

## Águila perdicera – *Aquila fasciata* Vieillot, 1822

**Diego Ontiveros**

Dpto. Biología Animal y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada

Versión 1-07-2014

Versiones anteriores: 3-08-2007; 13-02-2008; 18-01-2010



© Juan M. Varela

## Sistemática

Estudios recientes basados en análisis de ADN nuclear y mitocondrial muestran que el género *Hieraaetus* es parafilético. Las especies de pequeño tamaño de *Hieraaetus* (*pennatus*, *morphnoides* y *ayresii*) forman un grupo monofilético. *H. fasciatus* y *H. spilogaster* son más próximas a especies del género *Aquila* y deberían ser incluidas en ese género (Helbig et al., 2005; Lerner y Mindell, 2005).<sup>2</sup>

## Nombre común

Tradicionalmente conocida en España como Águila Perdicera, Bernis et al., (1994) propusieron el cambio del nombre de esta especie por el de Águila-azor Perdicera, imitando al modelo de nomenclatura británica donde algunas especies del género *Hieraaetus* se nombran con el término Hawk-eagle (Burton, 1989; Ferguson-Lees et al., 2001). No obstante, y a diferencia de lo ocurrido para otras especies de la avifauna española este cambio no ha arraigado, a veces, ni tan siquiera entre la comunidad científica. De hecho, son numerosos los artículos publicados desde el año 1994 en revistas científicas, en los cuales en alguna parte del mismo (normalmente el resumen en español), se cita a la especie con el nombre tradicional (Mañosa et al., 1998; Ontiveros, 1999; Real y Mañosa, 2001; Ontiveros et al., 2004). Este hecho también se produce en algunas de las leyes que regulan la situación de protección de la especie, como la OM de 10 de junio de 2000, que la recoge como vulnerable dentro el Catálogo Nacional de Especies Protegidas y donde se menciona expresamente como Águila Perdicera. Por último, incluso la Sociedad Española de Ornitología (cuya publicación *Ardeola* propuso el cambio de nombre) la cita en ocasiones con el nombre tradicional, llegando a haberse declarado el año 2005 como “Año del Águila Perdicera”.

## Identificación

En la morfología del Águila Perdicera, destacan unas alas más cortas, anchas y redondeadas que las de otras grandes águilas, que le confieren una relación entre la longitud/anchura del ala de solo 2,37, y una carga alar de 0,62 gr/cm<sup>2</sup> (Parellada, et al., 1984). Esta circunstancia, junto con una menor curvatura de las alas y menor emarginación de las primarias, configuran una silueta de gran maniobrabilidad, pero de poca sustentación en vuelo, lo cual puede explicar en parte la distribución termófila de esta especie, relacionada con la existencia de masas de aire caliente ascendentes que le ayuden a mejorar el coste energético del vuelo.

Se trata de un águila de mediano tamaño, de cabeza más bien pequeña, cuello algo largo y dedos y garras muy grandes. La cola es larga para una especie de su tamaño, lo que hace que posada sobresalga bastante de los extremos alares. El plumaje es muy variable según la edad de los individuos, pudiendo diferenciarse las siguientes edades según el año calendario (ac) de los individuos (desde el nacimiento hasta el 31 de diciembre sería el primer año calendario):

Adulto (> 5 ac): marrón oscuro (raramente gris pizarroso) por encima con una mancha blanca irregular más o menos amplia en el manto; cola gris con barras oscuras finas y una subterminal más ancha; ventralmente blancos con distintas manchas marrones verticales en forma de gota, estando los machos normalmente menos manchados, y presentando las hembras unas calzas oscuras del mismo color que el dorso (mucho más claras o ausentes en machos).

Subadulto ( 4 ac): similar al adulto, pero con la parte ventral de las primarias claramente barreadas de oscuro sobre fondo claro (casi negro en los adultos) y las manchas del pecho algo más anchas.

Juvenil (1- 3 ac): marrón medio por encima, canela ventralmente, y sin apenas manchas en pecho y vientre. Bandas pardas poco marcadas en las alas sobre un fondo canela, apareciendo una banda más oscura en la infracobertoras mayores y subterminal en las rémiges y rectrices, en el tercer año calendario.

Distintos aspectos sobre el plumaje y edades de los individuos pueden consultarse en (Parellada, 1984; Ferguson-Lees et al., 2001)

## Biometría

La tabla 1 recoge datos biométricos de Águilas perdiceras del suroeste europeo (García et al., 2013)<sup>3</sup>. En una muestra de ejemplares de la región mediterránea, la longitud media del ala es de 476 mm en machos (rango = 453- 505 mm; n = 13) y 483 mm en hembras (rango = 452- 510 mm ; n = 16). La longitud media de la cola es de 251 mm en machos (rango = 240- 260 mm ) y 261 mm en hembras (rango = 253- 268 mm ) (Glutz von Blotzheim et al., 1971).

**Tabla 1.** Biometría (mm) y masa corporal (g) de Águilas perdiceras de España, Portugal y Francia (García et al., 2013)<sup>3</sup>.

	Machos			Hembras		
	Media	Rango	n	Media	Rango	n
Masa corporal	1.941	1.400-2.240	91	2.618	2.100-3.025	83
Longitud ala	480	308-530	71	481	280-580	70
Longitud cola	268	245-287	84	288	264-319	79
Longitud pico	43,3	40,4-45,3	33	46,6	41,3-51,8	31
Uña posterior	37,2	37,1-39,4	32	43,1	40,3-46,7	32

## Dimorfismo sexual

Los machos son más claros inferiormente, con más blanco y menos manchas pardas u oscuras. La extensión de la coloración pálida de los bordes de las plumas de la cola es mayor en machos que en hembras (García et al., 2013). El Águila perdicera presenta dimorfismo sexual en el tamaño, teniendo las hembras en promedio una masa corporal un 25,9% mayor que los machos (Tabla 1)<sup>3</sup>.

## Variación geográfica

La subespecie que ocupa la mayor parte de su área de distribución es *Hieraaetus fasciatus fasciatus*, considerándose la población de las Sondas Menores (Indonesia) como *Hieraaetus fasciatus renschi*. Formaría una superespecie con *Hieraaetus spilogaster*, de distribución africana y considerada hasta hace poco como una tercera subespecie de *Hieraaetus fasciatus* (Ferguson-Lees y Christie., 2001). Un estudio reciente basado en análisis de ADN nuclear y mitocondrial apoya la separación de *spilogaster* como especie diferente (Lerner y Mindell, 2005).<sup>2</sup>

Hay variación clinal en el tamaño. Las poblaciones del sur de Europa y del norte de África tienen menor talla que las de India (Cramp y Simmons, 1980).

El análisis de una muestra de 72 ejemplares de varias regiones de la Península Ibérica y del NW de África muestra escasa diversidad de ADN mitocondrial y falta de estructura genética (Cadahia et al., 2007).<sup>1</sup>

Se ha observado una diferenciación genética moderada entre poblaciones del Mediterráneo oriental y occidental. Dentro de las poblaciones occidentales la diferenciación es débil a moderada y siguen un patrón de aislamiento por distancia. Las poblaciones del sudoeste de Portugal son las que tienen la mayor diferenciación y menor diversidad genética. El resto de poblaciones forman dos grupos, uno formado por Marruecos, sudoeste y este de España y el otro formado por el noreste de Portugal, oeste y centro de España (Mira et al., 2013)<sup>3</sup>.

## Parámetros sanguíneos

Se han descrito con bastante detalle los parámetros sanguíneos de juveniles cautivos y en libertad de Águila Perdicera por Balbontín y Ferrer (2002). Algunos de los valores estudiados parecen ser distintos entre machos y hembras, siendo la media de los valores de glucosa de 15,7 y 14,03 (mg/dl) y los de urea de 2,27 y 2,52 (mg/dl) para machos y hembras respectivamente.

## Muda

La muda de las plumas de vuelo es completa cada año, si bien en las primeras mudas algunas rémiges no son mudadas. La caída de las plumas comienza en febrero-marzo, extendiéndose normalmente hasta septiembre, pero pudiéndose observar ejemplares mudando todo el año, siendo la secuencia de muda de las primarias irregular (Glutz von Blotzheim et al., 1971; Forsman, 1999).

Otras contribuciones: 1: Alfredo Salvador. 13-02-2008; 2: Alfredo Salvador. 14-01-2010; 3: Alfredo Salvador. 1-07-2014

## Hábitat

### Hábitat de individuos territoriales

Al ser el Águila Perdicera una especie claramente termófila en su rango de distribución mundial, el hábitat que ocupa la población española está claramente marcado por la existencia de zonas térmicamente adecuadas. De esta forma, la temperatura es un factor limitante en la distribución de la especie que no sólo afecta al éxito reproductor (Ontiveros y Pleguezuelos, 2003), sino que hace que la especie seleccione las áreas con la temperatura media de los meses de verano más alta (Román et al., 2005), y evite ocupar zonas situadas por debajo de la isoterma de los 2º C en el mes más frío (Parellada et al., 1984).

Los territorios ocupados por las perdiceras en España son muy variados, y pueden localizarse en zonas casi desérticas del este peninsular o formaciones boscosas bien conservadas. Algunos autores señalan la superficie de cultivos de cereal como variable positivamente seleccionada por las parejas en la elección del hábitat, así como cierta interacción con las parejas de Águila Real (Gil-Sánchez et al., 1996); otros relacionan una mayor probabilidad de encontrar parejas con una mayor presencia de monte bajo (Rico-Alcázar et al., 2001) y finalmente algunos con la mayor abundancia de mosaicos de vegetación (Sánchez-Zapata et al., 1996; Sánchez-Zapata y Calvo, 1999). A pesar de este amplio espectro en la ocupación del hábitat, en lo que coinciden la mayoría de los estudios es en la pendiente elevada del terreno como variable importante en la selección de los territorios (Ontiveros, 1999; Rico-Alcázar et al., 2001; Román et al., 2005; López-López et al., 2006). Este resultado no es de extrañar, al tratarse de una especie dependiente de los roquedos para la nidificación, ya que éstos aparecen en mayor medida en zonas más abruptas y, por lo tanto, con mayor pendiente media del terreno.

Se ha comprobado que entre los roquedos existentes en un mismo territorio, las parejas seleccionan preferentemente los de mayor altura para el emplazamiento de sus nidos, y como los roquedos pequeños pueden ser igualmente ocupados (si no los hay grandes) siempre que estén lejos de focos de presión humana como caminos y carreteras (Ontiveros, 1999, López-López et al., 2006). Este patrón de selección parece lógico para una especie que coincide frecuentemente con zonas de elevada presión humana, ya que una mayor altura de los roquedos le ofrece cierta seguridad durante el proceso reproductor. De hecho, son varios los casos en los que se ha constatado el abandono de nidos tras la construcción o reparación de carreteras (Dobado-Berrios et al.; 1998 Ontiveros, 1997)

La orientación de los roquedos puede ser otro factor que influye en la selección de los mismos en determinadas zonas, habiéndose comprobado una orientación preferente hacia sureste en la población granadina (Ontiveros, 1999). Este hecho puede explicarse por las bajas temperaturas de la zona, la prontitud del inicio del proceso reproductivo de la especie, y una necesidad de contar con mayor insolación en las frías mañanas de invierno en las que las hembras ya están incubando.

Los territorios abandonados por la especie en la región de Murcia, presentan una mortalidad de los adultos superior a la de los ocupados, así como una menor proporción de matorral (Carrete et al., 2002). Esta circunstancia podría explicarse por la menor probabilidad de detección de presas en zonas más cubiertas de vegetación, ya que este factor sería incluso más importante que la abundancia absoluta de las mismas para presas tan importantes como el conejo (Ontiveros et al., 2005).

### Hábitat de los individuos en dispersión

Las poblaciones reproductoras ocupan sierras mientras que los individuos dispersantes se encuentran en llanuras y colinas (Carrascal y Seoane, 2009)<sup>3</sup>.

Durante la fase de dispersión juvenil, los individuos no adultos se concentran en áreas de dispersión en las que permanecen algún tiempo hasta ocupar un territorio propio. Se han identificado 17 zonas de dispersión ubicadas en ocho comunidades autónomas, de ellas las más importantes en Castilla La Mancha y Andalucía. En la mayoría de estas zonas predominan cultivos (Mañosa et al., 1998; Balbontín, 2004; Bautista et al., 2003; Cadahía et al., 2010)<sup>3</sup>.

En Cataluña, Mañosa et al. (1998), han encontrado las zonas de dispersión localizadas en zonas de cultivos de secano próximas al Pirineo, montañas litorales, y campos de regadío de la parte central de la comunidad, todas ellas caracterizadas por la inexistencia de roquedos de nidificación adecuados y la ausencia de masas forestales. En Cataluña las áreas de dispersión son seleccionadas basándose en la heterogeneidad de los cultivos y la mayor abundancia de conejos y perdices, alcanzándose una densidad de 0,90 aves/km<sup>2</sup> (Mañosa et al., 1998). En la provincia de Cádiz, se caracterizan por un alto porcentaje de pastizal, una elevada pendiente orientada hacia sureste y una mayor lejanía de pueblos y carreteras (Balbontín, 2005).

El Águila perdicera y el Águila real comparten durante la dispersión áreas de asentamiento en el sur peninsular que se caracterizan por la abundancia de conejo y perdiz roja, la superficie ocupada por frutales y la heterogeneidad de hábitat (Caro et al., 2011)<sup>3</sup>.

### **Tamaño de población**

Los primeros datos sobre la población española datan del siglo XIX (Saunders, 1871; De Habsburgo, 1889) aunque son muy contradictorios. En las estimaciones posteriores, más fiables, se cifró la población española de Águila Perdicera entorno a 500 parejas a comienzos de la década de 1970 (Garzón, 1975), realizándose en 1986 la primera estima en base a censos de campo que arrojó una población de 600-700 parejas (Real, 2003). En el censo nacional de 1990 se detectaron 755 parejas, con 679 seguras y 76 probables (Arroyo et al., 1990). En el año 2000, y en base a los datos aportados por las Comunidades Autónomas al Ministerio de Medio Ambiente, el censo alcanzó valores similares, con 658-721 parejas (Real, 2003).

**Tabla 2.** Tamaño de población del Águila Perdicera en distintas comunidades españolas, indicando el promedio entre la población mínima y máxima estimada. Fuente: Grupo de Trabajo del Águila Perdicera, 2004 (Ministerio de Medio Ambiente y Comunidades Autónomas), salvo para Murcia (Carrete et al., 2006) y Andalucía (CMA, 2006).

