 14: 97-130.
- Garzón, J. (1972). Especies en peligro: El águila imperial. *Adena*, 4: 8-12.
- Garzón, J. (1974). Contribución al estudio del estatus, alimentación y protección de las falconiformes en España Central. *Ardeola*, 19: 279-330.
- Garzón, J. (1975). Datos sobre un nido de *Aquila heliaca adalberti* con 4 huevos. *Ardeola*, 20: 347-348.
- Glutz von Blotzheim, U. N., Bauer, K. M., Bezzel, E. (1971). *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 4. Falconiformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- González, L. M. (1989). *Historia natural del águila imperial ibérica*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma, Madrid.
- González, L. M. (1991). *Historia natural del águila imperial ibérica (Aquila adalberti Brehm, 1861). Taxonomía, población, análisis de la distribución geográfica, alimentación, reproducción y conservación*. Colección técnica. Publicaciones del Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid. 208 pp.
- González, L. M. (2000). El programa de conservación del águila imperial ibérica. *Publicaciones de Biología de la Universidad de Navarra Serie Zoológica*, 26: 73-99.
- González, L. M. (2008). Origin and formation of the Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*). *Journal of Ornithology*, 149: 151-159.
- González, L. M., Arroyo, B. E., Margalida, A., Sánchez, R., Oria, J. (2006a). Effect of human activities on the behaviour of breeding Spanish imperial eagles *Aquila adalberti*: Management implications for the conservation of a threatened species. *Anim. Conserv.*, 9: 85-93.
- González, L. M., Arroyo, B. E., Margalida, A., Sánchez, R., Oria, J. (2007). Can buffer zones have detrimental effects on the conservation of Spanish imperial eagles?: a response from Gonzalez et al. *Animal Conservation*, 10 (3): 295-296.
- González, L. M., Arroyo, B. E., Margalida, A., Sánchez, R., Oria, J. (2008). Efecto de las actividades humanas en el comportamiento reproductor del águila imperial ibérica: implicaciones para el manejo y la conservación de un ave amenazada. Pp. 453-469. En: González, L. M., Margalida, A. (Eds.). *Biología de la conservación del Águila imperial ibérica (Aquila adalberti)*. Conservation biology of the Spanish imperial Eagle (*Aquila adalberti*).

Naturaleza y Parques Nacionales. Serie especies amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

González, L.M., Bustamante, J., Hiraldo, F. (1990). Factors influencing the present distribution of the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*). *Biological Conservation*, 51: 311-319.

González, L. M., Bustamante, J., Hiraldo, F. (1992). Nesting habitat selection by the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Biological Conservation*, 59 (1): 45-50.

González, L. M., González, J. L., Garzón, J., Heredia, B. (1987). Censo y distribución del Águila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*) en España durante el periodo 1981-1986. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 31: 99-109.

González, J. L., Heredia, B., González, L. M., Alonso, J. C. (1986). Adoption of a juvenile by breeding Spanish imperial eagles during the postfledging period. *Raptor Research*, 20 (2): 77-78.

González, L. M., Heredia, B., González, J. L., Alonso, J. C. (1989). Juvenile dispersal of Spanish Imperial eagles. *Journal of Field Ornithology*, 60 (3): 369-379.

González, L. M., Hiraldo, F. (1988). Organochlorine and heavy metal contamination in the eggs of the Spanish imperial eagle (*Aquila (heliaca) adalberti*) and accompanying changes in egg shell morphology and chemistry. *Environmental Pollution*, 51 (4): 241-258.

González, L. M., Hiraldo, F., Delibes, M., Calderón, J. (1989). Reduction in the range of Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*) since AD 1850. *Journal of Biogeography*, 16: 305-315.

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

González, L. M., Margalida, A., Mañosa, S., Sánchez, R., Oria, J., Molina, J. I., Caldera, J., Aranda, A., Prada, L. (2007). Causes and spatio-temporal variations of non-natural mortality in the endangered Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*) during a recovery period. *Oryx*, 41: 495-502.

