

FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA ANIMAL Y ECOLOGÍA
UNIVERSIDAD DE GRANADA

ECOLOGÍA DE UNA POBLACIÓN DE ÁGUILA PERDICERA (*Hieraaetus
fasciatus*) DEL SURESTE IBÉRICO: PLAN DE CONSERVACIÓN

DIEGO ONTIVEROS CASADO

GRANADA 2000



Organizaos por medio del estudio de la Naturaleza y de la práctica de la amistad, y la vida del ser humano será semejante a la de los dioses
(Epicuro)

PREFACIO

El estudio de las especies amenazadas con el fin de obtener conclusiones aplicables a la conservación de las mismas, es una tendencia que se ha intensificado de forma creciente en la mayoría de los países con tradición investigadora. La mera descripción de los procesos biológicos, ha dado paso a una mayor profundización en las bases causales de la tendencia regresiva de muchas especies, aflorando de esta indagación las medidas oportunas que como primer paso eviten una mayor regresión de las poblaciones, y como objetivo último promuevan la recuperación de las mismas.

Con esta finalidad práctica se ha pretendido elaborar la presente memoria, y puesto que la ecología de aves de presa es un tema novedoso en el Departamento de Biología Animal y Ecología de la Universidad de Granada, se ha intentado afianzar previamente esta línea de investigación con la publicación de los resultados obtenidos en distintas revistas. Las publicaciones hasta ahora extraídas de nuestro estudio han sido las siguientes:

- 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. *Journal of Raptor Research*, 33: 110-116.
- Ontiveros, D. y 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. y Pleguezuelos, J.M. (en revisión). Factors influencing breeding success in Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Granada (SE Spain). *Ecography*.

Son muchas las personas que, de una u otra forma, han hecho posible la realización de este trabajo, colaborando tanto en la recogida de datos de campo como en el posterior análisis de los mismos.

Vaya mi gratitud en primer lugar para mi director de tesis, que a pesar de los riesgos que ello supone, tuvo la valentía de aceptar una línea de investigación distinta de la que hasta entonces desarrollaba y confió en mí para la realización del estudio.

A J.A. Hódar, R. Morales, J.J. Soler, y J.M. Sánchez, que en numerosas ocasiones tuvieron que atender mis peticiones para solucionar los problemas que surgieron con el análisis de los datos obtenidos.

A J.M. Gil, tanto por los datos que generosamente puso a mi disposición hace años, como por su visión algo distinta de las cosas, la cual, sin duda, ha hecho profundizar y afianzar mucho más mis argumentaciones.

A la Consejería de Medio Ambiente de Granada, que proporcionó los medios necesarios para poder llevar a cabo el radioseguimiento de las águilas, especialmente a F. Aranda y a la Guardería Forestal, cuya ayuda burocrática y de campo hicieron posible algunos aspectos del trabajo desarrollado.

A todos los revisores de los artículos publicados, B. Arroyo, G.R. Bortolotti, J.A. Donázar, E. Mínguez, J. Real, Ph. Whitfield, y algunos anónimos, que con sus comentarios enriquecieron las primeras versiones de algunos de los capítulos de esta memoria.

A las perdiceras, por los buenos ratos de campo que me han hecho pasar y por aguantar mis visitas a la familia.

ECOLOGÍA DE UNA POBLACIÓN DE ÁGUILA PERDICERA
(*Hieraaetus fasciatus*) DEL SURESTE IBÉRICO: PLAN DE
CONSERVACIÓN

	<i>Pág.</i>
1.- INTRODUCCIÓN	1
1.1. Justificación y objetivos de la presente memoria	3
1.2. Revisión del estado de conocimiento de la especie	5
1.2.1. Taxonomía y distribución	5
1.2.2. Hábitat	7
1.2.3. Alimentación	8
1.2.4. Fenología y parámetros reproductores	10
1.2.5. Status y tendencia poblacional	12
2.- ÁREA DE ESTUDIO	17
2.1. Localización	19
2.2. Características geográficas	20
2.2.1. Orografía	20
2.2.2. Clima	21
2.2.3. Geología	24
2.2.4. Vegetación	24
3.- RESULTADOS	31
3.1. Caracterización y selección de los roquedos de nidificación	33
3.1.1. Introducción	33
3.1.2. Material y métodos	36
3.1.3. Resultados	41
3.1.4. Discusión	46
3.2. Influencia de la abundancia de presas en la distribución de la población	53
3.2.1. Introducción	53
3.2.2. Material y métodos	55
3.2.3. Resultados	60

3.2.4. Discusión	66
3.3. Factores influyentes en el éxito reproductor de la población	71
3.3.1. Introducción	71
3.3.2. Material y métodos	73
3.3.3. Resultados	79
3.3.4. Discusión	87
3.4. Importancia de la construcción de nidos alternativos en los territorios	93
3.4.1. Introducción	93
3.4.2. Material y métodos	95
3.4.3. Resultados	98
3.4.4. Discusión	103
3.5. Mortalidad y dinámica poblacional	107
3.5.1. Introducción	107
3.5.2. Material y métodos	108
3.5.3. Resultados	110
3.5.4. Discusión	112
3.6. Conclusiones aplicables al plan de Conservación del Águila Perdicera en el sureste ibérico	117
3.6.1. Introducción	117
3.6.2. Tendencia poblacional y conservación	119
3.6.3. Medidas de conservación	121
3.6.3.1. Conservación a nivel nacional	121
3.6.3.2. Conservación en el sureste ibérico	123
4.- BIBLIOGRAFÍA	131
5.- ANEXOS	161

ECOLOGÍA DE UNA POBLACIÓN DE ÁGUILA PERDICERA (*Hieraaetus*
fasciatus) DEL SURESTE IBÉRICO: PLAN DE CONSERVACIÓN

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

1.1. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS DE LA PRESENTE MEMORIA

El Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) es sin duda una de las rapaces mediterráneas que está sufriendo una mayor regresión poblacional en los últimos años. Se ha constatado la pérdida de efectivos en España (Arroyo y col. 1995), Portugal (Palma y col. 1984), Francia (Cugnase 1984, Cheylan & Siméon 1985), y Grecia (Hallmann 1985), y es considerada como una especie en peligro en Europa (Rocamora 1994). Se trata de una especie catalogada como “Vulnerable” en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (Blanco & González 1992), y de “conservación prioritaria” en este país (De Juana 1992).

La acción humana parece ser la responsable directa de esta tendencia regresiva generalizada en Europa, que habría hecho que algunos de los territorios fuesen abandonados y dificultaría la recolonización de los mismos por otros individuos. El abandono de nidos en árboles tradicionalmente expoliados, la escasez de presas, el uso de venenos, la electrocución y la caza de individuos, y la alteración del hábitat, han sido citadas como las causas del estado actual de las poblaciones de Águila Perdicera (Rocamora 1994, Arroyo y col. 1995, Real y Mañosa 1997). No obstante, sorprende como esta cada vez más larga lista de amenazas es común al resto de grandes rapaces en la Península Ibérica, y sin embargo sus poblaciones permanecen por lo general más o menos estables, llegando en algunos casos incluso a incrementarse (Muntaner y Mayol 1996). Cabe pues preguntarse que diferencia al Águila Perdicera del resto de rapaces españolas para que la acción humana halla tenido un impacto tan notable en su población en los últimos años, y hasta el momento no muestre síntoma alguno de recuperación.

¿Porqué el Águila Perdicera no usa los árboles para nidificar con la misma frecuencia que otras grandes rapaces y con que criterio selecciona los roquedos de nidificación?, ¿Qué trascendencia tiene la abundancia de presas en la distribución de las parejas?, ¿Qué factores pueden influenciar en el éxito reproductor de las poblaciones?,

¿Qué sentido tiene la existencia de cortados con un número elevado de nidos construidos?, ¿Porqué la mortalidad de esta rapaz parece ser mayor que la de otras?... A pesar de la gran multitud de estudios dirigidos a esclarecer estas preguntas, queda aún mucho por investigar, y se han de aunar esfuerzos y resultados para permitir el diseño de medidas efectivas que aseguren el futuro de la población europea de la especie. La existencia en España de poblaciones de Águila Perdicera aún bien conservadas, como la que es objeto de la presente memoria, debe de servir para clarificar las necesidades ecológicas de la especie, tarea de más difícil interpretación cuando las poblaciones han experimentado una fuerte regresión (Sánchez-Zapata 1999).

Con el objetivo de clarificar algunas de estas dudas, se ha elaborado esta memoria a través de los resultados obtenidos a lo largo de 6 años de trabajo. Se pretende además facilitar el diseño de medidas de conservación por parte de la administración, integrando las conclusiones obtenidas en un Plan de Conservación de la población que impida que se rompa la estabilidad poblacional hasta ahora mostrada y que según algunos indicios, podría estar llegando a su fin.

1.2. REVISIÓN DEL ESTADO DE CONOCIMIENTO DE LA ESPECIE

1.2.1. TAXONOMÍA Y DISTRIBUCIÓN

Hasta 1.822 no se describió para la ciencia un ave rapaz de tamaño considerable que habitaba el sur de Europa, y que fue bautizada por Vieillot como *Aquila fasciata*, siendo pues una de las última rapaces europeas incorporadas al registro taxonómico. Posteriormente esta rapaz cambió su denominación por la actual de *Hieraaetus fasciatus*, y es conocida en España como Águila Perdicera o Águila de Bonelli (denominación apenas utilizada), si bien la Sociedad Española de Ornitología ha propuesto recientemente la denominación de Águila-Azor Perdicera (Bernis y col. 1994).

Tras la descripción de la especie, se diferenciaron tres subespecies distintas: *Hieraaetus fasciatus fasciatus* (Vieillot, 1822), *H. f. spilogaster* (Bonaparte, 1850) y *H. f. renschi* (Stresemann, 1932). La primera de ellas cuenta con una distribución más amplia, repartiendo sus poblaciones desde el sur de Europa y norte de África, hasta el sur de China, entre los paralelos 15° y 45° de latitud norte, si bien muchas de las poblaciones están en la actualidad muy fragmentadas (Figura 1.1). *H. f. spilogaster* aparece en el África subsahariana, entre los paralelos 15° de latitud norte y 30° de latitud sur, mostrando bastantes poblaciones aisladas y una gran área en la que la subespecie aparece de forma continua al este del continente. La última de las subespecies, *H. f. renschi* queda restringida a las Islas Menores de la Sonda en el archipiélago indonesio, presentando un rango de distribución muy aislado y enigmático (Cramp y Simmons 1980, del Hoyo y col. 1994)

Algunos autores han situado el origen de la especie en alguna zona tropical que podría coincidir con la ocupada en la actualidad por la población surasiática, y en concreto con la existente en la India (Parellada y col. 1984). Esto podría explicar la actual distribución mundial de la especie que excluye a las zonas más frías del Paleártico.

H. f. fasciatus presenta una ligera variación clinal en el tamaño de los individuos entre poblaciones, siendo más pequeños los del sur de Europa y norte de África que los de la India. *H. f. renshi* es más pequeña y está más conspicuamente barrenada en rémiges y rectrices que la anterior, mientras que *H. f. spilogaster* presenta un diseño más contrastado y es marcadamente más pequeña que la nominal *fasciatus* (Cramp y Simmons 1980).

Sobre la base de caracteres morfológicos y de su aislamiento geográfico, algunos autores han considerado tradicionalmente a la población del Africa subsahariana como una especie diferente (*H. spilogaster*) distinguiéndose de esta forma de *H. fasciatus* que se distribuye más al norte y con la que formaría una superespecie (Vaurie 1965, Glutz y col. 1971, del Hoyo y col. 1994). No obstante, en otras obras se mantiene la existencia de una sola especie con tres subespecies distintas (Cramp y Simmons 1980, Real y col. 1997).

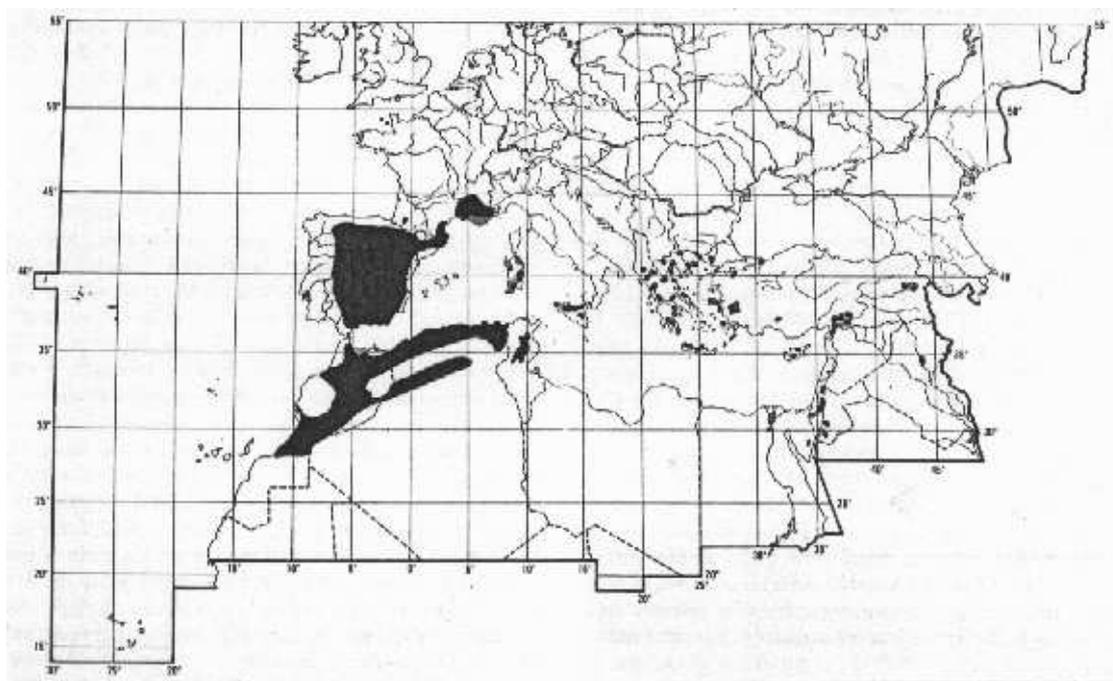


Figura 1.1. Distribución del Águila Perdicera en el Paleártico (tomado de Cramp y Simmons 1980)

1.2.2. HÁBITAT

La mayoría de los datos disponibles sobre la biología del Águila Perdicera corresponden al Paleártico Occidental, y entre ellos, los del hábitat que ocupa. En esta región es un ave que por lo general queda confinada a las zonas con climatología cálida y seca, lo que viene a coincidir con las regiones más mediterráneas de la misma (Cramp y Simmons 1980). Según Parellada y *col.* (1984), la zona óptima de distribución del Águila Perdicera en la Península Ibérica, y posiblemente en toda la región mediterránea, se localiza en áreas con más de 130 horas de sol al mes (aproximadamente 4,5 horas diarias), y temperaturas medias del mes más frío superiores a los 4° C.

El hábitat ocupado por la especie no parece responder a unas características genéricas precisas, y tal y como dijo Brosset (1961) “a veces basta con una zona rocosa de muy poca extensión para fijar a una pareja”. En la Península Ibérica existen parejas de Águila Perdicera asentadas en zonas de clima desértico y terrenos deforestados como la provincia de Almería (García 1976) y otras en ambientes de bosques mediterráneos bien conservados (Palma 1994).

La ubicación de los nidos se restringe a una estrecha franja altitudinal que va desde el nivel del mar hasta los 1.310 m. de altitud en Francia (Thiollay 1967), hasta los 1.500 en España (Arroyo y *col.* 1995), y por lo general no sobrepasando los 1.800-2.000 m.s.m. en Marruecos, donde tan solo una pareja nidifica a mayor altitud y sitúa un nido a 2.100 m.s.m. en la cordillera del Atlas (Bergier 1987). Probablemente, el gradiente térmico que se establece de norte a sur permite esta subida en las cotas máximas de nidificación de las parejas.

Llama la atención la dependencia de la población Europea de esta ave por los roquedos para la nidificación, pues en España (donde habita el 80 % de la población europea) la nidificación en árbol es un hecho excepcional; solo el 1,7 % de las parejas tienen nidos en este tipo de emplazamiento (Arroyo y *col.* 1995). Mucho más raros son los casos de nidificación en otro tipo de estructuras como presas (Araújo y *col.* 1974) o torretas del tendido eléctrico (Hernández 1999). La nidificación en árbol podría haber sido más habitual para las parejas de la Península Ibérica en el pasado, pero la creciente

presión humana en los territorios de cría, y la expoliación sistemáticamente de estos nidos año tras año con destino a colecciones y museos de todo el mundo, habría hecho de los roquedos un lugar de nidificación mucho más seguro. La consecuencia principal de este hecho, ha sido la incapacidad de la población española para colonizar regiones llanas y carentes de roquedos (Arroyo y col. 1995).

A pesar de que la preferencia por los roquedos es generalizada en todo el área de distribución eurasiática de la subespecie *H. f. fasciatus* (Brown y Amadon 1968), existen algunas poblaciones que usan árboles para el emplazamiento de sus nidos. En el sur de Portugal, entre 25-30 parejas de Águila Perdicera anidan regularmente en árbol (Palma 1994), mientras que en el norte de África lo hacen hasta un 10 % de las parejas (Bergier 1987). Ambos casos coinciden con poblaciones asentadas sobre regiones poco alteradas por la acción humana. Tal y como han señalado algunos autores, parece posible que el Águila Perdicera sea originaria de áreas boscosas del sur de Asia (Parellada y col. 1984), y que se haya adaptado con posterioridad a la deforestación y presión humana sufrida por la región mediterránea, usando de esta forma los roquedos para el emplazamiento de los nidos (Arroyo y col. 1995).

1.2.3. ALIMENTACIÓN

En su rango de distribución Paleártica, el Conejo Europeo (*Oryctolagus cuniculus*) y la Perdiz Roja (*Alectoris rufa*) son las presas favoritas. De los estudios sobre la dieta de la especie se desprende que la proporción de conejos oscila entre el 9,6 % encontrado en el sur de Francia (Clouet y Goar 1984) y el 41,4 % de Sierra Morena (Jordano 1981), mientras que la perdiz es consumida en una frecuencia que va del 1,6 % en Cataluña (Real 1987), al 33,4 % en Almería (García 1976). Complementando estas dos especies básicas (al menos en Europa), aparecen liebres, ardillas, ratas, palomas, grajillas, gaviotas, aves de pequeño tamaño, lagartos, etc., (Suetens y Groenendael 1969, Cheylan 1977, Siméon y Whilhelm 1988, Gil-Sánchez y col. 1994, Martínez y col. 1994), 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).

Revisando los estudios sobre ecología trófica, queda patente una mayor ornitofagia que en otras rapaces de gran tamaño. Con individuos cautivos de Águila Perdicera, incluso se ha llegado a demostrar la clara preferencia de esta rapaz por las aves ante el Conejo (Parellada y col. 1984). Existe el caso de una pareja en la que el 60 % de la biomasa ingerida dependía de la Gaviota Patiamarilla (*Larus cachinnans*), debido a la proximidad de un vertedero al que acudían estas aves (Siméon y Wilhelm 1988). No obstante, la abundancia de conejos en algunas zonas del sur de Europa hace que éstos sean una presa básica en la dieta de muchas de las parejas, aunque existen parejas que sacan con normalidad sus nidadas adelante sin aportar prácticamente estos lagomorfos al nido (Simeon y Wilhelm 1980).

En la mayoría de los estudios en los que se ha determinado el índice de diversidad trófica del Águila Perdicera, éste mostró valores elevados: sur de Francia, $H=2,064$ (Clouet y Goar 1984); Portugal, $H=2,37$ (Palma y col. 1984); Cataluña, $H=2,13$ (Real 1987); Murcia, $H=2,55$ (Martínez y col. 1994), lo que apoya un espectro trófico amplio sin dependencia de especies concretas para la alimentación de las parejas (Ontiveros y Pleguezuelos 2000). Esto debe de ser una ventaja para el Águila Perdicera frente a otras especies de rapaces mediterráneas como el Águila Imperial Ibérica y el Águila Real, que dependen de la existencia de poblaciones estables de presas como el Conejo (Ferrer 1993, Arroyo y col. 1990), las cuales pueden oscilar de forma ostensible de unos años a otros a causa de enfermedades (mixomatosis, neumonía hemorrágica vírica).

El espectro de predación del Águila Perdicera es pues muy amplio y al ser un ave de tamaño considerable, a veces se comporta como superpredador. 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 (Cheylan 1977, Siméon y Wilhelm 1980, Martínez y col. 1994). Sorprende aún más la captura de rapaces de la agilidad del Cernícalo Común (*Falco tinnunculus*), del Gavilán (*Accipiter nisus*), del Halcón Peregrino (*Falco peregrinus*) o del Azor (*Accipiter gentilis*), si bien su importancia en la dieta de las

parejas es mínima (Cheylan 1977, Real 1987, Siméon y Wilhelm 1988, Martínez y *col.* 1994).

Más información sobre la alimentación del Águila Perdicera puede consultarse en: Blondel y *col.* 1969, Arroyo y *col.* 1976, Cheylan 1981, Massa 1981, Cugnase 1984, Lebraud 1984, Insausti 1986, Iborra 1987, Martínez y *col.* 1988, Rico y *col.* 1990, Real 1991, Salvo 1988 (para la población europea); Steyn 1975, Bergier 1987, Kumar 1993 (para la población africana); Leshem 1977, Ali y *col.* 1978 (para la población asiática).

1.2.4. FENOLOGÍA Y PARÁMETROS REPRODUCTORES

El aspecto más destacado de la fenología del Águila Perdicera es la prontitud con la que se inicia su reproducción. Arroyo y *col.* (1995) citan como fecha media de puesta en España el 19 de febrero, calculado para un total de 102 reproducciones, aunque ponen de manifiesto la gran asincronía existente entre regiones. El período de puesta puede prolongarse durante más de tres meses, comenzando el 15 de enero en las parejas más tempranas (las más meridionales), y llegando hasta la primera semana de abril en las más tardías (las más septentrionales).

Curiosamente, las poblaciones correspondientes a las zonas marginales de la distribución de la especie son las que más tarde inician el proceso reproductor, y por tanto serían las que en teoría tienden a dejar menor descendencia (Newton 1979). La razón de esta asincronía en la fecha de puesta no está aún estudiada, pero para una rapaz adaptada al clima seco y cálido los condicionantes fisiológicos pueden ser la clave del proceso, ante la imposibilidad de iniciar la incubación durante el mes de febrero en las latitudes más frías.

El tamaño de puesta es difícil de determinar en una especie con hábitos rupícolas para la nidificación, pero a partir de 135 casos recogidos a lo largo de 10 años, Arroyo y *col.* (1995) determinan un tamaño medio de 1,90 huevos por pareja. Las puestas de dos huevos serían pues mayoritarias (87,4 %), seguidas por las de uno (11,1 %) y las más

raras de tres (1,5 %), de las que hasta el citado trabajo tan solo se conocían cuatro casos. Los datos son similares en el Norte de África, donde Bergier y De Naurois (1985) citan un tamaño medio de puesta de 1,92 huevos por pareja ($N=37$), y en Francia, con 1,87 huevos/puesta ($N=23$; Arroyo y col. 1995).

El parámetro reproductor del que más información fiable se dispone es la productividad media de las poblaciones (número de pollos que vuelan/número de casos controlados). La productividad del Águila Perdicera se puede considerar elevada (Tabla 1.1) si la comparamos con la de otras rapaces de gran tamaño. En España, el Águila Real tiene una productividad media de 0,81 pollos por nido (de las más altas de Europa), calculada con una muestra de 424 parejas y 911 intentos reproductivos (Arroyo y col. 1990), mientras que en el Águila Imperial Ibérica (*Aquila adalbelti*), la productividad media es de 0,97 (González 1989, Ferrer 1993).

Al analizar los valores de productividad para las distintas poblaciones (Tabla 1.1), se observa como existe una tendencia a aumentar la productividad a medida que nos desplazamos de Norte a Sur. Este hecho podría estar en relación con la circunstancia antes mencionada, del retraso en la fecha de puesta de las poblaciones más septentrionales que haría descender su productividad, si bien este tema está aún por investigar.

Más información sobre la ecología reproductiva del Águila Perdicera puede consultarse en: Arroyo y col. 1976, Pérez-Mellado y col. 1977, Cabot y col. 1978, Bergier y Naurois 1985, Marinkovic y Orlandic 1989, Morvan y Dobchies 1990, Real y Mañosa 1990, Fernández e Insausti 1990, Fernández y Donázar 1991, Real 1991.

Tabla 1.1. Productividad para distintas poblaciones de Águila Perdicera en el Paleártico occidental. Origen de los datos: ⁽¹⁾ Real y Mañosa 1997; ⁽²⁾ Capítulo 3.3 de la presente memoria; ⁽³⁾ Bergier 1987.

<u>Población</u>	<u>Productividad</u>	<u>N</u>
Provence ¹	1,02	188
Burgos ¹	0,36	79
Vallés-Penedés ¹	1,09	141
Castellón ¹	0,71	313
Murcia ¹	1,24	156
Granada ²	1,41	119
Marruecos ³	1,50	29
Total	1,05	1.024

1.2.5. STATUS Y TENDENCIA POBLACIONAL

A lo largo del amplio rango de distribución de la especie aparecen claras diferencias en el estado de conservación de las poblaciones según se trate de unas regiones u otras. De la población de Águila Perdicera existente en el sureste de Asia no existen demasiados datos, pero según los estudios más recientes parece que su estado de conservación es bueno y la especie se ha catalogado en esta zona como “No Amenazada” según la I.U.C.N. (Bildstein y *col.* 1998). En el conjunto de Europa las poblaciones de Águila Perdicera no se han censado hasta ahora con regularidad, y la tendencia precisa no puede deducirse. Sin embargo, la sumatoria de los censos nacionales indica una cifra actual de 938-1.039 parejas en Europa, con una clara regresión en todos los países (Real y *col.* 1996a, Real y *col.* 1996b).

Establecer la evolución temporal de las poblaciones de Águila Perdicera resulta una labor compleja, pues en gran parte de su rango de distribución no existen censos de la misma, y donde los hay (solo en Europa) tan solo son fiables los datos obtenidos en la

última década. En el caso de la población española los primeros datos sobre la misma son muy contradictorios, y mientras Saunders (1871) comenta que es la más común de las águilas españolas que crían en roquedos, De Habsburgo (1899) la señala como una de las rapaces más escasas.

En las primeras estimaciones algo más fiables, Garzón (1975) considera que la población española de Águila Perdicera está entorno a las 500 parejas. En un plazo breve de tiempo, esta cifra se ve incrementada por los datos de un Equipo de estudio (1987) que cifra sus efectivos en unas 596-695 parejas, y por el último censo realizado por Arroyo y *col.* (1995) que estima la población en 755 parejas (679 seguras y 76 probables). No obstante, la progresión en el número de parejas citadas no parece responder a un aumento real de la población existente, sino a un mayor conocimiento de la misma.

La evolución de la población española puede inferirse a partir de los datos obtenidos por Arroyo y *col.* (1995) para el período 1980-1990, donde se pone de manifiesto el declive experimentado por la rapaz. Durante este período, se ha confirmado la desaparición de 116 parejas y la colonización de tan solo dos territorios que hace que la población halla sufrido un descenso mínimo del 13 % de sus efectivos. Teniendo en cuenta la escasez de datos para algunas zonas, estos autores concluyen que habrían desaparecido una cuarta parte de las parejas en la última década. La causa más frecuente del abandono del territorio sería la persecución directa mediante el expolio de nidos y tiroteo de adultos (63 % de los 46 casos conocidos), mientras que los casos restantes serían debidos a alteraciones del hábitat (construcción de carreteras, presas, minas, canteras, etc.; Arroyo y *col.* 1995).

El éxito reproductor actual de la población de Águila Perdicera del Oeste de Europa, y el buen número de efectivos que aún existen en esta zona, deberían ser garantía suficiente para el futuro de la misma. No obstante, Real y Mañosa (1997) han puesto recientemente de manifiesto el peligro que supone la elevada mortalidad adulta y

preadulta que se produce en tal población. Esta mortalidad alcanzó índices de pérdida de individuos que oscilaron entre el -1,1 % de la Provenza y el -7,3 % de Murcia, destacando la necesidad de centrar primordialmente los esfuerzos de conservación en aumentar la supervivencia de los individuos.

En este sentido, ha de reducirse la persecución directa que sufren muchos de los individuos en los territorios, y las muertes causadas en tendidos eléctricos por electrocución. Éstas últimas pueden llegar a ser dramáticas como muestran los datos de la provincia de Toledo, donde existiendo tan solo 9 parejas reproductoras, se han encontrado 96 individuos electrocutados en un período de 7 años (Calvo 1999). Las cifras obligan a considerar la gestión de la especie en Europa como un problema que supera el ámbito local e incluso regional, coordinando a las distintas administraciones en las medidas a tomar para la conservación de la misma.

Status en el sureste Ibérico

De las aproximadamente 755 parejas de aves en que se ha estimado la población reproductora española, la andaluza representa el 31,4 - 36,2 % (237-273 parejas), un número realmente importante si tenemos en cuenta que la población española representa el 80 % de la europea (Real y col. 1997). La mayoría de estas parejas se localizan en Andalucía Oriental (la más montañosa), con un total de 176-211 parejas repartidas en las provincias de Almería, Granada, Jaén y Málaga (Arroyo y col. 1995).

El área de estudio donde se han recogido mayoritariamente los datos de la presente memoria es la provincia de Granada, donde se localizan 39-41 parejas de Águila Perdicera (datos propios). Si bien esta cifra es algo mayor de las primeras estimaciones de Arroyo y col. (1995) de 29-37 parejas, parece responder a un mayor

conocimiento de la población y no ha un aumento real de la misma. Esta población ha permanecido pues estable al menos desde los años ochenta en los que se tiene noticia de la desaparición de una pareja.

Tras el primer censo nacional sobre la especie, las cifras de algunas otras provincias andaluzas han sido revisadas igualmente al alza, como en Córdoba, donde de una estima inicial de 18-19 parejas en 1995 se ha pasado a 38-47 en solo 3 años (Dobado-Berrios y *col.* 1998). No obstante, este incremento tampoco responde a un aumento real de la población de reproductores, sino a prospecciones previas insuficientes en algunas de las zonas de orografía muy montañosa.

En la provincia de Almería parecen existir en la actualidad 8 territorios abandonados (Manrique, com. pers.), aunque la complicada orografía de algunos territorios aconsejaría una prospección más detallada para confirmar tales abandonos. En la provincia de Córdoba se ha detectado la desaparición reciente de al menos cuatro parejas, debido probablemente a la construcción o mejora de carreteras (Dobado-Berrios y *col.* 1998). En la provincia de Granada, 5 roquedos con nidos tradicionalmente usados por el Águila Perdicera no son utilizados desde hace años, igualmente a causa de la construcción de carreteras (Ontiveros 1997). La situación de la especie en Andalucía oriental parece ser pues de cierta estabilidad, a diferencia de otras zonas del sureste ibérico como la región de Murcia, donde de 42 parejas existentes en los ochenta, la población se ha reducido hasta las 18 censadas en 1997 (Sánchez-Zapata 1999).

Diversos autores han señalado que en vertebrados las preferencias por un hábitat concreto no son absolutamente innatas, sino que están sometidas a un proceso de aprendizaje como consecuencia de la acumulación de experiencia previa (Klopfer 1963, Glück 1984, Klopfer y Ganzhorn 1985). Para evitar las fases de aprendizaje en las que los individuos han de experimentar por sí mismos la calidad de un hábitat concreto con numerosas situaciones, éstos pueden optar por instalarse en territorios ya ocupados, o en las inmediaciones de áreas utilizadas por otros individuos, especialmente si éstos son

adultos. La presencia de un individuo adulto en una zona puede ser indicativa de un hábitat de calidad donde las expectativas de supervivencia sean altas (Stamps 1987).

Esto provoca que en rapaces, la colonización de territorios nuevos o abandonados sea un proceso más complejo que el reemplazamiento de los individuos muertos (Newton 1979). La desaparición de una pareja reproductora en un territorio concreto tiene pues peores consecuencias que la desaparición de uno solo de los individuos, al dificultar su posterior recolonización más que en este último caso.

A pesar de los casos antes mencionados, la población de Águila Perdicera del sureste ibérico es de las más numerosas y mejor conservadas de toda Europa, y es sobre ella en la que se ha centrado los análisis del presente trabajo. Si bien no se conoce su estado antes de los 80, la creciente presión humana en muchos territorios puede empezar a afectar esta aparente estabilidad poblacional en la mayoría de las provincias.

CAPÍTULO 2

ÁREA DE ESTUDIO

2. ÁREA DE ESTUDIO

2.1. LOCALIZACIÓN

El área de distribución de las distintas parejas de Águila Perdicera que constituyen la base del presente estudio se localiza en el sureste de la Península Ibérica, y más concretamente en la provincia de Granada y zonas limítrofes con ésta de las provincias de Almería, Jaén y Málaga (Figura 2.1). Se sitúa entre los paralelos 36° 42' y 38° 04' de latitud norte y los meridianos 2° 15' y 4° 23' de longitud oeste (longitudes referidas al meridiano de Greenwich). Presenta una anchura máxima de aproximadamente 185 Km y una distancia de norte a sur de 150 Km, abarcando una superficie total de unos 15.000 Km².

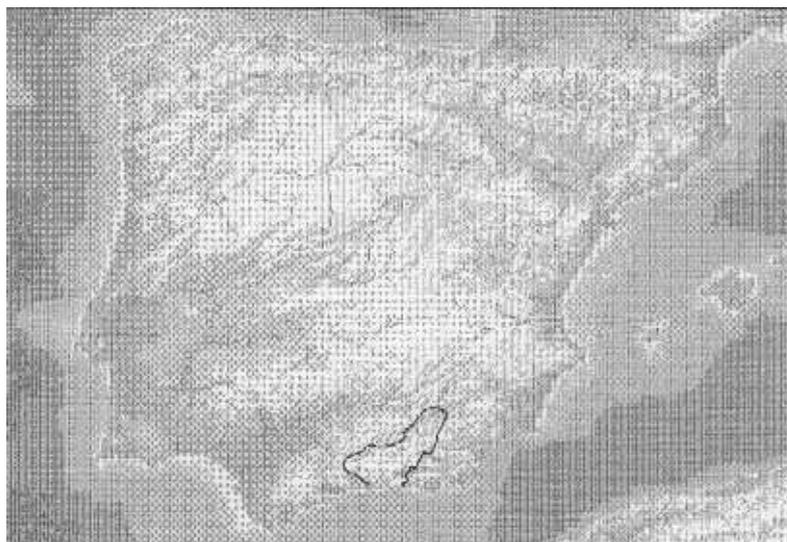


Figura 2.1. Localización del área de estudio en la Península Ibérica.