Comunidad Autónoma	Nº de parejas	Comunidad Autónoma	Nº de parejas
Andalucía	347	Murcia	24
C. Valenciana	108	Castilla y León	17
Extremadura	93	La Rioja	5
Castilla-La Mancha	80	Navarra	3
Cataluña	66	Madrid	2
Aragón	30	País Vasco	1

El total de parejas censado en 2006 ascendería a un promedio de 776 en todo el territorio nacional (Tabla 2), con el 44,7 % de esta población ubicada en Andalucía. Sin embargo, la aparente progresión en el número de parejas no responde en todos los casos a un aumento real de la población, sino a un mayor conocimiento de la misma, pues conforme ha mejorado la prospección en algunas provincias ha aumentado el número de territorios detectados (por ejemplo, Dobado-Berrios et al., 1998; Bautista et al., 2003). Muy al contrario, la tendencia general de la población española parece ser regresiva, con la contracción del área de distribución de la especie en las áreas del centro y norte peninsular y el mantenimiento de las poblaciones en el sur (Arroyo et al., 1995; Arroyo et al., 1998). En el conjunto del país se ha confirmado la desaparición de 116 parejas en la década de los 80 (Arroyo et al., 1995) con

pérdidas anuales de población durante el período 1980-1994 de un 7,3 % en Murcia, 5,7 % en Navarra, 4,1 % en Castellón, 3,9 % en Burgos y 2,7 % en Cataluña (Real & Mañosa, 1997).

### Abundancia

La densidad de parejas reproductoras varía según las distintas zonas, desde las poblaciones más saturadas de las Cordilleras Penibéticas con 8,2 km de separación media entre parejas, hasta los 33,7 km en la Depresión del Ebro, situándose el valor medio de la población española en 11,9 km entre parejas (Arroyo et al., 1995).

### Estatus de conservación

Categoría Mundial IUCN (2009): Preocupación Menor LC (BirdLife International, 2009).<sup>2</sup>

Categoría España IUCN (2004): En Peligro EN (Real, 2004).<sup>2</sup>

Especie incluida a nivel europeo en la categoría SPEC 3 (Rocamora, 1994), es decir, especie cuyas poblaciones no están concentradas en Europa pero tienen un estado de conservación desfavorable en la misma. En España, se incluye en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Real Decreto 439/1990), en la categoría de "Vulnerable", (OM de 10 de junio de 2000). Igualmente la especie está incluida en el Anexo I de la Directiva de aves (especies objeto de medidas de conservación), en el Anexo II del Convenio de Berna (especies objeto de reglamentación para mantener sus poblaciones fuera de peligro) y en el Anexo II del Convenio de Bonn (especies con estado de conservación desfavorable que precisan de la colaboración internacional para su conservación).

En el conjunto de la población española, Arroyo et al. (1995) constataron durante el período 1980-1990 la desaparición de 116 parejas y la colonización de tan solo dos territorios, lo que supuso un descenso mínimo de la población del 13 % de sus efectivos. Posteriormente, se han analizado muchas poblaciones en las que se ha comprobado igualmente este descenso del número de parejas durante distintos períodos (Tabla 3). En general, la dinámica poblacional no ha estado compensada en muchas de las poblaciones del norte peninsular, no pudiendo ser sustituidos los adultos que morían en las parejas territoriales (Real et al., 1991).

**Tabla 3.** Porcentaje de descenso poblacional de Águila Perdicera en distintas poblaciones españolas.

	Período	Disminución	Referencia
Aragón	1980-2001	44%	Alcántara et al., 2003
Valencia	1980-1998	17%	Rico et al., 1999
Murcia	1983-1997	48%	Carrete et al., 2002
Navarra	1984-1994	5,70%	Real y Mañosa, 1997
Cataluña	1980-1994	2,70%	Real y Mañosa, 1997
Castellón	1982-1994	4,10%	Real y Mañosa, 1997
Burgos	1980-1994	3,90%	Real y Mañosa, 1997

### Factores de amenaza

Para la población española de Águila Perdicera se cita la persecución de cazadores y columbicultores como la principal causa de regresión de la misma (63 % de los casos), seguida de las alteraciones del paisaje como construcción de presas, carreteras y actividades mineras (19,6 %) y el aumento de la presión humana en los territorios (17,4 %) durante la década 1980-1990 (Real y Bros, 1984; Arroyo et al., 1995; Ontiveros 1996; Ontiveros, 1997).

En un análisis de las causas que provocaron la desaparición de 18 territorios de perdicera en Murcia, Carrete et al. (2002) encuentran como en los territorios abandonados la mortalidad de las águilas fue mayor y la presencia de hábitats adecuados para las presas menor, fundamentalmente la superficie del territorio cubierto de matorral.

En la provincia de Jaén, Madero y Ruiz-Martínez (1991) describieron la existencia de distintos territorios abandonados en los cuales, no obstante, no se había llegado a comprobar la existencia de parejas reproductoras.

La tasa de crecimiento de las poblaciones españolas de Águila Perdicera, es cuatro veces más sensible a cambios en la mortalidad adulta que a cambios en la mortalidad preadulto, y está 10 veces menos afectada por cambios en la fecundidad y supervivencia predispersiva (Real y Mañosa, 1997). En esta misma línea, Carrete et al. (2002) describen para la población murciana un modelo matemático, en el que la mejora de la supervivencia de los individuos territoriales y dispersantes y un incremento en la disponibilidad de hábitat adecuado, son las medias más importantes para la estabilidad demográfica de la población. Esto implica que los esfuerzos de conservación han de dirigirse primordialmente al incremento o mantenimiento (según regiones) de la supervivencia preadulto y especialmente adulta.

Los niveles de mercurio en adultos en el sur de Portugal varían según la composición de la dieta. Las concentraciones de mercurio se correlacionan positivamente con una dieta basada en aves insectívoras y omnívoras y negativamente con una dieta basada en conejos, palomas y perdices (Palma et al., 2005).

## Mortalidad

La mortalidad de los adultos obedece a distintos factores y se ha cuantificado en distintas poblaciones, alcanzando valores anuales según Real y Mañosa (1997) de 6,73 % en Burgos, 7,6 % en Navarra, 8,84 % en el Penedés, 12,87 % en Castellón y 16,09 % en Murcia; de 11,2 % en Córdoba (Dobado-Berrios et al., 1998) y de 3,37 en Granada (Ontiveros, 2000).

Como muchas otras especies de rapaces, el Águila Perdicera se ve afectada por la acción humana, siendo elevado el número de ejemplares lesionados que ingresan en los centros de rehabilitación de especies protegidas (Asensio y Barbosa, 1990). Se ha comprobado que la electrocución es un factor de amenaza muy importante (Bautista et al., 1999; Calvo, 1999). En un estudio realizado sobre 377 individuos muertos, Real et al., (2001) encontraron que la electrocución y la persecución humana eran las causantes del 55 % y 26 % de las muertes, respectivamente. Igualmente, comprobaron como mientras la primera causa afectaba mayoritariamente a los jóvenes, los adultos sufrían principalmente la segunda, en función de la diferente distribución espacial de las clases de edad por la geografía española. Entre regiones también parecen existir diferencias, de forma que la electrocución fue más frecuente en Cataluña y España central, y la persecución afectó en mayor medida a las poblaciones del Levante y el Norte Peninsular.

La mortalidad de adultos representa en Castellón el 60,55% de todos los casos registrados (n=229, incluyendo desde puestas a adultos); la muerte por disparos representa el 50,93% de los causas conocidas de muerte (Bort et al., 2007).<sup>2</sup>

Mañosa y Real (2001), comprobaron en Cataluña como las parejas de Águila Perdicera con presencia de líneas de tendidos eléctricos a menos de 1 km de los nidos, presentaron tasas de recambio que duplicaban a las del resto de las parejas, si bien una mayor presencia de líneas de este tipo podría ser consecuencia de una mayor presencia humana en los entornos de los nidos, y no la causa directa de su mortalidad.

Un estudio en el que se controlaron 333 líneas y 6.304 postes de alta tensión en Ciudad Real y Albacete entre octubre 2004 y diciembre de 2009 registró 952 rapaces de las 54 (5,8%) eran Águilas perdiceras. Las electrocuciones se concentran en determinadas zonas en las que hay mayor disponibilidad de presas, mayor cobertura de vegetación y distancia más corta a carreteras (Guil et al., 2011)<sup>3</sup>.

Los estudios de radioseguimiento confirman la alta tasa de mortalidad de los jóvenes. Tres de los cuatro pollos marcados en la provincia de Granada murieron en el primer mes de haber iniciado su salida del nido (Ontiveros, 1996; Ontiveros, 2000), y tres de los ocho pollos marcados con emisores en diversas provincias del este de España, murieron antes de su primer año de vida (Cadañá et al., 2005).

La tricomoniasis, parece tener una escasa importancia en la mortalidad de los pollos de Águila Perdicera en nido, ya que a pesar de comprobarse la presencia del protozoo (*Trichomoniasis*

*gallinae*) en el 36 % de los pollos estudiados, fue el causante de tan solo 2 % de las muertes (Real et al., 2000). El consumo de palomas infectadas parece estar relacionado con este hecho, pues al ser una presa habitual de las águilas, se infectarían con el mismo causándoles lesiones e inflamación traqueal que puede acabar con la muerte del ave por asfixia. A pesar de que la mortalidad de los pollos en nido afectados por esta enfermedad sea baja, es muy probable que sus efectos sobre la población de jóvenes dispersantes sea importante debido al elevado porcentaje de individuos afectados.

### Medidas de conservación

Estudios realizados a nivel local, indican que la conservación de las poblaciones del sur peninsular debe basarse en mantener el éxito reproductor alto y minimizar la mortalidad adulta de las mismas, para lo cual se requiere la protección efectiva del entorno de los nidos y los cazaderos (Ontiveros, 2000; Dobado-Berrios et al., 2001; Ontiveros, 2001).

A nivel nacional, se destacan tres factores clave a tener en cuenta para la conservación o recuperación de las distintas poblaciones de Águila Perdicera en España (Real, et al., 1996; Real et al., 1996a; Real et al., 1996b; Ontiveros et al., 2004):

1- La reducción de la mortalidad preadulto y adulto mediante la localización y corrección de tendidos eléctricos peligrosos (Moleón et al., 2007<sup>2</sup>), la concienciación de los colectivos implicados (cazadores y columbicultores) y la vigilancia de determinadas zonas sensibles.

Para asegurar la persistencia a largo plazo de la especie en España, deberían establecerse acciones destinadas a minimizar la mortalidad preadulto. Estas acciones deberían localizar y proteger las áreas utilizadas por los juveniles, minimizando los riesgos de electrocución por tendidos eléctricos y la persecución humana. Un análisis de datos de 7 subpoblaciones muestra que cuando se considera el intercambio de individuos entre subpoblaciones, la mortalidad preadulto juega un papel clave en determinar la tendencia global de la población. Una disminución del 20% en la mortalidad preadulto durante los dos primeros años de vida fue suficiente para la estabilización de la población. Sin embargo, ni la disminución similar de la mortalidad de adultos ni un incremento del porcentaje de reproductores alteró la tendencia en declive en el modelo de metapoblación (Soutullo et al., 2008).<sup>2</sup>

Como medidas de mitigación de electrocuciones, se recomienda el uso de aisladores suspendidos, eliminar las fases superiores, incrementar la distancia entre los cables y el sitio donde pueden posarse y alargar la longitud del aislamiento en los cables en la zona próxima al poste (Guil et al., 2011).<sup>3</sup>

2- La protección de las actuales zonas de nidificación preservándolas de la presión humana, considerando a todos los nidos de un territorio como unidad funcional, ya que la existencia de nidos alternativos es muy importante para el uso de los mismos entre años.

3- El mantenimiento de las poblaciones de presas del sur y la mejora de las del norte peninsular, mediante el compromiso con los cotos de caza (especialmente importante en las áreas de dispersión), favoreciendo la existencia de claros entre la vegetación y recuperando los usos tradicionales del monte.

Se ha propuesto que en estudios de impacto de centrales eólicas se tengan en cuenta la distancia al territorio más cercano y la zona de amortiguación, cuantificándola como un radio de 6 km utilizando como centro el nido más usado de cada territorio (Martínez et al., 2010).<sup>3</sup>

En base a las preferencias de hábitat de la especie se ha estimado que la red actual de áreas protegidas de la Comunidad Valenciana es insuficiente, al igual que ocurre con la red de Áreas Importantes para las Aves (IBAs). Se sugiere maximizar la superficie de hábitat potencial incluido en la red de áreas protegidas (López-López et al., 2007).<sup>1</sup>

Se ha observado falta de ajuste espacial entre objetivos de conservación y requerimientos espaciales del Águila perdicera en la ZEPA Sierras Meridionales de Álava. Solamente el 29% del dominio vital del Águila perdicera estaba incluido en la ZEPA (Fernández y Gurrutxaga, 2010).<sup>3</sup>

Algunos trabajos han intentado contrarrestar la disminución de sus presas naturales con el aporte artificial de presas en los territorios de las poblaciones en regresión (Real y Bros, 1984).



Tras el aporte artificial de 444 presas, en territorios de 3 parejas durante tres años, se consiguió que entre todas sacaran adelante 8 pollos. No obstante, teniendo en cuenta la elevada mortalidad de los jóvenes tras abandonar el nido, el esfuerzo que suponen las acciones de este tipo, y su ineficacia en la solución de los problemas reales de conservación, estas acciones no han sido usadas como estrategia de conservación de las poblaciones.

Hay un proyecto de reintroducción en curso del Águila perdicera en Mallorca (Govern de les Illes Balears, 2009; Viada y Mayol, 2011a). Desde 2011 a 2014 se han liberado en Mallorca 21 Águilas perdiceras, habiéndose registrado en 2014 la reproducción con éxito de una pareja (Viada y Álvarez, 2014)<sup>3</sup>.

Otras contribuciones: 1: Alfredo Salvador. 13-02-2008; 2. Alfredo Salvador. 18-01-2010; 3. Alfredo Salvador. 1-07-2014

### Distribución geográfica

El área de distribución de la especie se extiende por el sur de Europa, norte de África, Próximo y Medio Oriente, India, sur de China e islas de la Sonda (Indonesia) (Glutz von Blotzheim et al., 1971; Cramp y Simmons, 1980).