González, L. M., Margalida, A., Mañosa, S., Sánchez, R., Oria, J., Molina, J. I., Caldera, J., Aranda, A., Prada, L. (2008a). Causas y variaciones espacio-temporales de la mortalidad no-natural del águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) durante un período de recuperación. Pp. 427-440. En: González, L. M., Margalida, A. (Eds.). *Biología de la conservación del Águila imperial ibérica (Aquila adalberti)*. Conservation biology of the Spanish imperial Eagle (*Aquila adalberti*). Naturaleza y Parques Nacionales. Serie especies amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

González, L. M., Margalida, A., Sánchez, R., Oria, J. (2006c). Supplementary feeding as an effective tool for improving breeding success in the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*). *Biological Conservation*, 129: 477-486.

González, L. M., Margalida, A., Sánchez, R., Oria, J. (2008b). La alimentación suplementaria como herramienta efectiva para mejorar el éxito reproductivo del águila imperial ibérica. Pp. 487-505. En: González, L. M., Margalida, A. (Eds.). *Biología de la conservación del Águila imperial ibérica (Aquila adalberti)*. Conservation biology of the Spanish imperial Eagle (*Aquila adalberti*). Naturaleza y Parques Nacionales. Serie especies amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

González, L. M., Margalida, A., Sánchez, R., Oria, J., Prada, L. (2006b). Cooperative breeding in the Spanish imperial Eagle: a case of polyandry with reversed sexual behavior? *Ibis*, 148: 159-163.

González, L. M., Margalida, A., Sánchez, R., Oria, J., Prada, L. (2008). Cría cooperativa en el águila imperial ibérica: un caso de poliandria con comportamiento sexual invertido del macho. Pp. 333-341. En: González, L. M., Margalida, A. (Eds.). *Biología de la conservación del Águila imperial ibérica (Aquila adalberti)*. Conservation biology of the Spanish imperial Eagle (*Aquila*

adalberti). Naturaleza y Parques Nacionales. Serie especies amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

González, L. M., Oria, J. (2004). Águila imperial ibérica *Aquila adalberti*. Pp. 145-151. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J. C. (Eds.). Libro rojo de las aves de España. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid.

González, L. M., Oria, J., Margalida, A., Sánchez, R., Prada, L., Caldera, J., Aranda, A., Molina, J. I. (2006d). Effective natal dispersal and age of maturity in the threatened Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*: conservation implications. *Bird Study*, 53: 285-293.

González, L. M., Oria, J., Margalida, A., Sánchez, R., Prada, L., Caldera, J., Aranda, A., Molina, J. I. (2008). Dispersión natal efectiva y edad de maduración en el águila imperial ibérica: implicaciones para la conservación. Pp. 157-172. En: González, L. M., Margalida, A. (Eds.). *Biología de la conservación del Águila Imperial Ibérica (Aquila adalberti)*. *Conservation biology of the Spanish Imperial Eagle (Aquila adalberti)*. Naturaleza y parques nacionales. Serie especies amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Marino y Rural. Madrid. 604 pp.

González, L. M., Oria, J., Sánchez, R., Margalida, A., Aranda, A., Prada, L., Caldera, J., Molina, J. I. (2008a). Status and habitat changes in the endangered Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti* population during 1974-2004: implications for its recovery. *Bird Conservation International*, 18: 242-259.

González, L. M., Oria, J., Sánchez, R., Margalida, A., Aranda, A., Prada, L., Caldera, J., Caballero, J., Molina, J. I. (2008b). Estatus y cambios de hábitat en la población del águila imperial ibérica en el periodo 1974-2004. Pp. 113-138. En: González, L. M., Margalida, A. (Eds.). *Biología de la conservación del Águila imperial ibérica (Aquila adalberti)*. *Conservation biology of the Spanish imperial Eagle (Aquila adalberti)*. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie especies amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

González, L. M., Sánchez, R., Oria, J. (2008). El plumaje adulto y el de los pollos en nido en el águila imperial ibérica. Pp. 51-66. En: González, L. M., Margalida, A. (Eds.). *Biología de la conservación del Águila imperial ibérica (Aquila adalberti)*. *Conservation biology of the Spanish imperial Eagle (Aquila adalberti)*. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie especies amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

González, L. M., Sánchez, R., Oria, J., Calvo, A. (2008). Variación del plumaje pre-adulto en el águila imperial ibérica. Pp. 71-98. En: González, L. M., Margalida, A. (Eds.). *Biología de la conservación del Águila imperial ibérica (Aquila adalberti)*. *Conservation biology of the Spanish imperial Eagle (Aquila adalberti)*. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie especies amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Greenway, J. C. (1973). Type specimens of birds. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.*, 150: 207-346.