De forma genérica podemos decir que la región es ampliamente montañosa, con una orografía que llega a ser muy compartimentada y compleja en determinadas zonas. Está delimitada por las cordilleras Bética y Subbética, y en concreto por Sierra Gorda al oeste, Sierra de Baza al este, Sierra de la Sagra al norte y el mar Mediterráneo al sur.

2.2. CARACTERÍSTICAS GEOGRÁFICAS

2.2.1. OROGRAFÍA

En el área de estudio es de destacar un relieve principalmente montañoso (Pareja y *col.* 1981), lo que tiene una gran importancia para las necesidades ecológicas (sobre todo reproductivas) de la especie motivo de la presente memoria. Este hecho ha constituido, sin duda, una de las causas principales por las que la especie mantiene unos aceptables niveles poblacionales, tanto en ésta, como en otras zonas del sureste ibérico (Arroyo y *col.* 1995)

La orografía del área de estudio ofrece desde el punto de vista altitudinal, una de las perspectivas ibéricas con mayor variación en el relieve, y por tanto, en la heterogeneidad de los paisajes y en la orientación de los principales ejes orográficos. Aquí aparece el mayor rango altitudinal de la Península Ibérica, pues presenta una oscilación que abarca desde el nivel del mar hasta los 3.482 m.s.m. del pico ibérico más alto, el Mulhacén. La altitud media de la provincia de Granada es de 900 m.s.m., siendo claramente superior a la media ibérica (660 m.s.m., Bosque 1971), localizándose más de la mitad de su superficie entre los 800-1.200 m.s.m.

En el área de estudio coinciden tres grandes conjuntos orográficos:

- La Cordillera Bética, localizada al sur y este, donde surgen las mayores cotas provinciales con Sierra Nevada (3.482 m.s.m.), sierras de Baza (2.271 m.s.m.), Tejeda (2.065 m.s.m.), Lújar (1.871 m.s.m.), Almjara (1.832 m.s.m.) y Alhama (1.497 m.s.m.)

- La Cordillera Subbética, enclavada en el noroeste y representada por tres macizos de menor altitud, Sierra Gorda (1.670 m.s.m.) y Parapanda (1.604 m.s.m.). Igualmente encontramos a Sierra Harana (1.943 m.s.m.), si bien esta última puede considerarse como una formación intermedia entre las Subbéticas y las Béticas.

- Como tercera formación destacable encontramos el surco Intrabético, constituido por la depresión de Granada (600 m.s.m. de altitud media), las depresiones de Guadix y de Baza (900 m.s.m.) y el altiplano del Zenete (1.000 m.s.m.). Estas discontinuidades orográficas del paisaje montañoso que presenta la provincia de Granada se intercalan entre las cordilleras Béticas y Subbéticas antes mencionadas.

Estas características geográficas han debido favorecer el asentamiento de una población estable de Águila Perdicera en esta zona de la Península Ibérica, al ser una especie que en España nidifica en zonas montañosas por debajo de los 1.500 m.s.m. (Arroyo y *col.* 1995).

2.2.2. CLIMA

Para una especie termófila, como lo es el Águila Perdicera, ligada a condiciones ambientales secas y cálidas (Cramp y Simmons 1980) el clima es un condicionante básico que delimita su distribución. En el área de estudio, el clima tiene un carácter eminentemente mediterráneo. Se caracteriza por la acumulación de las precipitaciones anuales en períodos que se sitúan fuera del estival, lo que condiciona la aparición de veranos bastante secos y cálidos, e inviernos generalmente suaves (Nahal 1981).

Precipitación y temperatura son los dos factores principales que definen el clima. En lo que a precipitaciones se refiere, el área de estudio se enmarca, al igual que el resto de Andalucía Oriental, en la denominada España seca, siendo raras las zonas que superan los 700 mm anuales de precipitación. Dentro del área ocupada por el Águila Perdicera, se incluyen zonas como la depresión de Guadix, una llanura interior que registra menos de 300 mm de lluvia a lo largo del año. A pesar de ello, y debido a los contrastes orográficos del sureste ibérico, en este paisaje genérico de escasez de lluvias existen islas de humedad, que coinciden con las zonas montañosas situadas por encima de los 1.300 m.s.m. En las cumbres más altas de Sierra Nevada, las precipitaciones pueden superar los 1.000 mm, situación que se repite en otros macizos montañosos como Sierra Tejeda, Sierra Gorda y Sierra de Baza.

Como el área de distribución del Águila Perdicera se sitúa por debajo de los 1.500 m.s.m., las partes más elevadas, y por tanto más frías y húmedas, de los distintos macizos montañosos no son ocupadas por la especie, debido posiblemente a condicionantes fisiológicos o a la falta de sustentación en vuelo que ofrecen estas cotas elevadas (Parellada y *col.* 1984).

La sequía estival genérica del área de estudio se amortigua pues con la altitud y se incrementa con el desplazamiento hacia el oeste (Capel y Andújar 1978), debido a que las nubes se desplazan de oeste a este por efecto del viento, que por lo general sopla en esta dirección. Conjuntamente, zonas litorales, llanuras interiores y montañas, reciben durante la época estival menos del 10 % de precipitación del total anual, existiendo años en los que incluso no se recoge ninguna precipitación en tales meses. En general, las lluvias tienden a concentrarse de modo que en primavera y otoño se producen entre el 50 y el 75 % de las de todo el año.

La nieve no es infrecuente en la zona debido a la elevada altitud media de la misma. Como es lógico la presencia de este meteoro aumenta con la altitud, existiendo zonas de la alta montaña de Sierra Nevada con más de 40 días anuales de nevada y con laderas orientadas a norte que conservan la innivación durante casi todo el año. Estos fenómenos van a tener igualmente poca repercusión en la ecología del Águila Perdicera, puesto que se producen por encima del límite de distribución altitudinal de la misma, si bien para algunas parejas son habituales varias nevadas al año en el territorio que ocupan.

Así pues, el área de estudio se puede considerar como una zona muy heterogénea en lo relativo al régimen de precipitaciones que le afecta. A pesar de que el Águila Perdicera no ocupa en ella altitudes por encima de los 1.500 m.s.m., en su zona de distribución, por debajo de esta altitud, este régimen es también desigual, sin que este hecho llegue a ser, al parecer, un factor que limite la existencia de territorios ocupados por la especie.

La temperatura es el segundo factor importante caracterizador del clima. La principal peculiaridad de las temperaturas en el área de estudio son los amplios contrastes térmicos, no sólo entre zonas distintas, sino para épocas distintas en una misma zona. En la costa del sureste ibérico se alcanza la mayor temperatura media anual de la Península Ibérica, quedando englobada por la isoterma anual de 18° C, mientras que las zonas más altas de Sierra Nevada presentan una isoterma de tan sólo 4° C. En general las temperaturas poseen un carácter marcadamente continental (a excepción del litoral), con una gran amplitud térmica y un gran número de heladas en los meses más fríos, sobre todo en montañas y altiplanos interiores. Los inviernos oscilan desde la suavidad con la que acontecen en el litoral (media del mes más frío, $t_m=12.2^{\circ}\text{C}$.), hasta la rigurosidad que imponen en las depresiones de Guadix y Baza ($t_m=6.3^{\circ}\text{C}$.) y las partes más altas de Sierra Nevada ($t_m=-7^{\circ}\text{C}$).

En contraposición, las temperaturas de los meses estivales son de las más elevadas de la Península Ibérica. Este hecho se ve amortiguado en zonas que alcanzan una altitud elevada, debido al efecto del descenso de la concentración de vapor de agua en la atmósfera con la altitud que provoca un descenso de la temperatura. La orientación de las laderas es otro factor influyente en la temperatura, presentando las orientadas a norte una mayor continentalidad, mientras que las orientadas a sur son más cálidas.

En conclusión, el clima del área de estudio es muy variable según las zonas, y esta variabilidad no sólo la determina su ubicación geográfica, sino que depende de la heterogeneidad de la altitud, la orientación orográfica y la continentalidad del clima que impone el distanciamiento geográfico del mar Mediterráneo.

2.2.3. GEOLOGÍA

Desde el punto de vista geológico, aparecen las zonas Bética y Subbética, así como materiales Neógenos y Cuaternarios, que alcanzan su mayor desarrollo horizontal y vertical en las depresiones postorogénicas (Depresiones de Guadix, Baza y Granada; I.G.M.E. 1981).

En la zona Bética aparecen materiales pertenecientes a las unidades del complejo Nevado-Filábride y Alpujárride, los cuales están afectados por el metamorfismo. Desde el punto de vista petrológico el complejo Nevado-Filábride es una gran extensión de micasquitos grafitosos, en su mayor parte con granates. El complejo Alpujárride está formada por micasquitos y cuarcitas, apareciendo calizas y dolomías en las sierras de Lújar y Tejeda. En la zona Subbética aparecen predominantemente litofacies calizas y margosas (I.G.M.E. 1972a, 1972b, 1980).

En los afloramientos Neógenos y Cuaternarios las rocas están representadas principalmente por margas y limos, surgiendo de forma esporádica tobas y travertinos, más frecuentes en las depresiones de Granada, Guadix y Baza (I.G.M.E. 1972a, 1972b, 1980).

2.2.4. VEGETACIÓN

El análisis de la vegetación presente en el área de estudio que exponemos a continuación, está fundamentalmente basado Rivas-Goday y Mayor (1965), Rivas-Goday y Rivas-Martínez (1971), Rivas-Martínez (1981) y Martínez *y col.* (1984).

Como unidad biogeográfica fundamental aparece la provincia Bética, territorio de área continua que incluye accidentes orográficos y geológicos dentro de su perímetro (Rivas-Martínez *y col.* 1977). Se caracteriza por la existencia de un clima muy seco y caluroso en verano, algo lluvioso y bastante frío en invierno. El piso basal está representado por el encinar, que hacia el litoral se torna en espinares con palmitos,

acebuches y lentiscos. Las formaciones de encinar eran más abundantes en el pasado y en la actualidad llegan hasta los 1.800 m.s.m. en las laderas más soleadas. En las orientadas hacia el norte permanecen pequeñas masas de otras formaciones vegetales de arces, servales, y sobre todo quejigos. La vegetación existente por encima de los 1.700 m.s.m. aparece hoy bastante degradada, y en épocas pasadas debió de estar formada por masas forestales de pinares con enebros y sabinas. Los matorrales y pastizales constituyen el tapiz vegetal que predomina por encima de los 2.600 m.s.m., donde el clima extremadamente frío en invierno y el corto verano, no permite el desarrollo de otra vegetación de mayor porte.

La altitud impone profundos cambios en la composición y estructura de las comunidades vegetales debido a parámetros como la temperatura y la precipitación (Rivas-Martínez 1981). Debido al gran rango altitudinal que el área de estudio presenta, las formaciones vegetales que en ella aparecen son muy variadas, estando representados los 5 pisos de vegetación descritos por Rivas-Martínez (1981): Termomediterráneo, Mesomediterráneo, Supramediterráneo, Oromediterráneo y Criomediterráneo.

Piso Termomediterráneo

Coincide con las zonas de menor altitud, estando representado en el área de estudio por toda la zona costera, generalmente por debajo de los 600 m.s.m. Penetra hacia el interior a través de los valles del río Guadalfeo y del río Grande, alcanzando en las vertientes sur de la Sierra de la Almirajara los 1.000 m.s.m. Al ser la zona de clima más favorable es la más afectada por la influencia humana, lo que se ha traducido un gran impacto sobre la vegetación.

En los terrenos semiáridos del litoral (precipitaciones inferiores a 350 mm anuales) existen formaciones de Arto (*Rhamno-Maytenum Europai*). Este matorral, que no supera los 1,5 m de altura, apenas penetra en el interior, y es escaso en el área de estudio. La formación es caracterizada por especies como el *Maytenus senegalensis*, *Asparagus albus*, *Aristolochia baetica*, y *Ziziphus lotus*.

Por encima de los 400 mm de pluviometría, y normalmente a una mayor altitud, aparecen formaciones de Lentisco (*Bupleuro-Pistacietum lentisci*) resultantes en la primera etapa de degradación del encinar. Aunque algo mayor que la formación anterior, no suele superar los 2 m de altura, siendo las especies características: *Pistacia lentiscus*, *Chamaerops humilis*, *Quercus coccifera*, *Olea europea*, *Rhamnus lycioides* y *Rhamnus oleoides*.

Al superar las precipitaciones los 600 mm anuales, aparecen los encinares (*Smilaci-Quercetum rotundifoliae*) sobre suelos calizos y los alcornocales (*Oleo-Quercetum suberis*) sobre suelos silíceos, aunque ambas formaciones han sido intensamente explotadas por el hombre en el piso termomediterráneo y apenas están representadas.

Encinares y alcornocales han sido sustituidos en muchas zonas por las repoblaciones efectuadas con Pino de alepo (*Pinus halepensis*) y Pino resinero (*P. pinaster*). Igualmente, en muchas zonas se alternan con formaciones de pastizal y matorral de hasta 1 m de altura, con especies características como, *Thymus capitalis*, *Teucrium polium*, *Ulex parviflorus*, *Phlomis purpurea*, *Ruta angustifolia*, y *Brachypodium ramosum*, que llegan incluso a sustituir en su totalidad a encinares y alcornocales.

En las orillas de los cauces fluviales aparecen las formaciones de galería de río (*Nerio-Tamaricetea*), con especies como *Nerium oleander* y *Tamarix gallica* en las ramblas (cauces estivales), y *Populus alba* y *Salix alba* en los cauces con agua a lo largo de todo el año.

Piso Mesomediterráneo

Los límites altitudinales de este piso no son fijos, pero se sitúan entre los 600-700 m.s.m. en su límite inferior, hasta los 1.350 m.s.m. en su contacto con el piso Supramediterráneo. Al igual que en el piso anterior, la excesiva presión humana ha

provocado la escasez de las masas forestales, cuyos suelos han sido aprovechados agrícolamente.

En las zonas más secas que no superan los 350 mm de lluvia anual, la vegetación está dominada por espartales (*Arrhenathero-Stipetum tenacissimae*) que se asienta sobre suelos detríticos de margas y calizas duras, no superando el metro de altura. Son especies características *Arrhenatherum album* y *Stipa tenacissima*, y son muy frecuentes en las depresiones de Guadix y de Baza.

Entre los 350 y 600 mm de precipitación y sobre suelos calizos, aparecen los encinares (*Paeonia coriaceae-Quercetum rotundifoliae*). Estas formaciones alcanzan los 7 m de altura y están muy degradados en las zonas de poca pendiente, donde han sido substituidos por cultivos. Se conservan masas de esta vegetación en las zonas de mayor pendiente y litosuelo no aptas para la agricultura. Como especies arbóreas aparece la Encina (*Quercus rotundifolia*) y los ambientes más húmedos el Quejigo (*Quercus faginea*); como arbustos, *Lonicera etrusca*, *Crataegus monogyna*, *Rosa canina*, y *Ruscus aculeatus*; como herbáceas, *Paeonia coriacea*, *Rubia peregrina* y *Aristolochia longa*.

En suelos silíceos el encinar se alterna con el alcornoque (*Paeonia-Quercetum rotundifoliae suberetosum*), si bien estas formaciones son escasas y tan solo aparecen en las Sierras de la Contraviesa y Tejeda. En el estrato arbóreo aparecen la Encina y el Alcornoque (*Quercus suber*), siendo el resto de especies muy similares a las que aparecen en el encinar.

Las formaciones de encinar puro son muy escasas en el área de estudio, siendo más frecuente la aparición de series de degradación de matorral-pastizal (*Retamo-Genistetum speciosae* y *Lavandula-Echinopartion Boissieri*) y de pinares de repoblación, fundamentalmente Pino resinero y Pino de alepo, que a veces forman bosques mixtos de pinar-encinar.

La vegetación asociada a los márgenes de ríos (*Aro-Ulmetum minoris*) aparece a lo largo de los principales cauces del área de estudio, con especies típicas como *Ulmus minor*, *Salix alba*, y *Rubus ulmifolius*.

Piso Supramediterráneo

Su rango altitudinal se sitúa entre los 1.350-2.000 m.s.m. aproximadamente, y en él aparecen bosques caducifolios relictos de quejigos, áceres y serbales sobre calizas, y robledales sobre suelos silíceos. No obstante, en la actualidad son nuevamente los pinares de repoblación las formaciones vegetales más abundantes en este piso, predominando el Pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y el Pino negral (*Pinus nigra*).

En las áreas más secas del piso supramediterráneo, aparecen bosques de encinares, tanto en suelo calizo (*Berberidi hispanicae-Quercetum rotundifoliae*), como sobre suelo silicio (*Adenocarpus-Quercetum rotundifoliae*) con especies arbustivas del tipo de *Berberis vulgaris*, *Crataegus monogyna* y *Rosa canina*, y herbáceas como *Geum sylvaticum* y *Paeonia coriacea*.

Al aumentar la pluviometría, aparecen sobre los suelos calizos formaciones de encinar con quejigos (*Daphno latifoliae-Aceretum granatensis*) que suelen relegarse a las umbrías de los barrancos. Quejigos, encinas y en menor medida *Acer granatense*, conforman el estrato arbóreo, mientras que el matorral lo forman *Daphne laureola* y *Helleborus foetidus*. Sobre los suelos silíceos predominan las formaciones de robles (*Adenocarpus decorticans-Quercetum pyrenaicae*) que surgen en algunos barrancos de las sierras, Nevada, Huétor, Cázulas, Tejeda y Almirajara. El Roble melojo (*Quercus pyrenaica*) y el Fresno (*Fraxinus angustifolium*) son las especies características del estrato arbóreo de este tipo de formación (la última en las proximidades de los ríos); en el arbustivo, predominan *Adenocarpus decorticans*, *Berberis vulgaris*, *Crataegus monogyna* y *Cytisus scoparius*; y en el herbáceo *Luzula forstei*, *Ceratium boissieri* y *Festuca elegans*.

Las saucedas (*Salicetum-pedicellatae*) son las formaciones características de los márgenes de arroyos y torrentes, con especies del género *Salix* que forman bosquetes paralelos a los cauces de agua.

Piso Oromediterráneo

En el sur peninsular este piso alcanza su máxima extensión en las Sierras Béticas que se incluyen en el área de estudio. Se localiza entre los 2.000-3.200 m.s.m. con una vegetación poco desarrollada, adaptada al frío y a un verano seco y corto. No obstante, es una franja altitudinal en la que está ausente el Águila Perdicera, a pesar de que se produzca alguna incursión esporádica en el límite inferior de la misma durante las actividades cinegéticas de algún individuo.

Piso Crioromediterráneo

Es la zona que presenta las condiciones más extremas de la región, estando cubierta de nieve durante 8 meses al año. Se sitúa por encima de los 3.100-3.200 m.s.m. imponiendo las duras condiciones climatológicas un tipo de vegetación de escaso porte y extensión. Al igual que el piso anterior no es ocupado por el Águila Perdicera.

CAPÍTULO 3

RESULTADOS

3.1. CARACTERIZACIÓN Y SELECCIÓN DE LOS ROQUEDOS DE NIDIFICACIÓN

3.1.1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad no tiene mucho sentido contemplar la selección de hábitat de forma aislada, limitándose tan solo a la exhaustiva medición de distintas variables caracterizadoras del entorno seleccionado por las especies para establecerse. En este sentido, la mera descripción de la selección de hábitat sin profundizar en sus bases causales (proporcionando patrones pero no mecanismos), parece una vía muerta de investigación, que sólo tiene sentido desde un punto de vista de la ecología aplicada, acercándose más a la tecnología que a la ciencia (Stamps 1988, Carrascal 1989).

Debido a que la evolución de las preferencias de hábitat determina, y está determinada por, la estructura morfológica y el comportamiento (Hildén 1965, Reed y Dobson 1993, Lima y Zollner 1996), se ha evolucionado desde estudios casi meramente descriptivos al conocimiento de los mecanismos por los cuales la selección natural ha producido los patrones que se observan, siendo el objetivo primordial comprender las adaptaciones (Janes 1985). Por ello, en este capítulo pretendemos determinar los posibles patrones de selección de hábitat del Águila Perdicera, explorando en las causas morfológicas y fisiológicas que los provocan.

Los primeros estudios pretendían describir las preferencias de hábitat de las especies bajo una perspectiva de la competencia interespecífica, haciendo poco esfuerzo en tratar de comprender los mecanismos por los que se daba la selección de hábitat, más allá de una base competitiva muchas más veces postulada que demostrada (ver revisiones de Schoener 1983 y Toft 1985). Además, los estudios que recurrían a la competencia para explicar las diferencias observadas entre especies, no consideraron en la mayoría de las ocasiones otras explicaciones alternativas, aspecto muy criticado con

posterioridad que ha contribuido a que la mayoría de los estudios de este tipo desapareciesen (Alley 1982, Simberloff 1982, Wiens 1983, 1984a).

Posteriormente se consideró el valor práctico del fenómeno de la selección de hábitat desde el punto de vista de la gestión de poblaciones de vertebrados, mediante la aplicación de sofisticadas técnicas estadísticas (Capen 1981, Titus y col. 1984, Verner y col. 1986, Williams y Titus 1988). Los numerosos estudios realizados en este sentido han contribuido a explicar satisfactoriamente la distribución y abundancia de muchas especies de aves rapaces y su respuesta a modificaciones ambientales (Donázar y col. 1989, González y col. 1992, Mañosa 1993, Penteriani y Faivre 1997, Rosenfield y col. 1998).

Paralelamente a este desarrollo aplicado de la selección de hábitat, los estudios se han centrado fundamentalmente en las bases causales de este concepto. La mera descripción de los patrones de selección ha dado paso al análisis de los mecanismos que conducen al fenómeno de la selección. Buenos ejemplos de este tipo de análisis se pueden encontrar en Janes (1985), Gilliam y Fraser (1987), Brown (1988a), Holbrook y Schmitt (1988), Donázar y col. (1993).

Los primeros estudios sobre selección de hábitat realizados en rapaces intentaron comprender esta selección a través de las preferencias de hábitats de sus presas (Janes 1985). El hábitat del Águila Cafre (*Aquila verreauxi*), por ejemplo, fue a menudo descrito a través del ocupado por los damanes (Gargett 1975), y el del Busardo Herrumbroso (*Buteo regalis*), a través de los tipos de suelos coincidentes con la distribución de la Ardilla Terrestre de Townsend (*Spermophilus townsendii*), su principal presa (Lardy 1980). Evidentemente, en la actualidad se consideran otros aspectos que pueden influir en la selección de hábitats de rapaces mucho más directamente. Estos incluyen factores como la detectabilidad y captura de presas, la presencia o ausencia de predadores y competidores, relaciones entre la fisiología y las condiciones ambientales, y la localización de los lugares de nidificación (Janes 1985).

El conocimiento del hábitat ocupado se considera de gran importancia para el manejo y gestión de las poblaciones de aves rapaces en general (Mosher y *col.* 1987), siendo éste de vital importancia para la conservación de una especie como el Águila Perdicera, en claro proceso de regresión en toda Europa (Rocamora 1994). Las rapaces son además, de los pocos grupos de aves en los cuales el número de nidos y éxito de la reproducción está en algunas regiones claramente limitado por la disponibilidad de lugares de nidificación (Newton 1979).

Algunas rapaces utilizan una variedad de sustratos para la nidificación, que pueden incluir árboles, roquedos, construcciones, o incluso el propio suelo. En otras sin embargo, el emplazamiento del nido con respecto a un sustrato particular es a menudo bastante específico (Janes 1985). En España los roquedos son el lugar de nidificación mayoritario del Águila Perdicera, considerándose la nidificación en árbol como un hecho excepcional (Arroyo y *col.* 1995), con un solo caso conocido de nidificación de este tipo en todo el sureste ibérico (Gil-Sánchez 1999).

Mientras algunos aspectos de la biología de esta rapaz han sido bien estudiados, existen pocos trabajos dedicados a la selección de hábitat en general (Mañosa y *col.* 1998), y a la del lugar de nidificación en particular. Los dos principales estudios existentes en España sobre este último aspecto hacen referencia a las características de los territorios ocupados (Sánchez-Zapata y *col.* 1996) y a su selección frente a los no ocupados (Gil-Sánchez y *col.* 1996). No obstante, no existe información detallada sobre la elección de lugares de nidificación dentro de los territorios ocupados, ni sobre las características de los roquedos ocupados por la especie. Tan solo Donázar y *col.* (1989) han estudiado en el nordeste de España la selección de roquedos de nidificación en el Águila Perdicera sobre una población de 6 parejas, sin encontrar ningún patrón particular de selección del mismo, debido probablemente a lo exiguo del tamaño de la muestra.

El Águila Perdicera ocupa en Europa cierta variedad de hábitats, con características ecológicas tan dispares como el clima semiárido de la Sierra de

Cabo de Gata en el sureste ibérico (García 1976) y los Alpes Marítimos franceses (Cheylan y Siméon 1985). Los hábitats ocupados, no parecen responder en principio a ningún patrón de selección de los territorios, pudiendo ser la selección de roquedos un factor clave que condicione la ubicación de las parejas en territorios concretos. Un mejor conocimiento de la biología de la especie en este sentido, favorecería sin duda la adopción de medidas efectivas para la conservación de la misma.

El propósito del presente estudio es analizar la selección de roquedos de nidificación en el sureste ibérico, determinando que cortados son usados en cada territorio para la cría por el Águila Perdicera. Igualmente, se describen las características de los roquedos de nidificación, y como la presión humana en el entorno de los nidos afecta a la elección de los mismos por parte de las parejas.

3.1.2. Material y métodos

Para el análisis de selección de roquedos se han recogido datos de 121 nidos, ubicados sobre 52 roquedos y pertenecientes a 32 parejas distintas de Águila Perdicera distribuidas de forma contigua por la mayor parte de la provincia de Granada. Las aves rapaces construyen frecuentemente varios nidos y los usan de forma alternativa de unos años para otros (Newton 1979). Éste fue el caso del Águila Perdicera en el área de estudio, situándose la mayoría de los nidos construidos en el territorio de una misma pareja, en el mismo roquedo, o en paredes relativamente próximas. De esta forma, y teniendo en cuenta que los nidos de un territorio son construidos por distintos individuos a lo largo del tiempo, cada nido se consideró como un dato independiente para el análisis de la caracterización y selección de roquedos de nidificación (independientemente de que estuvieran ocupados o no durante los años de estudio). No obstante se excluyeron 5 nidos ubicados en 5 roquedos de distintas parejas, que se localizaban próximos a carreteras y cuyo abandono es conocido desde hace años (Ontiveros 1997).

Las variables estudiadas en el análisis de las zonas de nidificación del Águila Perdicera son las detalladas en la Tabla 3.1.1. La distancia a la pareja vecina más próxima, medida a partir del nido más frecuentemente usado durante el período de estudio, se utilizó como método de determinación de la densidad de parejas reproductoras (Newton *et al.* 1977, Donázar *y col.* 1993).

Tabla 3.1.1. Variables usadas para la caracterización de las zonas de nidificación del Águila Perdicera.

ROQ: número de roquedos con nidos pertenecientes a una misma pareja.

NID: número de nidos construidos por pareja.

DISNI: distancia entre los nidos más alejados pertenecientes a una misma pareja (m).

ALTB: altura desde la base del roquedo hasta el nido (m).

DISPA: distancia a la pareja vecina más próxima de Águila Perdicera (en km).

PCR: disponibilidad de roquedos. Porcentaje de cuadrículas UTM de 1x1 km con roquedos adecuados para la nidificación, incluidos en el territorio de cada pareja.

Para el análisis de selección de roquedos de nidificación, se compararon 32 roquedos ocupados y 32 roquedos no ocupados que se ubicaban en los territorios de las parejas (un roquedo vacío por territorio). El análisis se realizó con variables que caracterizaron los roquedos y la presión antrópica alrededor de los mismos (Tabla 3.1.2).

Durante el período de estudio las distintas parejas de Águila Perdicera cambiaron la ubicación de sus nidadas de un año para otro en la muchos de los casos. De esta forma, y para homogeneizar el tamaño de la muestra de roquedos ocupados y roquedos vacíos, el análisis de las variables se realizó sobre el roquedo más frecuentemente usado por cada una de las parejas durante los 6 años de estudio (1994-1999). No obstante, en la mayoría de las ocasiones los distintos roquedos usados por una misma pareja se encontraron muy próximos entre sí (ver resultados), siendo la descripción del entorno del roquedo más usado en la reproducción muy similar al del

resto de roquedos utilizados.

Debido a que la mayoría de las parejas tenían nidos construidos en el roquedo más alto de cada territorio, la comparación se realizó con el roquedo vacío más alto adecuado para la nidificación incluido en el territorio de cada pareja. Se consideraron roquedos adecuados para la nidificación aquellos que presentaron lugares apropiados para la instalación de nidos (oquedades y/o repisas), localizados por debajo de los 1.500 m.s.m. (límite de distribución altitudinal de la población española; Arroyo y col. 1995), con más de 10 m de altura y se situaban a más de 500 m de algún núcleo urbano. Estas distancias se tomaron como referencia al ser las mínimas halladas en la población.

Tabla 3.1.2. Variables usadas para analizar los roquedos ocupados y no ocupados incluidos en los territorios usados por el Águila Perdicera.

ALTI: altitud sobre el nivel del mar medida a media altura del roquedo (m).

ALTRO: altura del roquedo (m).

ALTVA: altura desde el fondo del valle hasta la base del roquedo (m).

ALTCO: altura desde el borde superior del roquedo hasta la cota más alta de la ladera que parte del mismo (m).

ANCVA: anchura del valle al nivel de la base del roquedo (m).

PEND: pendiente de la ladera sobre la que se sitúa el roquedo (°).

TOP: índice de irregularidad topográfica. Número total de curvas de nivel de equidistancia 20 m, cortadas por dos líneas de 4 cm dibujadas sobre el mapa E-1:50000, en dirección N-S y E-W, y que se cruzan sobre la ubicación del roquedo.

DPO: distancia lineal en metros al núcleo de población humana más cercano.

DCA: distancia lineal en metros a la carretera más cercana.

DPI: distancia lineal en metros a la pista transitable con vehículo más cercana.

DCO: distancia lineal en metros al cortijo habitado más cercano.

DCU: distancia lineal en metros al cultivo en uso más cercano.

KC: kilómetros de carreteras en un radio de 2 km. entorno al nido.

KP: kilómetros de pistas en un radio de 2 km. entorno al nido.

La disponibilidad de alimento puede limitar directamente la distribución de las aves de presa (Newton 1979). Por ello, los roquedos no ocupados se eligieron dentro de los territorios de cada pareja y no entre los existentes en territorios no ocupados elegidos al azar, eliminando la posibilidad de que la baja disponibilidad de presas fuese la causante de la ausencia de selección del roquedo.

Se consideró como territorio de cada pareja un radio alrededor del nido igual a la mitad de la distancia media entre parejas vecinas (Howell y col. 1978, Bednarz y Dinsmore 1981, Gilmer and Stewart 1984, Rich 1986, González y col. 1992).

Se determinó la orientación de los nidos ($N = 121$) y roquedos de nidificación ($N = 52$), siendo ésta última comparada con la orientación de todos los roquedos disponibles incluidos en los territorios ocupados ($N = 172$). Determinar la totalidad de roquedos vacíos que cumplen las condiciones necesarias, antes mencionadas, para considerarlos como “adecuados para la nidificación” puede prestarse a la interpretación del observador. Por ello, y debido a que las parejas seleccionaron los roquedos más altos de cada territorio (ver tabla 3.1.4), se realizó un segundo análisis comparando la orientación de los roquedos más frecuentemente usados por cada una de las parejas ($N = 32$), con la orientación de los roquedos vacíos más altos existentes en cada territorio (los usados en el análisis discriminante; $N = 32$), obteniendo de esta forma un roquedo ocupado y otro vacío para cada territorio.

La orientación de cada roquedo y nido se determinó usando una brújula con una precisión de 5° . Para determinar el ángulo medio de una distribución circular, no se puede calcular simplemente la media aritmética de los ángulos observados. Un método específico para la estadística circular fue usado en el análisis de la preferencia en la orientación de nidos y roquedos (Fisher 1995).

Para la medición de otras variables en los roquedos se empleó altímetro (VZ Performance; precisión ± 1 m), taquímetro (Pentax PTH 20; precisión $\pm 10''$),

clinómetro (Suunto MC-1D; precisión $\pm 2^\circ$) y cartografía 1:50.000 del Servicio Cartográfico del Ejército Español.

El coeficiente de correlación de Pearson fue utilizado para cuantificar la relación entre variables. En el análisis de diferencias entre roquedos ocupados y no ocupados, los valores medios de las variables se compararon usando un test pareado de la *t*. Como es frecuente en este tipo de análisis (González y col. 1992, Penteriani y Faivre 1997), en la determinación de las variables que mejor describían la selección de roquedos por parte del Águila Perdicera, se utilizó un análisis discriminante por pasos (STATISTICA statsoft Inc. 1993). Se usó un nivel de significación de $\alpha=0,05$ para incluir las variables en cada paso del análisis. Como el tamaño de la muestra de roquedos no ocupados no fue tres veces superior al número de variables medidas (Willians y Titus 1988) la clasificación de jack-kniffe fue obtenida para el análisis.

Igualmente, se han intentado delimitar las causas que han provocado el abandono de algunos roquedos tradicionalmente ocupados por el Águila Perdicera. Hasta la fecha se han detectado 5 de ellos que permanecen abandonados durante los últimos años, dándose el hecho de que todos coincidieron con la presencia de una carretera próxima. La existencia de carreteras cercanas a los nidos, no ha producido sin embargo la desaparición ni el traslado de otras parejas en la provincia de Granada (Ontiveros 1996), lo que ofrece una oportunidad para evaluar los entornos de ambos tipos de nidos. Se han comparado distintos parámetros entre los nidos abandonados y cinco de estos nidos ocupados, que al igual que los abandonados eran visibles desde una carretera cercana. Para comparar los roquedos de nidificación abandonados con los roquedos ocupados próximos a carreteras, se usó el aislamiento del nido respecto a la carretera más próxima, cuantificado como el producto del desnivel en altura por la distancia lineal entre ambos puntos (AISLACARR), los kilómetros de carretera en un radio de 2 km. entorno al nido (KILOMCARR), y la altura del roquedo en metros (ALTROQ).

3.1.3. RESULTADOS

La mayoría de los roquedos ocupados por el Águila Perdicera (96 %, $N = 50$) se localizaron en valles fluviales, con el 46,2 % de los nidos situados en oquedades de la roca y el 53,8 % sobre repisas. Este tipo de orografía fue la que presentaba más paredes y de mayor altura debido a la acción erosiva de los ríos. Las parejas con mayor disponibilidad de roquedos se encontraban situadas a menor distancia de sus vecinas, existiendo una clara relación entre disponibilidad de roquedos y densidad de reproductores ($r_s = -0,46$, $P = 0,009$, $N = 32$; Figura 3.1.1).