El área de distribución actual de la especie en España se extiende por casi la totalidad del territorio peninsular, salvo parte del cuadrante noroccidental (Real, 2003). No obstante, la distribución es irregular, estando claramente sesgada hacia el sur y el este peninsular, donde se alojan las poblaciones más importantes y mejor conservadas de Águila Perdicera. Las mayores densidades de parejas reproductoras se sitúan en la Cordilleras Béticas, Sistema Ibérico y Sierra Morena-Montes de Toledo (Arroyo et al., 1990).

El Águila perdicera contaba con una población sedentaria en Mallorca que se reprodujo por última vez en 1964 (Von Jordans, 1914, 1924; Munn, 1921, 1931; Tato Cumming et al., 1957; Tato Cumming, 1957, 1958, 1960; Westernhagen, 1957, 1958; Bernis et al., 1958; Gubler, 1969; Viada y Mayol, 2011b)<sup>2</sup>.

Maximiza su presencia en cuadrículas con un nivel orográfico superior a 130 m y a menos de 130 km de la costa (Real y Hernández-Matías, 2012)<sup>2</sup>.

La distribución de *A. fasciata* en la España peninsular se predice por el clima, la vegetación y las relaciones interespecíficas. La proporción de días soleados por año es el factor ambiental más importante que explica la distribución y abundancia del águila perdicera. Las formaciones de matorral ralo tienen un efecto positivo, mientras que la altitud, cultivos agrícolas y bosques de hoja caduca tienen un efecto negativo. La abundancia relativa de una de sus presas más importantes, la perdiz roja, favorece la probabilidad de presencia del águila perdicera, pero solamente en las áreas menos soleadas del norte de España. La abundancia relativa del águila real, (*Aquila chrysaetos*), se correlaciona positivamente con la distribución y abundancia del águila perdicera, probablemente debido a tener preferencias de hábitat similares (Carrascal y Seoane, 2009a).<sup>1</sup> El clima tiene un efecto más significativo sobre la distribución del Águila perdicera que otros factores (Real et al., 2013)<sup>2</sup>.

A escala provincial, la distribución de la especie en Málaga viene explicada por la disponibilidad de riscos y por la distancia a autopistas, una medida de actividad humana intensiva (Muñoz y Real, 2013)<sup>2</sup>.

La distribución invernal y la reproductora son muy similares y reflejan la permanencia de los reproductores en sus territorios durante todo el año (Real y Hernández-Matías, 2012)<sup>2</sup>.

Se ha propuesto el uso de un sistema bayesiano experto para usar los datos de cuadrículas 10 x 10 km en atlas de distribución y examinar la probabilidad de presencia en cuadrículas 1 x 1 km. Los resultados muestran ser más específicos para la localización de los nidos y permiten predecir la distribución del Águila perdicera a escala local (Niamir et al., 2011)<sup>2</sup>.

Los modelos de distribución pronostican que su distribución se mantendrá y aumentará durante todo el siglo XXI en la España peninsular (Muñoz et al., 2013)<sup>2</sup>.

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 14-01-2010; 2. Alfredo Salvador. 1-07-2014

## Voz

Un alborozado “gyeeeuo-gyeeeuo” con caída final en el tono, que puede alternarse con otros reclamos como “yueeeeee-yueeeeee gee gee” o “heeeeeeu-heeeeeeu” (Cramp y Simmons, 1980). Durante los vuelos nupciales se han registrado hasta 73 llamadas cortas en 56 segundos. Durante la época reproductora, la hembra incrementa la intensidad y frecuencia de las llamadas cuando el macho se aproxima con alguna presa. Voz muy variable según las parejas.

## Movimientos

### Dispersión

Adultos residentes todo el año, aunque menos ligados al territorio en época postreproductiva (Glutz von Blotzheim et al., 1971, Cramp y Simmons, 1980).

Al igual que ocurre en otras grandes rapaces, los individuos jóvenes de Águila Perdicera que dejan los territorios parentales inician un período de dispersión juvenil. Durante esta fase, suelen instalarse en áreas de asentamiento temporal en las que las presas son abundantes y no existen parejas territoriales que puedan expulsarlos de los mismos (Real et al., 1996; Real y Mañosa, 2001). Estas zonas son pues de mucho interés desde el punto de vista de la conservación de los preadultos y de la dinámica poblacional de la especie.

Juveniles estudiados mediante radioseguimiento, muestran como abandonan los nidos 63 días de media después de su nacimiento, tienen un período de dependencia de los padres (hasta que cesan los aportes de presas) de 57-95 días, dejando los territorios en los que nacieron entre 77-113 días después de volar por primera vez del nido (Real et al., 1998). En el Levante español, el inicio de los movimientos de dispersión de los juveniles parece ser más tardío, produciéndose a una edad media de 142 días desde el nacimiento (Cadahía et al., 2005). En esta misma zona, se ha cifrado el desplazamiento de los juveniles durante su primer invierno de vida entre los 80 y 536 km, sin diferencias significativas en la longitud de los desplazamientos entre sexos.

La dispersión tiene lugar en agosto, alrededor del quinto mes de vida (Cadahia et al., 2008)<sup>2</sup>.

Según datos de dos pollos (macho y hembra) marcados con emisores, durante la fase inicial de la dispersión se desplaza distancias medias diarias de 23,7 km, sobre todo por la tarde (Cadahia et al., 2007).<sup>1</sup>

Estudios realizados en Andalucía occidental por Mínguez et al. (2001), muestran como fecha media de abandono de los territorios parentales el 21 de agosto (rango: 27 de junio-2 de octubre) con diferencias de 16-38 días entre hermanos de una misma nidada. Este mismo trabajo detalla una distancia media a la primera zona de pernoctación fuera del territorio natal de 33 km, una tendencia de los jóvenes a dispersarse hacia zonas de menor altitud (pese a la poca altitud de la zona de estudio) y una dirección de la dispersión al azar. Por otra parte, la calidad del hábitat afecta al período de dependencia de los jóvenes en los territorios parentales, de forma que los pollos que nacen en mejores territorios, permanecen durante más tiempo en ellos antes de iniciar su período de dispersión (Balbontín y Ferrer, 2005).

No se han observado diferencias entre sexos en la fecha de partida de los juveniles de su zona natal, ni en la fecha de su primer asentamiento temporal ni en la fecha de vuelta a su área natal. Los juveniles se asientan en áreas temporales a una edad media de 245 días (n= 16). Después de unos 500 días, los machos emplean el 60,8% de su tiempo en explorar las áreas circundantes mientras que las hembra solamente el 26,7% (Balbontín y Ferrer, 2009).<sup>2</sup>

En un estudio de dispersión juvenil realizado con águilas procedentes de Cataluña, Real y Mañosa (2001) comprobaron como la distancia media recorrida por 60 individuos juveniles marcados fue de 101 km (rango: 1- 1.020 km). Las aves que se dispersaron a corta distancia (< 200 km) se asentaron en el centro de Cataluña, mientras que las que efectuaron desplazamientos más largos (> 200 km) viajaron hacia el centro y sureste peninsular, sin diferencias significativas entre machos y hembras, o entre juveniles e inmaduros. Por otra parte, los individuos dispersantes a mayor distancia, sufrieron una mortalidad superior por electrocución y persecución humana, sugiriendo un coste para este tipo de dispersantes.

Balbontín et al. (2000) registra en Andalucía occidental una distancia máxima de desplazamiento de los juveniles de 100 km.

Parece existir una tendencia de los individuos situados al norte peninsular, de realizar su dispersión hacia zonas de asentamiento situadas en el sur (Alcántara et al., 2003; Real y Mañosa, 2001; Cadahía et al., 2005).

Las hembras se dispersan a una edad menor (media= 144 días; n= 7) que los machos (media= 160 días; n= 4). Las distancias máximas al nido varían entre 90 y 663 km. (Cadahía et al., 2010)<sup>3</sup>.

Mapas detallados de los movimientos de los juveniles durante su período de dispersión pueden consultarse en Ferreiro y Gardizábal, 2002; Alcántara et al., 2003; Balbontín 2004; Cadahía et al., 2005; Real y Mañosa, 2001.

Hay evidencia de paso otoñal y primaveral a través del Estrecho de Gibraltar, pero parece tratarse más de movimientos dispersivos que de migración (Glutz von Blotzheim et al., 1971, Cramp y Simmons, 1980; Franco, 1980).

### Filopatría

Una hembra se instaló para la reproducción después de cuatro años a 441 km de su lugar de nacimiento. Un macho seguido durante cuatro años todavía no se había instalado para la reproducción (Cadahía et al., 2009)<sup>3</sup>.

Otras contribuciones: 1: Alfredo Salvador. 13-02-2008; 2. Alfredo Salvador. 18-01-2010; 3. Alfredo Salvador. 1-07-2014

## **Ecología trófica**

### Composición general de la dieta

El espectro de depredación del Águila Perdicera es muy amplio y se basa en la Península Ibérica en mamíferos, aves y reptiles (Elósegui, 1974; Jordano, 1981; Parellada et al., 1984; Real y Bros, 1984; Insausti, 1986; Real, 1987; Martínez et al., 1988; Rico et al., 1990; Gil-Sánchez et al., 1994; Martínez et al., 1994; Real., 1996; Gil-Sánchez, 1998; Gil-Sánchez et al., 2000; Ontiveros y Pleguezuelos, 2000; Alcántara et al., 2003; Ontiveros et al., 2005; Palma et al., 2006).

La dieta se compone de conejos (28,5%), palomas (24,0%), perdices (15,3%), otras aves (11,6%), otros mamíferos (7,1%), córvidos (7,0%), y reptiles (6,4%). Desde la aparición de la fibro hemorrágica en los conejos desde 1988 el consumo de éstos ha disminuido en un tercio. Antes de 1988 la dieta mostraba variaciones geográficas debidas a la variación espacio-temporal de la abundancia de los conejos y en menor medida a factores ambientales locales que condicionan la presencia y densidad de presas alternativas (Moleón et al., 2009).<sup>2</sup>

El impacto del Águila perdicera sobre el conejo y la perdiz roja es muy reducido. En un estudio realizado en el sureste ibérico se comprobó que las tasas de depredación eran muy bajas (rango= 0,3-2,5%) para las dos especies tanto durante la época de reproducción como fuera de ésta (Moleón et al., 2011)<sup>3</sup>.

Al ser un ave de tamaño considerable, a veces se comporta como superpredador. Un análisis de 16 estudios realizados de la dieta del Águila perdicera en el sur de Europa (n= 6.503 presas) indica que en promedio, los carnívoros representan el 0,9% de sus presas y el 1,15 de su biomasa, las rapaces diurnas el 0,8% de sus presas y el 0,4% de su biomasa y las rapaces nocturnas el 0,3% de sus presas y el 0,2% de su biomasa (Lourenco et al., 2011)<sup>3</sup>.

Si bien de forma testimonial, son varios los casos en los que el Zorro Rojo (*Vulpes vulpes*) ha aparecido en la dieta de alguna pareja (Siméon y Wilhelm, 1980; Martínez et al., 1994). Sorprende aún más la captura de rapaces como el Cernícalo Común (*Falco tinnunculus*), del Gavián (*Accipiter nisus*), del Halcón Peregrino (*Falco peregrinus*) o del Azor (*Accipiter gentilis*), o aves de la agilidad del Vencejo Común (*Apus apus*), si bien su importancia en la dieta de las parejas es mínima (Real, 1987; Siméon y Wilhelm, 1988; Martínez et al., 1994; Ontiveros y Pleguezuelos, 2000). Complementando a estas especies (al menos en Europa), aparecen liebres, ardillas, ratas, palomas, grajillas, gaviotas, aves de pequeño tamaño, lagartos, y culebras, (Gil-Sánchez et al., 1994; Martínez et al., 1994; Ontiveros y Pleguezuelos, 2000),

siendo en definitiva una rapaz adaptada en capturar las presas más abundante en cada región y en cada época del año (Cramp y Simmons, 1980). En este sentido, en las zonas en las que el conejo es abundante constituye la presa predominante en la dieta de las águilas (Tabla 4), lo cual también ocurre en otras especies simpátricas como el Águila Real, con la que puede mostrar un amplio solapamiento trófico en estas zonas (Gil-Sánchez et al., 1994).

Ocasionalmente se alimenta de carroña (Avella, 1977).

**Tabla 4.** Frecuencia de aparición en la dieta de las presas más importantes del Águila Perdicera en distintas regiones españolas, indicando entre paréntesis el tamaño de muestra. La procedencia de los datos es la siguiente: Sierra Morena (Jordano, 1981), Aragón (Alcántara et al., 2003); Cataluña (Real, 1987), Granada (Gil-Sánchez et al., 2000), Murcia (Martínez et al., 1994).

	Sierra Morena (70)	Aragón (?)	Cataluña (192)	Granada (1339)	Murcia (688)
Conejo	41,4	22,2	30,8	39,9	39,8
Liebre	4,3	0	0		0,9
Perdiz roja	10	11,1	4,6	26,8	19,9
Palomas	11,4	26,7	24,1	13,4	20,9
Lagarto ocelado	5,7	0	5,3	6,3	7,9
otros mamíferos	2,8	0	12,7	9,7	2,9
otras aves	22,9	40	22,5	8,2	7,3
otros reptiles	1,4	0	0	0	0,4

Revisando los estudios sobre ecología trófica, queda patente una mayor ornitofagia del Águila Perdicera con respecto a otras aves rapaces de gran tamaño. Este hecho está determinado por la morfología de la especie, con unas alas proporcionalmente más cortas y anchas que en otras rapaces de tamaño parecido, y una cola algo más larga. Este tipo de silueta con una baja relación entre la longitud y la anchura de las alas (Parellada et al., 1984), la capacita para un vuelo más eficaz en la persecución aérea de sus presas. Con individuos cautivos de Águila Perdicera se ha llegado incluso a demostrar la preferencia por las aves de esta rapaz frente al conejo (Parellada et al., 1984).

La dieta de juveniles en zonas de dispersión registra un mayor consumo de conejos que en zonas de reproducción (Moleón et al., 2009).<sup>2</sup> La dieta de individuos dispersantes en Andalucía, según 135 presas encontradas en egagrópilas, se compone sobre todo de conejo (67,5%), seguido de palomas (14,1%), perdiz roja (13,3%), liebre (1,5%), passeriformes no identificados (1,5%), serpientes (0,7%), Alaudidae (0,7%) y mamíferos no identificados (0,7%) (Caro et al., 2011)<sup>3</sup>.