Gurney, J. H. (1912). An eagle (*Aquila adalberti*) forty years old. *Norwich Trans. Nat. Soc.*, 9: 458.

Guzmán, J., Castaño, J. P. (1998). Electrocutación de rapaces en líneas eléctricas de distribución en Sierra Morena oriental y Campo de Montiel. *Ardeola*, 45 (2): 161-169.

Hartert, E. (1914). *Die Vögel der Palaarktischen Fauna*. Band 2. R. Friedlander und Sohn, Berlin.

Hernández, L. M., Fernández, M. A., González, M. J. (1989). Total PCBs and PCB congeners in Spanish imperial eagle eggs. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 43 (5): 725-732.

Hernández, L. M., González, M. J., Fernández, M. A. (1988). Organochlorines and metals in Spanish imperial eagle eggs, 1986-87. *Environmental Conservation*, 15 (4): 363-364.

- Hernández, M., González, L. M., Oria, J., Sánchez, R., Arroyo, B. (2008a). Influence of contamination by organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls on the breeding of the Spanish Imperial eagle (*Aquila adalberti*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27: 433-441.
- Hernández, M., González, L. M., Oria, J., Sánchez, R., Arroyo, B. (2008b). Influencia de la contaminación por pesticidas organoclorados y PCBs en la reproducción del águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*). Pp. 523-546. En: González, L. M., Margalida, A. (Eds.). *Biología de la conservación del Águila imperial ibérica (Aquila adalberti)*. Conservation biology of the Spanish imperial Eagle (*Aquila adalberti*). Naturaleza y Parques Nacionales. Serie especies amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Hiraldo, F., Delibes, M., Calderón, J. (1976). Sobre el estatus taxonómico del Águila Imperial Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata*, 3: 171-182.
- Höfle, U., Blanco, J. M., Kaleta, E. F. (2002). Sero-prevalence of Avian Paramyxovirus 1, 2, and 3 in Captive and Free-Living Birds of Prey in Spain – Implications for Conservation and Management of Wild and Captive Populations. *Annals of the New York Academy of Science*, 969: 213-216.
- Höfle, U., Blanco, J. M., Sauer-Guerth, H., Wink, M. (2000). Molecular sex determination in Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*) nestlings and sex related variation in morphometric parameters. Pp. 289-293. En: Lumeij, J. T., Remple, J. D., Redig, P. T., Lierz, M., Cooper, J. E. (Eds.). *Raptor biomedicine III including bibliography of diseases of birds of prey*. Zoological Education Network, Inc., Lake Worth.
- Janss, G. F. E., Ferrer, M. (2001). Avian electrocution mortality in relation to pole design and adjacent habitat in Spain. *Bird Conservation International*, 11 (1): 3-12.
- López-López, P., Ferrer, M., Madero, A., Casado, E., McGrady, M. (2011). Solving Man-Induced Large-Scale Conservation Problems: The Spanish Imperial Eagle and Power Lines. *PLoS ONE*, 6 (3): e17196.
- Margalida, A., González, L. M., Sánchez, R., Oria, J., Prada, L. (2007a). Parental behaviour of Spanish imperial eagles *Aquila adalberti*: sexual differences in a moderately dimorphic raptor. *Bird Study*, 54: 112-119.
- Margalida, A., González, L. M., Sánchez, R., Oria, J., Prada, L., Caldera, J., Aranda, A., Molina, J. I. (2007b). A long-term scale study of the breeding biology of Spanish Imperial Eagles. *Journ. Ornithol.*, 148: 309-322.
- Margalida, A., González, L. M., Sánchez, R., Oria, J., Prada, L., Caldera, J., Aranda, A., Molina, J. I. (2008). Estudio de la biología reproductora del águila imperial ibérica. Pp. 259-284. En: González, L. M., Margalida, A. (Eds.). *Biología de la conservación del Águila Imperial Ibérica (Aquila adalberti)*. Conservation biology of the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*). Naturaleza y parques nacionales. Serie especies amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Marino y Rural. Madrid. 604 pp.
- Margalida, A., Mañosa, S., González, L. M., Ortega, E., Sánchez, R., Oria, J. (2008a). Breeding of non-adults and their influence on productivity in the Spanish Imperial eagles. *Ardea*, 96 (2): 173-180.
- Margalida, A., Mañosa, S., González, L. M., Ortega, E., Sánchez, R., Oria, J. (2008b). Estructura de edades y su efecto en la fecundidad del águila imperial ibérica *Aquila adalberti*. Pp. 393- 409. En: González, L. M., Margalida, A. (Eds.). *Biología de la conservación del Águila Imperial Ibérica (Aquila adalberti)*. Conservation biology of the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*). Naturaleza y parques nacionales. Serie especies amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Marino y Rural. Madrid. 604 pp.