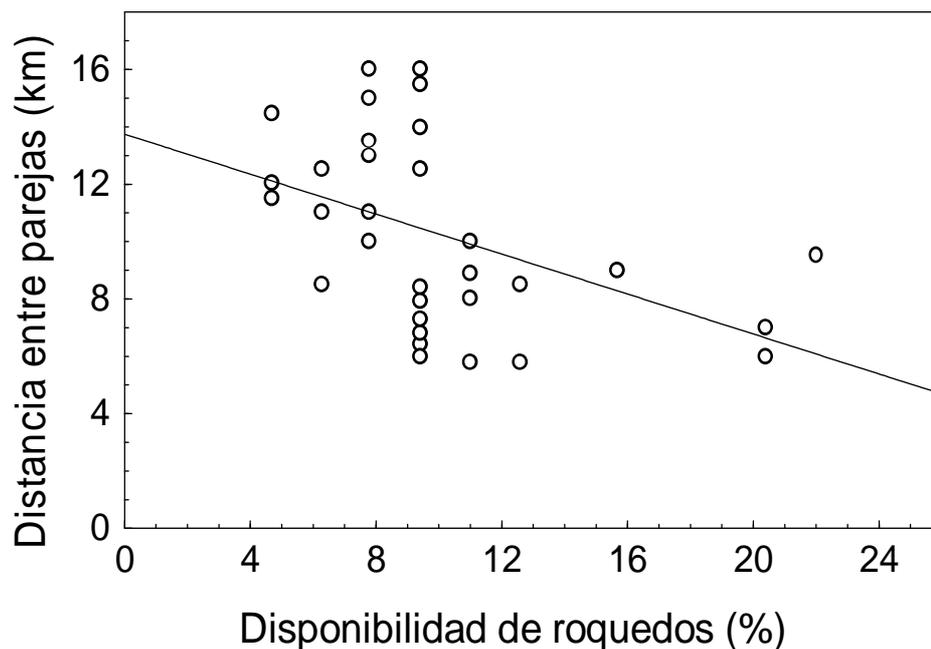


Figura 3.1.1. Relación entre la disponibilidad de roquedos de nidificación existentes en cada territorio de Águila Perdicera y la distancia entre las parejas más próximas.

Tabla 3.1.3. Media, desviación típica (DT), y rango de las variables caracterizadoras de las zonas de nidificación ($N = 32$).

Variables	\bar{x}	DT	R
ROQ	1,6	0,9	1-5
NID	3,8	3,5	1-18
DISNI	570,2	809,4	1-2800
ALTB	29,8	18,3	5-90
DISPA	10,0	3,2	5,8-16
PCR	10,0	4,3	4,7-22

El número de nidos construidos por pareja (Tabla 3.1.3) dependió generalmente de la disponibilidad de emplazamientos adecuados para su construcción, siendo la tendencia a ocupar todas las repisas y oquedades propicias. En este sentido destacó una pareja que contaba con 18 nidos, con una distancia máxima entre ellos de tan sólo 350 m.

Las diferencias entre roquedos ocupados y no ocupados fueron significativas para el tamaño del roquedo y la pendiente sobre la que se situaba, que resultaron ser mayores en los primeros (Tabla 3.1.4). Estas diferencias conservaron su significación tras un ajuste secuencial de Bonferroni (Rice 1989). De hecho, la mayoría de las parejas (84 %) construyeron nidos sobre los roquedos más altos adecuados para la nidificación existentes en su territorio (ver Métodos). Al realizar el análisis discriminante por pasos, roquedos ocupados y no ocupados se distinguieron por la siguiente relación:

$$\text{Roquedos ocupados} = -15,0262 + 0,6842\text{PEND} + 0,0934\text{ALTROQ}$$

$$\text{Roquedos no ocupados} = -10,8732 + 0,5938 \text{PEND} + 0,0663\text{ALTROQ}$$

El 65,6 % de los roquedos ocupados y el 75,0 % de los no ocupados fueron correctamente clasificados por el análisis discriminante. Debido al tamaño de muestra se evaluó la fiabilidad de los resultados con la clasificación de jack-kniffe, que redujo la

clasificación correcta de los roquedos ocupados a un 65,1 %, y la de los no ocupados a 74,1 %. Al eliminar el efecto del azar (Titus y *col.* 1984) el total de casos correctamente clasificados fue del 44 % ($\kappa = 0,442$; e.s. = 0,041; $Z = 10,78$; $P < 0,001$).

Tabla 3.1.4. Características de los roquedos de Águila Perdicera analizados. Media, desviación típica (DT), y resultados de las pruebas *t* de Student. *Tests que permanecieron significativos ($P < 0,05$) tras el ajuste secuencial de Bonferroni (Rice 1989).

Variables	<u>Roquedos ocupados</u>		<u>Roquedos no ocupados</u>		<i>t</i>	<i>P</i>
	<i>(N = 32)</i>		<i>(N = 32)</i>			
	$\bar{x} \pm$ D.T.		$\bar{x} \pm$ D.T.			
ALTI	937,9	324,2	969,4	332,3	- 1,37	0,18
ALTRO	52,9	27,8	37,6	19,2	4,85	0,00003*
ALTVA	135,9	63,6	130,1	65,9	0,48	0,63
ALTCO	147,5	255,1	165,9	190,9	- 0,78	0,44
ANCVA	573,2	410,0	698,3	582,1	- 1,01	0,32
PEND	34,7	8,2	30,3	5,9	3,63	0,001*
TOP	56,9	15,9	54,4	15,0	1,35	0,18
DPO	3362,5	2047,6	3654,7	2304,3	- 1,46	0,15
DCA	1640,6	1273,1	1856,2	1473,7	- 1,24	0,22
DPI	493,7	342,9	554,7	1017,2	- 0,35	0,73
DCO	917,2	669,8	1092,2	822,3	- 1,22	0,23
DCU	1040,3	1198,4	1219,1	1138,8	- 0,72	0,47
KC	3,7	3,6	3,4	3,5	0,53	0,59
KP	5,2	2,5	6,0	2,4	- 1,80	0,08

La orientación media y desviación angular (ésta última equivalente a la Desviación Típica) obtenida con el método trigonométrico (Fisher 1995), fue de $184^\circ \pm 74^\circ$ y $324^\circ \pm 81^\circ$ para los roquedos ocupados ($N = 52$) y no ocupados ($N = 172$),

respectivamente (Figura 3.1.2). Las diferencias existentes entre ambos tipos de roquedos alcanzaron la significación estadística (test de Watson; $Y_2 = 4,96$; $P = 0,02$). Los 121 nidos utilizados por el Águila Perdicera en el área de estudio mostraron una clara tendencia de orientación preferencial hacia el sureste (Test de Rayleigh: $r = 0,174$; $P = 0,02$; orientación media: $121^\circ \pm 70^\circ$).

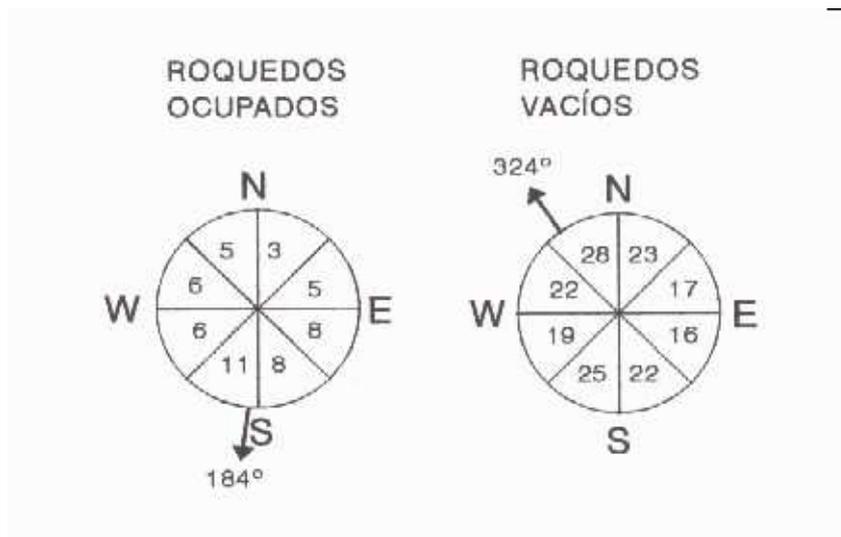


Figura 3.1.2. Distintas orientaciones para los roquedos ocupados por el Águila Perdicera ($N = 52$), y los roquedos disponibles existentes en los territorios ($N = 172$) del área de estudio. El tamaño de muestra se indica en cada dirección, y la orientación media es señalada por flechas.

Para evitar el posible sesgo introducido al considerar el número total de roquedos vacíos aptos para la nidificación incluidos en los territorios ocupados, se realizó un segundo análisis. Al considerar únicamente los roquedos de nidificación usados con más frecuencia ($N = 32$) y los roquedos vacíos más altos de cada territorio ($N = 32$), se obtuvo una orientación media y desviación angular de $158^\circ \pm 62^\circ$ para los primeros y $59^\circ \pm 71^\circ$ para los segundos (Figura 3.1.3). Las diferencias entre roquedos ocupados y vacíos siguieron siendo significativas en este nuevo análisis (test de Watson; $Y_2 = 4,41$; $P = 0,03$), reafirmando la selección realizada por el Águila Perdicera en cuanto a la orientación de los roquedos.

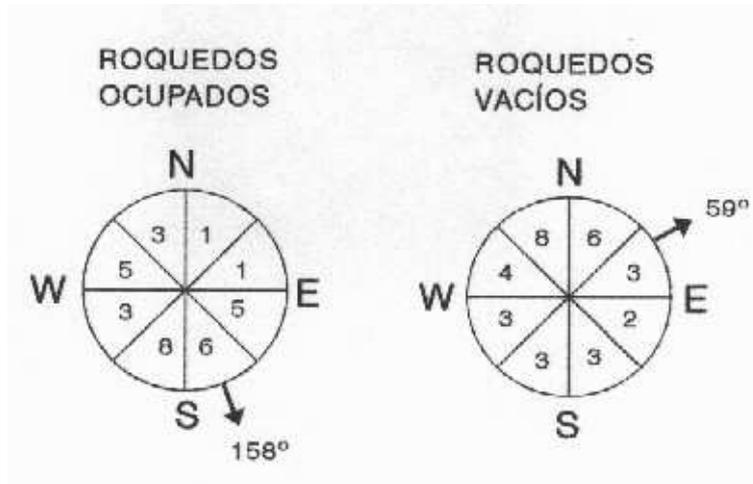


Figura 3.1.3. Distintas orientaciones para los roquedos ocupados más frecuentemente usados por el Águila Perdicera ($N = 32$), y los roquedos disponibles más altos existentes en los territorios ($N = 32$) del área de estudio. El tamaño de muestra se indica en cada dirección, y la orientación media es señalada por flechas.

A partir de la observación de la mayor altura que parecían presentar los roquedos de nidificación próximos a carreteras con respecto a los que se encontraban más lejos de las mismas, se comparó la altura de ambos tipos de roquedos. Los roquedos situados a menos de 1.859 m de las carreteras (valor medio obtenido para los 52 roquedos con nidos) resultaron ser significativamente más altos ($\bar{x} = 59,4 \pm 32,4$ m, $N = 30$) que aquéllos que se localizaban a mayor distancia de las mismas ($\bar{x} = 33,3 \pm 20,8$ m, $N = 22$; $t = 3,31$; $P = 0,001$).

Al comparar los roquedos abandonados con los ocupados próximos a carreteras, se comprueba como los nidos que se han mantenido ocupados estaban más alejados de las carreteras, y se instalaban sobre roquedos de mayor altura (Tabla 3.1.5), si bien la significación estadística se perdería con un ajuste secuencial de Bonferroni (Rice 1989) debido al exiguo tamaño de la muestra.

Tabla 3.1.5. Diferencias entre roquedos ocupados ($N=5$) y abandonados ($N=5$) por el Águila Perdicera en la provincia de Granada.

<u>Variables</u>	<u>Nidos abandonados</u>		<u>Nidos ocupados</u>		<i>U</i>	<i>P</i>
	\bar{x}	D.T.	\bar{x}	D.T.		
AISLACARR	3.510	14.522,4	40.160	28.824,1	2,5	0,03
KILOMCARR	7,2	1,6	5,7	2,4	5,0	0,11
ALTROQ	43,8	14,7	91,6	47,0	3,0	0,04

3.1.4. Discusión

Los resultados obtenidos para la distribución altitudinal de las parejas coinciden con los que Arroyo y *col.* (1995) encuentran para la población española en su conjunto (80-1.500 m.s.m.). Aunque la bibliografía ofrece pocas oportunidades para comparar valores, la ausencia de parejas nidificantes en altitudes elevadas coincide con la descrita por Thiollay (1967) para Francia (50-1.310 m.s.m.), y por Bergier (1987) para Marruecos (generalmente por debajo de los 1.800-2.000 m.s.m.).

La orientación preferente de los nidos hacia la zona más soleada coincide igualmente con la encontrada por Bergier y Naurois (1985) en Marruecos para esta misma especie. No obstante los resultados obtenidos para la orientación de los nidos y el número medio de ellos construidos por pareja, son diferentes a los encontrados en Sierra Morena, donde se orientan preferentemente a NNO y existen 1,8 nidos por pareja (Jordano 1981). Estas diferencias pueden ser debidas a un tamaño de muestra más pequeño para el estudio de Sierra Morena ($N = 10$ parejas), a una menor disponibilidad de roquedos, y a que se usó un método diferente en la determinación de la orientación de los roquedos en esta última zona. La orografía menos accidentada de ésta última

zona implica igualmente una menor disponibilidad de roquedos aptos para los nidos, lo que junto a la menor altitud y mayor templanza del clima podría permitir al Águila Perdicera un mayor número de nidos en orientación norte. De hecho, los cambios en la orientación de los nidos entre poblaciones pueden estar correlacionados con la latitud y altitud, ambos indicadores de temperaturas locales y regímenes de insolación (Mosher y White 1976). De todas formas, la diferencia encontrada en el número de nidos construidos es igualmente alta al eliminar el sesgo producido por dos de las parejas que tenían más de 10 nidos cada una de ellas ($\bar{x} = 2,9 \pm 2,1$).

Algunas de las parejas que ocuparon roquedos irregulares, con numerosas repisas y oquedades, presentaron un número muy alto de nidos construidos. En rapaces, poseer y mantener más de un nido construido es una ventaja, ya que permite a la pareja cambiar de emplazamiento si es molestada antes de la puesta o el nido ha sido ocupado por otra especie, y desplazarse a un segundo nido si su primer intento de cría fracasa pronto (Newton 1979). Además, el uso alternativo de nidos se interpreta como un sistema para evitar a los parásitos que pueden permanecer en los mismos de un año para otro (Winberger 1984), y que contribuyen poderosamente a la muerte de los pollos debilitados por la falta de alimento (Seidensticker y Reynolds 1971, Beecham y Kochert 1975, ver capítulo 3.4).

Los resultados obtenidos sobre la disponibilidad de roquedos indican que la densidad de reproductores podría estar favorecida por el terreno montañoso. Una tendencia similar ha sido encontrada para otras rapaces rupícolas como el Alimoche (*Neophron percnopterus*; Ceballos y Donázar 1989), y el Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*; Donázar y col. 1993): la densidad de reproductores estuvo directamente relacionada con la disponibilidad de roquedos.

Temperatura e insolación son dos factores que limitan directamente la distribución del Águila Perdicera debido a su especial morfología, que la hace ágil y veloz, pero que le resta sustentación en el vuelo (Parellada y col. 1984). Esto explicaría su ausencia por encima de los 1500 m. de altitud en la Península Ibérica, y la selección

que realizan las parejas estudiadas de cortados de mayor altura y pendiente que la media disponible. Estos roquedos son más favorables para la formación de térmicas por la reflexión del calor en las rocas y para el vuelo de ladera, técnica de caza usada frecuentemente por rapaces con un valor bajo de *aspect ratio* (Janes 1984) como es el caso del Águila Perdicera (Parellada y col. 1984). La selección de cortados mayores que la media disponible, ha sido igualmente comprobada en el Quebrantahuesos (Donázar y col. 1993), que habita climas fríos de montaña donde los problemas de sustentación son similares a los expuestos para el Águila Perdicera (Hiraldo y col. 1979, Brown 1988b). La pendiente media existente en el territorio, se ha mostrado igualmente como un factor influyente en la distribución del Águila Perdicera en la región murciana (Sánchez-Zapata y col. 1996), coincidiendo, a otra escala, con nuestros resultados sobre la importancia de la abruptuosidad del terreno para la selección de hábitat de la rapaz.

En el sureste de España las parejas situadas a mayor altitud llegan a soportar temperaturas bajo cero en el mes de febrero, cuando ya incuban muchas de las parejas (ver capítulo 3.3), siendo además esta rapaz la más temprana en criar entre las águilas mediterráneas (Cramp y Simmon 1980). El uso de roquedos orientados hacia el sur, donde además la formación de corrientes térmicas es frecuente, es pues un factor importante para el éxito reproductivo del Águila Perdicera en la zona de estudio (ver capítulo 3.3).

El 65,6 % de roquedos ocupados fueron clasificados correctamente en el análisis discriminante un 44 % mejor de lo esperado por azar. La falta de una discriminación mayor pudo deberse a la heterogeneidad de los roquedos seleccionados por el Águila Perdicera, la cual puede nidificar en áreas muy distintas en función de la presión humana. Este tipo de análisis no proporciona un método infalible para caracterizar los roquedos seleccionados por la rapaz, y sus resultados han de interpretarse en el contexto del área en la que se han obtenido (Fielding y Haworth 1995); no obstante ofrecen una buena aproximación de las necesidades reproductoras de la especie.

En el área de estudio las carreteras se localizan frecuentemente en los valles como medio para salvar la irregular orografía de esta zona del sureste ibérico. Estos valles son además frecuentemente elegidos por el Águila Perdicera para la nidificación (ver Resultados), al ser los lugares en los que con más facilidad aparecen cortados debido a la acción erosiva de los ríos.

La influencia de la presión humana en la elección de los lugares de nidificación, ha sido constatada en varias especies de aves rapaces (Fyfe 1969, Hickey y Anderson 1969, Kumari 1974, Newton 1976, Sherrod y *col.* 1977, Donázar y *col.* 1993, González y *col.* 1992, Penteriani y Faivre 1997), y para algunas especies, se ha comprobado que la altura mínima de los roquedos aceptable para las aves, varía de forma inversa a la virginidad de los territorios (Newton 1979). A la vista de los resultados sobre la altura de los roquedos de nidificación y la distancia de los mismos a las carreteras más próximas, se observa como ante la ausencia de grandes roquedos la nidificación del Águila Perdicera es posible en roquedos de pequeño tamaño alejados de las carreteras, mientras que en zonas de elevada presión humana solo los roquedos de gran altura pueden ser ocupados.

Aunque el reducido tamaño de la muestra de los roquedos abandonados no permite establecer unas conclusiones definitivas, los resultados del análisis apuntan en este mismo sentido. El Águila Perdicera puede reproducirse en roquedos próximos a carreteras haciendo gala de su permisividad a las actuaciones humanas (Brown 1976, Cramp y Simmons 1980), pero los roquedos pequeños próximos a carreteras no son ocupados o tienen un mayor riesgo de ser abandonados.

La presencia de un foco de presión humana, como es una carretera, eleva evidentemente el riesgo para las águilas de ser acosadas. De hecho, en algunas de las parejas desaparecidas se ha comprobado la muerte por disparo (años atrás) de individuos adultos, lo que podría inducir a pensar que la causa directa de que algunos se encuentren vacíos es la muerte de los mismos. No obstante, en los nidos actualmente ocupados que presentan carreteras igualmente cercanas, también se ha comprobado la

muerte de adultos en tres de las cinco parejas durante los últimos 10 años, pero en estos casos, debieron de ser reemplazados por individuos en dispersión, ya que las parejas se reproducen con éxito en la actualidad. Este hecho, junto con la constatación del abandono de dos de los nidos tras la construcción de carreteras, parece apoyar la idea de que la excesiva humanización de las zonas de cría es la causa que no permite la reproducción de las parejas, al actuar sobre un recurso limitante para el Águila Perdicera, como son los cortados para la nidificación.

Las ventajas antes comentadas sobre la existencia de varios nidos disponibles en un mismo territorio, hace pues pensar que la pérdida de opciones para la nidificación de cualquier pareja es importante y puede influir negativamente en su éxito reproductor.

Un estudio previo realizado sobre la misma población de Águila Perdicera aquí considerada, analizó la selección de hábitat de esta rapaz por dos vías: considerando el efecto de la posible competición con el Águila Real (*Aquila chrysaetos*) y sin tener en cuenta tal hecho (Gil-Sánchez *et al.* 1996). Siguiendo este último criterio (el rechazo a la competición), Gil-Sánchez *y col.* (1996) encontraron diferencias entre territorios ocupados y vacíos tan solo para la superficie de cultivo de cereal que era menor en los territorios ocupados, diferencias que además perderían su significación con un ajuste secuencial de Bonferroni (Rice 1989).

Diversos autores han puesto en duda la existencia de una competición excluyente entre águilas reales y perdiceras (Brosset 1961, Cheylan 1979, Jordano 1981, Clouet y Goar 1984), lo que validaría estos resultados. Este inespecífico patrón de selección del hábitat, junto con los resultados del presente estudio, muestran como el roquedo de nidificación es el recurso más importante para la selección de hábitat en el Águila Perdicera, independientemente de la importancia que pueda tener la mayor o menor disponibilidad de presas (ver capítulo 3.2).

La existencia de zonas adecuadas para la nidificación influye directamente en la selección de hábitat que realizan las rapaces (Newton 1979, Janes 1985). En la actualidad conocemos que el Águila Perdicera:

1/ No puede escapar en altitud de la presión humana por problemas derivados del clima frío, que podría tener repercusiones en su biología reproductiva y en la sustentación en vuelo.

2/ En el área mediterránea, apenas recurre a la nidificación en árboles como otras rapaces rupícolas, por ejemplo el Águila Real (Arroyo y *col.* 1990).

3/ La densidad de reproductores está limitada por la disponibilidad de roquedos, seleccionando entre éstos los de mayor altura y pendiente.

De este modo, el lugar de nidificación podría ser un recurso mucho más limitante para el Águila Perdicera que para otras aves de presa. Al nidificar en zonas de escasa altitud, casi exclusivamente en paredes, y coincidiendo la mayoría de éstas con valles fluviales, sus zonas de nidificación coinciden frecuentemente con las zonas más antropizadas de su área de distribución, tal y como muestran los resultados de este estudio coincidiendo con otros previos (Brown 1976, Cheylan 1981, Parellada y *col.* 1984).

A pesar de que el Águila Perdicera es una de las rapaces que mejor se adapta a la degradación del medio (Brown 1976), la presión humana de los territorios podría influir muy negativamente en el futuro de las poblaciones, y explicar en parte el declive de sus poblaciones en los últimos años, en los que la mayoría de las otras especies de rapaces se encuentran en franca recuperación en España (Muntaner y Mayol 1996).

Tal y como se ha aconsejado para otras especies de rapaces, la preservación de los roquedos de nidificación y su protección frente a las posibles molestias humanas

(Cade 1974), son medidas esenciales que debieran de tomarse para asegurar la supervivencia del Águila Perdicera en el sureste de España (ver capítulo 3.6).

3.2. INFLUENCIA DE LA ABUNDANCIA DE PRESAS EN LA DISTRIBUCIÓN DE LA POBLACIÓN

3.2.1. INTRODUCCIÓN

En numerosas ocasiones se ha mencionado la disponibilidad de alimento como factor influyente o determinante en la distribución y abundancia de las aves, aunque en la mayoría de los casos se ha analizado su papel a través de relaciones indirectas con otras variables ambientales (Smith 1982, Laurence y Yensen 1985, Petit y *col.* 1985, Santos y Tellería 1985, Carrascal 1988) o de explotación de recursos (Cody 1974, Carrascal y *col.* 1987). Sin embargo, las aproximaciones indirectas para el cálculo de disponibilidad de alimento han sido criticadas por Wiens (1984a), quien no las considera inferencias válidas para establecer relaciones entre densidad de organismos y abundancia de recursos.

A pesar de la generalización de las relaciones entre abundancia de alimento y densidad de aves (Bailey y Titman 1984, Einarsson 1988, revisión de Newton (1979) para rapaces), varios autores han apuntado como esta relación debe de ser poco estrecha salvo en épocas de gran escasez (Rotenberry y Wiens 1980, Wiens y Rotenberry 1981, Wiens 1984b). Para algunas especies de aves rapaces, la densidad de parejas reproductoras se ha relacionado con el alimento disponible (Ratcliffe 1969, Galushin 1971, Picozzi y Weir 1974, Gargett, 1975, Butet y Leroux 1993, Newton y *col.* 1977, Clouet y *col.* 1999) y la existencia de lugares apropiados de nidificación (Newton 1979). Un éxito reproductivo distinto entre hábitats, correspondiendo con variaciones en la densidad de presas, ha sido igualmente observado en distintas especies de aves rapaces (Picozzi y Weir 1974, Janes 1984). En el caso del Águila Perdicera se sabe que nidifica mayoritariamente sobre roquedos en España (Arroyo y *col.* 1995), pero no existe ningún estudio que trate sobre la influencia de la disponibilidad real de sus presas principales en la selección de territorios. Este aspecto de la ecología de la rapaz parece pues básico en la búsqueda de posibles explicaciones a la regresión sufrida por las poblaciones europeas en los últimos años (Rocamora 1994).

La revisión de los estudios de alimentación del Águila Perdicera realizados hasta el momento, muestra el gran eclecticismo trófico de la especie en función de los biotopos que ocupa y las especies-presa presentes en los mismos (Cheylan 1977, Simeon y Wilhelm 1988), así como la elevada diversidad trófica de su dieta (Cheylan 1977, Clouet y Goar 1984, Real 1987, Martínez y col. 1994). En la Península ibérica, destaca la importancia del Conejo Europeo (*Oryctolagus cuniculus*), la Perdiz Roja (*Alectoris rufa*) y distintas especies de palomas (*Columba* sp.), como presas básicas (García 1976, Jordano 1981, Real 1987, Gil-Sánchez y col. 1994, Martínez y col. 1994) que constituyen la mayor parte de la biomasa consumida durante el período reproductor (73,6 % en Cataluña, Real 1987; 80,7 % en Murcia, Martínez y col. 1994).

A pesar de este conocimiento, los estudios relativos a la influencia de la disponibilidad de alimento en aspectos básicos de la ecología del Águila Perdicera, como el éxito reproductor y la selección de hábitat, son contradictorios. Para algunos autores, la baja productividad de algunas poblaciones de esta rapaz está directamente relacionada con una disminución de la abundancia de sus presas principales (Cheylan 1981, Real 1987). Sin embargo, Simeon y Wilhelm (1988) sugieren que la disminución de las especies presa no afecta al éxito reproductor, y el alimento tiene poca relación con el declive general que ha experimentado la especie en los últimos años. Tanto en uno como en otro caso, los estudios se han realizado a través de estimas indirectas de la abundancia de presas, las cuales pueden sesgar la información acerca de la importancia real de la disponibilidad de alimento en la ecología de las aves (Wiens 1984a).

Aunque la reducción en la abundancia de presas es pues uno de los posibles factores involucrados en el acusado declive que han sufrido las poblaciones europeas de esta rapaz (Cheylan 1981, Cugnase 1984, Real y col. 1997), no existen estudios que clarifiquen la influencia real de la misma en la distribución del Águila Perdicera y sus posibles implicaciones en la disminución del número de parejas que se ha producido en España (Arroyo y col. 1995).

Con el objetivo de aumentar este conocimiento, se ha analizado la alimentación del Águila Perdicera en el sureste de la Península ibérica, así como la densidad de sus principales presas y la presión cinegética que éstas sufren por parte del hombre. Algunas medidas de conservación del Águila Perdicera proponen el incremento de la abundancia de presas en los territorios ocupados por la misma (Blanco y González 1992, Fernández y *col.* 1993, Real y Mañosa 1997). El objeto nuestro estudio ha sido conocer si la disponibilidad de presas, cuantificada de forma directa (Wiens 1984a), limita realmente la distribución de la rapaz, ya que esta información se hace necesaria antes de la adopción de medidas de este tipo, y para el adecuado diseño de las estrategias de conservación aplicables a las poblaciones ibéricas de este águila.

3.2.2. MATERIAL Y MÉTODOS

Durante 1997-1998 se estudiaron 19 territorios de parejas vecinas de Águila Perdicera en la provincia de Granada y 15 territorios no ocupados (territorios vacíos), en los que se analizó la abundancia de las presas. La necesidad de realizar censos en territorios ocupados y vacíos, que pudieran ser comparados entre sí, impidió que el análisis englobara la totalidad de la población conocida, debido a limitación temporal que supuso censar en épocas de estabilidad poblacional de las presas. No obstante, los territorios de las 19 parejas aquí analizadas se distribuyeron de forma contigua, teniéndose en cuenta el resto de parejas cercanas para la cuantificación de las distancias intraespecíficas.

Dieta

Con objeto de confirmar en el área y período de estudio la importancia de conejos, perdices y palomas en la dieta puesta de manifiesto en otros trabajos, se analizó la alimentación de algunas parejas ($N = 7$) durante el período reproductor (febrero-mayo) de 1997 y 1998. Para el análisis de la dieta algunos autores recomiendan el uso exclusivo de egagrópilas, debido a que en los restos recolectados, mamíferos y reptiles son infravalorados y las aves son sobrestimadas (Real 1996). Otros estudios arguyen que las

grandes presas tienden a aparecer con mayor frecuencia en las egagrópilas, debido a que distintas egagrópilas contienen restos de la misma presa (Fernández 1987, Rosenberg y Cooper 1990), y algunos autores recomiendan el uso combinado de ambos métodos para evitar sesgos en uno u otro sentido (Watson y col. 1992a, Watson y col. 1993, Oro y Tella 1995, Watson y col. 1998, Seguin y col. 1998). En el presente estudio se utilizaron ambos métodos en el análisis de la dieta, aumentando de esta forma el tamaño de la muestra y la fiabilidad de los resultados.

La biomasa de las presas se obtuvo a partir de la literatura (para aves, Cramp y Simmons 1980, Cramp 1985-1992, Cramp y Perrins 1994; para mamíferos, Castells y Mayo 1993), y a partir de ejemplares de colección del área de estudio para los reptiles. En el conejo se asignaron pesos medios de acuerdo con las tres categorías (250, 750 y 1250 gramos) propuestas por Donázar y Ceballos (1989), incluyéndose en la categoría de 750 gramos aquellos restos que no permitían estimar el tamaño del individuo. La diversidad trófica se calculó con el índice de Shannon-Weaver (1949).

Densidad de presas y territorios

Con el objeto de conocer la influencia de la disponibilidad de presas de alta biomasa en la elección de territorios por el Águila Perdicera, se estudió la abundancia de sus presas principales (conejos, perdices y palomas; ver Resultados) en 19 territorios ocupados y 15 vacíos. Como es usual entre las aves que habitan zonas templadas, las rapaces que ocupan esta área solo crían durante parte del año, cuando el alimento es más abundante (Newton 1979). De esta forma, la densidad de las principales especies-presa del Águila Perdicera fue estudiada en la época de reproducción (febrero-mayo), tanto en territorios ocupados como en territorios vacíos.

Los territorios ocupados se definieron como la superficie circular cuyo radio fue igual a la mitad de la distancia media entre los nidos de las parejas vecinas (Bednarz y Dinsmore 1981, Gilmer y Stewart 1984, Rich 1986, González y col. 1992) que para las 19 parejas estudiadas resultó ser de 4,8 km.

Los territorios vacíos se localizaron en mapas E-1:50.000 del Servicio Cartográfico del Ejército Español usando coordenadas elegidas al azar, eliminándose los que no coincidieron con roquedos apropiados para la nidificación. Se consideraron roquedos apropiados los de más de 20 m de altura, con oquedades o repisas, situados por debajo de 1.500 m.s.m. (límite altitudinal de distribución de la especie en España; Arroyo y col. 1995), alejados más de 500 m de núcleos permanentes de población humana, a un mínimo de 5,8 km del nido ocupado más próximo de Águila Perdicera, y de 2,2 Km del de Águila Real (*Aquila chrysaetos*) (mínimas distancias encontradas en el área de estudio). La distancia al Águila Real se incluyó para evitar la posible competencia entre estas dos especies nidificantes en roquedos (Fernández e Insausti 1990). El tamaño de los territorios vacíos aptos para su ocupación se calculó usando la misma distancia obtenida para los ocupados (4,8 Km) a partir del punto elegido al azar.

La comparación entre territorios ocupados y vacíos fue posible debido a que en la provincia de Granada la disponibilidad de roquedos es alta, y la población de Águila Perdicera permanece estable al menos desde mediados de los ochenta (Arroyo y col. 1995, ver Capítulo 3.5). Los 3 territorios al parecer abandonados existentes en la misma (Ontiveros 1997) no se incluyeron como territorios vacíos, ya que la causa del abandono fue la presión humana (caza directa de individuos y construcción de carreteras).

La densidad de las presas se calculó mediante el Índice Kilométrico de Abundancia (Ferry y Frochot 1958, Watson y col. 1992b). Este tipo de índice se ha mostrado eficiente para comparar densidades de especies abundantes entre diferentes zonas y épocas (Blondel 1969, Tellería 1986), y para la determinación de la abundancia de especies presa de rapaces (Fitzner y col. 1977, Watson y col. 1992b), siendo menos costoso que el cálculo de densidades absolutas e igualmente útil (Caughley 1977).

Los transectos lineales diurnos han sido empleados en otras ocasiones como medida de la disponibilidad de conejos en España, donde esta especie es abundante (Soriguer y col. 1997, Serrano 1998). Aunque principalmente nocturno, el lagomorfo también muestra una substancial actividad diurna (Soriguer y Rogers 1981, Moreno y

col. 1996). De esta forma, los censos diurnos de conejos pueden ofrecer una estima más realista de la disponibilidad de los mismos para un predador estrictamente diurno, como es el caso del Águila Perdicera.

En cada territorio se realizaron dos censos de 5 Km de longitud (un censo por año en 1997 y 1998) en diferentes zonas del mismo, asegurando de esta forma la independencia de los datos obtenidos. Como para cada territorio se obtuvieron dos muestras, se incluyó esta posible correlación espacial en un modelo de análisis de la varianza, que trató el año (y por tanto las dos muestras) como medidas repetidas. El tipo de hábitat influye en la densidad de las presas, y la estructura de la vegetación puede afectar igualmente la detección y captura de las mismas (Janes 1985), por lo que la longitud de los censos se repartió proporcionalmente a la superficie de hábitats en cada territorio.