#### Selección de presas

Coincidiendo con esta patrón de explotación de los recursos más abundantes en cada época o zona, el análisis de la posible selección de presas por parte del Águila Perdicera, no ha mostrado un patrón claro de selección de ninguna de ellas (Gil-Sánchez, 1998), mostrándose como una especie bastante generalista.

En diversos estudios se ha determinado el índice de diversidad trófica del Águila Perdicera, mostrando éste valores distintos según las zonas: Cataluña, H= 2,13 (Real, 1987); Murcia, H= 2,55 (Martínez et al., 1994), Granada, H= 1,83 (Ontiveros y Pleguezuelos, 2000), lo que apoya un espectro trófico amplio sin dependencia de especies concretas para la alimentación de las parejas (Ontiveros y Pleguezuelos, 2000). Este hecho constituye una ventaja para el Águila Perdicera frente a otras especies de rapaces mediterráneas más dependientes de la existencia de poblaciones estables de presas como el Conejo, las cuales pueden oscilar de forma ostensible de unos años a otros a causa de distintas enfermedades (mixomatosis, neumonía hemorrágica vírica).

La disminución de la abundancia de conejos debido la fiebre hemorrágica provocó cambios hacia una dieta más amplia en la dieta del Águila perdicera (Moleón et al., 2012)<sup>3</sup>.

### Variación estacional

La dieta varía estacionalmente en parejas territoriales. En Granada, aunque consume sobre todo conejos y perdices, el consumo de palomas es mayor durante la época no reproductiva y el de perdices es menor. El consumo de conejos, la presa más importante, no varía entre estaciones. En Cataluña, aunque consume sobre todo palomas y conejos, durante la época no reproductiva hay un mayor consumo de palomas y otras aves y un menor consumo de conejo, otros mamíferos y lagartos. El consumo de perdices y córvidos no varía entre estaciones (Moleón et al., 2007).<sup>1</sup>

### Metodología

Con referencia a los métodos de estudio de la dieta del Águila Perdicera, Real (1996) propone el uso de egagrópilas como el más eficiente para monitorear la dieta de la especie, debido a la infravaloración de las presas pequeñas cuando el análisis se limita a presas aportadas al nido y restos de las mismas. No obstante, otros autores sugieren el uso conjunto de restos y egagrópilas para mitigar la sobrestimación de las presas grandes que aparecen en distintas egagrópilas a pesar de pertenecer a un único individuo (Ontiveros y Pleguezuelos 2000).

Los análisis de la dieta de esta especie en el sureste peninsular, muestran como son necesarias entre 15-30 restos de presas por pareja, para obtener una estima fiable de la proporción en que éstas son consumidas. Igualmente, en esta misma zona se ha comprobado como la frecuencia de captura del conejo depende más de su accesibilidad en el territorio (medida como menor porcentaje de cobertura vegetal) que de su abundancia absoluta en el mismo, ya que en territorios muy despejados su captura se ve facilitada para las águilas (Ontiveros et al., 2005).

El uso de isótopos estables es una herramienta útil para estimar patrones tróficos de los pollos (Resano et al., 2011)<sup>3</sup>. Se ha comparado la dieta mediante análisis de egagrópilas y de isótopos estables de plumas, observándose que hay coincidencia general a nivel de población y en menor medida a nivel de territorio (Resano-Mayor et al., 2014)<sup>3</sup>.

Otras contribuciones: 1: Alfredo Salvador. 13-02-2008; 2. Alfredo Salvador. 18-01-2010; 3. Alfredo Salvador. 1-07-2014

### **Biología de la reproducción**

Existen varias descripciones de todos los aspectos relacionados con el proceso reproductor de parejas concretas de águilas perdiceras, observadas durante largos períodos de tiempo, que pueden consultarse en Cano y Parrinder (1961), Arroyo et al., (1976), García (1976), Pérez-Mellado et al., (1977) y Real (1983). En estos trabajos se detallan horas de incubación, volteo de huevos, sombreado, cebas y actividad de pollos, etc., así como la participación de machos y hembras en cada una de las tareas.

De estudios realizados con muestras más amplias, se conocen con mucho detalle casi todos los aspectos relacionados con la biología de la reproducción de esta especie, así como los factores que pueden influir en la misma, detallados para poblaciones concretas en el marco de la España peninsular.

### Nido

La morfología de los nidos de Águila perdicera es muy variable en función de la ubicación del mismo, disponibilidad de materiales para su construcción, y antigüedad del mismo, sin responder a ningún patrón concreto (Arroyo et al., 1976; Cramp, 1998). Existen nidos de unos dos metros de alto y otros prácticamente planos, algunos en los que se podría tumbar una persona y otros en los que apenas entran las águilas.

La especie nidifica mayoritariamente sobre roquedos en la Península Ibérica, siendo la nidificación en árbol un hecho excepcional (menos del 2 % de los casos) que aparece como tal en la literatura (Cabot et al., 1978; Borau y Beneyto, 1994; Palma, 1994; Arroyo et al., 1995) y habiéndose constatado un caso de nidificación sobre una torreta eléctrica (Hernández, 1999). Los roquedos ocupados son calizos en el 70 % de los casos, y cuarcíticos en el 19,8 %, siendo los primeros predominantes en las Cordillera Béticas y el Levante, y los últimos en Sierra Morena y Montes de Toledo (Arroyo et al., 1995). Los árboles descritos para la nidificación han sido el alcornoque *Quercus suber*, pino piñonero *Pinus pinea*, pino laricio *Pinus nigra*, pino

carrasco *Pinus halepensis*, pino resinero *Pinus pinaster*, eucalipto *Eucalyptos* ssp., encina *Quercus rotundifolia* y el pinsapo *Abies pinsapo* (Arroyo et al., 1995, Gil-Sánchez, 1999). Del análisis de las puestas colectadas a finales entre 1871 y 1934, se deduce que la nidificación en árbol era antaño igualmente escasa, pero más habitual que en la actualidad (Arroyo et al., 1995), debido probablemente a una menor presión humana en la mayoría de los territorios.

En la construcción de los nidos, se han identificado diversas plantas que son aportadas por ambos miembros de la pareja. Las especies usadas en mayor proporción en el arreglo anual de los mismos son el pino resinero (50,8 %) y la encina (27,1 %), agrupando el pino carrasco, saúces, olivo, almendro, romero, esparto e hiedra al porcentaje restante. Igualmente, se ha comprobado la existencia de una selección positiva de *Pinus pinaster* dentro de los territorios como material para la reparación anual de los nidos. *P. pinaster* se caracteriza por una elevada proporción de componentes aromáticos, especialmente beta-pineno, que es un repelente de insectos. La cantidad de material verde de pino en el nido se correlaciona con una menor presencia de ectoparásitos (larvas de moscas Protocalliphora) y un mayor éxito reproductivo (Ontiveros et al., 2008).

El número medio de nidos por pareja parece depender de la disponibilidad de emplazamientos adecuados en los que instalarlos, siendo la tendencia general a construir más nidos en los territorios con más posibilidades para hacerlo, es decir mayor número de roquedos y/o más cantidad de cuevas y repisas en los mismos. Se ha descrito un número medio de nidos por pareja de 1,8 para Sierra Morena (Jordano, 1981), 3,7 para la provincia de Granada (Ontiveros, 1999) y 2,9 para la de Cádiz (Paz, 2001), con un caso extremo de una pareja con 18 nidos construidos en su territorio en tan solo 350 m lineales de roquedo (Ontiveros, 1999). Los nidos alternativos de una misma pareja suelen estar normalmente próximos, a una distancia media de 600 m en Sierra Morena (Jordano, 1981) y 774 m en la provincia de Granada (Ontiveros, 1999).

La construcción de nidos alternativos permite evitar la competencia con otras rapaces por los sitios de nidificación y reduce la presencia de ectoparásitos (Ontiveros et al., 2008b).<sup>2</sup>

La media de roquedos de nidificación por pareja es de 1,6 para la provincia de Granada (Ontiveros, 1999). En Sierra Morena la altura media del emplazamiento de los nidos es de 11,1 m (Jordano, 1981), mientras que en la provincia de Granada es de 29,8 m (Ontiveros, 1999), siendo la tendencia a emplazar los nidos en partes altas de los mismos en función de la disponibilidad de cornisas y oquedades.

La tendencia en la orientación de los nidos podría variar según las zonas, en Sierra Morena y Grazalema, se ha descrito un mayor número de ellos emplazados hacia NW (Jordano, 1981; Paz, 2001), pero en la provincia de Granada se ha comprobado una orientación preferente hacia el sureste estadísticamente significativa (Ontiveros, 1999), lo cual puede estar relacionado con la fenología temprana de la especie, las bajas temperaturas de la zona y la mayor insolación en este tipo de orientaciones por la mañana. De hecho, esta orientación soleada favorece el éxito reproductor de las parejas granadinas (Ontiveros y Pleguezuelos, 2003a).

El rango altitudinal en el que nidifica la especie es amplio, se citan 3 parejas nidificantes en acantilados marinos y algunas de las Sierras Béticas con nidos entorno a los 1500 msnm, siendo éste último su límite altitudinal de nidificación en España. No obstante, aproximadamente la mitad de las parejas están establecidas en la franja situada entre los 400 a los 800 msnm, a una altitud media de 657 msnm (Arroyo et al., 1995)

#### Cortejo y puesta

En el mes de octubre pueden ya verse perdiceras acarreado ramas a los nidos, tarea que realizan ambos sexos. Los vuelos nupciales se producen desde el mes de noviembre, si bien pueden verse casi todo el año, y las cópulas se inician en diciembre y continúan hasta abril (Real, 1982). De esta forma, y siendo el Águila Perdicera una especie claramente termófila en su distribución, es contradictoriamente una de las más tempranas en el inicio de su proceso reproductor. La fecha de puesta de las parejas más tempranas se citan el 15 de enero y las más tardías en la primera semana de abril, siendo la fecha media de puesta de la población española el 19 de febrero, y siendo escasos los casos de reposición (Arroyo et al., 1995).

La fecha de puesta está claramente influenciada por la temperatura, de forma que existe una tendencia a adelantar la fecha de puesta en las parejas que crían a menor latitud (Arroyo et al., 1995) y altitud (Gil-Sánchez, 2000; Ontiveros, 2000). La incubación de los huevos es una tarea que, como en otras rapaces, recae casi exclusivamente en la hembra, siendo la aportación del macho a este menester casi anecdótica (Arroyo et al., 1976).

La observación de los huevos es complicada en los nidos de esta especie por la ubicación de los mismos y la gran cantidad de ramaje que a veces aportan. A partir de datos de 135 puestas, Arroyo et al. (1995) cifran el tamaño medio de puesta de la población española en 1,9 huevos/pareja, con predominio de las puestas de dos huevos (87,4 %), frente a los de uno (11,1 %) y los excepcionales de tres (1,5 %). Este último caso se ha detectado hasta la fecha en tres parejas, de Madrid, Sevilla y Granada (Araújo et al., 1990; Arroyo et al., 1995; Ontiveros y Pleguezuelos 2003a). En caso de pérdida de la puesta puede hacer puesta de reposición (Cabeza Arroyo y de la Cruz Solis, 2001; Moleón et al., 2009<sup>2</sup>). El período de incubación es de 37-41 días, dilatándose excepcionalmente hasta los 46 (Arroyo et al., 1995)

#### Estancia en nido

Se ha comprobado que la fecha de eclosión de los huevos correlaciona negativamente con la duración del período de emplumamiento de los pollos, y positivamente con la duración del período de estancia en los territorios parentales (Mínguez et al., 2001). La estancia de los pollos en el nido se ha estimado en 60-67 días (Suetens y Groenendaal, 1969; García, 1976; Arroyo et al., 1976)

Durante el proceso reproductor de 1992, Mañosa et al. (1995) estimaron el crecimiento de dos pollos de perdicera en un nido de Cataluña. La ganancia de peso de los pollos fue de entre 30,4-34,6 g/día, y obtuvieron un método para calcular la edad de los pollos entre 15 y 51 días mediante la longitud de la séptima primaria y la rectriz del par central, a partir de las siguientes fórmulas:

$$\text{Edad} = 0,159 \times \text{longitud } 7^{\text{a}} \text{ primaria} + 14,951$$

$$\text{Edad} = 0,20 \times \text{longitud rectriz central} + 16,262$$

Este método presenta el inconveniente de tener que manipular a los pollos para calcular su edad. No obstante, a partir de los esquemas descritos por Torres et al., (1981), se conocen con detalle los cambios que experimentan los pollos en su plumaje durante la estancia en el nido, siendo ésta una inestimable herramienta para calcular su edad a distancia. En estos esquemas, se pueden distinguir hasta 7 estados de desarrollo distinto en función de la presencia de plumón y plumas verdades en distintas zonas del cuerpo de los pollos. En general, los cañones de las rémiges son visibles a partir de los 20 días, los de las escapulares a los 25, y los de la cola a los 30; las alas se cubren casi totalmente de plumas oscuras a los 37 días, desapareciendo el plumón totalmente de ellas a los 45 (siendo todavía mayoritario en la cabeza), a los 50 días solo presentan plumón blanco en la frente y el pileo, y a los 55 solo en la frente.

#### **Estructura y dinámica de poblaciones**

Los parámetros reproductivos de la especie en España para una muestra de 198 parejas, indican que el 69,5 % de las parejas territoriales realizan puesta, el 81,9 % de las que lo hacen sacan al menos un pollo adelante, la productividad media (número de pollos que vuelan/número de parejas controladas) es de 0,82, y la tasa de vuelo media (número de pollos que vuelan/número de parejas que se reproducen con éxito) de 1,56. Por otra parte, el 43,6 % de los nidos con pollos son de un solo pollo y el 56,4 % de dos (Arroyo et al., 1995).

Existe un claro gradiente norte-sur en el éxito reproductor de las parejas (Tabla 5), de forma que las de mayor temperatura media anual en los territorios (normalmente las más meridionales) son las más productivas (Ontiveros y Pleguezuelos, 2003b). Este hecho parece lógico para una especie termófila como es el Águila Perdicera, y podría explicar en parte el declive que en la actualidad sufren las poblaciones situadas al norte (límite de su área de distribución).