- Margalida, A., Sánchez, R., González, L. M., Oria, J., Prada, L. (2008). Comportamiento parental en el águila imperial ibérica: diferencias sexuales en un ave de presa moderadamente dimórfica. Pp. 307-320. En: González, L. M., Margalida, A. (Eds.). *Biología de la conservación del Águila Imperial Ibérica (Aquila adalberti)*. *Conservation biology of the Spanish Imperial Eagle (Aquila adalberti)*. Naturaleza y parques nacionales. Serie especies amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Marino y Rural. Madrid. 604 pp.
- Martín Mateo, M. P. (1979-1980). Una nueva especie de *Colpocephalum* Nitzsch (Mallophaga), parásita de águila imperial. *Eos-Revista Española de Entomología*, 55-56: 107-113.
- Martín Mateo, M. P., Rivas, L. I. (1982). Contribución al estudio de los malófagos parásitos de águila imperial ibérica. *Eos-Revista Española de Entomología*, 58: 193-201.
- Martínez-Cruz, B. (2004). *Genética de la conservación del Águila imperial ibérica (Aquila adalberti)*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla, Sevilla.
- Martínez-Cruz, B., David, V. A., Godoy, J. A., Negro, J. J., O'Brien, S. J., Johnson, W. E. (2002). Eighteen polymorphic microsatellite markers for the highly endangered Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*) and related species. *Molecular Ecology Notes*, 2 (3): 323-326.
- Martínez-Cruz, B., Godoy, J. A. (2007). Genetic evidence for a recent divergence and subsequent gene flow between Spanish and Eastern imperial eagles. *BMC Evolutionary Biology*, 7: 170.
- Martínez-Cruz, B., Godoy, J. A., Negro, J. J. (2004). Population genetics after fragmentation: The case of the endangered Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*). *Mol. Ecol.*, 13: 2243-2255.
- Martínez-Cruz, B., Godoy, J. A., Negro, J. J. (2007). Population fragmentation leads to spatial and temporal genetic structure in the endangered Spanish imperial eagle. *Molecular Ecology*, 16 (3): 477-486.
- Mateo, R., Cadenas, R., Mañez, M., Guitart, R. (2001). Lead shot ingestion in two raptor species from Doñana, Spain. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 48 (1): 6-10.
- Mateo, R., Green, A. J., Lefranc, H., Baos, R., Figuerola, J. (2007). Lead poisoning in wild birds from southern Spain: a comparative study of wetland areas and species affected, and trends over time. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66 (1): 119-126.
- Mayaud, N. (1982). Les Oiseaux du nord ouest de l'Afrique. *Alauda*, 50: 45-67.
- Meyburg, B. U. (1974a). Sibling aggression and mortality among nestling eagles. *Ibis*, 116 (2): 224-228.
- Meyburg, B. U. (1974b). Quatre poussins dans un nid de l'aigle imperial d'Espagne. *Alauda*, 42 (1): 1-6.
- Meyburg, B. U. (1975). On the biology of the Spanish imperial eagle (*Aquila heliaca adalberti*). *Ardeola*, 21 (1): 245-283.
- Meyburg, B. U. (1987). Clutch size, nestling aggression and breeding success of the Spanish imperial eagle. *British Birds*, 80 (7): 308-320.
- Meyburg, B. U., Garzón-Heydt, J. (1973). Sobre la protección del águila imperial (*Aquila heliaca adalberti*) aminorando artificialmente la mortandad juvenil. *Ardeola*, 19: 107-128.
- Meyburg, B. U., Meyburg, C. (1991). Acquisition of adult plumage in the Spanish imperial eagle *Aquila (heliaca) adalberti*. *Birds of Prey Bulletin*, Supplement N° 4: 255-258.
- Muriel, R., Ferrer, M., Casado, E., Madero, A., Pérez Calabuig, C. (2011). Settlement and successful breeding of reintroduced Spanish imperial eagles *Aquila adalberti* in the province of Cádiz (Spain). *Ardeola*, 58 (2): 323-333.