Siguiendo las recomendaciones de Tellería (1986), los transectos lineales se recorrieron por el mismo observador, a pie, entre las 06.00-09.30 (hora solar), en días de buena visibilidad y a una velocidad de 1,5-2,0 Km/hora, durante el período febrero-abril. Se evitó censar en mayo, mes en el que se produce una explosión demográfica del Conejo Europeo en el área mediterránea (Cheylan 1977, Delibes y Calderón 1979, Soriguer y Rogers 1979).

La necesidad de cuantificar la abundancia de las especies-presa en los 34 territorios analizados y en una época de cierta estabilidad poblacional para las mismas (febrero-abril), impidió realizar censos independientes para cada una de las especies. No obstante, agrupar varias especies en un solo censo es una ventaja, pues como en otros estudios (Robbins y Van Velzen 1974, Bock y Root 1981, Guix y *col.* 1997) permite una mayor concreción de los datos en el tiempo, y por tanto, una mayor fiabilidad de los resultados. La abundancia de presas se cuantificó registrando el total de las presas principales (conejos, perdices y palomas) encontradas por transecto, y se expresó como la media de individuos contactados por kilómetro de censo.

Como una segunda medida de la disponibilidad de presas en los territorios, se cuantificó la presión cinegética ejercida por el colectivo de cazadores en los mismos.

Como en otros estudios en los que es analizada la presión cinegética sobre presas potenciales de rapaces (González y col. 1990), los datos para los 34 territorios estudiados se obtuvieron a partir de las estadísticas de la Administración, en concreto de los datos de la Delegación Provincial de la Consejería de Medio Ambiente de Granada. Este organismo posee datos sobre presión cinegética en cada coto de caza (año por año), estando los cotos mapeados en escala 1:50.000. La carga que supone la caza anual por parte del hombre de las principales presas del Águila Perdicera, se expresó como el total de individuos cazados/km² en cada territorio durante las temporadas de caza 1996-1997 y 1997-1998.

Densidad de reproductores

Como medida indicativa de la posible influencia de la disponibilidad de presas en la distribución del Águila Perdicera, se comprobó la relación existente entre la densidad de reproductores de esta última y la abundancia de sus presas principales en los territorios ocupados. Se empleó la distancia existente entre el nido más frecuentemente usado por cada pareja reproductora y el nido más próximo perteneciente a otra pareja distinta, como una medida inversa de la densidad de reproductores (Newton 1979, Donazar y col. 1993). Cuando dos nidos estuvieron más próximos entre sí que a ningún otro de los más próximos (3 de 19 casos), se usó la segunda distancia al nido más próximo para evitar la replicación de datos.

3.2.3. RESULTADOS

No existieron diferencias entre la frecuencia de presas encontradas durante 1997 y 1998 al analizar conjuntamente restos y egagrópilas, (presas capturadas solo en un año agrupadas en una sola categoría: $G = 11,36$; 7 g.l.; $P = 0,12$), por lo que ambos datos se agruparon para su análisis. En el área de estudio el Águila Perdicera predó al menos sobre 16 especies-presa diferentes; el Conejo Europeo, la Perdiz Roja, la Paloma Torcaz y la Paloma Bravía, fueron las presas mayoritarias, con el 83,3 % de la frecuencia y el 90,2 % de la biomasa (Tabla 3.2.1). De esta forma, los censos para calcular la disponibilidad de presas en cada territorio se centraron únicamente en estas especies-presa.

Como los censos de ambos años se realizaron en áreas distintas de un mismo territorio, se consideraron como muestras independientes. El número de presas principales de cada especie (conejos, perdices y palomas) encontradas de forma individual por kilómetro de censo, se estabilizó tras 15-20 censos (Figura 3.2.1), por lo que consideramos que el número de censos realizados tanto en territorios ocupados como vacíos, fue suficiente para definir la disponibilidad de cada tipo de presa para el conjunto de la población (Tellería 1986). Al considerar de forma conjunta todas las especies-presa censadas, las medias del total del número de individuos contactados por kilómetro de censo se estabilizaron tras 6-7 kilómetros de recorrido, tanto en territorios ocupados como en vacíos (Figura 3.2.2). Por tanto, el tamaño de muestra se consideró suficiente como para asegurar la precisión de los resultados en cada territorio (Tellería 1986).

La Tabla 3.2.2 muestra los valores de abundancia y presión cinegética de las presas mayoritarias del Águila Perdicera para territorios ocupados y vacíos. Las palomas cazadas se muestran agrupadas, al no existir datos independientes para cada una de las especies (Paloma Torcaz y Paloma Bravía). Para la abundancia de presas, los valores de la desviación típica se acercan o incluso superan a los de la media, lo cual indica una disponibilidad variable de las mismas según las zonas en los 19 territorios ocupados.

Tabla 3.2.1. Alimentación del Águila Perdicera en la provincia de Granada en período reproductor (febrero-mayo). F = frecuencia de cada presa; % F = porcentaje de frecuencia; %B = porcentaje de biomasa.

Presas	F	%F	%B
MAMÍFEROS	72	37,50	53,28
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	69	35,94	46,55
<i>Lepus granatensis</i>	3	1,56	7,20
AVES	114	59,38	46,08
<i>Alectoris rufa</i>	58	30,21	29,41
<i>Columba palumbus</i> 22	11,46	11,10	
<i>Columba livia</i>	11	5,73	3,09
<i>Falco tinnunculus</i> 2	1,04	0,54	
<i>Clamator glandarius</i>	1	0,52	0,16
<i>Apus apus</i>	2	1,04	0,09
Aves indet.	6	3,13	-
<i>Prunella modularis</i> 1	0,52	0,02	
<i>Sturnus unicolor</i>	1	0,52	0,09
<i>Emberiza</i> sp.	1	0,52	0,02
<i>Pica pica</i>	1	0,52	0,23
<i>Corvus monedula</i>	1	0,52	0,25
<i>Corvus</i> sp.	1	0,52	0,43
<i>Paseriformes</i> ind.	6	3,13	0,11
REPTILES	6	3,12	0,63
<i>Lacerta lepida</i>	4	2,08	0,45
<i>Coluber hippocrepis</i>	2	1,04	0,25
Total presas	192		
Diversidad (H)	1,83		

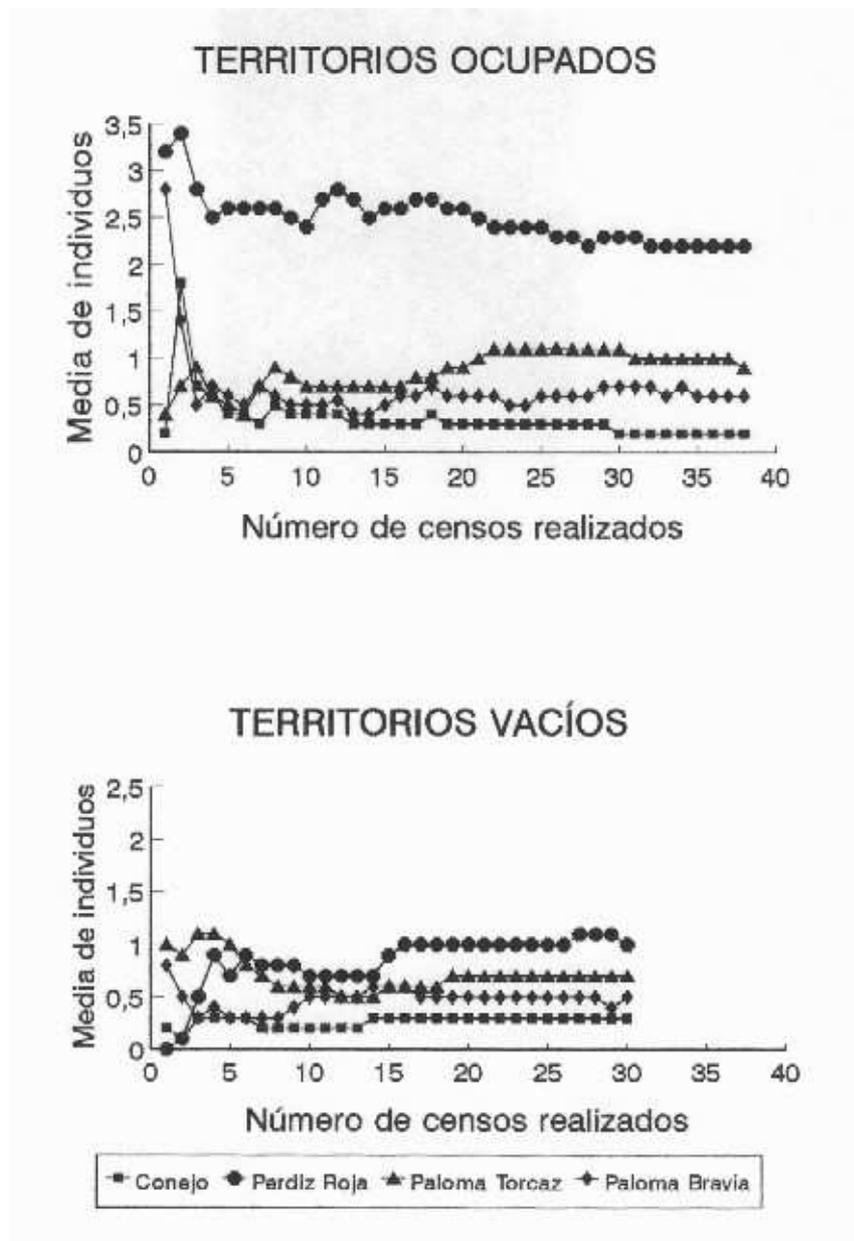


Figura 3.2.1. Evolución del número medio de especies-presa del Águila Perdicera encontradas según aumentaba el número de censos realizados.

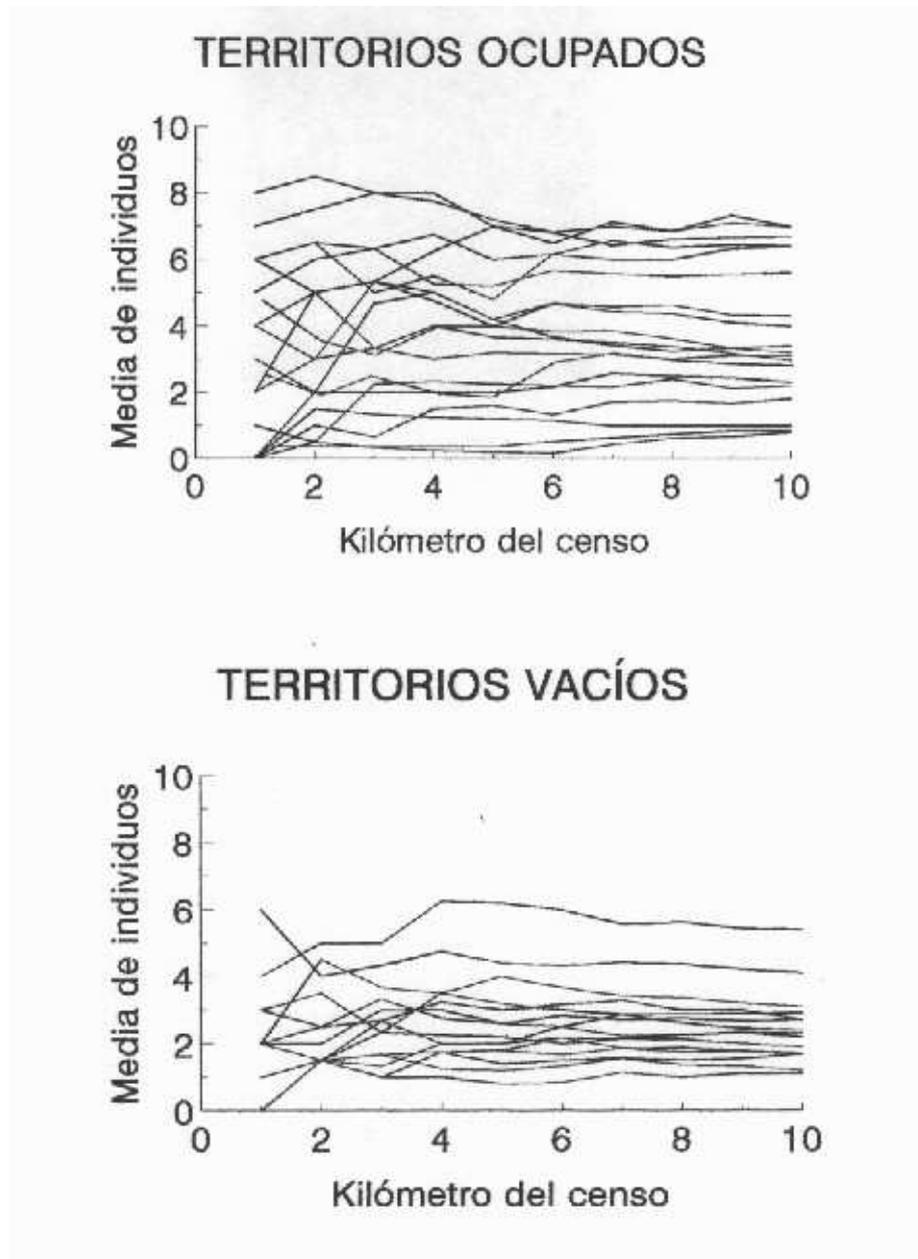


Figura 3.2.2. Evolución del número medio del total de especies-presa (Conejo Europeo, Perdiz Roja, Paloma Torcaz y Paloma Bravía agrupados) encontradas por unidad de transecto lineal según aumentaba el tamaño de la muestra.

Tabla 3.2.2. Abundancia y presión cinegética de las principales presas del Águila Perdicera en territorios ocupados y vacíos. Los datos se comparan mediante la prueba U de Mann-Whitney. P^* = significación tras el ajuste secuencial de Bonferroni.

	<u>TERRITORIOS</u>		Z	P	P^*
	<u>OCUPADOS</u>	<u>VACÍOS</u>			
	(n = 19)	(n = 15)			
	$\bar{x} \pm D.T.$	$\bar{x} \pm D.T.$			
Abundancia (individuos/km)					
<i>Orictolagus cuniculus</i> (AOC)	0,21 \pm 0,29	0,26 \pm 0,31	- 0,88	0,37	n.s.
<i>Alectoris rufa</i> (AAR)	2,05 \pm 1,31	1,04 \pm 0,75	- 2,39	0,016	n.s.
<i>Columba palumbus</i> (ACP)	0,93 \pm 0,76	0,70 \pm 0,57	- 0,71	n.s.	
<i>Columba livia</i> (ACL)	0,54 \pm 0,83	0,41 \pm 0,31	- 1,21	0,25	n.s.
Presión cinegética (individuos cazados/ km²)					
<i>Orictolagus cuniculus</i> (POC)	9,43 \pm 9,22	7,96 \pm 12,29	- 1,86	0,06	n.s.
<i>Alectoris rufa</i> (PAR)	8,18 \pm 7,37	5,70 \pm 5,68	- 1,57	0,11	n.s.
<i>Columba sp.</i> (PC)	2,27 \pm 2,41	1,98 \pm 2,55	- 0,78	n.s.	

Tras realizar un ajuste secuencial de Bonferroni (Rice 1989) no aparecieron diferencias significativas para ninguna de las especies-presa, aunque la mayor abundancia de perdices en los territorios ocupados estuvo cerca de la significación estadística. Al agrupar todas las especies-presa, tampoco aparecieron diferencias entre territorios ocupados y vacíos al tratar el año como medidas repetidas en el análisis (RMANOVA, $F=3,99$, $P=0,06$), o entre años (RMANOVA, $F=0,027$, $P=0,87$), y no existió interacción entre el año y la ocupación de los territorios (RMANOVA, $F=2,38$, $P=0,13$).

No se encontró relación entre la distancia de los nidos de las parejas vecinas de Águila Perdicera más próximas ($\bar{x} = 9,7 \pm 2,9$ km) y la abundancia de las presas mayoritarias en los territorios ocupados (Conejo: $r_s = -0,07$, $P = 0,76$; Perdiz Roja: $r = -0,22$, $P = 0,35$; Paloma Torcaz; $r = -0,21$, $P = 0,38$; Paloma Bravía: $r = -0,19$; $P = 0,44$). Tampoco existió relación cuando todas las presas mayoritarias se agruparon para el análisis ($r = -0,26$, $P = 0,28$; Figura 3.2.3)

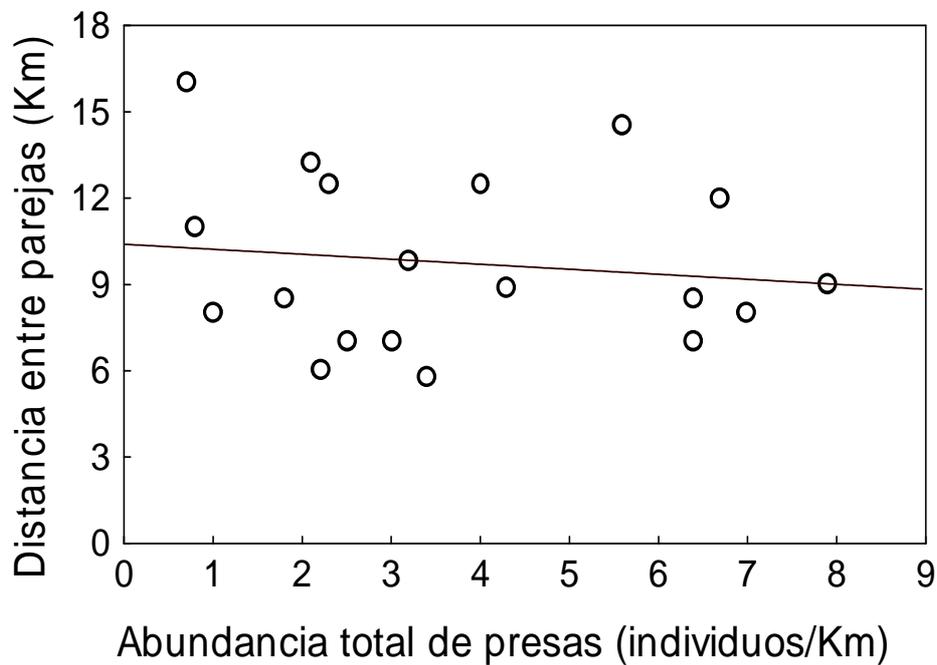


Figura 3.2.3. Relación entre la disponibilidad total de presas de alta biomasa (conejos, perdices y palomas agrupadas) cuantificada mediante el Índice Kilométrico de Abundancia, y el tamaño de los territorios de Águila Perdicera cuantificado como distancia entre parejas vecinas.

3.2.4. DISCUSIÓN

El análisis de la dieta del Águila Perdicera muestra una diversidad trófica baja (Tabla 3.2.1) comparándola con la hallada durante el período reproductor por Clouet y Goar (1984) en Francia de 2,06, o por Real (1987) en Cataluña de 2,13, siendo muy similar a la obtenida por Gil-Sánchez y *col.* (1994) de 1,68 en la misma provincia. Esto puede deberse en parte a la menor riqueza de especies-presa en el área de estudio (solo especies Mediterráneas) en comparación con estas dos regiones más norteñas (donde coinciden especies Mediterráneas y Eurosiberianas; Gasc 1997, Hagemeyer y Blair 1997).

Destaca igualmente la importancia de las aves y la menor transcendencia del Conejo, presa básica para otras grandes rapaces mediterráneas (Delibes e Hiraldo 1981). Este dato coincide con los resultados de otros estudios realizados sobre la dieta de esta rapaz en período reproductor, que indican la menor dependencia del Águila Perdicera de presas concretas (Clouet y Goar 1984, Real 1987).

La época de cría del Águila Perdicera es la más temprana de todas las águilas mediterráneas, abandonando la mayoría de los pollos el nido en el mes de mayo (Arroyo y *col.* 1995). Durante la época de cría (febrero-mayo) la abundancia de conejos en los territorios del Águila Perdicera no es muy alta (Cramp y Simmons 1980), pero se incrementa hasta 6 veces desde mayo en adelante en el área mediterránea (Cheylan 1977, Cramp y Simmons 1980, Soriguer 1981). Consecuentemente, la frecuencia de conejos en la dieta de esta rapaz es baja en el período de estancia de los pollos en el nido (4,7 %: Suetens y Groenendael (1969); 37,2%: García (1976); 9,6 %: Clouet y Goar (1984); 23,6 %: Real (1987); 35,9 %: presente estudio), comparada con estudios que analizan la dieta durante todo el año (41,4%: Jordano (1981); 39,8 %, Gil-Sánchez y *col.* (1994)). Esta escasez de conejos durante el período reproductor es a menudo compensada por una mayor presencia de aves en la dieta (81,3 %, Suetens y Groenendael (1969); 40,1 %, García (1976); 49,5 %, Real (1987)), con respecto a otras grandes rapaces.

Nuestros resultados sobre la abundancia del lagomorfo coinciden con censos realizados en invierno y primavera en zonas ecológicamente similares (0,21 conejos/km; Serrano 1998), y confirman las observaciones anteriores: la abundancia de conejos no fue muy alta durante la época reproductora, y los territorios ocupados por el Águila Perdicera no fueron seleccionados por la mayor disponibilidad de los mismos (Tabla 3.2.2). Sin embargo, la disponibilidad de la Perdiz Roja (el ave más frecuente en la dieta) tendió a ser mas elevada en los territorios ocupados que en los vacíos (Tabla 3.2.2). Esto puede indicar, el papel de este ave en la zona como sustituta del Conejo en los meses en que éste es más escaso y se necesita gran cantidad de alimento para la crianza de los pollos (justificando además el nombre de la especie).

A pesar de que la presencia de conejos y perdices parece ser un factor importante en la localización de las zonas de dispersión juvenil del Águila Perdicera (Mañosa y col. 1998), la dieta de la rapaz resulta muy variable de unas regiones a otras en función de los biotopos que ocupa (Cheylan 1977, Jordano 1981, Clouet y Goar 1984, Real 1987, Simeon y Wilhelm 1988), adaptándose a capturar las presas más abundantes en cada región (Cramp y Simmons 1980). Este águila puede criar pollos sin prácticamente aportar conejos como presa (Simeon y Wilhelm 1980) y puede modificar radicalmente la dieta según la estación del año (Cheylan 1977). El mecanismo que permite a la rapaz esta adaptación trófica es su especial morfología, con un valor bajo de *aspect ratio* comparado con otras grandes rapaces (Parellada y col. 1984), que la posibilita para una mayor velocidad y maniobrabilidad en el vuelo (Janes 1985). Esto hechos explican una selección de los territorios independiente de la abundancia de sus presas mayoritarias, así como la gran variabilidad existente en la abundancia de estas presas entre los territorios ocupados (Figura 3.2.2). Al igual que ocurre con otras rapaces hábiles en el vuelo como el Azor (*Accipiter gentilis*), la densidad de presas es un factor secundario de selección del hábitat una vez que existen lugares apropiados para construir el nido (Reynolds y col.1992)

La proximidad de las parejas no estuvo condicionada por la abundancia de ninguna de sus presas mayoritarias, opuestamente a lo que ocurre en otras especies de rapaces en las que existe una relación clara entre la productividad de los territorios y la distancia entre

parejas vecinas (Mebs 1964, Ratcliffe 1969, Galushin 1971, Gargett 1975, Newton y col. 1977, Watson y col. 1992b, Butet y Leroux 1993, Clouet y col. 1999). Este hecho podría explicarse por el régimen poco especializado de su dieta, que hace que en rapaces con una amplia variedad de especies-presa la selección de hábitat esté menos específicamente ligada a la abundancia de las mismas (Janes 1985).

Como conclusión podemos decir que, (1) conejos, perdices y palomas fueron las presas principales en la dieta del Águila Perdicera en el sureste ibérico, (2) la disponibilidad de estas presas difirió marcadamente entre los territorios ocupados, (3) no existieron diferencias en la abundancia de estas presas entre territorios ocupados y vacíos, y (4) la densidad de parejas reproductoras fue independiente de la abundancia de presas. Con estos datos, y el eclecticismo trófico de esta rapaz según las zonas que ocupa, no existen razones para suponer que ninguna de sus presas principales limita de forma clara su distribución, aunque todas son mayoritariamente aprovechadas por su rentabilidad energética.

A pesar de que las poblaciones españolas de Águila Real y Águila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*) dependen básicamente del Conejo para su alimentación, y aunque el número de éstos desciende periódicamente por la mixomatosis, las poblaciones de estas rapaces se han recuperado o estabilizado en las últimas décadas en el país (Arroyo y col. 1990, Ferrer 1993). Sin embargo, el Águila Perdicera (menos dependiente del lagomorfo) está sufriendo una fuerte regresión poblacional (Rocamora 1994, Arroyo y col. 1995, Real y col. 1997).

Según los datos obtenidos en el presente estudio, otros factores distintos de la escasez de presas pueden estar más directamente relacionados con la creciente desaparición de parejas reproductoras de esta rapaz en Europa (ver también Simmeon y Wilhelm 1988), como la disponibilidad de roquedos de nidificación y sobre todo, la presión humana en los territorios que provoca una elevada mortalidad en la especie (Real y Mañosa 1996, Ontiveros 1999, ver capítulo 3.5). Las medidas propuestas por varios autores tendentes al incremento de la disponibilidad de presas en los territorios (Blanco y

Fernández 1992, Fernández y *col.* 1993), podrían constituir pues un esfuerzo de dudosa efectividad e innecesario para la conservación del Águila Perdicera. Tal y como señalan Real y Mañosa (1997), los esfuerzos de conservación debieran de incidir sobre todo en aumentar la supervivencia de los individuos adultos y preadultos en los territorios ocupados, evitando de esta forma la desaparición de nuevas parejas reproductoras (ver capítulo 1.1.5).

3.3. FACTORES INFLUYENTES EN EL ÉXITO REPRODUCTOR DE LA POBLACIÓN

3.3.1. INTRODUCCIÓN

Existen numerosos factores limitantes del índice reproductivo de las aves, que están íntimamente relacionados entre sí y con diversos condicionantes ambientales (Lack 1968). Igualmente existen diferentes estrategias reproductivas entre especies que afectan a la dinámica poblacional, al crecimiento potencial de las poblaciones, y a su habilidad para resistir la depredación y la presión humana (Cody 1971, Richlefs 1973, Collias y Collias 1984).

Las grandes rapaces muestran unas tasas reproductivas más bajas que las pequeñas, y factores como la disponibilidad de alimento, climatología, depredación, presión humana, parásitos, enfermedades, y la experiencia de los individuos, pueden afectar al éxito reproductor de una pareja (Newton 1979). En ausencia de intervención humana, mucha de la variación en el éxito reproductor de las rapaces dependientes de presas de aparición cíclica, se asocia con la fluctuación en la disponibilidad de las mismas (Rusch y *col.* 1972, Butet y Leroux 1993). Por otra parte, los índices reproductivos estables están usualmente relacionados con un amplio espectro de especies-presas en la dieta, debido a que la influencia de un descenso marcado en la disponibilidad de presas, se ve atenuada al aumentar el rango de especies-presas capturadas (Sprunt y *col.* 1973, Ogden 1975, Newton 1979, Butet y Leroux 1993). La selección de un lugar de nidificación apropiado es igualmente vital en la reproducción de las aves, ya que su elección determinará el ambiente al cual adultos, huevos y pollos altriciales serán expuestos durante el período crítico de la reproducción. Es por ello que las aves tienden a emplazar sus nidos en los hábitats más favorables, garantizando al máximo el éxito de la reproducción (Skutch 1976, O'Connor 1984). Otros factores pueden afectar igualmente al éxito reproductor de las aves de presa, tales como diferencias ecológicas entre regiones, hábitats o territorios (Gargett 1977, Watson y *col.*

1992, Donázar y *col.* 1993), y la influencia del clima, parásitos o enfermedades (Collias y Collias 1984).

En algunas regiones ocupadas por el Águila Perdicera, el éxito reproductor de la especie ha sido directamente relacionado con una frecuencia elevada de presas de alta biomasa en la dieta (Cheylan 1981, Real 1987). Existen diferencias sustanciales en el éxito reproductor entre las distintas poblaciones de Águila Perdicera del oeste de Europa, y se asume que factores como la disponibilidad de presas afecta a la productividad de estas poblaciones (Real y Mañosa 1997). Sin embargo, no existe información detallada de aspectos tales como la presión antrópica o las características del hábitat, y su efecto sobre el éxito reproductor de las poblaciones.

A pesar de que apenas existen estudios al respecto, este tipo de información parece vital para la conservación de la especie en España, ya que esta rapaz nidifica mayoritariamente sobre roquedos y muy raramente en árboles en este país (Arroyo y *col.* 1995), siendo el lugar de nidificación un recurso más limitante que para otras aves de presa (Ontiveros 1999), que hace que sus territorios coincidan frecuentemente con áreas muy humanizadas en las proximidades de los nidos (Cheylan 1981, Parrellada y *col.* 1984).

En el presente capítulo se analiza el éxito reproductor del Águila Perdicera en relación con distintas variables que caracterizan la topografía, presión antrópica, uso del suelo, clima, dieta y abundancia de presas en los territorios, así como la fecha de puesta de las parejas. Aunque usualmente se asume que la orientación de los nidos afecta a la productividad de las aves, esta circunstancia se ha mostrado en muy pocos casos (Austin 1974, 1976, Viñuela y Sunyer 1992), y nunca para el Águila Perdicera, a pesar de que la distribución de la especie está claramente limitada por la temperatura (Cramp y Simmons 1980). Por ello, se analiza igualmente el éxito reproductor de esta rapaz en relación a la orientación preferente de los nidos.

Los resultados de este análisis intentan ofrecer nuevos datos sobre la biología reproductiva del Águila Perdicera, siendo esta información importante en el diseño de estrategias de conservación de esta rapaz, amenazada en toda Europa y en clara regresión en la actualidad (Rocamora 1994).

3.3.2. MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se restringió a aquellas parejas a las que se les pudo hacer un seguimiento reproductivo fiable durante un período suficiente de años. De esta forma, se obtuvieron valores de éxito reproductor de un total de 22 parejas reproductoras durante 6 años (1994-1999). Otras parejas presentes en el área de estudio no se tuvieron en cuenta para el análisis del éxito reproductor, ya que los datos de reproducción obtenidos estuvieron dispersos e incompletos a lo largo del período de estudio.

Éxito reproductor y fecha de puesta

Para evaluar el éxito reproductor se ha utilizado la productividad media de cada pareja, definida como el número de pollos criados dividido por el número de reproducciones controladas (Donázar y *col.* 1993). Para ello se tuvieron en cuenta tanto los casos de parejas en los que se confirmaron las puestas, como aquéllos en las que las parejas fueron controladas y las puestas no tuvieron éxito. Debido a la alta disponibilidad de roquedos de nidificación en el área de estudio (Ontiveros 1999), y a las dificultades de observación en algunos territorios de orografía muy abrupta, no se consideraron los casos dudosos de fracaso reproductivo en los que las parejas pudieron haber criado en zonas remotas del territorio no controladas ($N = 13$). El tamaño de la muestra fue pues de 119 reproducciones.

La fecha de puesta de las distintas nidadas se estimó, cuando ello fue posible, a partir de la edad de los pollos presentes en cada nido. Para ello se siguieron los patrones de crecimiento del plumaje descritos por Torres y *col.* (1981), los cuales ofrecen un

error de $\pm 5-7$ días, precisión suficiente para el análisis de la fecha de puesta. A la edad obtenida para el primer pollo de cada nidada se le añadieron 39 días (período medio de incubación para la especie en España; Arroyo y *col.* 1995) con el fin de obtener la fecha de puesta de cada año ($N = 89$). Los patrones de crecimiento del plumaje de los pollos se determinaron observando los nidos a distancia con telescopio, considerando que los pollos fueron criados con éxito cuando contaban con al menos 60 días de edad (Real y Mañosa 1997).

Para analizar la posible relación entre la orientación de los nidos, la fecha del inicio de la incubación y la productividad, se dividió la muestra en parejas tempranas y tardías en la reproducción, según iniciaran la incubación antes o después de la fecha media de puesta respectivamente (Viñuela y Sunyer 1992; ver Resultados). En el 40,3 % de los casos las parejas cambiaron de nido entre dos años consecutivos ($N = 57$ pares de años consecutivos). Por otra parte, el reemplazamiento de los adultos es frecuente en España, donde la mortalidad adulta puede superar el 16 % en algunas zonas del sureste del país (Real y Mañosa 1997). De esta forma, debido al alto porcentaje de cambios de nido, la alta mortalidad adulta (la cual implica reemplazamiento), y otros posibles reemplazamientos entre adultos no detectados por los investigadores, las reproducciones de cada pareja, en años diferentes, se consideraron como hechos independientes para el análisis (Viñuela y Sunyer 1992).

Dieta

Durante el período 1997-1998 se analizaron las preferencias alimenticias del Águila Perdicera en el área de estudio, con el objeto de confirmar la importancia de especies-presa concretas en la dieta. A la vista de las distintas opiniones que se barajan sobre la oportunidad de usar egagrópilas o restos de presas (ver capítulo 3.2), se optó por el análisis conjunto de ambas fuentes de información, para reducir la sobrevaloración de las presas grandes (como conejos) con el uso exclusivo de las primeras (Simmons y *col.* 1991, Watson y *col.* 1992, Oró y Tella 1995, Watson y *col.*

1998, Ontiveros y Pleguezuelos 2000). Los datos de alimentación procedieron de las siete parejas en las que se encontraron más de 20 presas en el análisis de la dieta ($N = 192$; ver capítulo 3.2), relacionándose la frecuencia de las principales especies-presa con el éxito reproductor solamente en estas siete parejas.

Caracterización de los lugares de nidificación y territorios

Como se ha comentado anteriormente, muchas de las parejas analizadas cambiaron de lugar de nidificación durante el período de estudio (40,3 %), si bien a escasa distancia de los lugares ocupados en años anteriores en la mayoría de las ocasiones. De esta forma, las características de los lugares de nidificación y de los territorios (Tabla 3.3.1) se cuantificaron a partir del nido más frecuentemente usado por cada una de las 22 parejas (Donázar y col. 1993), relacionándose estos datos con la productividad.

Se consideró la misma forma y tamaño de territorio para cada pareja, siendo éste el abarcado dentro de un radio igual a la mitad de la distancia media entre los nidos de las parejas vecinas más próximas ($\bar{x} = 5.0 \pm 3.2$ km.), a partir del último nido usado durante el período de estudio (Gilmer y Stewart 1984, Rich 1986, González y col. 1992). Para el cálculo de la distancia media entre parejas, se consideraron 32 parejas bien conocidas de una población más o menos contigua en el área de estudio. La mayoría de las variables alusivas a las características de los roquedos y territorios, y a la presión humana en el entorno de los mismos, se obtuvieron sobre mapas topográficos del Servicio Geográfico del Ejército Español (escala 1:50.000), y mapas de uso de suelos del Ministerio de Agricultura Español (escala 1: 50.000). Los porcentajes cubiertos por cada tipo de suelo se calcularon basándose en cuadrículas UTM (1x1 Km) con una precisión de ± 1.27 %. Las variables relacionadas con la fisonomía de los roquedos de nidificación se cuantificaron con altímetro (VZ Performance; precisión ± 1 m), teodolito (Pentax PTH 20; precisión $\pm 10''$) y clinómetro (Suunto MC-1D; precisión $\pm 2^\circ$). La orientación de los nidos se determinó con brújula, con una precisión de $\pm 5^\circ$.