**Tabla 5.** Número medio de pollos por pareja para distintas poblaciones españolas de Águila Perdicera.

	Pollos/pareja	n	Referencia
Burgos	0,36	79	Real y Mañosa, 1997
Castellón	0,71	313	Real y Mañosa, 1997
Granada	1,34	150	Ontiveros y Pleguezuelos, 2003a
Murcia	1,24	156	Real y Mañosa, 1997
Barcelona	1,09	141	Real y Mañosa, 1997
Navarra	0,96	25	Real y Mañosa, 1997
Extremadura	1,05	55	Arroyo et al., 1995
Sierra Morena-Montes de Toledo	1,08	65	Arroyo et al., 1995
Córdoba	1,07	203	Dobado-Berrios et al., 1998

El éxito reproductivo es mayor y el descenso poblacional menor en áreas de mayor densidad de perdiceras. Se ha observado correlación entre éxito reproductivo, densidad y tendencia poblacional reciente, registrándose incremento de norte a sur en la península Ibérica. El éxito reproductivo y la densidad son menores en la periferia de su distribución; también la tendencia poblacional es negativa en la periferia (Carrascal y Seoane, 2009b).<sup>2</sup>

En el sur de España, se ha comprobado como la disponibilidad de roquedos adecuados para la nidificación y una orientación de los nidos hacia sureste, favorecen la productividad de las parejas (Ontiveros y Pleguezuelos, 2003a). Este patrón se relaciona con la posibilidad de elegir el mejor emplazamiento para los nidos, y el efecto positivo de una orientación soleada de los nidos para una especie termófila, pero en la que las parejas realizan la puesta en los fríos meses de enero y febrero. El éxito reproductor llega a ser un 35 % más alto de media en las parejas con nidos localizados hacia orientaciones soleadas. Igualmente se indica que la presencia humana y la proximidad de los territorios a los de Águila Real, son factores negativos para el éxito reproductor de las parejas (Gil-Sánchez et al., 2004). No obstante, en un estudio en el que se cuantificó de manera conjunta la influencia de la calidad individual (medida como edad de los reproductores) de las águilas, y la densidad intra e interespecífica, Carrete et al. (2006) concluyen que la productividad de las perdiceras solo se vería afectada negativamente por la presencia de águilas reales cercanas, cuando las perdiceras son preadultas, y cuando la población es muy densa y, por tanto, los territorios están muy próximos y explotados. Por tanto, y teniendo en cuenta la alta supervivencia media de los adultos territoriales en España (92,2 %, Real y Mañosa, 1997; Dobado-Berrios et al., 1998; Ontiveros, 2000; Gil-Sánchez et al., 2001) y la localización de las zonas de simpatria de ambas especies en las poblaciones mejor conservadas, el efecto de la presencia del Águila Real sería prácticamente despreciable.

La heterogeneidad de hábitat podría explicar la variación en el éxito reproductivo de 28-33 parejas controladas desde 2002 a 2006 en el este peninsular. Las parejas de regiones montañosas hicieron la puesta después y tuvieron menor fecundidad que las parejas de baja altitud. No se ha observado efecto de la densidad de parejas ni de la orientación del nido sobre el éxito reproductivo (López-López et al., 2007).<sup>1</sup>

Tras controlar variables relacionadas con las características de los territorios ocupados por las águilas, se ha comprobado que la presencia de preadultos en las parejas reproductoras, es una causa importante de reducción de la productividad en las mismas. En parte de la población andaluza (la más numerosa y productiva), se ha detectado un incremento de individuos no adultos en las parejas y, paralelamente, un descenso en la productividad de las mismas en los últimos cinco años (Balbontín et al., 2003), si bien esta tendencia ha sido puesta en duda para zonas concretas del territorio andaluz por algunos autores (Gil-Sánchez et al., 2005). Las diferencias entre parejas formadas por adultos y las parejas que incluyen al menos un preadulto pueden llegar a ser de 1,3 frente a 0,9 pollos en Andalucía, y de 1,2 frente a 0,3 en Murcia (Pentiriani et al., 2003; Carrete et al., 2002).

Real (1991, 1987), relaciona el descenso de productividad producido en la población catalana de Águila Perdicera desde principios de los 80, con la disminución de las especies-presa de mayor biomasa (conejos y perdices) provocadas por el aumento del número progresivo de cazadores. En Burgos, Fernández et al. (1993) explican la baja productividad de la población



por la escasez de presas en la zona. Sin embargo, estudios realizados en poblaciones de Andalucía, demuestran como la densidad de las presas no afectó ni a la distribución de las parejas ni al éxito reproductor de las mismas (Ontiveros y Pleguezuelos, 2000). Es por ello, que la disminución de las poblaciones de presas sería un factor a tener en cuenta únicamente en los territorios más norteños de España, al estar éstos situados en el borde del rango de distribución de la especie y ser menos favorables para la misma (Ontiveros et al., 2004). En cualquier caso, la detectabilidad de las presas parece ser más importante que su abundancia en determinados territorios, ya que en zonas muy cerradas de vegetación y con poca accesibilidad a las mismas, éstas aparecen en menor cantidad en la dieta de los esperado por su abundancia (Ontiveros et al., 2005).

La presencia de parásitos en el nido, afecta también al éxito reproductor de las parejas. Se ha detectado la presencia de dípteros parásitos del género *Protocalliphora* en nidos recién abandonados por los pollos, y como una mayor presencia de *Pinus pinaster* en los mismos (especie seleccionada positivamente en su construcción) reduce la presencia de estas moscas parásitas, aumentando la productividad de los nidos (Ontiveros et al., 2008)

La lluvia parece tener un efecto negativo sobre la productividad del Águila Perdicera (al menos en el sur peninsular), pues se ha comprobado como en años de muchas lluvias, los pollos nacidos en nidadas dobles tienen peores condiciones físicas (medidas como nivel de urea en sangre) que los pollos de nidadas simples (Balbontín y Ferrer, 2005).

El estudio de una población del sureste ibérico durante 12 años indica que la productividad media anual fue estable y con los años disminuyó la presencia de parejas de diferente edad. La proporción media de subadultos que ocuparon territorios fue mayor que la observada en otras poblaciones españolas. Contrariamente a las predicciones de un modelo despótico de distribución, no se han observado relaciones entre tasas de ocupación y parámetros reproductivos. Las variaciones en la productividad se atribuyeron a diferencias en la calidad de los individuos, medida como parejas mixtas frente a parejas adultas, pero no a la variabilidad en los territorios. La población estudiada no parece experimentar regulación dependiente del sitio pues se ha observado una relación positiva entre la productividad anual media y densidad (Martínez et al., 2008).<sup>2</sup>

Un estudio de 12 poblaciones de España, Portugal y Francia ha puesto de manifiesto que todas las poblaciones de Europa occidental pertenecen a una población estructurada en la que las poblaciones del sur peninsular actúan como fuente y gracias a la dispersión sostienen al resto de poblaciones que de otro modo estarían en declive. En Francia la supervivencia anual media de los adultos es de 0,90, la de los volanderos hasta un año de edad es 0,48, la de 1-2 años de edad es 0,57 y 0,82 para tres años. En Andalucía es 0,69 para volanderos y 0,72 para 1-2 años. La productividad anual media es de 0,98 y varía entre 0,60 y 1,42. Las tasas de reclutamiento se estiman en 0,16 para dos años de edad, 0,68 para tres años de edad, 0,93 para cuatro años de edad y 1 para cinco años de edad (Hernández-Matías et al., 2013)<sup>3</sup>.

Los métodos indirectos de estimación de la supervivencia de adultos, como la proporción de edades o las tasas de renovación permiten obtener estimar fiables en un corto periodo de tiempo. Estos métodos sugieren que en Cataluña las hembras (0.87) sobreviven mejor que los machos (0.85-0.86) (Hernández-Matías et al., 2011)<sup>3</sup>.

Otras contribuciones: 1: Alfredo Salvador. 13-02-2008; 2. Alfredo Salvador. 18-01-2010; 3. Alfredo Salvador. 1-07-2014

### **Interacción con otras especies**

La posible competencia con otras especies de rapaces rupícolas, ha sido un tema recurrente en distintos trabajos dedicados al Águila Perdicera en España. La posible interacción con el Águila Real es un tema aún controvertido, pues según los distintos autores que consultemos podemos encontrar casos de competencia o coexistencia. Existen datos de nidos de Águila Perdicera (casi siempre abandonados) usurpados por el Buitre leonado (*Gyps fulvus*) en Navarra (Fernández y Donazar, 1991), el Águila Real (*Aquila chrysaetos*) en Navarra y Murcia (Fernández e Insausti, 1990; Carrete et al., 2002), el Cárabo Común (*Strix aluco*) en Cataluña (Gálvez et al. 1998) y por el Halcón Peregrino en Granada (Gil-Sánchez, 1999). Igualmente,

hay datos de nidos de Águila Real usurpados por Águilas Perdiceras en Córdoba (Dobado-Berrios, 1998) y Granada (Ontiveros, 2000).

En un estudio llevado a cabo en Sierra Morena, Jordano (1981) muestra la existencia de una distribución regular de las parejas de Águila Perdicera a nivel intraespecífico (media=11,4 km de separación entre parejas) y contagiosa a nivel interespecífico con respecto al Águila Real (media=3,6 km entre parejas de ambas especies). Dentro de esta línea argumental, el autor destaca la existencia de segregación trófica y el desfase en los períodos de cría, como mecanismos que permitirían la coexistencia de ambas especies en el macizo montañoso sin aparentes problemas de competencia entre las mismas.

En análisis similares realizados en la región de Murcia estudiando conjuntamente parejas próximas de Águila Real y Águila Perdicera, la distribución de los territorios no se diferenció de la distribución esperada por azar, como cabría esperar si existiese competencia entre ambas especies (Carrete et al., 2001). No obstante, estos autores indican la posibilidad de que este resultado esté motivado por la existencia de un número alto de territorios abandonados de Águila Perdicera en la región. De cualquier forma, la competencia con el Águila Real no ha estado en el origen del abandono de territorios por el Águila Perdicera en Murcia, siendo siempre las ocupaciones de territorios por las reales, posteriores al abandono de los mismos por las perdiceras (Carrete et al., 2002). En el seguimiento llevado a cabo en Murcia por este equipo de investigación, Carrete et al. (2005), demostraron igualmente como la influencia intraespecífica fue más importante que la interespecífica como factor limitante de la distribución de las águilas perdiceras. De esta forma, y contrariamente a la supuesta competición ejercida por el Águila Real sobre el Águila Perdicera, aquélla sería un factor secundario en el declive de la última (Carrete et al., 2005).

En otras regiones, se ha comprobado igualmente el oportunismo del Águila Real en la ocupación de nidos desocupados. De cinco territorios abandonados por águilas perdiceras en Navarra entre 1982 y 1990, dos fueron colonizados posteriormente por águilas reales (Fernández e Insausti, 1990).

Apoyando la idea de la coexistencia entre ambas águilas, Rico-Alcázar, et al. (1999) encuentran en la Comunidad Valenciana los territorios de ambas especies segregados por una mayor tolerancia de las perdiceras a la presencia de núcleos de población, y una mayor separación entre territorios de águilas reales, que entre águilas reales y perdiceras.

No obstante, Gil-Sánchez (1994) y Gil-Sánchez et al. (1996) indican que la presencia del Águila Real es una importante limitación para el Águila Perdicera, la cual quedaría relegada a los territorios más humanizados; incluso apuntan una cierta vulnerabilidad en el éxito reproductor de las parejas de ésta a la presencia de aquélla (Gil-Sánchez et al., 2004). En un estudio en el que se cuantificó de manera conjunta la influencia de la calidad individual (medida como edad de los reproductores) de las águilas, y la densidad intra e interespecífica, Carrete et al. (2006) concluyen que la presencia de las águilas reales solo afectaría a la productividad de los individuos preadultos de Águila Perdicera, y únicamente cuando la población es muy densa y, por tanto, los territorios están muy próximos y explotados.

La coexistencia de *A. chrysaetos* y *A. fasciata* aumenta con menor densidad de población humana, temperaturas intermedias y elevada diversidad de presas (Moreno-Rueda et al., 2009).<sup>1</sup>

*A. fasciata* y *A. chrysaetos* pueden coexistir a largo plazo en regiones mediterráneas; la limitación más importante es la dificultad del águila perdicera para colonizar nuevos territorios disponibles. Los efectos positivos de las estrategias de conservación dirigidas a fomentar la colonización disminuyendo la mortalidad de los dispersantes son probablemente mayores que los dirigidos a evitar el abandono de los territorios por disminución de la mortalidad de adultos (López-López et al., 2009).<sup>1</sup>

Al comparar dos poblaciones simpátricas de Águila Perdicera y Halcón Peregrino, Gil-Sánchez (1999), destaca como la distancia de segregación entre especies era mayor que para las parejas de una misma especie, apuntando la coexistencia de ambas rapaces en función de la disponibilidad de cortados rocosos adecuados para la nidificación, y una dominancia de las perdiceras cuando los roquedos son escasos y aislados.

La localización en roquedos de nidos de *Aquila chrysaetos*, *A. fasciata*, *Bubo bubo* y *Falco peregrinus* no se distribuye al azar. *A. chrysaetos* y *A. fasciata* compiten por el uso de roquedos mientras que *A. fasciata* es dominante sobre *F. peregrinus* (Martínez et al., 2008).<sup>1</sup>

### Depredadores

La depredación de la especie es muy puntual, pero se ha citado al águila real (*Aquila chrysaetos*) como depredadora de adultos (Bosch et al., 2007)<sup>1</sup>, al Búho Real (*Bubo bubo*) como depredador de juveniles (Real y Mañosa, 1990), y a la garduña (*Martes foina*) de huevos en nido (Gil-Sánchez, J. M., pers. comm.)

### Parásitos y patógenos

Como agentes patógenos de la especie, se han detectado bacterias del género *Salmonella* (Reche, et al., 2003), y el protozoo *Thichomonas gallinae* como causante de trichomoniasis en pollos (Real et al., 2000).

Se han detectado anticuerpos de *Toxoplasma gondii* en perdiceras españolas (Cabezón et al., 2011)<sup>2</sup>.

Se ha citado la presencia de *Craspedorrhynchus fasciati* (Gallego et al., 1987) y *Degeeriella fulva* (Phthiraptera Ischnocera) (Cordero del Campillo et al., 1994; Martín Mateo, 2009)<sup>2</sup>.