Muriel, R., Morandini, V., Ferrer, M., Balbontín, J. (2015). Independence and juvenile dispersal distances in wild and reintroduced Spanish imperial eagles. *Biological Conservation*, 191: 300-305.

Negro, J. J., Hiraldo, F. (1994). Lack of allozyme variation in the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Ibis*, 136 (1): 87-90.

Oria, J. (1999). Spanish imperial eagle *Aquila adalberti* attacks and kills a cinereous vulture *Aegypius monachus*. *Vulture News*, 40: 37-39.

Ortega, E., Mañosa, S., Margalida, A., Sánchez, R., Oria, J., González, L. M. (2008). Descripción demográfica de la recuperación del águila imperial ibérica. Pp. 355-375. En: González, L. M., Margalida, A. (Eds.). *Biología de la conservación del Águila Imperial Ibérica (Aquila adalberti)*. *Conservation biology of the Spanish Imperial Eagle (Aquila adalberti)*. Naturaleza y parques nacionales. Serie especies amenazadas. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Marino y Rural. Madrid. 604 pp.

Padilla, J. A., Martínez-Trancón, M., Rabasco, A., Fernández-García, J. L. (1999). The karyotype of the Iberian imperial eagle (*Aquila adalberti*) analyzed by classical and DNA replication banding. *Cytogenetics and Cell Genetics*, 84 (1-2): 61-66.

Padilla, J. A., Martínez-Trancón, M., Rabasco, A., Parejo, J. C., Sansinforiano, M. E., Guijo, M. I. (2000). Genetic variability in the Iberian imperial eagle (*Aquila adalberti*) demonstrated by RAPD analysis. *Journal of Heredity*, 91 (6): 495-499.

Pain, D. J., Meharg, A. A., Ferrer, M., Taggart, M., Penteriani, V. (2005). Lead concentrations in bones and feathers of the globally threatened Spanish imperial eagle. *Biological Conservation*, 121 (4): 603-610.

Palma, L. (1985). The present situation of birds of prey in Portugal. Pp. 3-14. En: Newton, I., Chancellor, R. D. (Eds.). *Conservation Studies of Raptors*. ICBP Technical Bulletin, 5.

Penteriani, V. (2008). When similar ecological patterns in time emerge from different initial conditions: equifinality in the breeding performance of animal populations. *Ecological Complexity*, 5 (1): 66-68.

Penteriani, V., Ferrer, M., Ojalora, F., Delgado, M. M. (2009). When individuals senesce: the 'Florida effect' on stable populations of territorial, long-lived birds. *Oikos*, 118 (3): 321-327.

Penteriani, V., Ojalora, F., Ferrer, M. (2005). Floater survival affects population persistence. The role of prey availability and environmental stochasticity. *Oikos*, 108 (3): 523-534.