Igualmente se usaron datos de la Junta de Andalucía sobre censos de población humana de 1994 (I.E.A. 1994), y las variables climáticas a partir de las estaciones meteorológicas más próximas a cada pareja (datos meteorológicos estándar de 30 años; C.M.A. 1997). La abundancia de presas en los territorios se cuantificó mediante el Índice Kilométrico de Abundancia (Ferry y Frochot 1958) a través de dos censos independientes de 5 km. de longitud cada uno, siguiendo la metodología descrita en el Capítulo 3.2.

Para el análisis estadístico, primeramente se realizó una correlación lineal entre la productividad media de cada pareja y diversas variables ambientales (Tabla 3.3.1). En segundo lugar, se llevó a cabo un Análisis de Regresión Múltiple por pasos. Este análisis no es únicamente predictivo, sino que también sirve para establecer relaciones en forma de función entre la variable dependiente (éxito reproductor) y las independientes, después de controlar su covariación (StatSoft 1996). Debido al relativamente alto número de variables y al relativamente bajo número de casos existentes, se escogió un análisis tipo *forward*, consistente en añadir variables una a una hasta que la adición de variables posteriores no incrementa significativamente el valor de R^2 (Nicholls 1989). El estadístico R^2 muestra la reducción de la variación total de la variable dependiente debida a las variables independientes (StatSoft 1996). Todas las variables fueron testadas en cuanto a su normalidad y homocedasticidad antes del uso de test paramétricos. Las medias aparecen seguidas por \pm la desviación típica.

Para determinar el ángulo medio de una distribución circular, el simple cálculo de la media aritmética entre los ángulos observados es inadecuado. Así, un método específico de estadística circular se usó para el análisis de las posibles preferencias en la orientación de los nidos (Fisher 1995). Con el objeto de incrementar el tamaño de muestra haciendo más significativo el valor obtenido, se midió la orientación media y desviación angular (equivalente a la desviación estándar) para los 87 nidos de las 22 parejas de Águila Perdicera aquí estudiadas, más 34 nidos pertenecientes a otras 10 parejas conocidas en las proximidades del área de estudio.

Tabla 3.3.1. Variables usadas para la caracterización de los roquedos de nidificación y los territorios del Águila Perdicera.

Roquedos de nidificación

ALTI: altitud del nido sobre el nivel del mar (m).

ALTRO: altura del roquedo en el que se encuentra el nido (m).

ALTVA: desnivel existente entre el fondo del valle y la base del roquedo de nidificación (m).

PEND: inclinación de la pendiente existente en la base del roquedo (grados).

TOP: índice de irregularidad topográfica. Número total de curvas de nivel de 20 m de equidistancia, cortadas por dos líneas equivalentes a una distancia de 2 Km cada una de ellas, dibujadas sobre el mapa (escala 1:50.000) en dirección norte-sur y este-oeste, y que se cruzan sobre la localización del roquedo de nidificación.

DISPA: distancia lineal entre el nido de una pareja y el más próximo perteneciente a otra distinta (Km).

DISRO: disponibilidad de roquedos, calculada como el porcentaje de cuadrículas (1 km²) con roquedos adecuados para la nidificación existentes en cada territorio. Se consideró que un roquedo era adecuado para nidificar cuando presentaba cavidades o repisas adecuadas, se localizaba por debajo de 1.500 m.s.m. (límite altitudinal de distribución de la población española de Águila Perdicera, Arroyo y *col.* 1995), era mayor de 20 m de altura, y estaba más alejado de 500 m de cualquier población humana permanente (mínimas distancias encontradas para la población estudiada)

Presión antrópica

DPO: distancia del nido a la población humana permanente más próxima (m).

DCA: distancia del nido a la carretera más próxima (m).

DPI: distancia del nido a la pista más próximo apto para la circulación de vehículos (m).

DCO: distancia del nido al cortijo habitado más próximo (m).

DCU: distancia del nido al cultivo más próximo (m).

KC: kilómetros de carreteras en un radio de 2.000 m desde el nido.

KP: kilómetros de pistas en un radio de 2.000 m desde el nido

DESCA: desnivel existente entre el nido y la carretera más próxima (m)

Tabla 3.3.1. (continuación)

ELEC: kilómetros de líneas de alta tensión en el territorio.

HABIT: número total de habitantes en la población humana del territorio.

Uso del suelo

FORES: porcentaje del territorio cubierto por bosques.

MATO: porcentaje del territorio cubierto por matorral de menos de 2,5 m de altura.

ARBO: porcentaje del territorio cubierto por cultivo de árboles.

CERE: porcentaje del territorio cubierto por cultivo de cereal.

Meteorología

PPTA: precipitación media anual (mm).

T-MED: temperatura media anual.

T-MAX: media de las temperaturas máximas para el mes más cálido (julio).

T-MIN: media de las temperaturas mínimas para el mes más frío (enero).

Abundancia de presas (cuantificada con el Índice kilométrico de Abundancia descrito en el capítulo 3.2).

AOC: abundancia del Conejo Europeo en el territorio.

AAR: abundancia de la Perdiz Roja en el territorio.

ACP: abundancia de la Paloma Torcaz en el territorio.

ACL: abundancia de la Paloma Bravía en el territorio.

ATOT: abundancia total de presas de alta biomasa (Conejo, Perdiz Roja, Paloma Torcaz y Paloma Bravía) en el territorio

Dieta

ORY: porcentaje de Conejo Europeo en la dieta.

ALEC: porcentaje de Perdiz Roja en la dieta.

COLU: porcentaje de Paloma Torcaz y Paloma Bravía en la dieta, ambas especies agrupadas.

TOTPR: porcentaje total de las principales especies-presa (conejos, perdices y palomas) en la dieta.

3.3.3. RESULTADOS

La fecha de puesta del Águila Perdicera osciló entre el 20 de enero y el 12 de marzo, siendo el 13 de febrero la fecha media de puesta, y situándose en este mes la mayoría de las puestas de las hembras (Figura 3.3.1).

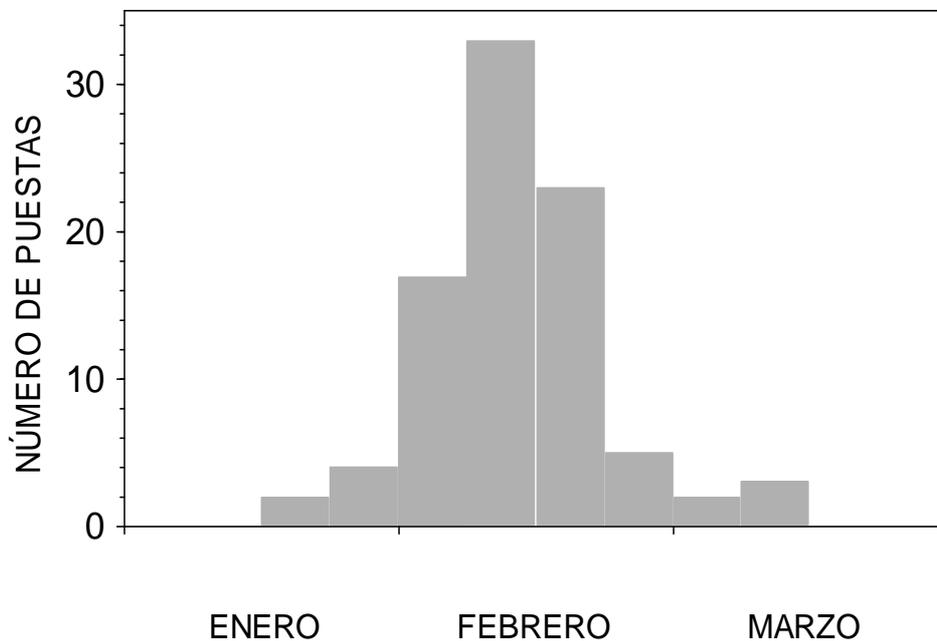


Figura 3.3.1. Fenología del número de puestas del Águila Perdicera en el sureste Ibérico según semanas.

El porcentaje de parejas que criaron al menos un pollo con éxito estuvo entre el 81,8 y el 95 % según los años (tamaño de muestra entre 16 y 22 parejas), siendo la media del 87,3 % en los seis años de estudio. La productividad media anual fue de $1,41 \pm 0,74$ ($N = 119$) no detectándose diferencias de productividad entre años (test de Kruskal-Wallis: $H_{5, 119} = 3,83$; $P = 0,57$) a pesar de que algunas variables ambientales variaron entre años (Tabla 3.3.2).

Tabla 3.3.2. Datos meteorológicos y productividad (número medio de pollos criados por pareja y año) en el área de estudio durante el período 1994-1999 (datos del observatorio de La Cartuja en Granada).* Datos correspondientes al período de incubación del Águila Perdicera (enero, febrero y marzo; Figura 3.3.1)

	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Precipitación anual (mm)	282,2	298,4	802,4	698,0	309,3	338,9
Temperatura máxima media (°C)*	13,9	14,9	12,6	15,2	15,0	13,4
Temperatura mínima media (°C)*	3,7	4,5	5,1	5,4	5,3	3,2
Productividad	1,56	1,52	1,27	1,50	1,28	1,35

De las variables que caracterizaban los roquedos de nidificación y los territorios, el éxito reproductor estuvo correlacionado con la disponibilidad de roquedos de nidificación y la frecuencia total de las presas principales en la dieta (Tabla 3.3.3). El Conejo Europeo, la Perdiz Roja, la Paloma Torcaz y la Paloma Bravía, fueron las presas principales del Águila Perdicera en el área de estudio, llegando a constituir el 83,3 % de la frecuencia de presas en la dieta y el 90,2 % de la biomasa ingerida (ver Capítulo 3.2, Tabla 3.2.1). Es de destacar como, sin embargo, la abundancia de estas presas en los territorios no afectó a la productividad del Águila Perdicera, ni aún cuando se consideraron conjuntamente constituyendo la mayor parte de la biomasa consumida durante la época de reproducción por la rapaz (Tabla 3.3.3, Figura 3.3.2).

Tabla 3.3.3. Valores las variables que caracterizaban el lugar de nidificación y el territorio, y su correlación con la productividad (número medio de pollos criados por pareja y año). * Tests que permanecieron significativos ($P < 0.05$) después del ajuste secuencial de Bonferroni (Rice 1989).

Variable	media	D.T.	<i>r</i>	<i>P</i>
Roquedos de nidificación (<i>N</i> = 22)				
ALTIT	1005,0	264,3	0,280	0,207
ALTRO	49,9	22,7	0,089	0,695
ALTVA	127,7	64,4	0,429	0,046
PEND	34,3	9,7	-0,290	0,202
TOP	54,6	14,6	0,150	0,504
DISPA	10,1	3,2	-0,168	0,454
DISRO	8,6	1,7	0,599	0,003*
Presión antrópica (<i>N</i> = 22)				
DPO	3227,3	2029,4	-0,033	0,881
DCA	1622,7	1241,6	-0,044	0,845
DPI	576,1	362,7	-0,149	0,508
DCO	1000,0	765,5	-0,155	0,489
DCU	992,7	1314,8	-0,038	0,867
KC	3,5	3,7	0,056	0,804
KP	5,3	2,6	-0,199	0,373
DESCA	169,8	106,8	-0,134	0,551
ELEC	7,6	5,9	0,166	0,460
HABIT	2896,8	3242,0	0,306	0,167
Uso del suelo (<i>N</i> = 22)				
FORES	27,6	25,0	0,255	0,252
MATO	42,4	19,5	-0,457	0,032
ARBO	20,7	13,1	0,280	0,207

Tabla 3.3.3. (continuación)	media	D.T.	<i>r</i>	<i>P</i>
CERE	6,3	10,5	-0,093	0,679
Meteorología (<i>N</i> = 22)				
PPTA	528,3	122,3	0,433	0,044
T-MED	15,6	1,2	0,148	0,509
T-MAX	38,2	2,0	0,080	0,723
T-MIN	-2,2	2,5	0,140	0,534
Abundancia de presas (<i>N</i> = 19)				
AOC	0,21	0,29	-0,395	0,094
AAR	2,05	1,31	-0,003	0,990
ACP	0,93	0,76	-0,062	0,800
ACL	0,54	0,83	-0,295	0,219
ATOT	3,73	3,19	-0,174	0,476
Dieta (<i>N</i> = 7)				
ORY	33,2	12,8	-0,331	0,467
ALEC	32,0	10,1	0,446	0,316
COLU	18,1	12,6	0,743	0,055
TOTPR	83,3	10,4	0,933	0,002*

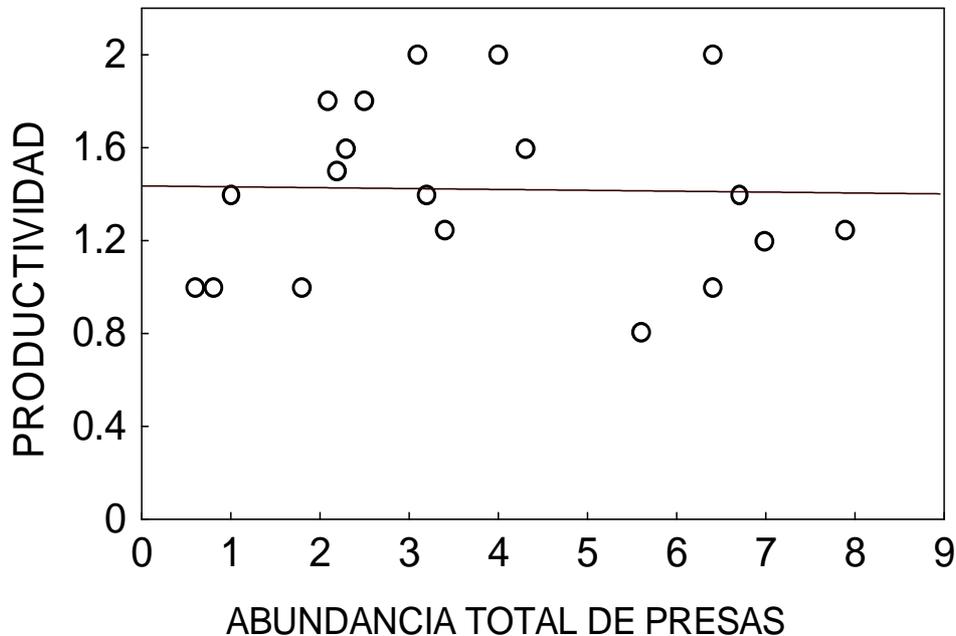


Figura 3.3.2. Relación entre la abundancia total de presas de alta biomasa en los territorios (total de individuos contactados por kilómetro de censo) y la productividad del Águila Perdicera (pollos/pareja/año).

El Análisis de Regresión Múltiple confirmó la importancia de la disponibilidad de roquedos de nidificación, ya que solamente encontró relaciones significativas entre la productividad de las parejas y esta variable ($F_{1,11} = 6,1567$, $R^2 = 0.358$; $P = 0.030$).

El análisis de la orientación de los nidos reveló una tendencia de construirlos hacia el sureste diferente de lo esperado por azar (test de Rayleigh, $r = 0.174$, $P = 0.02$; orientación media: $121^\circ \pm 70^\circ$). A partir de estos resultados y siguiendo los estudios de otros autores (Austin 1976, Viñuela y Sunyer 1992), se dividieron los datos de productividad en dos grupos distintos (Figura 3.3.3.): aquellos nidos localizados dentro del semicírculo centrado en la orientación media (orientación preferente) y los localizados en el semicírculo opuesto (orientación no preferente).

En los nidos emplazados hacia la orientación preferente, las parejas tuvieron una productividad un 23,5 % más alta que en los localizados en la orientación no preferente. El número de pollos criados por las parejas que usaron nidos emplazados hacia la orientación preferente, fue superior que el obtenido por las que criaban sobre nidos situados hacia la orientación no preferente, especialmente en el caso de las nidadas dobles. Agrupando los dos únicos casos producidos de nidadas con 3 pollos con los de dos, las diferencias fueron altamente significativas; $G = 23,14$, g.l. = 2, $P < 0,0001$; Tabla 3.3.4).

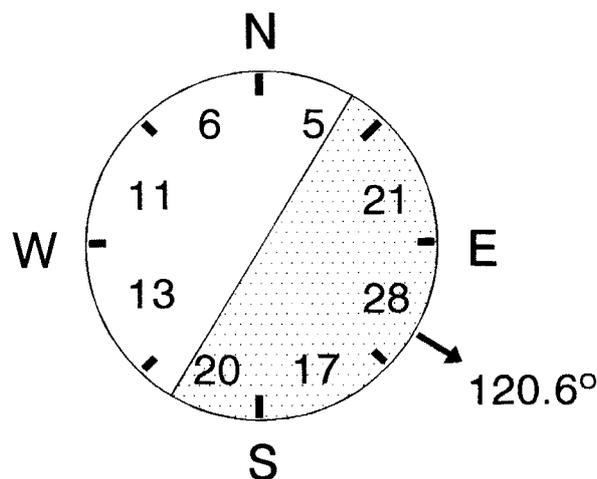


Figura 3.3.3. Orientación de 121 nidos pertenecientes a 32 parejas de Águila Perdicera en el área de estudio. El tamaño de muestra es indicado en cada dirección, y la flecha señala la orientación media. El área sombreada indica la “orientación preferente” de los nidos utilizada en el análisis del éxito reproductor.

El porcentaje de nidadas dobles casi se duplicó en los nidos localizados hacia la orientación preferente, apareciendo los dos únicos casos en los que se criaron 3 pollos igualmente en esta orientación. Paralelamente, cuatro de los seis pollos encontrados muertos durante el período de estudio estuvieron en nidos localizados hacia la orientación no preferente.

Tabla 3.3.4. Productividad del Águila Perdicera con relación a la orientación de los nidos. Ver figura 3.3.3 para los grupos de nidos considerados como orientación preferente y no preferente. Los porcentajes se indican entre paréntesis.

Pollos criados	0	1	2	3	media \pm D.T.
Preferente	3/57 (5.3)	15/57 (26.3)	37/57 (64.9)	2/57 (2.0)	1.7 \pm 0.6
No preferente	8/51 (15.7)	25/51 (49.0)	18/51 (35.3)	0/51 (0.0)	1.2 \pm 0.7

Con relación a la época de reproducción, no existieron diferencias en el éxito reproductor entre las parejas que iniciaron la misma antes y después de la fecha media de puesta (ver Métodos), tampoco al considerar los grupos con relación a la orientación del nido (Tabla 3.3.5). La fecha de puesta estuvo directamente correlacionada con la altitud a la que se encontraban los nidos ($r = 0.58$, $P = 0.007$, $N = 20$; Fig. 3.3.4).

Tabla 3.3.5. Orientación de los nidos y número de pollos criados con éxito por parejas de Águila Perdicera reproductoras tempranas (con puesta anterior al 13 de febrero) y reproductoras tardías (con puesta posterior al 12 de febrero). Ver figura 3.3.3 para los grupos de nidos considerados en orientación preferente o no preferente. Entre paréntesis se indica el porcentaje calculado sobre un número máximo de dos pollos criados por pareja y año.

	Tempranas	Tardías	χ^2	P
Todos los nidos	64/82 (78.0)	75/96 (78.1)	0.00003	0.99
Orientación preferente	36/42 (85.7)	54/60 (90.0)	0.10	0.75
Orientación no preferente	28/40 (70.0)	21/36 (58.3)	1.07	0.30

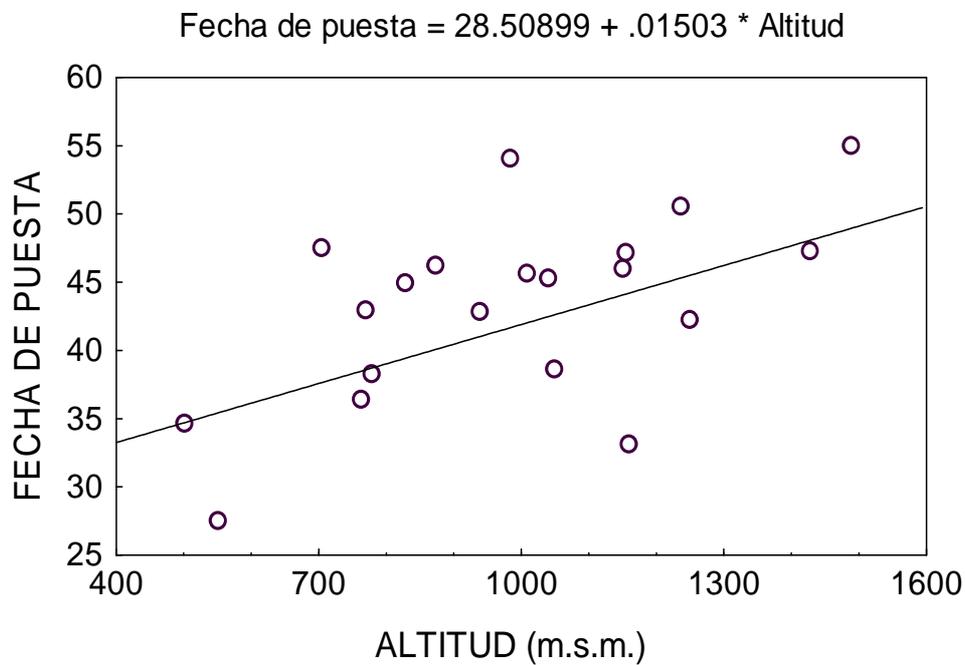


Figure 3.3.4. Fecha de puesta (días contados a partir del 1 de enero) del Águila Perdicera en el sureste de España durante el período 1994-1999, con relación a la altitud del nido.

3.3.4. Discusión

Hasta donde conocemos, la productividad del Águila Perdicera en la provincia de Granada es la más alta entre las poblaciones europeas de las que se tienen tamaños muestrales grandes, para las cuales ésta oscila entre 0,36 y 1,24 pollos por pareja y año (Real y Mañosa 1997). Este alto éxito reproductor fue más o menos constante durante el período de estudio, a pesar de las diferencias en el régimen de precipitaciones que se dieron entre años (Tabla 3.3.2), y debido probablemente a la gran variedad de presas consumidas por la rapaz, adaptada en aprovechar las presas disponibles más abundantes en cada momento (Cramp y Simmons 1980).

Éxito reproductor con relación al lugar de nidificación y el territorio

El éxito reproductor dependió principalmente de la disponibilidad de roquedos adecuados para la nidificación, lo que coincide con el hecho de que los roquedos adecuados para la nidificación son el recurso más limitante en la selección de hábitat de la especie en el Sureste de España (Ontiveros 1999).

Aunque algunas variables relacionadas con la presión humana en los territorios de nidificación deben de afectar de forma individual a las parejas de Águila Perdicera (cantidad de carreteras y distancia a las mismas, núcleos de población, senderismo, escalada, etc.), ninguna de ellas estuvo individualmente correlacionada con la productividad de la población, debido a que estas variables pueden tener una importancia distinta entre territorios y años. Sin embargo, la variable disponibilidad de roquedos explica la mayoría de la varianza del éxito reproductor de la población, debido a que las águilas medran escogiendo los roquedos de nidificación más adecuados dentro de cada territorio, evitando de esta forma molestias humanas y competición interespecífica según los años. Una mayor disponibilidad de roquedos es pues una ventaja, ya que las parejas tienen la oportunidad de elegir los mejores lugares para nidificar, o desplazarse de los mismos hacia otros si son molestadas, el nido es ocupado por otra especie, o el primer intento de cría fracasa pronto (Newton 1979).

Debido probablemente a su carácter termófilo, el Águila Perdicera ha ocupado tradicionalmente zonas de baja altitud (Cramp y Simmons 1980), lo que ha causado que sus territorios coincidan frecuentemente con áreas de población humana, tal y como se ha puesto de manifiesto en diversos estudios (Cheylan 1981, Arroyo y *col.* 1995). Esta tradicional tolerancia a la proximidad humana, la selección de roquedos de gran altura (Ontiveros 1999), y la elevada disponibilidad de los mismos en la mayoría de los territorios, pueden explicar como diferentes actividades humanas no tuvieron efectos individuales sobre el éxito reproductor del total de la población.

Éxito reproductor con relación a la dieta

Una de las principales funciones de la territorialidad en las aves no coloniales, es la de asegurar la existencia de una cantidad adecuada de recursos, especialmente alimento (Schoener 1968). De esta forma, como ocurre en el presente caso, el éxito de forrajeo puede traducirse en éxito reproductor (Janes 1985).

La productividad de la rapaz estuvo también afectada por la frecuencia total de especies de alta biomasa (conejos, perdices y palomas) en la dieta (Tabla 3.3.3), coincidiendo con los resultados encontrados por Real (1987) para una población de Águila Perdicera del nordeste de España. Sin embargo, la abundancia de estas especies-presa en los territorios no afectó al éxito de las parejas, ni aún cuando todas ellas fueron consideradas en su conjunto (Figura 3.3.2). Este resultado implica que la disponibilidad de las principales presas para los pollos, es más importante para el éxito reproductor del Águila Perdicera que la abundancia absoluta de las mismas en los territorios, tal y como Janes (1984) demostró en el Ratonero de Cola Roja (*Buteo jamaicensis*). Estas diferencias en la disponibilidad de presas para los pollos, pueden ser debidas a diferencias en la habilidad de caza entre parejas (Newton 1979), o diferencias en la composición del hábitat entre territorios, ya que la estructura de la vegetación puede afectar a la captura de presas así como a su detección por parte de las rapaces (Janes 1985, Widen 1994, Moreno y *col.* 1996). Estos resultados también indican que para esta

rapaz la falta de alguna de sus presas principales no afecta a su productividad, pero que la totalidad de las presas de alta biomasa consumidas es importante para el éxito reproductor de la misma.

Éxito reproductor con relación a la orientación del nido y la fecha de puesta

Igualmente, se encontraron diferencias en el éxito reproductor de la población cuando se consideró la orientación de los nidos (Tabla 3.3.4). El Águila Perdicera tiende a construir sus nidos hacia la orientación sureste y esta orientación afectó a la productividad de la misma. De hecho, en algunas aves se ha demostrado su preferencia por orientar sus nidos hacia el este o sureste (Cannings y Threlfall 1981, Zerba y Morton 1983, Martin y Roper 1988), comprobándose un mayor éxito reproductor entre los nidos localizados hacia la orientación preferente (Viñuela y Sunyer 1992). Dos hipótesis no exclusivas entre sí pueden explicar estas diferencias de productividad halladas para el Águila Perdicera:

1/ La protección contra los extremos térmicos puede ser el factor más importante en la selección del lugar de nidificación en las rapaces de mediano y gran tamaño, para las cuales el riesgo de predación del nido es bajo (Collias y Collias 1984). Una orientación del nido hacia el sureste ayuda a mantener la temperatura de los huevos ante el frío de primera hora de la mañana (Viñuela y Sunyer 1992); esta termoregulación debe ser especialmente importante para una especie como el Águila Perdicera, que inicia la incubación antes que el resto de las águilas mediterráneas (Cramp y Simmons 1980). La provincia de Granada es una zona bastante fría en la época de incubación del Águila Perdicera (media de las mínimas en el principal mes de incubación en el área de estudio (febrero) = - 2,5 ° C (ver figura 3.3.1)), y una óptima orientación de los nidos puede proporcionar el ambiente más adecuado para la supervivencia de embriones y pollos. De hecho, en algunas rapaces, los pollos mueren más frecuentemente en tiempo húmedo y frío debido a que los individuos se mojan y pierden energía en forma de calor con más facilidad (Moss 1976).

2/ La segunda hipótesis sostiene que las infecciones severas de garrapatas causan frecuentemente la muerte de los pollos debilitados por la escasez de alimento (Philips y Dindal 1977, Collian y Collias 1984), y estas garrapatas aparecen en un gran número en nidos que nunca, o raramente, reciben la luz directa del sol (Olendorff y Stoddart 1974). De esta forma, una orientación sureste de los nidos podría contribuir a una baja infección y una mayor supervivencia de los pollos.

Así pues, los efectos combinados del frío (afectando a embriones y pollos) y parásitos (afectando a los pollos) podrían estar afectando al éxito reproductor del Águila Perdicera en el área de estudio. En este sentido, los nidos localizados hacia la orientación no preferente tuvieron un número mayor de nidadas con uno o ningún pollo (Tabla 3.3.4). Además, después de que los jóvenes abandonan el nido donde nacieron las garrapatas permanecen en los hospedadores, por lo que su efecto sobre la supervivencia de aquéllos puede ser aún mayor que el reflejado por la supervivencia mientras los pollos permanecen en los nidos.

En algunas rapaces, los individuos que inician su incubación con prontitud dentro del período reproductor tienen una mayor productividad que aquéllos que lo hacen tarde (Newton 1979). En la población estudiada, sin embargo, la fecha de puesta no tuvo efectos significativos sobre el éxito reproductor de las parejas (Tabla 3.3.5), dependiendo aquella de la altitud a la que se encontraban los nidos (Figura 3.3.4). Este resultado sugiere que la fecha de puesta debe de estar influenciada por las características medioambientales que varían con la altitud (precipitación, temperatura, insolación).

Los resultados obtenidos en este capítulo, sugieren que el clima es un factor limitante importante para la productividad de una especie como el Águila Perdicera, confinada en regiones claramente secas y templadas (Cramp y Simmons 1980). Analizando el éxito reproductor de distintas poblaciones de Águila Perdicera del Paleártico occidental (ver tabla 1.1) se puede apreciar como el valor más alto de

productividad coincide con la región más templada (1,5 pollos/pareja/año en Marruecos, Bergier 1987), y el más bajo con una de las regiones más frías (0,36 pollos/pareja/año en Burgos, Real y Mañosa 1997).

A pesar de la elevada mortalidad que sufren los individuos de la población estudiada, especialmente los preadultos (ver Capítulo 3.5), la tendencia poblacional ha sido hacia la estabilidad en los últimos 15 años, manteniendo además la mayor productividad registrada para la especie en Europa (Arroyo *et al.* 1995, Real y Mañosa 1997). El área de estudio es ampliamente montañosa, y la alta disponibilidad de roquedos ha permitido el cambio del lugar de nidificación cuando la presión humana ha aparecido en alguna de estas zonas (Ontiveros 1999). La falta de roquedos de nidificación alternativos en otras regiones menos montañosas, junto con la excesiva presión humana, puede sin embargo haber afectado negativamente al éxito reproductor del Águila Perdicera en estas poblaciones.

Las elevadas tasas de mortalidad de esta rapaz en el oeste de Europa (Real y Mañosa 1997) podría haber tenido unos efectos más dramáticos sobre las poblaciones con índices más bajos de éxito reproductor (tales como las que ocupan el borde norte de su rango de distribución). Consecuentemente, la preservación del mayor número posible de roquedos de nidificación libres de la presión de origen antrópico, es una de las medidas esenciales para la supervivencia de esta especie en Europa, al ser una garantía para un mayor éxito reproductor de las poblaciones.

3.4. IMPORTANCIA DE LA EXISTENCIA DE NIDOS ALTERNATIVOS EN LOS TERRITORIOS

3.4.1. INTRODUCCIÓN

Las aves rapaces suelen construir y mantener varios nidos en un mismo territorio que son usados de forma alternativa de un año para otro (Newton 1979). La construcción de los mismos supone un gran gasto energético por parte de las aves, debido a la multitud de aportes de material que requiere tal actividad (Collias y Collias 1984). Este aparente derroche energético, se intensifica aún más en las grandes rapaces, cuyos nidos pueden alcanzar volúmenes considerables que requieren un esfuerzo y tiempo mayor que en otro tipo de aves, por lo que un comportamiento de este tipo ha de tener alguna ventaja evolutiva para los individuos.

Algunos territorios de diversas especies de Falconiformes mantienen durante décadas los mismos nidos en uso (Brown y Amadon 1968), citándose nidos con casi un siglo de uso conocido en especies como el Águila Real (*Aquila chrysaetos*), el Pigargo Europeo (*Haliaeetus albicilla*), el Halcón Peregrino (*Falco peregrinus*), y el Halcón Gerifalte (*F. rusticolus*) entre otros (Newton 1976). Algunas parejas mantienen un número muy elevado de nidos construidos dentro de su territorio que son usados de forma alternativa (ej. *Aquila*, *Hieraetus*, *Buteo*; Boeker y Ray 1971, Newton 1979, Fernández y Azcona 1993).

El Águila Perdicera es una rapaz de un tamaño considerable que en España nidifica sobre todo en roquedos, siendo la cría en árbol considerada como un hecho excepcional para esta especie (Arroyo et al.1995). El número de nidos construidos en cada territorio depende fundamentalmente de la disponibilidad de emplazamientos adecuados para ello, pero puede ser muy elevado cuando la fisonomía del terreno lo permite. En un caso extremo se han llegado a contabilizar 18 nidos incluidos en el territorio de una misma pareja (Ontiveros 1999).

Son admisibles varias hipótesis para explicar este gasto de tiempo y energía en la construcción de nidos en aves rapaces:

- Hipótesis 1: según Newton (1979) los nidos constituyen señales de advertencia en el territorio de cría de cada pareja, evitando de esta forma la entrada en el mismo de individuos competidores de la misma o de otra especie. De acuerdo con esta hipótesis, un número elevado de nidos construidos podría justificarse por la necesidad de señalar territorios extensos.
- Hipótesis 2: aquéllas parejas de aves rapaces que sufren un fracaso reproductivo durante una temporada de cría construyen posteriormente un “nido de frustración” (Postupalsky 1974), que puede ser usado o no en la temporada siguiente (Brown 1976, Newton 1979).
- Hipótesis 3: varios nidos construidos constituyen una ventaja reproductiva, al permitir a las parejas cambiar el lugar de nidificación si el nido es ocupado por otra especie o fracasan en la reproducción (Newton 1979), y evitando a los parásitos que pueden sobrevivir en un nido de un año para otro (Winberger 1984).

A pesar de que estas hipótesis fueron planteadas hace años, nunca se han testado de manera conjunta para una misma especie, y las comprobaciones realizadas sobre cada una de ellas de forma individual son muy escasas (Fernández y Azcona 1993).

El objeto del presente capítulo, es comprobar la veracidad de las hipótesis sobre la existencia de nidos alternativos para el Águila Perdicera en el sureste ibérico. Para ello, se ha analizado:

- 1) La distribución de los nidos en los territorios.
- 2) La relación entre los fracasos reproductivos y la construcción de nuevos nidos
- 3) Los casos de interferencia reproductiva con otras especies de rapaces rupícolas.
- 4) La influencia de la reutilización de nidos en el éxito reproductor.