En un análisis de muestras de nidos del sureste español recogidas tras abandonar los pollos los mismos, Ontiveros et al. (2008) han constatado la presencia de dípteros parásitos del género *Protocalliphora* asociados a los mismos. En este mismo trabajo, se concluye que la presencia de ramas de *Pinus pinaster* (seleccionadas positivamente en la renovación anual del material del nido) reduce la carga de parásitos, debido probablemente a la presencia en las mismas de beta-pineno, un repelente natural contra los insectos. De este modo, los nidos con más presencia de esta especie de pino presentaron menos parásitos y más éxito reproductor.

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 18-01-2010; 2. Alfredo Salvador. 1-07-2014

### Actividad

Ver Biología de la reproducción.

### Dominio vital

Tres individuos adultos (una hembra, dos machos) han sido capturados y radiomarcados, obteniéndose a lo largo del año una media de 75,5 km<sup>2</sup> de dominio vital para la totalidad de las localizaciones (rango = 54,9 – 89,2 km<sup>2</sup>), y 30,01 km<sup>2</sup> para el 95 % de las localizaciones más utilizadas (rango = 15,82 – 44,48 km<sup>2</sup>) (Mínguez et al., 2005). Este trabajo destaca la existencia de centros de actividad muy frecuentados por la águilas dentro de su territorio. No obstante, en las zonas donde la distribución de las parejas es bien conocida, es frecuente encontrar adultos cazando muy alejados de los territorios durante el invierno, algunos a más de 20 km de los mismos (Ontiveros, obs. pers.).

El tamaño del dominio vital medido mediante radio-telemetría en otros estudios es 55-84 km<sup>2</sup> en Valencia (Sanz et al., 2005), en Cataluña 50,3 km<sup>2</sup> (Bosch et al., 2009) y en Extremadura 22-109 km<sup>2</sup> (Cabeza Arroyo y De la Cruz Solís, 2011)<sup>1</sup>.

Mayores valores de tamaño del dominio vital se registran mediante el uso de emisores vía satélite. El tamaño medio del dominio vital de 7 individuos marcados con emisores vía satélite en Tarragona y Valencia y seguidos durante 4-5 años es de 205,6 km<sup>2</sup> a lo largo del año (rango= 44,7-704,8 km<sup>2</sup>). Solamente el 27,3% del dominio vital es utilizado en todas las estaciones del año y en una estación utilizan el 30,3%. Las águilas efectúan desplazamientos de hasta 74 km de distancia al nido y 1-6 días de duración. El territorialismo es acusado y las intrusiones en territorios vecinos son escasas (Pérez-García et al., 2013)<sup>1</sup>.

## Comportamiento

Se han localizado dormitorios comunales (n= 18) en áreas de dispersión en Andalucía con 2-11 individuos (juveniles, inmaduros y subadultos) en cada uno. También comporten los dormitorios juveniles de *Aquila adalberti* y en menor medida *Milvus migrans* y *Buteo buteo* (Moleón et al., 2011)<sup>1</sup>.

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 1-07-2014

## Bibliografía

- ADENEX (2000). Registros ornitológicos informe 1999-2000. Informe inédito.
- Alcántara, M., Ferreiro, E., Gardiazábal, A. (2003). El Águila Perdicera en Aragón, *Naturaleza Aragonesa*, 10: 41-48.
- Araújo, J., Arroyo, B., Bueno, J.M. (1974). Un nido de Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) con tres pollos. *Ardeola*, 20: 343-345.
- Arroyo, B., Bueno, J.M., Pérez-Mellado, V. (1976). Biología de reproducción de una pareja de *Hieraaetus fasciatus* en España Central. *Doñana Acta Vertebrata*, 3: 33-45.
- Arroyo, B., Ferreiro, E., Garza, V. (1990). *Inventario de la población española de Águila Perdicera Hieraaetus fasciatus y sus áreas de cría*. ICONA. Madrid.
- Arroyo, B., Ferreiro, E., Garza, V. (1998). Causas de la regresión del Águila Perdicera *Hieraaetus fasciatus* en España Central. Pp. 291-304. En: Chancellor, R. D., Meyburg, B.-U., Ferrero, J. J. (Eds.). *Holarctic Birds of Prey*. ADENEX-WWGBP.
- Asensio, B., Barbosa, A. (1990). La readaptación al medio natural de las rapaces liberadas de centros de rehabilitación, según muestran las recuperaciones de aves anilladas. *Ecología*, 4: 223-228.
- Avella, F. J. (1977) *Hieraaetus fasciatus* alimentándose de carroña. *Ardeola*, 24: 212-215.
- Balbontín, J. (2004). *El Águila Perdicera (Hieraaetus fasciatus) en Andalucía: ecología y dispersión juvenil*. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla.
- Balbontín, J. (2005). Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's eagle: an important issue in halting its decline in Europe. *Biological Conservation*, 126: 74-83.
- Balbontín, J., Ferrer, M. (2002). Plasma chemistry reference values in free-living Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*) nestlings. *J. Raptor res.*, 36: 231-235.
- Balbontín, J., Ferrer, M. (2005). Condition of large brood in Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*: capsule young body condition is affected by the interaction of environment (rainfall) and brood size. *Bird study*, 52: 37-41.
- Balbontín, J., Ferrer, M. (2009). Movements of juvenile Bonelli's eagles *Aquila fasciata* during dispersal. *Bird Study*, 56 (1): 86-95.
- Balbontín, J., Penteriani, V., Ferrer, M. (2000). *El águila perdicera en Andalucía: situación actual y tendencias en las áreas de reproducción y de dispersión juvenil*. Sevilla: CSIC/Junta de Andalucía.
- Balbontín, J., Penteriani, V., Ferrer, M. (2003). Variations in the age of mates as an early warning signal of changes in population trends? The case of Bonelli's eagle in Andalusia. *Biol. Conserv.*, 109: 417-423.
- Bautista, J., Calvo, R. Otero, M., Martín, J., (1999). Águilas Perdiceras mueren electrocutadas en los tendidos del suroeste de Granada mientras se dispersan. *Quercus*, 165: 49.

- Bautista, J., Gil-Sánchez, J. M., Martín, J., Otero, M., Moleón, M. (2004). La dispersión del águila real y el águila perdicera en Granada. *Quercus*, 223: 10-15.
- Bautista, J., Román, A., Jiménez, J. J., Luque, J. J., Fernández, F. (2003). Málaga, principal santuario ibérico para el águila perdicera. *Quercus*, 204: 18-22.
- Bernis, F., De Juana, E., Del Hoyo, J., Ferrer, X., Fernández-Cruz, M., Sáez-Royuela, R., Sargatal, J. (1994). Nombres en castellano de las aves del mundo recomendados por la Sociedad Española de Ornitología (segunda parte: Falconiformes y Galliformes). *Ardeola*, 41: 183-191.
- Bernis, F., Díez, P. M., Tato, J. (1958). Guión de la aviauna balear. *Ardeola*, 4: 25-97.
- BirdLife International (2009). *Hieraaetus fasciatus*. En: *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>.
- Borau, J. A., Beneyto, A. (1994). Primer cas de nidificacio en abre d'aliga perdiuera *Hieraaetus fasciatus* a Catalunya. *Butlletí del Grup Català d'Anellament*, 11: 85-87.
- Bort, J., Agueras, M., Bort, J. L., Marza, S., Ramia, F. (2007). Mortalidad en la población de Águila-Azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Castellón (periodo 1971-2006). *Anuario Ornitológico de Castellón*, 5: 168-176.
- Bosch, R., Real, J., Tinto, A., Zozaya, E. L. (2007). An adult male Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) eaten by a subadult golden eagle (*Aquila chrysaetos*). *Journal of Raptor Research*, 41 (4): 338.
- Bosch, R., Real, J., Tintó, A., Zozaya, E., Castell, C. (2009). Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's eagles. *Ibis*, 152: 105-117.
- Burton, P. (1989). *Birds of Prey*. Gallery books, New York.
- Cabeza Arroyo, A., de la Cruz Solís, C. (2001). Puesta de reposición con éxito de águila-azor perdicera *Hieraaetus fasciatus* en Extremadura (SW España). *Ardeola*, 48 (2): 233-236.
- Cabeza Arroyo, A., De la Cruz Solís, C. (2011). Individual and seasonal variability in territory size of three adults Bonelli's eagles *Aquila fasciata* in Extremadura (SW Spain). *Ardeola*, 58: 165-173.
- Cabezón, O., García-Bocanegra, I., Molina-López, R., Marco, I., Blanco, J. M., Hoefle, U., Margalida, A., Bach-Raich, E., Darwich, L., Echeverría, I., Obón, E., Hernández, M., Lavin, S., Dubey, J. P., Almería, S. (2011). Seropositivity and Risk Factors Associated with *Toxoplasma gondii* Infection in Wild Birds from Spain. *Plos One*, 6 (12): e29549.
- Cabot, J., Jordano, P., Ruiz, M., Villasante, J. (1978). Nidificación de Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*, Viell.) en árbol. *Ardeola*, 24: 215-217.
- Cadahia, L., López-López, P., Urios, V., Negro, J. J. (2008). Estimating the onset of dispersal in endangered Bonelli's eagles *Hieraaetus fasciatus* tracked by satellite telemetry: a comparison between methods. *Ibis*, 150 (2): 416-420.
- Cadahía, L., López-López, P., Urios, V., Negro, J. J. (2010). Satellite telemetry reveals individual variation in juvenile Bonelli's eagle dispersal areas. *European Journal of Wildlife Research*, 56 (6): 923-930.
- Cadahía, L., López-López, P., Urios, V., Soutullo, A., Negro, J. J. (2009). Natal dispersal and recruitment of two Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*: a four-year satellite tracking study. *Acta Ornithologica*, 44 (2): 193-198.
- Cadahia, L., Negro, J. J., Urios, V. (2007). Low mitochondrial DNA diversity in the endangered Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) from SW Europe ( Iberia ) and NW Africa. *Journal of Ornithology*, 148 (1): 99-104.

Cadahía, L., Urios, V., Negro J. J. (2005). Survival and movements of satellite-tracked Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* during their first winter. *Ibis*, 147: 415-419.

Cadahia, L., Urios, V., Negro, J. J. (2007). Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* juvenile dispersal: hourly and daily movements tracked by GPS. *Bird Study*, 54 (2): 271-274.

Calvo, J. A. (1999). En seis años murieron más de 800 rapaces electrocutadas en Toledo. *Quercus*, 157: 54-55.

Cano, A., Parrinder, E. R. (1961). Studies of less familiar birds, Bonelli's Eagle. *Brit. Birds*, 54: 422-427.

Caro, J., Ontiveros, D., Pizarro, M., Pleguezuelos, J. M. (2011). Habitat features of settlement areas used by floaters of Bonelli's and Golden Eagles. *Bird Conservation International*, 21 (1): 59-71.

Caro, J., Ontiveros, D., Pleguezuelos, J. M. (2011). The feeding ecology of Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) floaters in southern Spain: implications for conservation. *European Journal of Wildlife Research*, 57 (4): 729-736.

Carrascal, L. M., Seoane, J. (2009a). Factors affecting large-scale distribution of the Bonelli's eagle *Aquila fasciata* in Spain. *Ecological Research*, 24 (3): 565-573.

Carrascal, L. M., Seoane, J. (2009b). Linking density, productivity and trends of an endangered species: The Bonelli's eagle in Spain. *Acta Oecologica*, 35 (3): 341-348.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J., Calvo, J.F., Lande, R. (2005). Demography and habitat availability in territorial occupancy of two competing species. *Oikos*, 108: 125-136.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J., Martínez, J. E., Calvo, J. F. (2002a). Predicting the implications of conservation management: a territorial occupancy model of Bonelli's eagle in Murcia, Spain. *Oryx*, 36 (4): 349-356.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J., Martínez, J. E., Sánchez, M. A., Calvo, J. F. (2002b). Factors influencing the decline of a Bonelli's eagle population *Hieraetus fasciatus* in southeastern Spain: demography, habitat or competition? *Biodiversity and Conservation*, 11: 975-985.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J., Tella, J. L., Gil-Sánchez, J. M., Moleón, M. (2006). Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density-dependence. *Oikos*, 112: 680-690.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J., Martínez, J. E., Palazón, J. A., Calvo, J.F. (2001). Distribución espacial del Águila-azor Perdicera (*Hieraetus fasciatus*) y del Águila Real (*Aquila chrysaetos*) en la región de Murcia. *Ardeola*, 48(2): 175-182.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J., Martínez, J. E., Sánchez, M. A. Calvo, J. F. (2002). Factors influencing the decline of a Bonelli's eagle population *Hieraetus fasciatus* in southeastern Spain: demography, habitat or competition? *Biodiv. Conserv.*, 11: 975-985.

CMA (2006). Censo de aves rapaces de Andalucía 2006. <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/web>

Cordero del Campillo, M., Castañón Ordóñez, L., Reguera Feo, A. (1994). *Índice- catálogo de zooparásitos ibéricos*. Segunda edición. Secretariado de publicaciones, Universidad de León.

Cramp, S., Simmons, K. E. L. (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.

De Habsburgo, R. (1889). *Notes on Sport and Ornithologie: Ornithological sketches from Spain*. London.