Penteriani, V., Ojalora, F., Ferrer, M. (2006). Floater dynamics can explain positive patterns of density-dependent fecundity in animal populations. *American Naturalist*, 168 (5): 697-703.

Penteriani, V., Ojalora, F., Ferrer, M. (2008). Floater mortality within settlement areas can explain the Allee effect in breeding populations. *Ecological Modelling*, 213 (1): 98-104.

Pineau, J., Preston, E. C., Giraud-Audine, M. (1979). A propos d'une ponte de quatre oeufs de l'Aigle imperial de l'Espagne, *Aquila heliaca adalberti*, au Coto Doñana. *Alauda*, 42: 225-226.

Polo, F. J., Celdrán, J. F., Peinado, V. I., Viscor, G., Palomeque, J. (1992). Hematological values for four species of birds of prey. *Condor*, 94 (4): 1007-1013.

Rodríguez-Ramos Fernández, J., Hoefle, U., Mateo, R., Nicolás de Francisco, O., Abbott, R., Acevedo, P., Blanco, J. M. (2011). Assessment of lead exposure in Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*) from spent ammunition in central Spain. *Ecotoxicology*, 20 (4): 670-681.

Sánchez, R., Margalida, A., González, L. M., Oria, J. (2008). Biases in diet sampling methods in the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Ornis Fennica*, 85 (3): 82-89.

Sánchez, R., Margalida, A., González, L. M., Oria, J. (2009). Temporal and spatial differences in the feeding ecology of the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti* during the non-breeding season: effects of the rabbit population crash. *Acta Ornithologica*, 44 (1): 53-58.

- Seibold, I., Helbig, A. J., Meyburg, B. U., Negro, J. J., Wink, M. (1996). Genetic differentiation and Molecular Phylogeny of European *Aquila* Eagles according to Cytochrom b Nucleotide Sequences. Pp. 1-15. En: Meyburg, B. U., Chancellor, R. D. (Eds.). *Eagle Studies*. World Working Group on Birds of Prey, London.
- Suetens, W., Van Groenendael, P. (1971). Note succincte sur la nidification d'un couple d'aigles impériaux (*Aquila heliaca adalberti*) dans la provincia de Cáceres. *Ardeola*, Volumen especial, 575-580.
- Suetens, W., Van Groenendael, P. (1971). Note succincte sur la nidification d'un couple d'aigles impériaux (*Aquila heliaca adalberti*) dans la provincia de Cáceres. *Ardeola*, Volumen especial: 575-580.
- Valverde, J. A. (1960). Vertebrados de las Marismas del Guadalquivir (Introducción a su estudio ecológico). *Archivos del Instituto de Aclimatación*, 9: 9-168; 16 láminas.
- Valverde, J. A. (1960b). La population d'Aigles impériaux (*Aquila heliaca adalberti*) des marismas du Guadalquivir; son evolution depuis un siecle. *Alauda*, 23: 20-26.
- Valverde, J. A. (1967). *Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres*. Monografías de la Estación Biológica de Doñana, 1. 218 pp.
- Vaurie, C. (1965). *The Birds of the Palearctic Fauna*. Whiterby, London.
- Veiga, J. P. (1985). *Ecología de las rapaces de un ecosistema mediterráneo de montaña. Aproximación a su estructura comunitaria*. Tesis doctoral. Universidad Complutense, Madrid.
- Veiga, J. P., Alonso, J. C., Alonso, J. (1984). Sobre la población de águilas imperiales (*Aquila heliaca adalberti*) de la Sierra del Guadarrama. *Rapinyaires Mediterranis*, 2: 54-59.
- Villafuerte, R., Calvete, C., Blanco, J. C., Lucientes, J. (1995). Incidence of viral haemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia*, 59: 651-659.
- Vizcaíno, L. L., Castroviejo, J. (1978). Sobre infecciones estafilocócicas en el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti* Brehm). *Doñana, Acta Vertebrata*, 5: 89-95.
- Voous, K. H. (1960). *Atlas of European Birds*. Nelson, Amsterdam.
- Voous, K. H. (1980). Taxonomy and Conservation. *Bull. World Working Group on Birds of Prey*, 1: 45-49.