3.4.2. MATERIAL Y MÉTODOS

La población sobre la que se ha realizado el estudio se distribuye de forma más o menos homogénea por el sureste de la Península Ibérica, y concreto por la provincia de Granada. De esta población se han obtenido datos fiables y continuos en el tiempo sobre la reproducción para un total de 22 de las parejas durante el período de seguimiento (1994-1999).

El área de estudio presenta una orografía claramente montañosa (ver capítulo 2.2.1), lo que hace que la disponibilidad de roquedos para el emplazamiento de los nidos, no sea un factor limitante para la mayoría de las parejas analizadas. De hecho en el sureste peninsular el número medio de nidos construidos por pareja de Águila Perdicera es alto (media = $3,8 \pm 3,5$; $N = 32$; ver capítulo 3.1). La observación de los nidos para comprobar el éxito reproductor de las parejas se realizó a distancia, usando prismáticos y telescopio. Se consideraron exitosas aquéllas nidadas que presentaban pollos con más de 60 días de edad (Real y Mañosa 1997), determinándose la edad de los mismos a través de los patrones de crecimiento del plumaje descritos por Torres y *col.* (1981). La productividad de cada pareja se ha calculado como el número medio de pollos por reproducción controlada (Donázar y *col.* 1993). Debido a la abruptuosidad de la orografía de los territorios ocupados por algunas de las parejas, no se han considerado algunos casos dudosos de fracaso reproductivo ($n = 13$). Para la comprobación de las hipótesis anteriormente expuestas sobre la existencia y utilización de nidos alternativos dentro de cada territorio, se ha seguido la siguiente metodología:

Hipótesis 1:

Puesto que la hipótesis presupone que un número elevado de nidos responde a la necesidad de delimitar el territorio, su distribución dentro del mismo ha de ser amplia, teniendo los territorios más grandes un mayor número de nidos construidos al existir más terreno que abarcar. Otra posibilidad sería que los nidos constituyan señales de advertencia únicamente para la zona de nidificación de cada pareja dentro del territorio. Para testar ambos supuestos, se ha analizado el número de nidos y la distancia entre los

mismos para 31 parejas bien conocidas, para las que se prospectó intensamente sus territorios entre 1994 y 1999. En las mediciones se ha usado cartografía 1:50.000 del Servicio Geográfico del Ejército Español. El tamaño de los territorios se calculó a partir de la mitad de la distancia al nido de la pareja vecina más próxima (Newton 1979, Donázar y *col.* 1993), considerando la anchura máxima del mismo como el doble de esta distancia.

Hipótesis 2:

Para la comprobación de esta teoría se han analizado si tras las temporadas en las que se produjo fracaso reproductivo las parejas construyeron nidos nuevos. Brown y Amadon (1968) consideran que en el Águila Real existe una relación entre el número de nidos y el éxito reproductor de cada pareja, de forma que las parejas con mayor número de fracasos reproductivos construyen un mayor número de nidos. Esto es explicado por la hipótesis de que el fracaso reproductivo induce a la construcción de un nido nuevo (Brown 1969, Postupalsky 1974). En este sentido se analizó la relación existente entre el número de nidos y la productividad de cada pareja.

Hipótesis 3:

La existencia de nidos alternativos en un territorio ha de suponer una ventaja para la pareja, al permitir el cambio de lugar de nidificación ante la aparición de competidores o el fracaso reproductivo. De esta forma, se han analizado los casos en los que un nido de Águila Perdicera fue ocupado por otra especie y sus repercusiones sobre el éxito reproductor cada pareja en función del número de nidos que poseía. Por otro lado, si el uso alternativo de nidos tiene como fin evitar a los parásitos, la productividad de los nidos reutilizados ha de ser menor que la de los no reutilizados, ya que los mismos pueden contribuir notablemente a la muerte de los pollos debilitados por la falta de alimento (Seidensticker y Reynolds 1971, Beecham y Kochert 1975). Para comprobar este hecho se ha analizado de forma diferencial el éxito reproductor de 23 de las parejas, teniendo en cuenta si el nido usado en cada temporada había sido utilizado el año anterior (reutilización del nido) o se había cambiado de nido (no reutilización del nido). En un estudio realizado sobre la misma población, se determinó la existencia de

una orientación preferencial de los nidos de Águila Perdicera hacia el sureste (Capítulo 3.1; Ontiveros 1999). Por ello se han considerado de forma distinta los nidos localizados en el semicírculo situado hacia la orientación preferente (Figura 3.4.1), de los que no estaban.

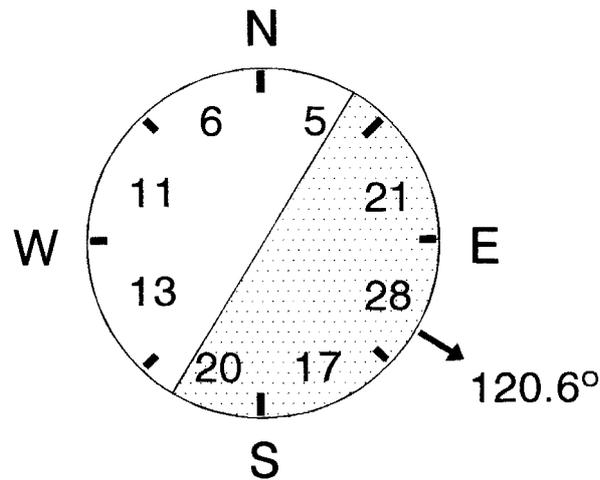


Figura 3.4.1. Orientación preferente de los nidos de Águila Perdicera en el sureste de la Península Ibérica ($N = 121$).

De un total de 119 reproducciones controladas a lo largo de 6 años solo se tuvieron en cuenta 66 reproducciones para el análisis de la reutilización de nidos. Esta aparente pérdida de información queda justificada por, 1) la imposibilidad de conocer el primer año en el que se hizo el control reproductivo el estatus de ninguno de los nidos usados (reutilizado o no reutilizado), 2) la falta de información sobre la reproducción en años concretos, que condujo al desconocimiento del estatus previo del nido para el año siguiente, y 3) La exclusión de 13 casos de fracaso reproductivo dudoso en zonas de orografía compleja.

3.4.3. RESULTADOS

El porcentaje de parejas que tuvo éxito en la crianza de al menos un pollo osciló entre el 81,8 y el 95 % durante los seis años de estudio, siendo la media del 87,3 %, y alcanzando una productividad media de $1,41 \pm 0,72$ pollos por año ($n = 119$). El número medio de nidos presentes en los territorios de las 23 parejas de Águila Perdicera estudiadas fue de $4,1 \pm 3,9$, oscilando el rango entre 1 y 18. El 49 % de los nidos existentes en los territorios fueron ocupados en alguna temporada reproductiva (47 de 95), si bien eliminando el sesgo producido por dos de las parejas que contaban con un total de 29 nidos el porcentaje de nidos ocupados se eleva hasta el 61 %.

Hipótesis 1:

La distribución de los nidos en los territorios de cría fue generalmente lineal, siguiendo la dirección de los valles (donde se ubicaron las zonas de cría del 86,9 % de las parejas) y aprovechando las paredes con emplazamientos disponibles. El número de nidos construidos por cada pareja no estuvo correlacionado con el tamaño del territorio ($r_s = 0,047$; $P = 0,83$; $N = 23$; Figura 3.4.2).

La distancia media entre los nidos más alejados incluidos en el territorio de una misma pareja fue de tan solo $449,3 \pm 668,8$ m ($N = 23$), estando la mayoría de ellos muy próximos (Figura 3.4.3). La distancia entre nidos a veces fue muy escasa, llegando a existir territorios con nidos construidos a menos de dos metros de distancia entre ellos ($N = 5$).

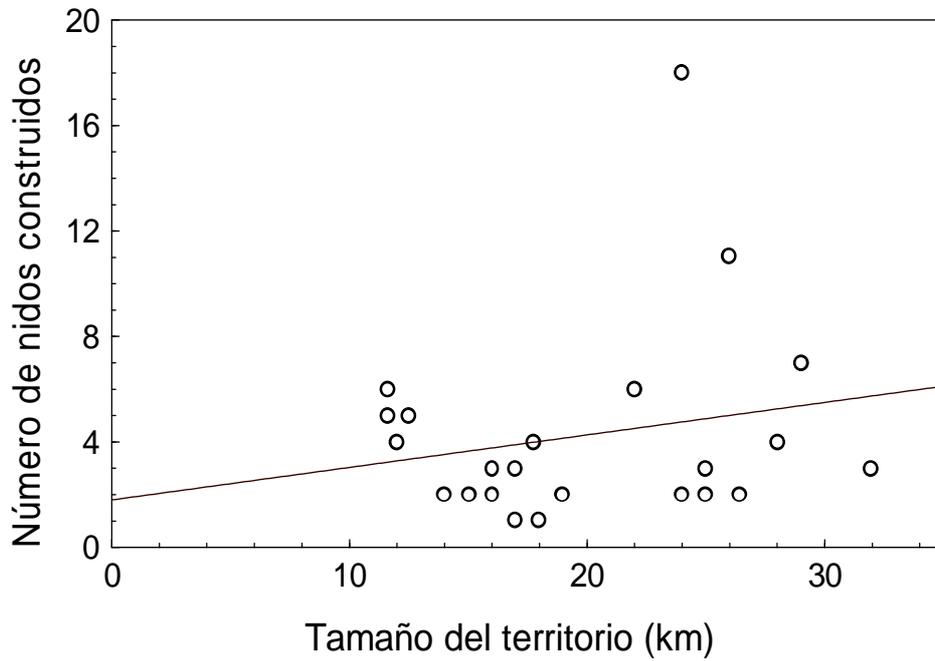


Figura 3.4.2. Relación entre la anchura máxima de los territorios de Águila Perdicera (ver Métodos) y el número de nidos existentes en los mismos.

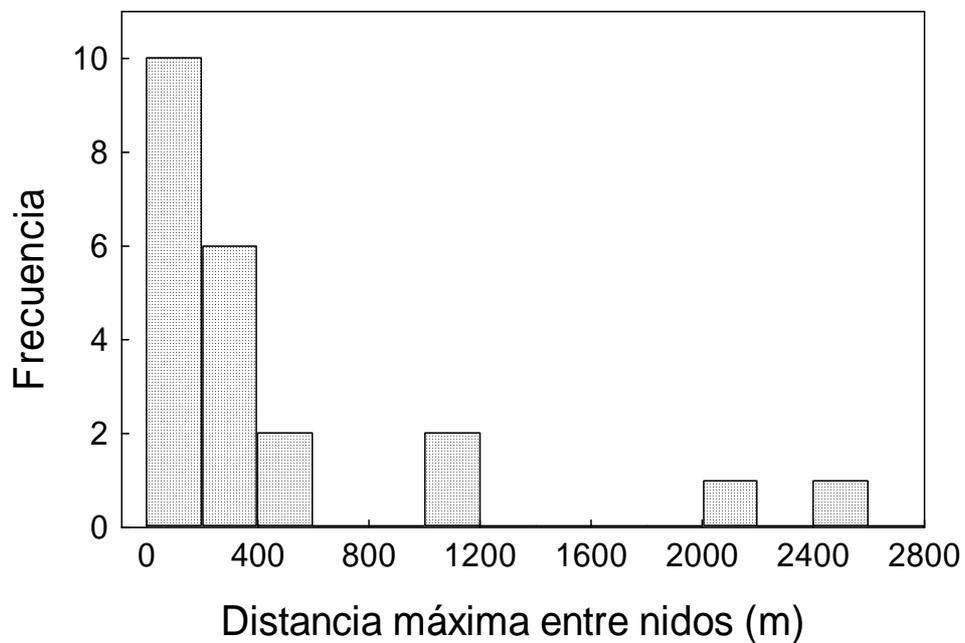


Figura 3.4.3. Distancia entre los nidos más alejados incluidos en el territorio de cada pareja de Águila Perdicera ($N = 23$).

Hipótesis 2:

De las 119 reproducciones controladas durante el período de estudio hubo un total de 10 fracasos reproductivos, en los que al menos 7 de las parejas llegaron a incubar huevos pero no criaron ningún pollo. En ninguno de estos casos las parejas construyeron nuevos nidos tanto en esa temporada como en la siguiente. Por el contrario, los 3 casos en los que se pudo constatar la reproducción en un nido de nueva construcción estuvieron precedidos de éxitos reproductivos en tres parejas distintas, con 2, 1 y 1 pollo en los años 1997, 1998, y 1999 respectivamente. A pesar de que en estos resultados no se han considerado los 14 casos de fracaso reproductivo dudoso (ver Métodos), tampoco se produjo construcción de nidos nuevos tras ninguno de ellos. Analizando el total de reproducciones controladas, no apareció relación alguna entre el número de nidos existente en cada territorio y el éxito reproductor de cada pareja ($r_s = -0,16$; $P = 0,46$; $N = 23$; Figura 3.4.4).

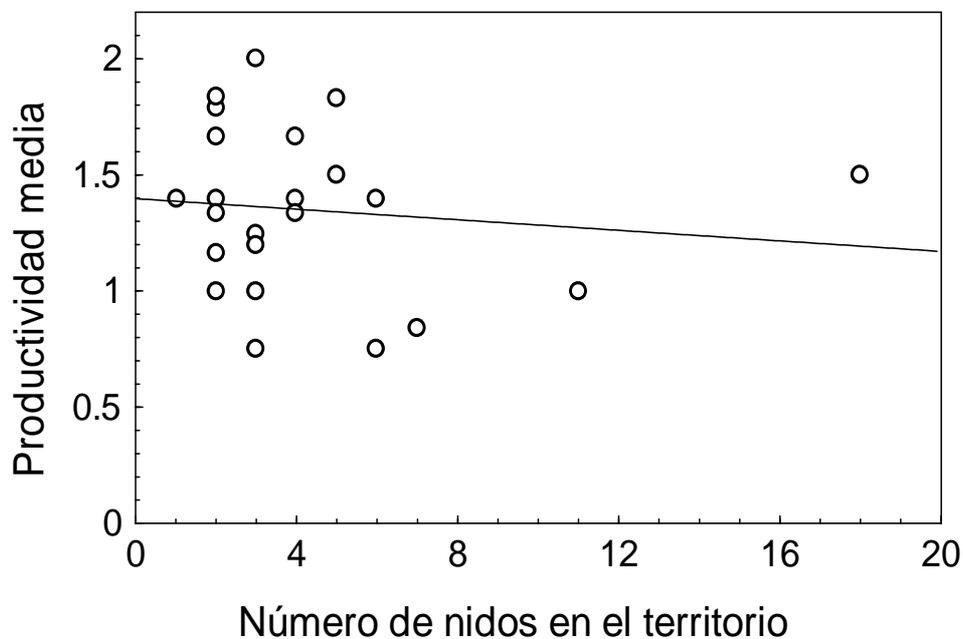


Figura 3.4.4. Relación entre el número de nidos construidos y el éxito reproductor de distintas parejas de Águila Perdicera.

Hipótesis 3:

Todas las parejas de Águila Perdicera controladas cambiaron alguna vez la ubicación de sus nidadas, siendo la frecuencia de cambio de nido en pares de años consecutivos ($N = 57$) del 40,3 % para el total de la población.

La competición con otras especies por el lugar de nidificación se produjo para 3 de las parejas de Águila Perdicera. El Halcón Peregrino ocupó nidos de Águila Perdicera en 5 ocasiones, usando uno de ellos durante 3 años distintos una pareja de halcones. No obstante, las águilas afectadas se reprodujeron con normalidad en otros nidos alternativos, si bien en una de las ocasiones la pareja incubó pero no crió ningún pollo.

La productividad en los casos de los nidos reutilizados fue menor que los casos de nidos no reutilizados (Tabla 3.4.1). Estas diferencias fueron más patentes al considerar separadamente los nidos situados hacia la orientación preferente o no preferente (ver Métodos). Los nidos no reutilizados y localizados hacia la orientación preferente ofrecieron el valor más elevado de éxito reproductor, mientras que en los situados hacia la orientación no preferente no aparecieron diferencias entre nidos reutilizados y no reutilizados (los dos casos de nidadas de 3 pollos se han agrupado con los de 2 pollos).

Tabla 3.4.1. Productividad del Águila Perdicera en nidos reutilizados (NR) y nidos no reutilizados (NNR) en el conjunto de la población, y cuando se consideró la orientación preferente o no preferente de los mismos (ver Capítulo 3.3). Los valores indican el porcentaje de pollos existentes en cada categoría.

			Orientación preferente		Orientación no preferente	
	NR	NNR	NR	NNR	NR	NNR
	(36)	(30)	(22)	(20)	(14)	(10)
<i>N</i>						
<u>Pollos</u>						
0	5,6	0	9,1	0	0	0
1	44,4	40	36,4	25	57,1	70
2-3	50	60	54,5	75	42,9	30
<u>Productividad</u>						
Media	1,44	1,67	1,45	1,85	1,42	1,30
D.T.	0,61	0,61	0,67	0,59	0,51	0,48
<i>G</i>	8,903		18,002		3,606	
<i>P</i>	0,01		0,0001		0,16	

3.4.4. DISCUSIÓN

El alto número de reproducciones controladas, y la buena disponibilidad de lugares para emplazamiento de los nidos en el área de estudio, permiten llegar a unas conclusiones fiables sobre la importancia de la existencia de nidos alternativos en el Águila Perdicera.

Hipótesis 1:

Los datos obtenidos no apoyan que el número de nidos existentes en un mismo territorio esté relacionado con señales de advertencia que eviten la entrada de individuos competidores. En una especie como el Águila Perdicera donde el lugar de nidificación es un elemento bastante limitante en la ecología reproductiva (Arroyo y *col.* 1995, Ontiveros 1999), la ubicación de los nidos se ha de ceñir a los roquedos más adecuados para su construcción. Como demuestran los datos obtenidos, la mayoría de los cortados de nidificación se localizan en zonas muy próximas del territorio (Figura 3.4.3), no existiendo relación alguna entre el tamaño del territorio y el número de nidos construidos (Figura 3.4.2).

Por otra parte, y en contradicción con esta hipótesis, existen algunos nidos situados a menos de dos metros (21,7 % de las parejas). Teniendo en cuenta que la construcción de nidos en rapaces supone un gran esfuerzo de tiempo y energía para los individuos (Collias y Collias 1984, Fernández 1992), la construcción de nidos muy próximos no parece responder a la necesidad de marcar un territorio, cuando los nidos de las grandes rapaces son visibles desde mucha distancia (Newton 1979).

Hipótesis 2:

El éxito reproductivo de una pareja de rapaces puede depender directamente de su condición física, o de condicionantes externos del territorio como la presencia de pesticidas o la baja disponibilidad de presas en el mismo (Newton 1979). En ninguno de

los casos de fracaso reproductivo las parejas construyeron nuevos nidos tras este hecho, por lo que no parecen existir razones para suponer que la existencia de un número elevado de nidos en un territorio responde a parejas (o territorios) con un alto porcentaje de fracasos en la reproducción. Otro dato que apoya esta conclusión es que todos los años en los que se construyeron nuevos nidos en los territorios ocupados, estuvieron precedidos por éxitos en la reproducción.

A la vista de los datos obtenidos en el presente estudio (Figura 3.4.4), la relación entre el número de nidos y el éxito reproductor de cada pareja no se cumpliría para el Águila Perdicera, coincidiendo con los resultados de Fernández y Azkona (1993) que tampoco la consideran válida para el Águila Real en Navarra.

Hipótesis 3:

La competición por las zonas de nidificación, o por los nidos, ha tenido una profunda influencia sobre la evolución de la diversidad de nidos y la historia natural de las aves (Collias y Collias 1984). En los 5 casos en los que halcones peregrinos usaron nidos de águilas perdiceras, éstas utilizaron nidos próximos para la reproducción. La utilidad de la existencia de diversos nidos en un territorio para evitar la posible competencia con otras especies, parece pues razonable. No obstante, los resultados son aún más contundentes al considerar a los nidos alternativos como medida para evitar a los parásitos.

Los parásitos que habitan en los nidos han influenciado la evolución del comportamiento constructor de los mismos por las aves (Marshall 1981). Algunos artrópodos succionadores pueden invernar en los nidos al terminar el período de reproducción cuando las aves hospedadoras están ausentes (Collias y Collias 1984), y al regresar éstas, un número excesivo de parásitos puede ser la principal causa de muerte de los pollos (Philips y Dindal 1977, Bodner 1980). Aproximadamente la mitad de las especies de pulgas de aves descritas son parásitos de aves que retornan al mismo nido

año tras año, dejando estos artrópodos sus huevos en el nido, donde las larvas viven y posteriormente se convierten en adultos (Rothschild y Clay 1957).

De esta forma, la menor productividad de los nidos reutilizados puede deberse a un mayor número de parásitos en los mismos, y de hecho no llegó a morir ningún pollo en los nidos no reutilizados durante el período de estudio.

El efecto de la reutilización del nido sobre la productividad fue aún mucho mayor en los nidos situados hacia la orientación preferente, pero desapareció en los localizados hacia la orientación no preferente (Tabla 3.4.1). La infección por parásitos ocurre en mayor medida en los nidos que raramente reciben la luz del sol directamente (Olendorff & Stoddart 1974), la cual probablemente haga que mueran la mayoría de los parásitos del mismo. Son varios los estudios en los que se ha demostrado la orientación preferente de los nidos de las aves hacia direcciones expuestas al sol (Cannings & Threlfall 1981, Zerba y Morton 1983, Martin y Roper 1988). Esto podría explicar como en los nidos sobre los que incide poco la luz del sol (orientación no preferente) la productividad no muestra diferencias entre nidos reutilizados y no reutilizados, ya que en el segundo caso el efecto desparasitador del sol sería bajo y la prevalencia de parásitos alta. La probabilidad de que las puestas se pierdan ante posibles molestias humanas sería igualmente mayor en nidos localizados hacia la orientación no preferente.

Debido al gasto energético que ello supone, la tendencia general de las rapaces a la construcción y mantenimiento de nidos alternativos en un mismo territorio ha de responder a un comportamiento evolutivamente seleccionado en estas aves. De los datos obtenidos en el presente trabajo para el Águila Perdicera en el sureste Ibérico, se desprende que:

- 1.- La existencia de diversos nidos no parece responder a su uso como señales de advertencia en los territorios que eviten confrontaciones con otros individuos a la pareja residente.

2.- La construcción de nidos no es una consecuencia de los fracasos reproductivos de las parejas, por lo que la hipótesis del “nido de frustración” propuesta para otras especies no se cumple en el caso del Águila Perdicera.

3.- La existencia de diversos nidos y la posibilidad de su uso alternativo de un año para otro, mejora el éxito reproductor de las parejas, aparentemente al subsanar problemas de competencia con otras especies y evitar a los parásitos en los nidos no reutilizados.

Los territorios del Águila Perdicera se sitúan a menudo en zonas muy humanizadas (Brown 1976, Cheylan 1981, Parellada y *col.* 1984), llegando a abandonar roquedos de nidificación debido a las reiteradas molestias que a veces se producen cerca de los mismos (Ontiveros 1997). La existencia de un número elevado de nidos disponibles en un mismo territorio, a veces depende de la existencia de roquedos en los que construirlos, por lo que preservar el mayor número de ellos libres de la influencia humana sería una medida deseable para la conservación de la población. Ello favorecería el uso alternativo de los distintos nidos en las parejas y, por tanto, la productividad de las mismas, hecho de vital importancia para una especie en regresión en toda Europa como es el Águila Perdicera (Rocamora 1994).

3.5. MORTALIDAD Y DINÁMICA POBLACIONAL

3.5.1 INTRODUCCIÓN

La mortalidad es uno de los aspectos más desconocidos de la ecología de las aves de presa. Esto es debido a que las muertes son raramente registradas (salvo las provocadas por el hombre), y a que no existen métodos de estudio que proporcionen información no sesgada sobre las edades en las que se produce la muerte, o la causa de ésta (Newton 1979). A pesar de ello, las estimas de mortalidad son importantes para comprender la dinámica poblacional de determinadas especies amenazadas o en peligro de extinción.

Existen dos procedimientos básicos para determinar las tasas de mortalidad en poblaciones de aves: la construcción de tablas de vida basadas en recuperaciones de anillas (Lack 1943, Deevey 1974), y la realización de censos cuando en la población existen grupos de edad reconocibles (Brown y Amadon 1968, Ricklefs 1973, Newton 1979).

Las recuperaciones de aves anilladas suponen una gran cantidad de tiempo y esfuerzo previo que tradicionalmente no se le ha dedicado a la población aquí analizada, siendo de más aplicabilidad en aves abundantes y fácilmente capturables. En cuanto a los censos de grupos de edades, el método tendría aplicabilidad para el Águila Perdicera puesto que son reconocibles tres clases de edad en función de su plumaje (Parellada 1984). No obstante, la correcta aplicación del mismo requiere, además de esta condición, la estabilidad numérica de la población y la estructura de edades, y su aislamiento geográfico. Evidentemente la población de Águila Perdicera del sureste ibérico no puede considerarse aislada al existir otras contiguas, y la mortalidad preadulto resultaría infravalorada por la llegada de inmaduros provenientes de otras poblaciones, o sobrevalorada por la emigración de individuos desde la población estudiada. Otras aproximaciones a la mortalidad de una población se pueden realizar basándose en la mortalidad registrada y los reemplazamientos observados (Ferrer 1993).

En el presente estudio se analiza la mortalidad anual que afecta a individuos adultos y preadultos de la población de Águila Perdicera de la provincia de Granada. Los estudios referentes a la fase dispersiva de los jóvenes, en la que según todos los indicios sufren el mayor número de bajas de las rapaces en general (Newton, 1979), y del Águila Perdicera en particular (Real y Mañosa 1997), se revelan como especialmente importantes en el estudio de la dinámica poblacional de rapaces. Con este objetivo se marcaron en el nido varios pollos de la población, realizando un radioseguimiento de los individuos en el período de dispersión tras el abandono del mismo. El radioseguimiento permite además conocer datos sobre la selección de hábitat realizado por los individuos que serían poco accesibles sin el uso de esta técnica (Robertson y *col.* 1998, Otis y White 1999).

Si bien la obtención de resultados concluyentes aconseja un número elevado de individuos marcados, los costes económicos y personales de este tipo de seguimiento masivo suelen superar, y en este caso superan, la capacidad del grupo investigador. No obstante y pesar de los pocos individuos marcados para este estudio ($N = 4$) creemos que los datos obtenidos de ellos, aún no siendo concluyentes, son bastante orientativos de los problemas de la población, siendo además de los pocos casos de marcaje con emisores efectuado en esta especie.

3.5.2. MATERIAL Y MÉTODOS

Mortalidad anual adulta

Según Ricklefs (1973) y Newton (1979), en una población cuyo tamaño permanece constante la mortalidad anual adulta es igual a la tasa de renovación, medida ésta por la proporción entre subadultos y adultos observados. La población granadina de Águila Perdicera en la que se han realizado las observaciones, ha permanecido básicamente estable al menos en los últimos 15 años (datos propios, P. Pacual pers. com.). Durante 1994-1999 se ha realizado un seguimiento de esta población consistente en la localización de los individuos que formaban cada pareja en cada año,

determinando cuando ello fue posible el grupo de edad al que pertenecían, e infiriendo a partir de estos reemplazamientos la tasa de mortalidad anual adulta de la población.

Mortalidad anual preadulta

El cálculo de la mortalidad preadulta puede realizarse cuando se conoce con precisión el tamaño de la población y su productividad. Esta última se ha podido estimar con exactitud a partir de 119 casos de parejas en las que se controló su proceso reproductor durante el período 1994-1999, resultando un valor de 1,40 pollos volados por pareja y año.

Según la teoría clásica de dinámica de poblaciones y su aplicación a aves de presa, el índice reproductivo neto en una población estable debe ser igual a uno (Metz 1971, Hiraldo y col. 1979):

$$R_0 = \sum(x) m(x) = 1$$

Donde “x” es edad en años, “l(x)” es la probabilidad de seguir viva a la edad “x”, y “m(x)” es el número de pollos hembra que producen las hembras de edad “x”. A través del conocimiento de la productividad media y de la mortalidad anual adulta, se ha estimado la supervivencia preadulta de la población estudiada.

Radioseguimiento de jóvenes marcados con emisores.

Durante los años 1996 y 1997 se seleccionaron nidadas dobles de distintas parejas de Águila Perdicera para el marcaje de los pollos, marcando una nidada cada año. Los pollos se marcaron el 9 de mayo de 1996 y el 6 de mayo de 1997, cuando contaban con unos 50 días de edad en el primer caso y 37 en el segundo. Los materiales usados para el marcaje fueron suministrados por la casa Wildlife Materials, Inc. (USA). Se utilizaron emisores de unos 20 gr. con el circuito y la pila envueltos en una capa de parafina (modelo HLPM 2800MVS), que se unieron a la pata de las aves mediante una

correa de cuero, usando como receptor de señal el aparato modelo FALCON FIVE. Igualmente se colocaron marcas alares distintivas en los individuos marcados.

Las frecuencias de emisión de los transmisores utilizados estuvieron comprendidas entre 150.000-151.000 hz. Estas altas frecuencias fueron seleccionadas por proporcionar mayor alcance a la señal que emiten que las de baja frecuencia, si bien tienen menor poder de penetración. Las antenas de los emisores utilizadas fueron de tipo látigo saliendo del cuerpo del emisor, siendo en este modelo en el que se consigue mayor distancia de emisión.

En ambos nidos se realizaron varias visitas para comprobar el buen estado de los pollos, hasta que éstos volaron a finales del mes de mayo en el año 1996 y principios de junio en 1997. Posteriormente, se realizó una visita semanal comprobando la ubicación de los pollos marcados y sus movimientos por el territorio parental.

3.5.3. RESULTADOS

Mortalidad anual adulta

Durante el período 1990-1999 se tiene noticia de la muerte no natural de 18 individuos inmaduros y 10 adultos de Águila Perdicera en el área de estudio (obs. pers., Bautista y col. 1999). Basándose en estos datos no sería factible calcular la mortalidad juvenil ya que los individuos pueden proceder de poblaciones próximas, pero suponiendo que la población halla permanecido estable y todas las águilas muertas hubiesen sido localizadas (algo improbable), la mortalidad anual adulta calculada para 39 parejas habría sido del 1,28 %, cifra que probablemente infravalore la realidad. No obstante, el número de reemplazamientos nos ofrece una mejor aproximación a las tasas de mortalidad de la población.

Se han observado 8 parejas mixtas (formadas por preadulto y adulto) sobre un total de 102 casos en las que se pudieron localizar a los dos individuos de la pareja. De

aquí se deduce una mortalidad adulta anual del 3,92 %, que teniendo en cuenta el tamaño de la muestra y considerando cada año como un caso independiente, tendría unos límites de confianza entre el 1,26 % y el 6,58 % ($P = 0,05$).

Mortalidad anual preadulta

El índice reproductivo neto de la población analizada sería:

$$R_0 = \sum(x) m(x) = (1,40/2) \beta (1+p+p^2+p^3+\dots) = 0,7 [\beta/(1-p)] = 1$$

Para la mortalidad adulta anteriormente calculada ($1-p=0,0392$) se obtiene un valor de supervivencia preadulta (β) de 0,056, que implica una mortalidad preadulta del 94,4 % desde la salida del nido hasta la madurez sexual. Aplicando los límites del intervalo obtenido para la mortalidad anual adulta, obtenemos una mortalidad preadulta comprendida entre el 91,2 % y el 97,5 % ($P = 0,05$).

Radioseguimiento de jóvenes marcados

Uno de los pollos objeto de marcaje durante el año 1997 presentó una tricomoniasis muy avanzada que aconsejó su traslado para ser tratado. Esta enfermedad, está causado por *Trichomonas gallinae*, un protozoo flagelado presente en aves de corral, palomas y paseriformes, que se transmite a las rapaces afectando a boca, faringe y esófago, formando placas caseosas que terminan obturando las vías respiratorias, tras un proceso de debilitamiento por anorexia (Barnes 1989). Tras la cura, tratamiento y ceba del pollo (algo debilitado por la falta de alimento), éste fue devuelto a los tres días al nido en el que nació, siendo aceptado por los adultos sin ningún problema y completando su desarrollo.

Los desplazamientos de los pollos marcados fueron muy cortos tal y como se encontró en Cataluña (Real 1991), y en las ocasiones en que se localizaron apenas se movieron más allá del kilómetro entorno al nido (media = 950 \pm 235 m; $N = 11$).

Tras el ingreso por tiro en el Centro de Rehabilitación de Especies Protegidas (C.R.E.P.) de “Las Mimbres” de Granada de uno de los pollos marcados en 1996, éste murió a los pocos días. Su emisor, junto con el colocado en el otro pollo de la misma nidada, se localizaron a escasos metros del nido y claramente manipulados, lo que hace pensar que ambos fueron abatidos al pie mismo del roquedo en el que nacieron, entre 50 y 60 días tras su primer vuelo.

De los dos pollos marcados en 1997, uno de los emisores fue localizado a 1,1 km. del nido junto a restos del águila que debió de ser abatida entre 15 y 20 días después de abandonar el nido. La señal del otro emisor dejó de recibirse a finales de agosto, coincidiendo aproximadamente con el inicio del período de dispersión fuera de los territorios parentales.

3.5.4. DISCUSIÓN

Hay que tener en cuenta que el resultado obtenido para la mortalidad anual adulta a través de los reemplazamientos sería una estima indirecta de mortalidad anual mínima. Esta estima se encuentra sesgada por varios factores, como son la imposibilidad de detectar la sustitución en una pareja mixta del adulto o del subadulto por otro individuo de su misma clase de edad. Existen pocas estimas de tasas de mortalidad en poblaciones de rapaces de larga vida, destacando las del Pigargo Americano (*Haliaetus leucocephalus alascanus*, Sherrod y col. 1977), el Pigargo Vocinglero (*Haliaetus vocifer*; Brown 1980) y el Águila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*; Ferrer 1993), con mortalidades del 5,4 %, 3-4 % y 2,85-6,39 %, respectivamente.

La mortalidad anual adulta de la población de Águila Perdicera del sureste ibérico sería similar que la calculada por Real y Mañosa (1997) para la Provenza francesa (3,93 %), y menor que la obtenida para otras poblaciones ibéricas (Burgos, 6,73 %; Navarra, 7,6 %; El Vallés, 8,84 %; Castellón, 12,87 %; Murcia, 16,09 %; Real

y Mañosa 1997) No obstante, estos resultados han de interpretarse con prudencia, ya que los citados autores usaron un método algo diferente para el cálculo de la mortalidad.

La mortalidad anual preadulto superaría a la hallada para otras rapaces con problemas de conservación, como es el Águila Imperial Ibérica con un valor del 83,86 % (Ferrer 1993). No obstante, esta especie presentó una productividad de tan solo 0,75 pollos por pareja y año ($N = 97$), frente a 1,40 del Águila Perdicera ($N = 119$), lo que sin duda ha compensado la elevada mortalidad preadulto de ésta última permitiendo la actual estabilidad de la población granadina.