Dobado-Berrios, P. M., Álvarez, R., Domínguez, J. C. (2001). Demographic parameters of a Bonelli's eagle (*Hieraetus fasciatus*) populations in Southern Spain . Pp. 57. En: *Abstracts of*

- the 4<sup>th</sup> Eurasian Congress on Raptors. Estación Biológica Doñana and Raptor Research Foundation. Sevilla, Spain.
- Dobado-Berrios, P. M., Álvarez, R., Leiva, A. (1998). El Águila Perdicera en la provincia de Córdoba. *Quercus*, 154: 48-49.
- Domingo, M. (1994). Poliandria en l'aliga perdiuera *Hieraaetus fasciatus*. *Butlletí del Grup Català d'Anellament*, 11: 83-84.
- Elósegui, J. (1974). Informe preliminar sobre alimentación de aves rapaces en Navarra y provincias limítrofes. *Ardeola*, 19 (2): 249-256.
- Ferguson-Lees, J., Christie, D. A. (2001). *Raptors: birds of prey of the world*. A & C Black Pub. Ltd. Londres, UK.
- Fernández, A., De la Torre, J.A., Ansola, L.M. (1993). *El Águila de Bonelli* (*Hieraaetus fasciatus*) en Burgos. *Situación, reproducción, alimentación suplementaria y problemática*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León, Valladolid.
- Fernández, C. Donázar, J. A. (1991). Griffon vultures *Gyps fulvus* occupying eyries of other cliff nesting raptors. *Bird Study*, 38: 42-44.
- Fernández, J. M., Gurrutxaga, M. (2010). Habitat suitability models for assessing bird conservation goals in 'special protection areas'. *Ardeola*, 57 (Especial): 79-91.
- Fernández, C. Insausti, J. A. (1990). Golden eagles take up territories abandoned by Bonelli's Eagles in Northern Spain. *J. Raptor Res.*, 24: 124-125.
- Ferreiro, E., Gardiazábal, A. (2002). *Informe del seguimiento vía satélite de jóvenes de Águila Real y Águila Perdicera en el Levante Español*. Informe inédito. BIOMA T.B.C.
- Forsman, D. (1999). *The Raptors of Europe and The Middle East. A Handbook of Field Identification*. London: T & AD Poyser.
- Franco, A. (1980). Observación de *Hieraaetus fasciatus* en una corriente migratoria otoñal de rapaces en Ceuta. *Doñana, Acta Vertebrata*, 7 (2): 263.
- Gálvez, M., Aris, S., Baques, J. M. (1998). Nidificación de cárabo común *Strix aluco* en nido abandonado de águila perdicera *Hieraaetus fasciatus*. *Butlletí del Grup Català d'Anellament*, 15: 43-45.
- Gallego, J., Martín Mateo, M. P., Aguirre, J. M. (1987). Malófagos de rapaces españolas. 2. Las especies del género *Craspedorrhynchus* Keler, 1938 parásitas de Falconiformes, con descripción de tres especies nuevas. *Eos*, 63: 31-66.
- García, I. (1976). Reproducción del Águila perdicera, *Hieraaetus fasciatus*, en la Sierra de Cabo de Gata de Almería. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 5: 83-92.
- García, V., Moreno-Opo, R., Tinto, A. (2013). Sex differentiation of Bonelli's eagle *Aquila fasciata* in western Europe using morphometrics and plumage colour patterns. *Ardeola*, 60 (2): 261-277.
- Garzón, J. (1975). *Birds of prey in Spain, the present situation*. Pp. 159-170. En: World conference on birds of prey. Viena.
- Gil-Sánchez, J. M. (1998). Selección de presa por el Águila-azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) durante el período de nidificación en la provincia de Granada (SE de España). *Ardeola*, 45(2): 151-160.
- Gil-Sánchez, J. M., Molino Garrido, F., Valenzuela Serrano, G. (1996). Selección de hábitat de nidificación por el Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Granada (SE de España). *Ardeola*, 43: 189-197.

- Gil-Sánchez, J. M., Molino, F., Valenzuela G., Moleón, M. (2000). Demografía y alimentación del Águila-Azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Granada. *Ardeola*, 47: 69-75.
- Gil-Sánchez, J. M., Molino-Garrido, F., Valenzuela-Serrano, G. (1994). Parámetros reproductivos y alimentación del Águila real (*Aquila chrysaetos*) y del Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Granada. *Aegyptus*, 12: 47-51.
- Gil-Sánchez, J. M. (2000). Efecto de la altitud y de la disponibilidad de presas en la fecha de puesta del Águila-Azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Granada (SE España). *Ardeola*, 47: 1-8.
- Gil-Sánchez, J. M. (1999). Primer nido de perdiceras sobre árbol en Granada. *Quercus*, 160: 32.
- Gil-Sánchez, J. M. (1999). Solapamiento de hábitat de nidificación y coexistencia entre el Águila-azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) y el Halcón Peregrino (*Falco peregrinus*) en un área de simpatria. *Ardeola*, 46: 31-37.
- Gil-Sánchez, J. M., Moleón, M., Valenzuela G., Molino, F., Bautista, J. (2001). Monitoring of a Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) populations in South-East Spain (1990-2001). In *Abstracts of the 4<sup>th</sup> Eurasian Congress on Raptors*, p. 77. Eds. Estación Biológica Doñana and Raptor Research Foundation. Sevilla, Spain.
- Gil-Sánchez, J. M., Moleón, M., Otero, M., Bautista, J. (2004). A nine-year study of successful breeding in a Bonelli's eagle population in southeast Spain: a basis for conservation. *Biol. Conserv.*, 118: 685-694.
- Gil-Sánchez, J.M.; Moleón, M.; Otero, M., Bautista, J. (2005). Differential composition in the age of mates in Bonelli's eagle populations: the role of spatial scale, non-natural mortality reduction, and the age classes definition. *Biol. Conserv.*, 124: 149-152.
- Gil-Sánchez, J.M.; Molino Garrido, F., Valenzuela Serrano, G. (1996). Selección de hábitat de nidificación por el Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Granada (SE de España). *Ardeola*, 43: 189-197.
- Glutz von Blotzheim, U. N., Bauer, K. M., Bezzel, E. (1971). *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 4. Falconiformes. Aula verlag, Wiesbaden.
- Govern de les Illes Balears (2009). *Plan de reintroducción del águila de Bonelli en Mallorca* *Hieraaetus fasciatus*, Vieillot, 1922. 27 pp.
- Gubler, W. (1969). Notas sobre accipitriformes en Mallorca. *Ardeola*, 13: 191-200.
- Guil, F., Fernández-Olalla, M., Moreno-Opo, R., Mosqueda, I., Gómez, M. E., Aranda, A., Arredondo, A., Guzmán, J., Oria, J., González, L. M., Margalida, A. (2011). Minimising Mortality in Endangered Raptors Due to Power Lines: The Importance of Spatial Aggregation to Optimize the Application of Mitigation Measures. *Plos One*, 6 (11): e28212.
- Hagemeijer, W. J. M., Blair, M. J. (Eds.). *The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance*. T. & A.D. Poyser, London.
- Helbig, A. J., Kocuma, A., Seibolda, I., Braun, M. J. (2005). A multi-gene phylogeny of aquiline eagles (Aves: Accipitriformes) reveals extensive paraphyly at the genus level. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 35: 147–164.
- Hernández, J. (1999). Nido de perdiceras en un tendido eléctrico. *Quercus*, 163: 32.
- Hernández-Matías, A., Real, J., Moleón, M., Palma, L., Sánchez-Zapata, J. A., Pradel, R., Carrete, M., Gil-Sánchez, J. M., Beja, P., Balbontín, J., Vincent-Martin, N., Ravayrol, A., Benitez, J. R., Arroyo, B., Fernández, C., Ferreiro, E., García, J. (2013). From local monitoring to a broad-scale viability assessment: a case study for the Bonelli's Eagle in Western Europe. *Ecological Monographs*, 83 (2): 239-261.



Hernández-Matías, A., Real, J., Pradel, R. (2011). Quick Methods for Evaluating Survival of Age-Characterizable Long-Lived Territorial Birds. *Journal of Wildlife Management*, 75 (4): 856-866.

Insausti, J. A. (1986). Biología del Águila Perdicera *Hieraaetus fasciatus* (Vieillot, 1822) en Navarra. Tesina de Licenciatura. Universidad de Navarra.

Jordano, P. (1981). Relaciones interespecíficas y coexistencia entre el Águila real (*Aquila chrysaetos*) y el Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Sierra Morena Central. *Ardeola*, 28: 67-88.

Lerner, H. R. L., Mindell, D. P. (2005). Phylogeny of eagles, Old World vultures, and other Accipitridae based on nuclear and mitochondrial DNA. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 37: 327–346.

López-López, P., García-Ripollés, C., Aguilar, J.M., García-López, F., Verdejo, J. (2006). Modelling breeding habitat preferences of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in relation to topography, disturbance, climate and land use at different spatial scales. *J. Ornithol.*, 147: 97-106.

López-López, P., García-Ripollés, C., Soutullo, A., Cadahia, L., Urios, V. (2007). Are important bird areas and special protected areas enough for conservation?: the case of Bonelli's eagle in a Mediterranean area. *Biodiversity and Conservation*, 16 (13): 3755-3780.

López-López, P., García-Ripollés, C., Urios, V. (2007). Population size, breeding performance and territory quality of Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* in eastern Spain. *Bird Study*, 54 (3): 335-342.

López-López, P., Soutullo, A., García-Ripollés, C., Urios, V., Cadahia, L., Ferrer, M. (2009). Markov models of territory occupancy: implications for the management and conservation of competing species. *Biodiversity and Conservation*, 18 (5): 1389-1402.

Lourenco, R., Santos, S. M., Rabaca, J. E., Penteriani, V. (2011). Superpredation patterns in four large European raptors. *Population Ecology*, 53 (1): 175-185.

Madero, A., Ruiz-Martínez, I. (1991). Distribución y censo del águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Jaén. *Ecología*, 5: 359-335.

Madroño, A., González, C. Atienza, J.C. (2004). *Libro rojo de las aves de España*. MIMAM, SEO Birdlife.

Mañosa, S., Real, J., Codina, J. (1995). Age estimation and growth patterns in nestling Bonelli's eagles. *J. Raptor Res.*, 29: 273-275.

Mañosa, S., Real, J., Codina, J. (1998). Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's eagle in Catalonia. *J. Raptor Res.*, 32 (3): 208-214.

Martín Mateo, M. P. (2009). *Phthiraptera Ischnocera*. En: Ramos, M. A. et al. (Eds.). Fauna Iberica. Vol. 32. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid.

Martínez, J. E., Calvo, J. F., Martínez, J. A., Zuberogoitia, I., Cerezo, E., Manrique, J., Gomez, G. J., Nevado, J. C., Sánchez, M., Sánchez, R., Bayo, J., Pallarés, A., Gonzalez, C., Gómez, J. M., Pérez, P., Motos, J. (2010). Potential impact of wind farms on territories of large eagles in southeastern Spain. *Biodiversity and Conservation*, 19 (13): 3757-3767.

Martínez, J. A., Calvo, J. F., Martínez, J. E., Zuberogoitia, I., Zabala, J., Redpath, S. M. (2008). Breeding performance, age effects and territory occupancy in a Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* population. *Ibis*, 150 (2): 223-233.

Martínez, J. E., Martínez, J. A., Zuberogoitia, I., Zabala, J., Redpath, S. M., Calvo, J. F. (2008). The effect of intra- and interspecific interactions on the large-scale distribution of cliff-nesting raptors. *Ornis Fennica*, 85 (1): 13-21.

- Martínez, J. E., Sánchez, M. A., Carmona, D., Sánchez J. A. (1994). Régime alimentaire de l'aigle de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) durant le période de l'élevage des jeunes (Murcia, Espagne). *Alauda*, 62: 53-58.
- Martínez, R., Garrigues, R., Morata, J. A. (1988). Algunos datos sobre la biología del Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*, Vieillot) en el sureste de Albacete. *Revista de Estudios Albacetenses*, 24: 205-220.
- Mínguez, E., Anadón, J. D., Hernández, V. J. (2005). Uso heterogéneo del espacio en tres territorios de reproducción del Águila-Azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*). *Ardeola*, 52: 347-350.
- Mínguez, E., Angulo, E., Siebering, V. (2001). Factors influencing length of the post-fledging period and timing of dispersal in Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in southwestern Spain. *J. Raptor Res.*, 35: 228-234.
- Mira, S., Arnaud-Haond, S., Palma, L., Cancela, M. L., Beja, P. (2013). Large-scale population genetic structure in Bonelli's Eagle *Aquila fasciata*. *Ibis*, 155 (3): 485-498.
- Moleón, M., Bautista, J., Madero, A. (2011). Communal roosting in young Bonelli's eagles (*Aquila fasciata*). *Journal of Raptor Research*, 45 (4): 353-356.
- Moleón, M., Bautista, J., Sánchez-Zapata, J. A., Gil-Sánchez, J. M. (2009). Diet of non-breeding Bonelli's eagles *Hieraaetus fasciatus* at settlement areas of southern Spain. *Bird Study*, 56 (1): 142-146.
- Moleón, M., Gil-Sánchez, J. M., Real, J., Sánchez-Zapata, J. A., Bautista, J., Sánchez-Clemot, J. F. (2007). Ecología trófica de las águilas-azor perdiceras *Hieraaetus fasciatus* territoriales durante el periodo no reproductor en la Península Ibérica. *Ardeola*, 54 (1): 135-143.
- Moleón, M., Martín-Jaramillo, J., Nieto, J., Benítez, J. R., Bautista, J., Madero, A., del Junco, O. (2009). Successful replacement clutches in European Bonelli's eagles (*Hieraaetus fasciatus*). *Journal of Raptor Research*, 43 (2): 164-165.
- Moleón, M., Sánchez-Zapata, J. A., Gil-Sánchez, J. M., Barea-Azcón, J. M., Ballesteros-Duperon, E., Virgos, E. (2011). Laying the Foundations for a Human-Predator Conflict Solution: Assessing the Impact of Bonelli's Eagle on Rabbits and Partridges. *Plos One*, 6 (7): e22851.
- Moleón, M., Sánchez-Zapata, J., Real, J., García-Charton, J., Gil-Sánchez, J. M., Palma, L., Bautista, J., Bayle, P. (2009). Large-scale spatio-temporal shifts in the diet of a predator mediated by an emerging infectious disease of its main prey. *Journal of Biogeography*, 36 (8): 1502-1515.
- Moleón, M., Sebastián-González, E., Sánchez-Zapata, J. A., Real, J., Pires, M. M., Gil-Sánchez, J. M., Bautista, J., Palma, L., Bayle, P., Guimaraes, P. R., Beja, P. (2012). Changes in intrapopulation resource use patterns of an endangered raptor in response to a disease-mediated crash in prey abundance. *Journal of Animal Ecology*, 81 (6): 1154-1160.
- Moreno-Rueda, G., Pizarro, M., Ontiveros, D., Pleguezuelos, J. M. (2009). The coexistence of the eagles *Aquila chrysaetos* and *Hieraaetus fasciatus* increases with low human population density, intermediate temperature, and high prey diversity. *Annales Zoologici Fennici*, 46 (4): 283-290.
- Munn, P. W. (1921). Notes on the birds of Alcudia (Mallorca). *Ibis*, 1921: 672-719.
- Munn, P. W. (1931). The Birds of the Balearic Islands. *Novitates Zoologicae*, 37: 53-132.
- Muñoz, A. R., Márquez, A. L., Real, R. (2013). Updating Known Distribution Models for Forecasting Climate Change Impact on Endangered Species. *PLoS One*, 8 (6): e65462.
- Muñoz, A. R., Real, R. (2013). Distribution of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* in southern Spain: scale may matter. *Acta Ornithologica*, 48 (1): 93-101.