Al igual que la mortalidad adulta, estos datos han de tomarse con cierta precaución al ser teóricos y estar sometidos a sesgos. En concreto, puede que la mortalidad preadulto recaiga no solo sobre los individuos nacidos en la población, sino sobre otros procedentes de poblaciones próximas, y que se encuentren en fase de dispersión. No obstante, el número de individuos preadultos que salen de la población natal debe de ser muy similar al de los que llegan, y ya que no existe un aumento significativo de población reproductora en el sureste ibérico en los últimos años (datos propios, J. Manrique com. pers., Carmona y Sánchez 1984, Madero y Ruiz-Martínez 1991, Arroyo y col. 1995), los valores obtenidos son bastante indicativos de la tasa de mortalidad de los individuos preadultos.

Datos del C.R.E.P. de “Las Mimbres” ubicado en la provincia de Granada, indican que la persecución de las águilas es frecuente, siendo la caza la principal causa de muerte de esta población. Al menos 25 individuos fueron tiroteados (8 adultos y 17 juveniles) entre los años 1985 y 1996 tan solo en la provincia de Granada. Cabe igualmente destacar el expolio de 2 nidos y la electrocución de al menos 15 individuos durante el mismo período (obs. pers., Bautista y col. 1999).

El impacto de las líneas eléctricas sobre las poblaciones de Águila Perdicera varía ampliamente de unas regiones a otras. De esta forma, en Murcia es la causante de solamente el 5,2 % de las muertes de la especie, siendo por el contrario motivo del 38,0

% de las muertes en Cataluña y del 82,6 % en el Sur de Francia (Real y *col.* 1996a). No obstante, a comienzos de la década de los 90 en España tan solo existía un 13 % de líneas eléctricas sepultadas bajo tierra, frente al 19 % de Francia, 22 % de Italia, 44 % del Reino Unido, 56,6 % de Alemania (oeste) y 77 % de Bélgica (Vallet 1991, Bayle 1999). Aunque distintas actuaciones de las compañías eléctricas españolas pretenden paliar esta situación en la actualidad (Ferrer y Janss 1999), el impacto de la multitud de líneas potencialmente peligrosas sobre las rapaces en general, y sobre las no estrictamente forestales como es el caso del Águila Perdicera, es muy importante en la actualidad (Lehman y *col.* 1999).

Como en numerosas ocasiones en las que se ha estudiado la mortalidad de rapaces (Bijleveld 1974, Newton 1979, Ferrer 1993) los datos del presente estudio muestran una mortalidad ocasionada fundamentalmente por la acción del hombre.

Los resultados obtenidos en el radioseguimiento de los cuatro individuos marcados confirman los peligros que suponen para las aves rapaces el período de dispersión juvenil (Ferrer 1993). En este caso ni tan siquiera ésta se había iniciado cuando al menos 3 de los 4 individuos fueron abatidos aún en el periodo de dispersión local (dentro del territorio parental). Aunque el número de individuos marcados es bajo como para extraer conclusiones, indica un índice de supervivencia del 25 % antes de iniciar la dispersión juvenil. Esta cifra contrasta claramente con el 83 % de supervivencia obtenido por Real y Mañosa (1997) en Cataluña para 6 individuos igualmente marcados con emisores. Lo exiguo de las muestras aconseja tomar los resultados con prudencia en ambos casos.

No obstante, con los datos obtenidos se puede decir que tanto la mortalidad juvenil que sufren los individuos en la fase de dispersión local en los territorios parentales, como la mortalidad preadulta que se produce en la dispersión juvenil en busca de territorios, son altas en la provincia de Granada. La consecuencia de esta elevada tasa de mortalidad radica en el desequilibrio establecido en la dinámica poblacional de la especie (Arroyo y *col.* 1995, Real y Mañosa 1997), ya que el número

de individuos jóvenes que mueren por diversas causas (principalmente electrocutados o tiroteados) es elevado, y no se compensa la mortalidad adulta en determinadas poblaciones de baja productividad.

En la población de Águila Perdicera existente en la provincia de Granada, la alta productividad media de las parejas reproductoras viene compensando tradicionalmente esta mortalidad preadulta. No obstante, la progresiva humanización de muchos de los territorios de cría (Ontiveros 1999) puede hacer que los valores de éxito reproductor de la población descendan en los próximos años y aumente la mortalidad adulta, lo que pondría en peligro el mantenimiento de la estabilidad poblacional existente hasta el momento en la zona.

3.6. CONCLUSIONES APLICABLES AL PLAN DE CONSERVACIÓN DEL ÁGUILA PERDICERA EN EL SURESTE IBÉRICO

3.6.1. INTRODUCCIÓN

La Ley 4/ 1989, de 27 de marzo de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres establece que el reconocimiento de especies amenazadas, tanto de animales como plantas, cuya protección requiera medidas específicas de actuación por parte de las Administraciones Públicas, se realizará mediante su inclusión en un catálogo, creando, en su artículo 30.1, el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, con carácter administrativo y de ámbito estatal, y facultando en su artículo 30.2 a las Comunidades Autónomas al establecimiento de Catálogos de Especies Amenazadas en sus respectivos ámbitos territoriales. El artículo 31 dispone que la catalogación de una especie en alguna de las categorías de amenaza recogidas en la Ley exigirá la redacción de Planes de Recuperación, Conservación o Manejo en función de su clasificación, recayendo sobre las Comunidades Autónomas la elaboración y aprobación de dichos Planes, que definirán las medidas necesarias para la preservación de la especie.

El Real Decreto 439/1990 de 30 de marzo, que regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, incluye al Águila Perdicera en la categoría de “Interés Especial” por lo que, en cumplimiento de la Ley 4/1989, se hace necesaria la elaboración de un Plan de Manejo que determine las medidas necesarias para mantener las poblaciones en un nivel adecuado.

El “Libro Rojo de los Vertebrados de España” (Blanco y González 1992) clasifica sin embargo al Águila Perdicera como especie “Vulnerable”, es decir, que entraría en la categoría de “En Peligro de Extinción” en un futuro próximo si los factores causales continuaran actuando. Son pues los mismos criterios que aplica la Ley 4/1989 para las especies que ella misma cataloga como “Vulnerables”, para las cuales propone la redacción de Planes de Conservación, y en las que no incluye al Águila

Perdicera. No obstante, la revisión de este catálogo en el mes de octubre de 1999 parece que va a permitir que la rapaz sea reconsiderada en breve como especie “Vulnerable” (P. Garzón, com. pers.), lo que permitiría una protección más eficaz de la misma.

Sea Plan de Manejo o Plan de Conservación, la adopción de medidas que garanticen el futuro de la población andaluza de Águila Perdicera se hace necesaria. Tal y como el Dr. Fernando Hiraldo expone acertadamente en su prólogo a una monografía sobre el Águila Imperial Ibérica (Ferrer 1993):

En nuestro país existen muchos vertebrados cuyas poblaciones tienen aún un tamaño apreciable, pero su tendencia es a una clara regresión. Debemos dedicarles ahora nuestra atención. Partiendo de los tamaños actuales de población, los problemas se pueden arreglar; quizás sea fácil, quizás difícil, pero es seguro que tienen solución. Más tarde la situación se nos habrá escapado de las manos. Serán como enfermos en una unidad de cuidados intensivos. Exigirán continua atención y su recuperación será, en gran medida, impredecible.

La política tradicional usada para la protección de las aves de presa se ha basado en la conservación de los núcleos reproductores, centrandose en éstas áreas todos los esfuerzos y acciones de manejo (Giron y col. 1987). El objetivo de los Planes de protección de especies amenazadas ha sido, y es aún en muchos casos, el mantenimiento de la población adulta reproductora, considerándose como satisfactorio el mantenimiento de una productividad determinada, con la cual, supuestamente se garantizaría la persistencia de la población (Cadenas 1986). No obstante, la importancia que tienen la mortalidad adulta y la dispersión juvenil cuestiona la eficacia de estos planteamientos y hace necesarias la adopción de otra serie de medidas (Ferrer 1993, Real y Mañosa 1997, Real y col. 1998).

La filopatría es una conducta muy extendida entre las aves de presa (Newton 1979) que se ha comprobado específicamente para el Águila Perdicera (Real y col. 1996c). A esta filopatría hay que añadir el escaso potencial colonizador que poseen las

grandes rapaces. Este es el caso del Condor de California (*Gymnogyps californianus*; Mertz 1971) del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*; Hiraldo y col. 1979) y del Águila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*; Ferrer 1993), especies amenazadas o en peligro de extinción que al igual que el resto de grandes aves de presa se comportan como típicos estrategas de la “k” (Pianka 1970a, 1970b).

3.6.2. TENDENCIA POBLACIONAL Y CONSERVACIÓN

En ausencia de migración, mutación o selección, las frecuencias génicas de una población “grande” son siempre estables, tal y como establece la ecuación de equilibrio de Hardy-Weinberg (Hardy 1955). Sin embargo, si la población es “pequeña”, las frecuencias génicas están sometidas a fluctuaciones al azar entre generaciones. Uno de los procesos a través del cual estas frecuencias pueden variar sensiblemente en una población es la deriva genética, y son precisamente las poblaciones pequeñas las más afectadas por este proceso de pérdida de variabilidad.

A pesar de contar aún con una cifra de entre 938-1.039 parejas reproductoras, el Águila Perdicera sufre en Europa una notable regresión de la mayoría de sus poblaciones (Real y col. 1997), que hace necesario el diseño de medidas de conservación de la especie antes de que la reducción poblacional exija la adopción de medidas de recuperación, siempre de más dudosa eficacia.

Esta tendencia poblacional regresiva no parece responder a una causa concreta, sino más bien a un conjunto de ellas. A pesar de la creciente cantidad de estudios dedicados a la especie en nuestro país por diversos investigadores (ver capítulo 1.2), las medidas de conservación que aseguren el futuro de la misma están aún por diseñar en algunos casos, y por ejecutar en otros.

No obstante, el Águila Perdicera es un caso bastante singular respecto al resto de las rapaces ibéricas, cuyas poblaciones, después de haber sido diezmadas a lo largo de varias décadas, parecen haber entrado en una fase de aparente estabilidad en la mayoría

de las especies (Muntaner y Mayol 1996). Es el caso, por ejemplo, de grandes rapaces como el Águila Imperial Ibérica (González 1990) o el Águila Real (*Aquila chrysaetos*; Arroyo y col. 1990). El Águila Perdicera, por el contrario, no muestra síntoma alguno de recuperación y es previsible que la dinámica regresiva en que está inmersa se mantenga durante los próximos años (Arroyo y col. 1995).

El descenso de la población española se ha podido rastrear con cierta precisión desde la década de los ochenta, aunque los pocos datos disponibles sugieren que el declive pudo iniciarse con anterioridad. Todo indica que la nidificación en árbol pudo ser algo más frecuente en el pasado (Arroyo y col. 1995), pero la mayor vulnerabilidad de este tipo de nidos frente a los roquedos acabó por desalojar a la especie de las regiones llanas y arboladas, en un proceso similar al del Águila Imperial Ibérica (González 1989).

En una revisión sobre el estado actual de las poblaciones españolas, Arroyo y col. (1995) consideran que la persecución (a través de la muerte, expolio o destrucción de nidos) y las alteraciones del hábitat de nidificación (por medio de construcción de infraestructuras y aumento de la presión humana) son los dos tipos de causas que han provocado la desaparición de parejas. Igualmente resaltan la dificultad de establecer la causa concreta de la deserción de los territorios.

La mortalidad anual adulta de la población catalana de Águila Perdicera (calculada según reemplazamientos) ha pasado del 4,3 % a finales de los 80 (similar al 3,92 % hallado para el sureste Ibérico en 1999) a un 13,8 % en 1993, y un 5,3 % en 1994. Este aumento de la mortalidad, provocado por la creciente presión humana en los territorios, se ha citado como una de las causas principales de la regresión actual de la población (Parellada y col. 1996). Esta perspectiva, de apenas 15 años, aconseja la adopción de medidas de conservación en poblaciones como la del sureste Ibérico, que aún manteniendo cierta estabilidad muestran los primeros síntomas de regresión.

3.6.3. MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

3.6.3.1. Conservación a nivel nacional

En el ámbito nacional se han sugerido distintas actuaciones para la conservación del Águila Perdicera, que con algunos matices y complementado a otras de carácter local, son aplicables al caso que nos ocupa. Arroyo y *col.* (1995) proponen como medidas a tomar para la protección de la especie en España las siguientes:

- La reducción de la mortalidad debida a la persecución, mediante programas educativos, aplicación de las sanciones a los infractores y el incremento en la dotación de medios para ello.
- La disminución de la mortalidad producida en los tendidos eléctricos, a través de la revisión de la normativa vigente, el trazado de las líneas y el diseño de postes.
- La protección de las zonas de nidificación, evitando las alteraciones en las mismas y la creación de pequeñas reservas en poblaciones en declive.
- La gestión y mejora del hábitat, con especial atención al incremento de las poblaciones de presas potenciales.
- La investigación y seguimiento de la evolución de la población mediante la creación de programas de estudio.

En las conclusiones del grupo de trabajo sobre el Águila Perdicera del “VI Congreso de Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas” (Muntaner y Mayol 1996), se aconseja a las administraciones responsables de la conservación de la Naturaleza ejecutar las siguientes actuaciones:

A corto plazo:

- Coordinar las medidas de conservación entre España, Portugal y Francia para redactar y llevar a cabo Planes de Recuperación del Águila Perdicera en las regiones en las que se encuentra en peligro de extinción, y Planes de Conservación en las que se crea conveniente.
- Reducir las elevadas tasas de mortalidad de jóvenes y adultos neutralizando todos los tendidos eléctricos peligrosos y reduciendo la persecución directa.
- Localizar las áreas de dispersión juvenil en toda la Península Ibérica, recabando información sobre la estrategia dispersiva de los jóvenes.
- Evitar toda modificación del hábitat en las zonas de cría y de caza de la especie que puedan ocasionar la pérdida de territorios.

A largo plazo:

- Tomar medidas de protección para todas las áreas de nidificación y dispersión conocidas.
- Gestionar la área ocupadas por la especie aumentando la disponibilidad de especies-presa.
- Realizar campañas de divulgación sobre la situación de la especie entre cazadores y colombófilos.
- Inventariar y recuperar las áreas donde la especie ha desaparecido.
- Coordinar los centros de recuperación y cría en cautividad para intentar depurar las técnicas de manejo y crear un programa de liberación de individuos en poblaciones adecuadas.

3.6.3.2. *Conservación en el sureste ibérico*

La población de Águila Perdicera del sureste Ibérico es hasta el momento una de las más estables del oeste de Europa. A pesar de ello, la acusada regresión que vienen sufriendo muchas otras poblaciones próximas, y algunos síntomas que pueden indicar el principio del final de esta estabilidad, aconsejan el diseño de un Plan de Conservación de la población que impida a ésta iniciar el proceso regresivo antes mencionado.

Las medidas de cualquier Plan de Conservación para la población se deberían de articular sobre la base del conocimiento previo que la Administración posee sobre la distribución de la especie en las provincias afectadas (Madero y Ruiz-Martínez 1991, Ontiveros 1996), y en todas aquellas informaciones sobre la ubicación de nuevas parejas dentro del ámbito de aplicación del mismo.

Durante la década de los noventa se han realizado en la provincia de Granada diversos estudios aplicables a la conservación del Águila Perdicera que incluyen datos sobre mortalidad, selección de hábitat, disponibilidad de presas, y éxito reproductor de la misma (Gil y col. 1996, Ontiveros 1996, Ontiveros 1997, Ontiveros 1999, Ontiveros y Pleguezuelos 2000). De los resultados de los mismos se desprenden diversas medidas de conservación aplicables a esta población que, por su proximidad, podrían ser extensibles al resto del sureste ibérico, y que a continuación se detallan basándose en distintos aspectos de la ecología de la población.

Hábitat de nidificación

La protección de las áreas de nidificación de determinadas especies de aves rapaces, ha sido una medida que tradicionalmente ha ofrecido buenos resultados en la protección de estas aves, y en la obtención de conclusiones para el manejo y conservación de las poblaciones (Olendorff y col. 1989).

Las características generales de los territorios ocupados por la especie no responden a un patrón particular que haga que éstos sean seleccionados por las parejas. El único recurso limitante de los mismos es la existencia de roquedos adecuados para la nidificación (ver capítulo 3.1), y en ellos han de centrarse las medidas de protección que a continuación se proponen:

- Evitar la apertura de caminos o carreteras en un radio mínimo de 2 Km entorno a los roquedos de nidificación, cerrando al tráfico aquellas pistas que discurran muy próximas a los nidos, al menos durante enero-abril coincidiendo con las fases más críticas del período reproductor (puesta e incubación).
- Evitar el trasiego humano en las inmediaciones de los roquedos de nidificación, prohibiendo la escalada y suprimiendo los senderos cuyo trazado pase cerca de los mismos. Estas prohibiciones deben de extremarse entre enero y junio, coincidiendo con el período reproductor de las águilas. La eficacia de estas medidas debiera de apoyarse en la colocación de señales indicativas en el comienzo de las pistas y senderos, indicando la prohibición sin especificar la causa, y en la vigilancia por parte de la guardería forestal de estas zonas.
- Maximizar las medidas antes expuestas en los roquedos pequeños (menores de 40 m de altura) y ubicados en valles poco profundos y de fácil acceso, en los que los riesgos de abandono de las águilas son mayores.
- Aplicar los puntos anteriores no solo a los roquedos ocupados durante años concretos, sino a todos aquellos que cuenten con nidos construidos, ya que éstos son usados de forma alternativa de unos años a otros por las parejas.

- Realizar un seguimiento periódico del estado de conservación de los entornos de los roquedos de nidificación, diseñando en su caso las correcciones oportunas a cada caso concreto.

Disponibilidad de presas

Los datos obtenidos muestran una distribución y un éxito reproductor de las parejas de Águila Perdicera independiente de la abundancia de sus presas principales, siendo la existencia de roquedos de nidificación adecuados la razón de mayor peso en la elección de territorios por parte de las parejas (ver capítulos 3.1 y 3.2). Por tanto, no son necesarias las medidas tendentes a incrementar la disponibilidad de presas en los territorios ocupados por adultos reproductores, debido a lo costoso de las mismas, la dudosa eficacia del incremento real de la disponibilidad de presas, y a lo innecesario de la actuación para el caso que nos ocupa. No obstante, la alta disponibilidad de presas (conejos y perdices) parece ser importante para la existencia de zonas de dispersión juvenil (Mañosa y *col.* 1998). La adecuada gestión de este tema debe de contemplar:

- El fomento los estudios oportunos, para confirmar la posible existencia de zonas de dispersión juvenil del Águila Perdicera en la provincia, y en su caso, desarrollar una gestión cinegética de los mismos que no perjudique la existencia de tales zonas.

Éxito reproductor

La productividad de la población de Águila Perdicera de la provincia de Granada es una de las más altas del Paleártico Occidental y la mayor de Europa (ver capítulo 3.3). Esta alta tasa de producción de jóvenes ha sido la causa fundamental que ha evitado el deterioro de esta población en contra de lo ocurrido en la mayoría de las europeas (ver capítulos 1.1.5 y 3.3), siendo pues el mantenimiento de la misma la mejor garantía de futuro para su conservación. Las actuaciones que a este respecto se debieran

de tomar, están relacionadas con el cumplimiento de las medidas indicadas para la conservación de roquedos de nidificación, ya que:

- La existencia de un número elevado de roquedos aptos para la nidificación permite a las parejas cambiar el lugar de reproducción si sufren molestias humanas, o los nidos son tomados por otras especies (ver capítulo 3.1)
- El uso alternativo de los nidos de un año para otro favorece una mayor productividad de las parejas, al evitar a los parásitos que permanecen en los mismos (ver capítulo 3.4).

Mortalidad

Se han sugerido una serie de propuestas tendentes a reducir la mortalidad de las aves rapaces en general que serían aplicables al caso que nos ocupa. Estas medidas pretenden eliminar el uso de venenos (Newton 1979), neutralizar tendidos eléctricos potencialmente peligrosos (Ferrer y Negro 1992, Alonso y *col.* 1994, Bevanger 1994, Morkill y Anderson 1991, APLIC 1996, Kochert y Olendorff 1999) y concienciar a la población del problema que supone la regresión de una especie (Ferrer 1993, Arroyo y *col.* 1990, Arroyo y *col.* 1995). Además se ha puesto de manifiesto la necesidad de comprobar la efectividad real de las medidas propuestas (Brochet 1993, Bayle 1999), las cuales suelen ser costosas, y a veces poco efectivas.

Dado que algunas de las zonas de nidificación del Águila Perdicera en el sureste Ibérico son conocidas por cazadores y propietarios de fincas, todas ellas se localizan en terrenos acotados para la caza, y la electrocución de esta especie parece ser frecuente en la provincia (ver capítulo 3.5), la reducción de la mortalidad de la población debe de apoyarse en:

- La colaboración de estos colectivos mediante la información a los mismos de la actual situación de la especie y de los beneficios de su presencia en zonas de caza menor. Esta información podría canalizarse, por ejemplo, a través de

la elaboración de folletos informativos que identificasen al Águila Perdicera, y mostrasen su faceta como predador de conejos con mixomatosis o ejemplares débiles y enfermos de cualquier otra especie de caza menor. Igualmente se podrían programar reuniones específicas con los socios de aquellos cotos que contaran con la presencia de la rapaz en sus terrenos, incidiendo en la importancia de la conservación de la misma.

- Aumentar la presencia de agentes de la autoridad en las zonas de mayor riesgo para los individuos de ser tiroteados, especialmente entre mayo y octubre cuando se produce la dispersión local de los jóvenes.

- Fomentar los estudios destinados a localizar los tendidos eléctricos más peligrosos para la especie, e intentar paliar sus efectos según requiera cada situación concreta. Los estudios de esta índole podrían canalizarse a través del colectivo de cazadores, solicitando de los mismos la recogida de aquellos ejemplares que localicen electrocutados en el campo y la ubicación de las líneas eléctricas. Una campaña de este tipo serviría para la localización de tendidos peligrosos y para lograr una mayor concienciación del colectivo.

Uso de los ejemplares procedentes de lo Centros de Rehabilitación

El número de ejemplares de Águila Perdicera que, normalmente tiroteados, ingresan en los Centros de Recuperación de Especies Protegidas (C.R.E.P.) de Andalucía es elevado (ver capítulo 3.5). Sin embargo, y a pesar de que muchos datos sobre la biología de aves rapaces son más eficientemente tomados a partir de los ejemplares existentes en estos centros (Brown 1974), no existen directrices concretas por parte de la Administración que aprovechen a estos individuos para incrementar el conocimiento sobre la especie, o mantener las poblaciones silvestres de la misma mediante liberaciones programadas.

Por otra parte, el índice de supervivencia de las rapaces liberadas tras su estancia en estos centros es muy bajo en España (Asensio y Barbosa 1990), lo que hace necesario

una planificación que, mejorando las técnicas de recuperación de las aves, contemple la existencia de estudios previos sobre los lugares más adecuados para la liberación de individuos. Debido a los diferentes problemas de conservación que pueden presentar las especies de aves rapaces, se aconseja la especialización de los C.R.E.P. en temas concretos (Hiraldó y Heredia 1987). En Andalucía, el Centro de Recuperación de Rapaces de Doñana está especializado en el manejo del Águila Imperial Ibérica (Ferrer y *col.* 1989), y el recientemente creado Centro de Cría en Cautividad del Guadalentín en el del Quebrantahuesos. En ambos casos se tratan de recuperar especies cuya viabilidad para el futuro es muy dudosa debido a lo exiguo de sus poblaciones en España.

Para aprovechar eficientemente la oportunidad que ofrece la existencia de los C.R.E.P., y los buenos niveles poblacionales que el Águila Perdicera posee aún en Andalucía, la conservación de la misma debiera de contemplar las siguientes medidas

- A través de los conocimientos previos sobre la selección de hábitat de la especie, realizar un inventario de los territorios abandonados de Águila Perdicera existentes en Andalucía, que aún son propicios para la liberación de individuos rehabilitados, y de aquéllos que no habiendo sido ocupados en el pasado sean adecuados para ello.
- Especializar algún centro de la Comunidad Autónoma en el estudio y aplicación de las técnicas de manejo de aves de presa en general y de la especie que nos ocupa en particular, desarrollando un protocolo de recuperación y liberación de los individuos. Dicha actuación debe de dar prioridad a las liberaciones en los territorios abandonados adecuados, y poner en práctica técnicas de fijación de los individuos a los territorios seleccionados, evitando de esta forma la dispersión producida tras las liberaciones en la que se produce una elevada mortalidad de individuos (ver capítulo 3.5).

-
- Desarrollar un Plan coordinado de actuaciones entre los distintos C.R.E.P. de Andalucía, que permita la recogida y centralización de los individuos que ingresan en los mismos a fin de someterlos al proceso antes mencionado.

 - Someter a evaluación periódica las actuaciones realizadas para mantener, y en su caso modificar, las directrices de las mismas.

Conclusión

La principal medida de conservación del Águila Perdicera en el sureste Ibérico, ha de ser la protección de todas las zonas de nidificación de la misma ante la creciente presión humana que se viene produciendo en los entornos de los nidos, evitando las molestias derivadas de la presencia de vías de comunicación o el trasiego humano. Estas medidas, pueden asegurar un éxito reproductor de las parejas lo suficientemente alto como para compensar la elevada mortalidad de la población, la cual puede además disminuir a través de la protección de dichas zonas y la neutralización de los tendidos eléctricos más peligrosos.

CAPÍTULO 4

BIBLIOGRAFÍA

4. BIBLIOGRAFÍA

- ALI, S. Y RIPLEY, S.D. 1978. *Handbook of the birds of India and Pakistan*. Vol. I. Oxford University Press. Pp. 266-274.
- ALLEY, T.R. 1982. Influence of habitat structure on demography of two rodent species in eastern Massachusetts. *Canadian Journal of Zoology*, 65: 903-912.
- ALONSO, J.C., ALONSO, J.A. Y MUÑOZ-PULIDO, R. 1994. Mitigation of bird collisions with transmission lines through groundwire marking. *Biological Conservation*, 67: 129-134.
- AVIAN POWERLINE INTERACTION COMMITTEE (APLIC). 1996. *Suggested practices for raptor protection on powerlines: the state of the art 1996*. Edison Electric Institute/Raptor Research Foundation, Washington, DC U.S.A.
- ARAÚJO, J., ARROYO, B. Y BUENO, J.M. 1974. Un nido de Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) con tres pollos. *Ardeola*, 20: 343-345.
- ARROYO, B., BUENO, J.M., Y PÉREZ-MELLADO, V. 1976. Biología de reproducción de una pareja de *Hieraaetus fasciatus* en España Central. *Doñana Acta Vertebrata*, 3: 33-45.
- ARROYO, B., E. FERREIRO, Y V. GARZA. 1990. *El Águila Real (Aquila chrysaetos) en España*. Serie Técnica. ICONA. Madrid.
- ARROYO, B., E. FERREIRO, Y V. GARZA. 1995. *El Águila Perdicera (Hieraaetus Fasciatus) en España. Censo, reproducción y conservación*. Serie Técnica. ICONA. Madrid.

- ASENSIO, B. Y 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.
- AUSTIN, G.T. 1974. Nesting success of the Cactus Wren in relation to nest orientation. *Condor*, 76, 216-227.
- AUSTIN, G.T. 1976. Behavioral adaptations of the Verdin (*Auriparus flaviceps*) in the desert environment. *Auk*, 93, 245-262.
- BAYLE, P. 1999. Preventing birds of prey problems at transmission lines in Western Europe. *Journal of Raptor Research*, 33: 43-48.
- BAILEY, R.O. Y TITMAN, R.D. 1984. Habitat use and feeding ecology of postbreeding redheads. *Journal of Wildlife Management*, 48: 1144-1155.
- BARNES, R.D. 1989. *Zoología de los invertebrados*. Interamericana·McGraw-Hill. México D.F.
- BEDNARZ, J.C. Y J.J. DINSMOR. 1981. Status, habitat use and management of red-shouldered hawks in Iowa. *Journal of Wildlife Management*, 45: 236-241.
- BEECHAM, J.J. Y M.N. KOCHERT. 1975. Breeding biology of the Golden Eagle in southwestern Idaho. *Wilson Bulletin*, 87: 503-513.
- BERGIER, P. 1987. Les rapaces diurnes du Maroc. Statut, répartition et ecologie. *Annales du C.E.E.P.*, 3: 68-71.
- BERGIER, P. Y NAUROIS, R. 1985. Note la reproduction de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* en Afrique du Nord-ouest. *Alauda*, 53: 257-262.

- BERNIS, F., DE JUANA, E., DEL HOYO J., FERRER, X., FERNÁNDEZ-CRUZ, M., SÁEZ-ROYUELA, R. Y 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.
- BEVANGER, K. 1994. Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigating measures. *Ibis*, 136: 412-425.
- BIJLEVELD, M.. 1974. *Birds of Prey in Europe*. McMillan. London.
- BILDSTEIN, K.L., SCHELSKY, W. ZALLES, J. Y ELLIS, S. 1998. Conservation status of tropical raptors. *Journal of Raptor Research*, 32: 3-18.
- BLANCO, J.C. Y J.L. GONZÁLEZ. 1992. *Libro rojo de los vertebrados de España*. ICONA. Colección Técnica, Madrid.
- BLONDEL, J., COULON, L., GIRERD, B. Y HORTIGUE, M. 1969. 200 heures d'observation auprès de l'aire de l'Aigle de Bonelli. *Nos oiseaux*, 30: 37-60.
- BOCK, C.E. Y ROOT T.L. 1981. The Christmas bird count and avian ecology. *Studies of Avian Biology* 6, 17-23.
- BODNER, T. 1980. Prefledging Prairie Falcon die-off in Colorado due to heavy tick infestation. *Auk* 97, 3 (suppl.): 5c.
- BOEKER, E.L. Y RAY, T.D. 1971. Golden eagle population studies in the Southwest. *Condor*, 73: 463-467.
- BOSQUE, J. 1971. *Granada, la tierra y sus hombres*. Universidad de Granada. Granada.

- BROCHET, J. 1993. *Expérimentation des prototypes spirale (SAAE) et Piver (RAYCHEM) sur les lignes EDF MT 20.000 volts Compertrix-Haussimont (1991-1992)*. LPO & EDF, Rochefort, France.
- BROSSET, A. 1961. Ecologie des oiseaux du Maroc oriental. *Travaux Institut Science Chérifien, série zoologie*, n° 22. Rabat.
- BROWN, L. 1974. Data required for effective study of raptor populations. En *Management of raptors*, ed. F.N. Hamerstrom, J.r, B.E. Harrel and R.R. Olendorff. Pp. 9-20. Raptor Research Report No. 2, Vermillion, SD U.S.A.
- BROWN, L. 1976. *Eagles of the world*. David & Charles. London.
- BROWN, L. 1980. *The African fish eagle*. Bailey Bros. & Swifen Ltd. Folkestone.
- BROWN, J.S. 1988a. Patch use as an indicator of habitat preference, predation risk and competition. *Behaviour Ecology Sociobiology*, 2: 37-47.
- BROWN, C.J. 1988b. A study of the Bearded vulture *Gypaetus barbatus* in southern Africa. Ph. D. thesis. university of natal. Pietermaritzburg.
- BROWN, L.H. Y AMADON, D. 1968. *Hawks, Eagles and Falcons of the World*. McGraw-Hill Book Company, New York.
- BROWN, L.H., URBAN, E.K. Y NEWMAN, K. 1982. *Hieraetus spilogaster* (Bonaparte). En *The Birds of Africa*. Vol. I. Academic Press. London.
- BUTET, A. Y LEROUX, A.B.A. 1993. Effect of prey on predators breeding success. A 7-year study on Common vole (*Microtus arvalis*) and Montagus Harrier (*Circus Pigargus*) in a West France Marsh. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 14: 857-865.

-
- C.M.A. 1997. *La información ambiental de Andalucía*. Junta de Andalucía, CMA, Sevilla.
- CABOT, J., JORDANO, P, RUIZ, M. Y VILLASANTE, J. 1978. Nidificación de Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*, Viell.) en árbol. *Ardeola*, 24: 215-217.
- CADE, T.J. 1974. Plans for managing the survival of the Peregrine Falcon. En *Management of raptors*. F.N. Hamerstrom, J.r, B.E. Harrel y R.R. Olendorff (Eds.). Raptor Res. Rep. No. 2, Vermillion, SD U.S.A. Pp. 89-104.
- CADENAS, R. 1986. Resultado de la reproducción del Águila Imperial *Aquila heliaca adalberti* en el Parque Nacional de Doñana en el período 1983-1986. IV Congreso de Rapaces Mediterráneas. Évora, Portugal.
- CALVO, J.A. 1999. En seis años murieron más de 800 rapaces electrocutadas en Toledo. *Quercus*, 157: 54-55.
- CANNINGS, R.J. Y THRELFALL, W. 1981. Horned Lark breeding biology at Cape St. Mary's, Newfoundland. *Willson Bulletin*, 93: 519-530.
- CAPEL, J.J. Y ANDÚJAR, F. 1978. Mapa pluviométrico de Andalucía. *Paralelo 37*, 1978: 197-209.
- CAPEN, D.E. 1981. *The use of multivariate statistics in studies of wildlife habitat*. USA Forest Service. General Technical Report RM-87.
- CARMONA, D. Y SÁNCHEZ M.A. 1984. Censo del Águila Real (*Aquila Chrysaetos*) y Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la región de Murcia. Informe inédito.

-
- CARRASCAL, L.M. 1988. Influencia de las condiciones ambientales sobre la organización de la comunidad de aves en un bosque subalpino mediterráneo. *Doñana Acta Vertebrata*, 15: 111-131.
- CARRASCAL, L.M. 1989. Selección de hábitat: ejemplos bibliográficos con especial referencia a estudios autoecológicos. Ventorrillo. 10 pp.
- CAUGHLEY, G. 1977. *Analysis of vertebrate populations*. Wiley & Sons. London.
- CEBALLOS, O. Y J.A. DONÁZAR. 1989. Factors influencing the breeding density and nest-site selection by the Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*). *Journal für Ornithologie* 130: 353-359.
- CHEYLAN, G. 1977. La place trophique de L'aigle de Bonelli *Hieraetus fasciatus* dans les biocenoses mediterraneennes. *Alauda* 45: 1-15.
- CHEYLAN, G. 1979. Recherches sur l'organisation du peuplement de Vertébrés d'une montagne méditerranéenne: la Sainte Victoire (Bouches-du-Rhône). Thèse Université Pierre et Marie Curie, Paris.
- CHEYLAN, G. 1981. Sur le role determinant de l'abondance des ressources dans le succes de reproduction de l'Aigle de Bonelli *Hieraetus fasciatus* en Provence. *Rapaces Méditerranéens. P.N.R.C. et Annales du C.R.O.P.*, 1: 95-99.
- CHEYLAN, G. Y D. SIMEON. 1985. La reproduction de l'Aigle de Bonelli en Provence. *Bulletin du Centre de Recherches Ornithologiques de Provence*, 6: 36-37.
- CLOUET, M. Y GOAR, J. L. 1984. Relation morphologie-ecologie entre l'Aigle Royal (*Aquila chrysaetos*) et l'Aigle de Bonelli (*Hieraetus fasciatus*). Espèces sympatriques dans le midi de la France. *Rapaces Méditerranéens*, 2: 109-119.

-
- CLOUET, M., BARRAU, C. Y GOAR, J. L. 1999. The Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) in the Balé Mountains, Ethiopia. *Journal of Raptor Research*, 33: 102-109.
- CODY, M.L. 1971. Ecological aspects of reproduction. En *Avian Biology*. D.S. Farner (Ed.). Academic Press. London & New York. Pp. 461-512.
- COLLIAS, N. E.. Y COLLIAS, E.C. 1984. *Nest building and bird behaviour*. Princenton University Press. New Jersey.
- CRAMP, S. Y PERRINS, C.M. 1994. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. VIII-IX. Oxford Univ. Press. Oxford.
- CRAMP, S. Y SIMMONS, K.L. 1980. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. II. Oxford Univ. Press. Oxford.
- CRAMP, S. Y SIMMONS, K.L. 1980. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. II. Oxford Univ. Press, Oxford.
- CRAMP, S. 1985-92. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. IV-VI. Oxford Univ. Press. Oxford.
- CUGNASE, J.M. 1984. L'Águila de Bonelli *Hieraaetus Fasciatus* en Languedoc-Roussillon. *Nos oiseaux*, 37: 223-232.
- DE HABSBURGO, R. 1889. *Notes on Sport and Ornithologie: Ornithological sketches from Spain*. London.
- DE JUANA, E.. 1992. Algunas prioridades en la conservación de aves en España. *Ardeola*, 39: 73-84.

-
- DEEVEY, E.S. 1974. Life tables for natural populations of animals. *Quarterly Review of Biology*, 22: 283-314.
- DEL HOYO, J., ELLIOT, A. Y SARGATAL, J. (EDS.) 1994. *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 2 New World Vultures to Guineafowl. Lynx Edicions, Barcelona.
- DELIBES, M. E HIRALDO, F. 1981. The rabbit as prey in the Iberian Mediterranean ecosystem. In *Proceedings of the world lagomorph conference held in Guelph, Ontario 1979*, eds. K. Myers and C.D. MacInnes. Pp. 614-622. University of Guelph.
- DOBADO-BERRIOS, P.M., ÁLVAREZ, R. Y LEIVA, A. 1998. El Águila Perdicera en la provincia de Córdoba. *Quercus*, 154: 48-49.
- DONÁZAR, J.A. Y CEBALLOS, O. 1989. Selective predation by eagle Owls *Bubo bubo* on Rabbits *Oryctolagus cuniculus*: Age and sex preferences. *Ornis Scandinavica*, 20: 117-122.
- DONÁZAR, J.A., O. CEBALLOS Y C. FERNÁNDEZ. 1989. Factors influencing the distribution and abundance of seven cliff-nesting raptors: a multivariate study. *Raptors in the Modern World*: 545-552. WWGBP.
- DONÁZAR, J.A., F. HIRALDO Y J. BUSTAMANTE. 1993. Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Applied Ecology*, 30: 504-514.
- EINARSSON, B. 1988. Distribution and movements of Barrow's Goldeneye *Bucephala islandica* young in relation to food. *Ibis*, 130: 153-163.
- EQUIPO DE ESTUDIO. 1987. Primera encuesta sobre el Águila real (*Aquila chrysaetos*) y el Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la Península Ibérica. V Congreso Internacional sobre Rapaces Mediterráneas. Évora. Portugal.

- FERNÁNDEZ, A., DE LA TORRE, J.A., Y ANSOLA, L.M. 1993. El Águila de Bonelli (*Hieraetus fasciatus*) en Burgos. Situación, reproducción, alimentación suplementaria y problemática. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León, Valladolid.
- FERNÁNDEZ, C. Y INSAUSTI, J. A. 1990. Golden eagles take up territories abandoned by Bonelli's Eagles in Northern Spain. *Journal Raptor Research*, 24: 124-125.
- FERNÁNDEZ, C. Y AZKONA, P. 1993. Influencia del éxito reproductor en la reutilización de los nidos por el Águila Real (*Aquila chrysaetos* L.). *Ardeola*, 40: 27-31.
- FERNÁNDEZ, C. Y DONÁZAR, J.A. 1991. Griffon vultures *Gyps fulvus* occupying eyries of other cliff nesting raptors. *Bird Study*, 38: 42-44.
- FERRER, M Y NEGRO, J.J. 1993. Tendidos eléctricos y conservación de aves en España. *Ardeola*, 39: 23-27.
- FERRER, M. 1993. *El Águila imperial*. Quercus. Madrid.
- FERRER, M.; GARCÍA-RODRÍGUEZ, T.; CASTROVIEJO, J., Y MÉNDEZ A. 1989. *Centro de Recuperación de Rapaces de Doñana*. Estación Biológica de Doñana (C.S.I.C.). Junta de Andalucía. Agencia de Medio Ambiente.
- FERRER, M. Y JANSSE, G.F.E. 1999. *Aves y líneas eléctricas*. Ed. Quercus. Madrid.
- FIELDING, A.H. Y HAWORTH, P.F. 1995. Testing the generality of bird-habitat models. *Conservation Biology*, 9: 1.466-1.481.
- FISHER, N. I. 1995. *Statistical analysis of circular data*. Cambridge. University Press.

-
- FITZNER, R.E., ROGERS, L.E. Y URESK, D.W. 1977. Techniques useful for determining raptor prey-species abundance. *Journal of Raptor Research*, 11: 67-71.
- FONT, I. 1983. *Atlas climático de España*. Instituto Nacional de Meteorología, Madrid. 43 pp.
- FYFE, R. 1969. The Peregrine Falcon in northern Canada. En *Peregrine Falcon populations: their biology and decline*. J.J. Hickey (ED.). Madison, Milwaukee and London. Pp. 101-114. University Wisconsin Press.
- GALUSHIN, V.M. 1971. A huge urban population of birds of prey in Delhi, India. *Ibis* 113, 522.
- GARCÍA, L. 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.
- GARGETT, V. 1975. The spacing of black eagles in the Matopos, Rhodesia. *Ostrich*, 46: 1-44.
- GARGETT, V. 1977. A 13-year population study of the Black Eagles in the Matopos, Rhodesia, 1964-1976. *Ostrich*, 48: 17-27.
- GARZÓN, J. 1975. Birds of prey in Spain, the present situation. World conference on birds of prey: 159-170. Viena.
- GASC, J.P. 1997. *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. SEH and MNHN, Paris.
- GILIAM, J.F., Y FRASER, D.F. 1987. Habitat selection under predation hazard: test of a model with foraging minnows. *Ecology*, 68: 1856-1862.

-
- GILMER, D.S. Y STEWART, R.E. 1984. Swainson's kawk nesting ecology in North Dakota. *Condor*, 86:12-18.
- GIL-SÁNCHEZ, J.M. . 1999. Primer nido de perdiceras sobre árbol en Granada. *Quercus*, 160: 32.
- GIL-SÁNCHEZ, J.M., F. MOLINO-GARRIDO Y G. VALENZUELA-SERRANO. 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-GARRIDO, F. Y VALENZUELA-SERRANO, G. 1994. Parámetros reproductivos y alimentación del Águila real (*Aquila chrysaetos*) y del Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Granada. *Aegyptius*, 12: 47-51.
- GIRON PENDELTON, B.A, MILLSAP, B.A., CLINE K.W. Y BIRD, D.M. 1987. *Raptor Management Techniques Manual*. National Wildlife Federation, Washinton, D.C.
- GLÜCK, E. 1984. Habitat selection in birds and the role of early experience. *Ethology*, 90: 45-54.
- GLUTZ VON BLOTZEIM, U.N., BAUER, K.M. Y BEZZEL, E. 1971. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas, IV*. Akademische Verlags gesellschaft, Frankfurt am Main.
- GONZÁLEZ, L. M. 1989. Historia natural del Águila Imperial Ibérica. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid.
- GONZÁLEZ, L. M. 1990. Aves en la Lista Roja: el Águila Imperial. *La Garcilla*, 70: 14-17.

- GONZÁLEZ, L.M., J. BUSTAMANTE Y F. HIRALDO. 1992. Nesting habitat selection by the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Biological Conservation*, 59: 45-50.
- GUIX, J.C., MAÑOSA, S., PEDROCCHI, V., VARGAS, M.J. Y SOUZA, F.L. 1997. Census of three frugivorous birds in an Atlantic rainforest area of southeastern Brazil. *Ardeola* 44, 229-233.
- HAGEMEIJER, W.J.M. Y BLAIR, M.J. 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds*. T & A.D. Poyser, London.
- HALLMANN, B. 1985. Status and conservation of birds of prey in Greece. En *Conservation Studies on Raptors*. I. Newton & R.D. Chancellor (Eds.). ICBP Technical Publication, 5: 55-59.
- HARDY, G.H. 1955. Mendelian proportions in a mixed population. En, *Great Experiments in biology*, Gabriel, M.L., Fogel, S. (Eds.) Englewood cliffs, N.J. Prentice-Hall.
- HERNÁNDEZ, J. 1999. Nido de perdiceras en un tendido eléctrico. *Quercus*, 163: 32.
- HICKEY, J.J. Y D.W. ANDERSON. 1969. The Peregrine Falcon: life history and population literature, En *Peregrine Falcon populations, their biology and decline*. J.J. Hickey (Ed.). Madison, Milwaukee and London: University Wisconsin Press. Pp 3-42.
- HILDÉN, O. 1965. Habitat selection in birds. *Annales of Zoology Fennica*, 2: 53-75.
- HIRALDO, F. Y HEREDIA, B. 1987. Los centros de rehabilitación y cría en cautividad de aves en el mundo. *Quercus*, 24: 9-13.
- HIRALDO, F., M. DELIBES, Y J. CALDERÓN. 1979. El Quebrantahuesos *Gypaetus barbatus*. Icona. Madrid.

- HOLBROOK, S.J. Y SCHMITT, R.J. 1988. The combined effects of predation risk and food reward on patch selection. *Ecology*, 69: 125-134.
- HOWELL, J., B. SMITH, J.B. HOLT Y D.R. OSBORNE 1978. Habitat structure and productivity in red-tailed hawks. *Bird Banding*, 49: 162-171.
- I.E.A. 1995. *Anuario estadístico de Andalucía de 1994*. IEA, Sevilla.
- I.G.M.E. 1972a. Mapa geológico de España, E. 1:200.000. nº 78: Baza. IGME. Madrid.
- I.G.M.E. 1972b. Mapa geológico de España, E. 1:200.000. nº 77: Jaén. IGME. Madrid.
- I.G.M.E. 1980. Mapa geológico de España, E. 1:200.000. nº 83: Granada-Málaga. IGME. Madrid.
- I.G.M.E. 1981. Mapa geológico de la Península Ibérica, Baleares y Canarias, E. 1: 1.000.000. IGME. Madrid.
- IBORRA, O. 1987. Premieres donees sur l'abundance de lapin de Garenne (*Oryctolagus cuniculus*) dans cinq territoires d'aigle de Bonelli (*Hiraaetus fasciatus*) et perspectives d'avenir. *Faune Provence*, 8: 8-14.
- INSAUSTI, J.A. 1986. Biología del Águila Perdicera *Hiraaetus fasciatus* (Vieillot, 1822) en Navarra. Tesina de Licenciatura. Universidad de Navarra.
- JANES, S.W. 1984. Influences of territory composition and interspecific competition on Red-tailed Hawk reproductive success. *Ecology*, 65: 862-870.
- JANES, S.W. 1985. Hábitat selection in raptorial birds. En *Habitat Selection in Birds* M.L. Cody (Ed.). Academic Press, New York. Pp. 159-188.

- 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.
- KLOPFER, P.H. 1963. Behavioral aspects of habitat selection: The role of early experience. *Willson Bulletin*, 75: 15-22.
- KLOPFER, P.H. Y GANZHORN, J.U. 1985. Habitat selection: Behavioral aspects. En *Habitat selection in Birds*. M.L. Cody (Ed.). Academic Press. Pp. 435-453.
- KOCHERT, M.N. Y OLENDORFF R.R. 1999. Creating raptor benefits from powerline problems. *Journal of Raptor Research*, 33: 39-42.
- KUMAR, S. 1993. Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) killing a Blackbuck (*Antelope cervicapra*). *Journal of Raptor Research*, 27: 218-219.
- KUMARI, E. 1974. Past and present of the Peregrine Falcon in Estonia. En *Estonian wetlands and their life*. Tallinn: Valgus. Pp 230-253.
- LACK, D. 1943. The age of some British birds. *British birds*, 36: 193-197; 214-221.
- LACK, D. 1968. *Ecological adaptations for breeding in birds*. London. Methuen.
- LAURENCE, W.F. Y YENSEN, E. 1985. Rainfall and winter sparrow densities: a view from the Northern Great Basin. *Auk*, 102: 152-158.
- LEBRAUD, C. 1984. Observation sur le comportement et le régime alimentaire de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* pendant la période de reproduction. *Bulletin C.O. Gard*, 1: 6-15.

- LEHMAN, R.N., ANSELL, A.R., GARRET, M.G., MILLER, A.D. Y OLENDORFF, R.R. 1999. Prácticas recomendadas para la protección de rapaces en las líneas eléctricas: La historia norteamericana. En *Aves y tendidos eléctricos*. M. Ferrer y Janss F.E. (Eds.). Quercus. Pp. 133-154.
- LESHEM, Y. 1977. Bonelli's Eagle. *Israel Land and Nature*, 3: 9-15.
- LIMA, S.L. Y ZOLLNER, P.A. 1996. Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 11: 131-135.
- MADERO, A. Y RUIZ-MARTÍNEZ, I. 1991. Distribución y censo del Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Jaén. *Ecología*, 5: 359-335.
- MAÑOSA, S. 1993. Selección de hábitat de nidificación en el Azor (*Accipiter gentilis*). Recomendaciones para su gestión. *Alytes*, 6: 125-136.
- MAÑOSA, S., REAL, J Y CODINA, J. 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's eagle in Catalonia. *Journal of Raptor Research*, 32: 208-214.
- MARINKOVIC, S. Y ORLANDIC, L. 1989. Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus* Vieill.) in Yugoslavia. *Larus*, 40: 179-183.
- MARSHALL, A.G.. 1981. *The ecology of ectoparasitic insects*. New York & London. Academic Press.
- MARTIN, T.E. Y ROPER, J.J. 1988. Nest predation and nest-site selection of a western population of the Hermit Thrush. *Condor*, 90: 51-57.
- MARTÍNEZ, J.E., SÁNCHEZ, M.A., CARMONA, D. Y 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, J.M., PEINADO, M. Y ALCARAZ F. 1984. Estudio de la serie Mesomediterránea basófila de la encina (*Paeonio-Quercetum rotundifoliae Sigmetum*). *Lazaroa*: 5.
- MARTÍNEZ, R., GARRIGUES, R. Y 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.
- MASSA, B. 1981. Le régime alimentaire de quatorze espèces de rapaces en Sicile. *Annales du C.R.O.P.*, 1: 119-126.
- MORENO, S. VILLAFUERTE, R. Y DELIBES, M. 1996. Cover is safe during the day but dangerous at night: the use of vegetation by European wild rabbits. *Canadian Journal of Zoology*, 74: 1656-1660.
- MORKILL, A..E. Y ANDERSON, S.H. 1991. Effectiveness of marking powerline to reduce sandhill crane collisions. *Wildlife Society Bulletin*, 19: 442-449.
- MORVAN, R. Y DOBCHIES, F. 1990. Dépendance de jeunes aigles de Bonelli *Hieraaetus fasciatus*, apres l'envol: variations individuelles. *Alauda*, 58: 150-162.
- MOSHER, J. A., TITUS, K. Y FULLER, M. R. 1987. Habitat sampling, measurement and evaluation. En *Raptor Management Techniques Manual*. B. A. Giron, B. A. Millsap, K. W. Cline y D. M. Bird (Eds.). Natl. Wildl. Fed., Washington, D.C.
- MOSHER, J.A. Y C.M. WHITE. 1976. Directional exposure of Golden Eagle nests. *The Canadian Field-Naturalist*, 90: 356-359.
- MOSS, D. 1976. Woodland song-bird populations and growth of nestling Sparrowhawks. Ph. D. thesis, University of Edinburgh.

-
- MUNTANER, J. Y MAYOL, J. 1996. *Biología y conservación de las rapaces mediterráneas, 1994*. SEO/BirdLife, Monografía nº 4. Madrid.
- NAHAL, S. 1981. The mediterranean climate from a biological viewpoint. En: Di Castri, Goodall y Specht (Eds.). *Ecosystems of the World, 11: Mediterranean-Type Scrubland*: 63-81. Elsevier, Amsterdam.
- NEWTON, I. 1976. Population limitation in diurnal raptors. *Canadian of Field-Naturalist*, 90: 274-300.
- NEWTON, I. 1979. Population ecology of Raptors. T. y A. D. Poyser, Berkhamsted.
- NEWTON, I., MARQUISS, M., WEIR, D.N. Y MOSS, D. 1977. Spacing of Sparrowhawk nesting territories. *Journal of Animal Ecology*, 46: 425-441.
- O'CONNOR, R.J. 1984. *The growth and development of birds*, John Wiley & Sons, Chichester.
- OGDEN, J.C. 1975. Effects of Bald Eagle territoriality on nesting Ospreys. *Willson Bulletin*, 87: 496-505.
- OLENDORFF, R.R. Y STODDART, J.W. 1974. The potential for management of raptors populations in western Grasslands. En *Management of raptors*. F.N. Hamerstrom, Jr., B.E. Harrell & R.R. Olendorff (Eds). Raptor Res. Rep. No. 2, Vermillion, SD U.S.A. Pp 47-88.
- OLENDORFF, R.R., BIBLES, D.D., DEAN, M.T., HAUGH, J.R. Y KOCHERT, M.N. 1989. *Raptor habitat management under the U.S. Bureau of Land Management multiple-use mandate*. Raptor Research Reports, No. 8.

- ONTIVEROS, D. 1996. *Distribución del Águila perdicera (Hieraaetus fasciatus) en la provincia de Granada* (Informe interno inédito). Agencia de Medio Ambiente. Granada.
- 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. *Journal of Raptor Research*, 33: 110-116.
- ONTIVEROS, D. Y PLEGUEZUELOS, J.M. 2000. Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*): management implications. *Biological Conservation*, 000-000.
- ORÓ, D. Y TELLA, J.L. 1995. A comparison of two methods for studying the diet of Peregrine Falcon. *Journal of Raptor Research*, 29: 207-210.
- OTIS, D.L. Y WHITE, G.C. 1999. Autocorrelation of location estimates and the analysis of radiotracking data. *Journal of Wildlife Management*, 63: 1039-1044.
- PALMA, L. 1994. Nidificación de águilas perdiceras sobre árboles en Portugal. *Quercus*, 98: 11-12.
- PALMA, L., F. CANCELADA Y L. OLIVEIRA. 1984. L'alimentation de l'Aigle de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) dans la côte portugaise. *Rapinyaires Mediterranis*, 2: 87- 96.
- PAREJA, E., ORTEGA, F., SANZ, J., HENARES, I. Y SÁNCHEZ, A. 1981. *Granada* (tomo I, provincia). Excma. Diputación Provincial de Granada. Granada.
- PARELLADA, X. BORAU, J. A. Y BENEYTO, A. 1996. El Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Catalunya (NE de España): estatus y plan de conservación. En *Biología*

- y *Conservación de las Rapaces Mediterráneas*. J. Muntaner and J. Mayol (Eds). SEO/BirdLife, Madrid. Pp. 231-237.
- PARELLADA, X., A. DE JUAN Y O. ALAMANY. 1984. Ecología de l'álgu cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus*): factors limitants, adaptacions morfològiques i ecològiques i relacions interespecífiques amb l'álgu daurada (*Aquila chrysaetos*). *Rapinyaires Mediterranis*, 2: 121-141.
- PARELLADA, X. 1984. Variació del plomatge i identificació de l'álgu cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus fasciatus*). *Rapinyaires Mediterranis II*: 70-79 CRPR. Barcelona.
- PENTERIANI, V. Y FAIVRE, B. 1997. Breeding density and landscape-level habitat selection of Common Buzzards (*Buteo buteo*) in a mountain area (Abruzzo Apennines, Italy). *Journal of Raptor Research*, 31: 208-212.
- PÉREZ-MELLADO, V., BUENO, J.M., Y ARROYO, B. 1977. Comportamiento de *Hieraaetus fasciatus* en el nido. *Ardeola*, 23: 81-102.
- PETIT, D.R., PETIT, K.E. Y GRUBB, T.C. 1985. On atmospheric moisture as a factor influencing distribution of breeding birds in temperate deciduous forest. *Wilson Bulletin*, 97: 88-96.
- PHILIPS, J.R. Y DINDAL, D.L. 1977. Raptor nests as a habitat for invertebrates: a review. *Journal of Raptor Research*, 11, 87-96.
- PIANKA, E.R. 1970a. Niche overlap and diffuse competition. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 71: 2141-2145.
- PIANKA, E.R. 1970b. On "r" and "k" selection. *American Naturalist*, 104: 592-597.

- POSTUPALSKY, S. 1974. Raptor reproductive success: some problems with methods, criteria, and terminology. En *Management or raptors*, F.N. Hamerstrom, J.r, B.E. Harrel y R.R. Olendorff (Eds.). Raptor Res. Rep. No. 2, Vermillion, SD U.S.A. Pp. 21-31.
- 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, ecologia trófica, biologia reproductora i demografia. 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. Y MAÑOSA, S. 1990. Eagle owl (*Bubo bubo*) predation on juvenile Bonelli's eagles (*Hieraaetus fasciatus*). *Journal of Raptor Research*, 24: 69-71.
- REAL, J., S. MAÑOSA, A. RODRIGO, J.A. SÁNCHEZ, M.A. SÁNCHEZ, D. CARMONA Y J.E. MARTÍNEZ. 1991. La regresión del Águila perdicera: una cuestión de demografía. *Quercus*, 70: 6-12.
- 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., Y EGUÍA, 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. Y CODINA, J. 1996b. Estatus, demografía y conservación del Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en el Mediterráneo. En *Biología y*

- conservación de las rapaces Mediterráneas* (eds. J. Muntaner & J. Manyol). Monografías, 4 SEO, Madrid. Pp 83-89.
- REAL, J., MAÑOSA, S., CODINA, J. Y DEL AMO, R. 1996c. Primeros datos sobre dispersión del Águila perdicera. *Quercus*, 122: 25.
- REAL, J. Y MAÑOSA, S. 1997. Demography and conservation of Western European Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*) populations. *Biological Conservation*, 79: 59-66.
- REAL, J. PALMA, L. Y ROCAMORA, G. 1997. *Hieraaetus fasciatus*, Bonelli's Eagle. En *The EBCC atlas of european breeding birds*. T. y A.D. Poyser. W.J.M. Hagemeijer, y M.J. Blair (Eds.). London. Pp. 174-175.
- REAL, J. MAÑOSA, S Y CODINA, J. 1998. Post-nestling dependence period in the Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*. *Ornis Fennica*, 75: 129-137.
- REED, J.M. Y DOBSON, A.P. 1993. Behavioural constraints and conservation biology: conspecific attraction and recruitment. *Trends in Ecology & Evolution*, 8: 253-256.
- REYNOLDS, R.T., GRAHAM, R.T., REISER, M.H., BASSET, R.L., KENNEDY, P.L., BOYCE, D.A., GOODWIN, G. SMITH, R. Y FISHER, E.L. 1992. *Management recommendations for de Northern Goshawk in the sosuthwestern United States*. USDA, Forest Service General Technical Report, RM 21, California.
- RICE, W. R. 1989. Analyzing tables of statistical tests. *Evolution*, 43: 223-225.
- RICH, E. 1986. Habitat and nest site selection by burrowing owls in the sage brush steppe of Idaho. *Journal of Wildlife Management*, 50: 548-555.

- RICKLEFS, R.E. 1973. Fecundity, mortality and avian demography. En *Breeding biology of birds*. Farner, D.S. (Ed). National Acadademy of Sciences. Washington, D.C. Pp 366-435.
- RICO, L., VIDAL, A. Y VILLAPLANA, J. 1990. Datos sobre la distribución, reproducción y alimentación del águila perdicera *Hieraaetus fasciatus* Vieillot, en la provincia de Alicante. *Medi Naturali* 1: 103-112.
- RIVAS-GODAY, S. Y MAYOR, M. 1965. Aspectos de vegetación y flora orófilas del Reino de Granada. *Anales de la Real Academia de Farmacia*, 31: 345-400.
- RIVAS-GODAY, S. Y RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1971. Vegetación potencial de la provincia de Granada. *Trabajos del Departamento de Botánica y Fisiología Vegetal*, 4: 3-85.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1981. Les étages bioclimatiques de la vegetation de la Peninsule Iberique. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 37: 251-268.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1985. *Mapa de las Series de vegetación de España*. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., ARNAIZ, C., BARRENO, E. Y CRESPO, A. 1977. Apuntes sobre las provincias corológicas de la Península Ibérica e islas Canarias. *Opuscula Botanica Pharmaciae Complutensis*, 1: 1-48.
- ROBERTSON, P.A., AEBISCHER, N.J., KENWARD, R.E., HANSKI, I.K. Y WILLIAMS, N.P. 1998. Simulation and jack-knifing assessment of home-range indexes based on underlying trajectories. *Journal of Applied Ecology*, 35: 928-940.
- ROCAMORA, G. 1994. Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*. En *Birds in Europe, their conservation status*. G.M. Tucker and M.F. Heath (Eds.). Birdlife International, Birdlife Cons., Ser. 3, Cambridge, U.K. Pp. 184-185.

- ROSENBERG, K.V., Y COOPER, R.J. 1990. Approaches to avian diet analysis. *Studies Avian Biology*, 13: 80-90.
- ROSENFELD, R.N., BIELEFELDT, J., TREXEL, D. R. Y DOOLITTLE, T.C. 1998. Breeding distribution and nest-site habitat of northern Goshawks in Wisconsin. *The Journal of Raptor Research*, 32: 189-194.
- ROTENBERRY, J.T. Y WIENS, J.A. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American Steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology*, 61: 1228-1250.
- ROTHSCHILD, M. Y CLAY T. 1957. *Fleas, flukes and cuckoos*. London: Collins.
- RUSH, D.H., MESLOW, E.C., DOERR, P.D. Y KEITH, L. B. 1972. Response of great horned owl populations to changing prey densities. *Journal of Wildlife Management*, 36: 282-296.
- SALVO, G. 1988. Dati preliminari sull'alimentazione dell'Aquila del Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) in Sicilia. *Naturalista Siciliana*, S. IV, XII (suppl.): 119-120.
- SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., M.A. SÁNCHEZ-SÁNCHEZ, J.F. CALVO, G. GONZÁLEZ Y J.E. ARTÍNEZ. 1996. Selección de hábitat de las aves de presa en la región de Murcia (SE de España). En *Biología y conservación de las rapaces mediterráneas, 1994*. J. Muntaner y J. Mayol (Eds.) SEO BirdLife, Madrid. Pp. 299-304.
- SANTOS, T. Y TELLERÍA, J.L. 1985. Patrones generales de la distribución invernal de Paseriformes en la Península Ibérica. *Ardeola*, 32: 17-30.
- SAUNDERS, H. 1871. A list of the Birds of Southern Spain. *Ibis*, 1: 54-68.
- SCHOENER, T.W. 1968. Sizes of feeding territories among birds. *Ecology*, 49, 123-141.

-
- Schoener, T.W. 1983. FIELD EXPERIMENTS ON INTERSPECIFIC COMPETITION. *THE AMERICAN NATURALIST*, 122: 240-285.
- SEGUIN, J.F., BAYLE, P., THIBAUT, J.C., TORRE J. Y VIGNE, J.D. 1998. A comparison of methods to evaluate the diet of golden eagles in Corsica. *Journal of Raptor Research*, 32: 314-318.
- SEIDENSTICKER, J.C. Y H.V. REYNOLDS, 1971. The nesting, reproductive performance and chlorinated hydrocarbon residues in the Red-tailed Hawk and Great Horned Owl in South-central Montana. *Wilson Bulletin*, 83: 408-418.
- SERRANO, D. 1998. Diferencias interhábitat en la alimentación del Búho Real (*Bubo bubo*) en el valle medio del Ebro (NE de España): efecto de la disponibilidad de conejo *Oryctolagus cuniculus*. *Ardeola*, 45: 35-46.
- SHANNON, C. Y WEABER, C. 1963. *The mathematical theory of communication*. University Illinois Press. Urbana.
- SHERROD, S.K., C.M. WHITE Y F.S. WILLIAMSON. 1977. Biology of the Bald Eagle (*Haliaeetus leucocephalus alascanus*) on Amchitka Island, Alaska. *Living Bird*, 15: 143-182.
- SIMBERLOFF, D. 1982. The status of competition theory in ecology. *Ann Zoo Fennici*, 19: 241-253.
- SIMEON, D. Y WILHELM, J.L. 1988. Essai sur l'alimentation annuelle de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* en Provence. *Alauda*, 56, 226-237.
- SIMMONS, R.E., AVERY, D.M. Y AVERY, G. 1991. Biases in diets determined from pellets and remains: correction factors for a mammal and bird-eating raptor. *Journal of Raptor Research*, 25, 63-67.

-
- SKUTCH, A.F. 1976. *Parent Birds and their Young*. University of Texas, Austin.
- SMITH, K.G. 1982. Drought-induced changes in avian community structure along a montane sere. *Ecology*, 63: 952-961.
- SORIGUER, R.C. 1981. Biología y dinámica de una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus*) de Andalucía occidental. *Doñana Acta Vertebrata*, 8: 1-379.
- SORIGUER, R.C., PÉREZ, J.M. Y FANDOS, P. 1997. Teoría de censos: aplicación al caso de los mamíferos. *Galemys*, 9: 15-37.
- SPRUNT, A., ROBERTSON, W.B., POSTUPALSKY, S., HENSEL, R.J. KNODER, C.E. Y LIGAS, F.J. 1973. Comparative productivity of six Bald Eagle populations. *Trans. North Amer. Wildl. & Nat. Res. Conf.* 38: 96-106.
- STAMPS, J.A. 1987. Conspecifics as cues to territory quality: a preference of juvenile lizards (*Anolis aeneus*) for previous used territories. *American Naturalist*, 129: 629-642.
- STAMPS, J.A. 1988. Conspecific attraction and aggregation in territorial species. *American Naturalist*, 131: 329-347.
- STEYN, P. 1975. Observations on the African Hawk-Eagle. *Ostrich*, 46: 87-105.
- SUETENS, W. Y 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.
- TELLERÍA, J. L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raices. Madrid.

-
- THIOLLAY, J.M. 1967. Essai sur les rapaces du Midi de la France: Distribution, ecologie et tentative de dénombrement; Aigle de Bonelli. *Alauda*, 35: 140-150.
- TITUS, K., MOSHER, J.A. Y WILLIAMS B.K. 1984. Chance-corrected classification for use in discriminant analysis: ecological applications. *The American Midland Naturalist*, 111: 1-7.
- TOFT, C.A. 1985. Resource partitioning in amphibians and reptiles. *Copeia*, 1985: 1-21.
- TORRES, J. A., JORDANO, P. Y LEÓN, A. 1981. *Aves de presa diurnas de la provincia de Córdoba*. Monte de Piedad y Caja de Ahorros de Córdoba. 127 pp.
- VALLET. G. 1991. *Développement des réseaux souterrains HT en rural. Guide Technique de la Distribution d'Electricité*, document A.15-1. EDF GDF Services, Paris, France.
- VAURIE, C. 1965. *The birds of the Palearctic fauna; non-passeriformes*. London.
- VERNER, J, MORRISON, M.L. Y RALPH, C.J. 1986. *Wildlife 2000. Modelling Habitat Relationship of Terrestrial Vertebrates*. The University of Wisconsin Press, Madison.
- VIÑUELA, J. Y SUNYER, C. 1992. Nest orientation and hatching success of Black Kites *Milvus migrans* in Spain. *Ibis*, 134: 340-345.
- WATSON, J., LEITCH, A.F. Y BROAD, A. 1992a. The diet of the Sea Eagle *Haliaeetus albicilla* and Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in western Scotland. *Ibis*, 134: 27-31.
- WATSON, J., RAE, S.R. Y STILLMAN, R. 1992b. Nesting density and breeding success of golden eagles in relation to food supply in Scotland. *Journal of Animal Ecology*, 61: 543-550.

-
- WATSON, J., LEITCH, A.F. Y RAE, R. 1993. The diet of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Scotland. *Ibis*, 135: 387-393.
- WATSON, J.W., HAYS, D.W., SEAN, P.F. Y MEEHAN-MARTIN, P. 1998. Prey of breeding northern Goshawks in Washington. *Journal of Raptor Research*, 32: 297-305.
- WIDEN, P. 1994. Habitat quality for raptors: a field experiment. *Journal of Avian Biology*, 25: 219-223.
- WIENS, J.A. 1983. Avian community ecology: an iconoclastic view, En *Perspectives in Ornithology* A.H. Brush y G.A. Clark (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge. Pp. 355-403.
- WIENS, J.A. 1984a. Resource Systems, Populations, and Communities. En *A New Ecology: Novel Approaches to Interactive Systems*. P.W. Price, C.N. Slobdchikoff y W.S. Gaud (Eds.). John Wiley & Sons, Inc. Pp. 397-436.
- WIENS, J.A. 1984b. On understanding a non-equilibrium world: myth and reality in community patterns and processes. En *Ecological Communities: Conceptual Issues and the Evidence*. D.R. Strong, D. Simberloff, L.G. Abele, y A.B. Thistle (Eds.). Princeton University Press, Princeton. Pp. 439-457.
- WIENS, J.A. Y ROTENBERRY, J.T. 1981. Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. *Ecological Monographies*, 51: 21-41.
- WILLIAMS, B. K. Y K. TITUS. 1988. Assessment of sampling stability in ecological applications of discriminant analysis. *Ecology*, 69: 1275-1285.
- WINBERGER, P. H. 1984. The use of green plant material in bird nest to avoid ectoparasites. *Auk*, 101: 615-618.

ZERBA, E. Y MORTON, M.L. 1983. Dynamics of incubation in Mountain White-crowned Sparrows. *Condor*, 85, 1-11.