Niamir, A., Skidmore, A. K., Toxopeus, A. G., Muñoz, A. R., Real, R. (2011). Finessing atlas data for species distribution models. *Diversity and Distributions*, 17 (6): 1173-1185.

Ontiveros, D. (1996). Matan en Granada a dos Águilas perdiceras que llevaban raidoemisores. *Quercus*, 129: 49.

Ontiveros, D. (1997). Pérdida de hábitat del Águila perdicera en la provincia de Granada. *Quercus*, 135: 16-19.

Ontiveros, D. (1999). Selection of nest cliff by Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in southeastern Spain. *J. Raptor Res.*, 33: 110-116.

Ontiveros, D. (2000). Ecología de una población de Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) del sureste ibérico: plan de conservación. Tesis doctoral. Universidad de Granada. Granada .

Ontiveros, D. (2001). Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) conservation in the southeastern Iberian Peninsula. Pp. 135-136. En: *Abstracts of the 4<sup>th</sup> Eurasian Congress on Raptors*. Estación Biológica Doñana and Raptor Research Foundation. Sevilla.

Ontiveros, D., Caro, J., Pleguezuelos, J. M (2005). Prey density, prey detectability and food habits: the case of Bonelli's eagle and the conservation measures. *Biol. Conserv.*, 123: 19-25.

Ontiveros, D., Caro, J., Pleguezuelos, J. M. (2008). Green plant material versus ectoparasites in nests of Bonelli's eagle. *Journal of Zoology*, 274 (1): 99-104.

Ontiveros, D., Caro, J., Pleguezuelos, J. M. (2008b). Possible functions of alternative nests in raptors: the case of Bonelli's eagle. *Journal of Ornithology*, 149 (2): 253-259.

Ontiveros, D., Pleguezuelos, J. M. (2000). Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*): management implications. *Biological Conservation*, 93 (1): 19-25.

Ontiveros, D., Pleguezuelos, J.M. (2003a). Physical, environmental and human factors influencing breeding success of Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Granada ( SE Spain ). *Biodiv. and Conserv.*, 12: 1193-1203.

Ontiveros, D., Pleguezuelos, J. M. (2003b). Influence of climate on Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus* V.) breeding success trough the Western Mediterranean . *J. Biogeog.*, 30 (5): 755-760.

Ontiveros, D., Real, J., Balbontín, J., Carrete, M., Ferreiro, E., Ferrer, M., Mañosa, S., Pleguezuelos, J. M., Sánchez-Zapata, J. A. (2004). Biología de la conservación del Águila Perdicera *Hieraaetus fasciatus* en España: investigación científica y gestión. *Ardeola*, 51: 461-470.

Ontiveros, D., Real, J., Balbontín, J., Carrete, M., Ferreiro, E., Ferrer, M., Mañosa, S., Pleguezuelos, J.M., Sánchez-Zapata, J.A. (2004). Biología de la conservación del Águila Perdicera *Hieraaetus fasciatus* en España: investigación científica y gestión. *Ardeola*, 51: 461-470.

Palma, L. (1994). Nidificación de águilas perdiceras sobre árboles en Portugal. *Quercus*, 98: 11-12.

Palma, L., Beja, P., Pais, M., Da Fonseca, L. C. (2006). Why do raptors take domestic prey? The case of Bonelli's eagles and pigeons. *Journal of Applied Ecology*, 43 (6): 1075-1086.

Palma, L., Beja, P., Tavares, P. C., Monteiro, L. R. (2005). Spatial variation of mercury levels in nesting Bonelli's eagles from Southwest Portugal : effects of diet composition and prey contamination. *Environmental Pollution*, 134 (3): 549-557.

Parellada, X., De Juan, A., Alamany, O. (1984). Ecologia de l'áliga cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus*): factors limitants, adaptacions morfològiques i ecològiques i relacions interespecífiques amb l'áliga daurada (*Aquila chrysaetos*). *Rapinyaires Mediterranis*, 2: 121-141.

- Parellada, X. (1984). Variació del plomatge i identificació de l'áliga cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus fasciatus*). *Rapinyaires Mediterranis II*: 70-79 CRPR. Barcelona.
- Paz, J. L. (2001). Nidotopica del Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en el parque natural Sierra de Grazalema. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural*, 2: 77-82.
- Pérez-García, J. M., Margalida, A., Afonso, I., Ferreiro, E., Gardiazabal, A., Botella, F., Sanchez-Zapata, J. A. (2013). Interannual home range variation, territoriality and overlap in breeding Bonelli's Eagles (*Aquila fasciata*) tracked by GPS satellite telemetry. *Journal of Ornithology*, 154 (1): 63-71.
- Pérez-Mellado, V., Bueno, J. M., Arroyo, B. (1977). Comportamiento de *Hieraaetus fasciatus* en el nido. *Ardeola*, 23: 81-102.
- Real, J. (1982). El águila perdicera en Cataluña. *Quercus*, 5: 26-28.
- Real, J. (1983). Dades sobre la biologia de l'áliga cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus*) a la serralada pre-litoral catalana. *Butll. Inst. Cat. His. Nat.*, 49: 127-141.
- Real, J. (1987). Evolución cronológica del régimen alimenticio de una población de *Hieraaetus fasciatus* en Catalunya: factores causantes, adaptación y efectos. *Suplemento Ricerca Biologica Selvaggina*, 12: 185-205.
- Real, J. (1991). L'áliga perdiguera *Hieraaetus fasciatus* a Catalunya: status, ecología trófica, biología reproductora i demografía. Ph. D. Thesis. Univ. Barcelona, Catalonia, Spain 241 pp.
- Real, J. (1996). Biases in diet study methods in the Bonelli's Eagle. *Journal of Wildlife Management*, 60:632-638.
- Real, J. (2003). Águila-Azor Perdicera. *Hieraaetus fasciatus*. Pp. 192-193. En: Martí, R., Del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la naturaleza-Sociedad Española de ornitología, Madrid.
- Real, J. Bros, V. (1984). Estudios para lograr la recuperación del Águila perdicera en Cataluña. *Quercus*, 14: 10-13.
- Real, J., Grande, J. M., Mañosa, S., Sánchez-Zapata, J. A. (2001). Causes of death in different areas for Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Spain. *Bird Study*, 48 (2): 221-228.
- Real, J., Hernández-Matías, A. (2012). Águila perdicera. *Aquila fasciata*. Pp. 190-191. En: Del Moral, J. C., Molina, B., Bermejo, A., Palomino, D. (Eds.). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid.
- Real, J., Mañosa, S. (1990). Eagle owl (*Bubo bubo*) predation on juvenile Bonelli's eagles (*Hieraaetus fasciatus*). *Journal of Raptor Research*, 24 (3): 69-71.
- Real, J., Mañosa, S. (1997). Demography and conservation of Western European Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*) populations. *Biol. Conserv.*, 79: 59-66.
- Real, J., Mañosa, S. (2001). Dispersal of juvenile and immature Bonelli's Eagle in northeastern Spain. *J. Raptor Res.*, 35(1): 9-14.
- Real, J., Mañosa, S., Codina, J. (1996b). Estatus, demografía y conservación del Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en el Mediterráneo. Pp. 83-89. En: . Muntaner, J., Manyol, J. (Eds.). *Biología y conservación de las rapaces Mediterráneas*. VI Congr. Rapaces Mediterráneas, Monografías, Nº 4 SEO, Madrid.
- Real, J., Mañosa, S., Codina, J. (1998). Post-nestling dependence period in the Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*. *Ornis fennica*, 75: 129-137.
- Real, J., Mañosa, S., Codina, J., Del Amo, R. (1996). Primeros datos sobre dispersión del Águila perdicera. *Quercus*, 122: 25.

- Real, J., Mañosa, S., Cheylan, G., Bayle, P., Cugnase, J.M., Sánchez, J.A., Sánchez, M.A., Carmona, D., Martínez, J.E., Rico, L., Codina, J., Del amo, R., Eguia, S. (1996a). A preliminary approach to the European Bonelli's Eagle population decrease in Spain and France . En *Eagle studies*. B.U. Meyburg y R.D. Chancellor (Eds.). World Working Group on Birds of Prey and Owls, Berlin. Germany.
- Real, J., Mañosa, S., Muñoz, E. (2000). Trichomoniasis in a Bonelli's eagle population in Spain . *Journal of Wildlife Diseases*, 36: 64-70.
- Real, J., Mañosa, S., Rodrigo, A., Sánchez, J. A., Sánchez, M. A., Carmona, D., Martínez, J. E. (1991). La regresión del Águila perdicera: una cuestión de demografía. *Quercus*, 70: 6-12.
- Real, J., Palma, L., Rocamora, G. (1997). *Hieraaetus fasciatus* Bonelli's Eagle. Pp. 174-175. En: Hagemeyer, W. J. M., Blair, M. J. (Eds.). *The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance*. T. & A.D. Poyser, London.
- Real, R., Romero, D., Olivero, J., Estrada, A., Márquez, A. L. (2013). Estimating How Inflated or Obscured Effects of Climate Affect Forecasted Species Distribution. *Plos One*, 8 (1): e53646.
- Reche, M.P., Jiménez, P. A., Álvarez, F. García de los Ríos, J. E., Rojas, A. M., De Pedro, P. (2003). Incidente of Salmonellae in captive and wild free-living raptorial birds in Central Spain. *J. Veterinary Med.*, 50: 42-44.
- Resano, J., Hernández-Matías, A., Real, J., Pares, F. (2011). Using stable isotopes to determine dietary patterns in Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) nestlings. *Journal of Raptor Research*, 45 (4): 342-352.
- Resano-Mayor, J., Hernández-Matías, A., Real, J., Pares, F., Inger, R., Bearhop, S. (2014). Comparing pellet and stable isotope analyses of nestling Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* diet. *Ibis*, 156 (1): 176-188.
- Rico, L., Vidal, A., Villaplana, J. (1990). Datos sobre la distribución, reproducción y alimentación del águila perdicera *Hieraaetus fasciatus* Vieillot, en la provincia de Alicante. *Medi Natural*, 1: 103-112.
- Rico-Aalcázar, Ll., Martínez, J.A., Morán, S. Navarro, J.R., Rico, D. (2001). Preferencias de hábitat del Águila-Azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Alicante (E de España) a dos escalas espaciales. *Ardeola*, 48 (1): 55-62.
- Rico-alcázar, I., Sánchez-Zapata, J. A., Izquierdo, A. García, J.R., Morán, S., Rico, D. (1999). Tendencias recientes en las poblaciones del Águila Real (*Aquila chrysaetos*) y el Águila-Azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Valencia. *Ardeola*, 46 (2): 235-238.
- Rocamora, G. (1994). Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*. Pp. 184-185. En: Tucker, G. M., Heath, M. F. (Eds.). *Birds in Europe, their conservation status*. Birdlife International, Birdlife Cons., Ser. 3, Cambridge , U.K.
- Román, A., Real, R. Márcia, A., Vargas, M. (2005). Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservation planning. *Biodiv. Distrib.*, 111: 477-486.
- Sánchez-Zapata, J.A., Calvo, J.F. (1999). Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *J. Appl. Ecol.*, 36: 245-262.
- Sánchez-Zapata, J.A., Sánchez-Sánchez, M.A., Calvo, J.F., González, G., Martínez, J.E. (1996). Selección de hábitat de las aves de presa en la región de Murcia (SE de España). Pp. 299-304. En: Muntaner, J., Mayol, J. (Eds.). *Biología y conservación de las rapaces mediterráneas, 1994*. SEO BirdLife. Madrid .
- Sanz, A., Mínguez, E., Anadón, J. D., Hernández, V. J. (2005). Heterogeneous use of space in three breeding territories of Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*. *Ardeola*, 52: 347-350.
- Saunders, H. (1871). A list of the Birds of Southern Spain. *Ibis*, 1: 54-68.

- Simeon, D., Wilhelm, J. L. (1988). Essai sur l'alimentation annuelle de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* en Provence. *Alauda*, 56: 226-237.
- Soutullo, A., López-López, P., Urios, V. (2008). Incorporating spatial structure and stochasticity in endangered Bonelli's eagle's population models: implications for conservation and management. *Biological Conservation*, 141 (4): 1013-1020.
- Suetens, W., Van Groenendael, P. (1969). Notes sur l'écologie de l'aigle de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) et de l'aigle Botté (*Hieraaetus pennatus*) en Espagne meridional. *Ardeola*, 15: 19-36.
- Tato Cumming, J. (1957). Aves observadas en Baleares durante el año ornitológico 1956-1957. *Balearica*, 1: 9-23.
- Tato Cumming, J. (1958). Calendario ornitológico de Baleares 1957-1958. *Balearica*, 2: 5-18.
- Tato Cumming, J. (1960). Treces meses de observaciones ornitológicas en la isla de Mallorca (abril 1958-abril 1959). *Ardeola*, 6 (1): 283-292.
- Tato Cumming, J., Nicholson, M. J. J. S., Nicolson, M. P. (1957). Notas sobre las aves del valle de Sóller (Mallorca) (enero 1956-marzo 1957). *Balearica*, 1: 55-82.
- Torres, J. A., Jordano, P., León, A. (1981). *Aves de presa diurnas de la provincia de Córdoba*. Monte de Piedad y Caja de Ahorros de Córdoba. 127 pp.
- Viada, C., Mayol, J. (2011a). *El projecte per a la reintroducció de l'àguila coabarrada a Mallorca*. 8 pp.
- Viada, C., Mayol, J. (2011b). Águila de Bonelli en Mallorca: una historia con futuro. *Quercus*, 301: 26-31.
- Viada, C., Álvarez, E. (2014). El águila de Bonelli vuelve a criar con éxito en Mallorca. *Quercus*, 340: 52-52.
- Von Jordans, A. (1914). *Die Vogelfauna Mallorcas mit Berücksichtigung Menorcas und der Pityusen. Ein Beitrag zur Zoogeographie des Mediterrangebietes*. Paul Rost, Bonn. 162 pp.
- Von Jordans, A. (1924). Die Ergebnisse meiner zweiten Reise nach Mallorca. Eergänzungen zu meiner "Vogelfauna Mallorcas". *Journal für Ornithologie*, 72 (2): 518-536.
- Westernhagen, W. (1957). Zur Vogelwelt Mallorcas. *Bonner Zoologische Beiträge*, 8: 178-192.
- Westernhagen, W. (1958). Sobre algunas aves de Mallorca durante los últimos cien años. *Ardeola*, 4: 157-168.