

Demografía y Conservación de una población de Águilas Perdicera *Hieraaetus fasciatus* en declive

Alberto Fernández, Jacinto Román, Juan A. de la Torre,
Luis M. Ansola, Jesús Santa María, Rafael Ventosa,
Fernando Román y Carlos Palma

ABSTRACT

Only two small populations of Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*) survive currently in the northwestern area of the Iberian Peninsula. We have studied one of them, located in Burgos province. Between 1980 and 1996, it has shown a sharp decrease from 21-27 to 10 pairs, which means a demographic loss of 52.4-63.0% and a lessening in the distribution range of 43.8-55%. The breeding performance shows one of the lowest known values. From 1988 to 1996 (n=100) the proportion of pairs which bred successfully (breeding success) was 0.30, and the number of young reared to fledging per pair of eagles known to occupy nesting territories (productivity) was 0.35. Trying to reduce this decreasing trend, a surplus feeding programme was developed between 1992 and 1994. In 1993, trying to know the causes of decline, a study on trophic resources availability was made through transect lines. In this paper the population trends and breeding performance are described, and the possible causes of the decline and the results of the surplus feeding programme are assessed and discussed.

RESUMEN

En el cuadrante noroccidental ibérico sólo persisten dos pequeñas poblaciones de *Hieraaetus fasciatus*, ambas gravemente amenazadas de desaparición. La población situada en Burgos, objeto de este trabajo, sufre

un acusado declive, habiendo pasado de 21-27 parejas en 1980 a 10 en 1996. El proceso de regresión se ha traducido en una pérdida del 52,4-63,0% de las parejas entre 1980 y 1996, y una pérdida areal del 43,8-55% para el mismo periodo. Los valores de la actividad reproductora de esta población figuran entre los más bajos conocidos. Entre 1988 y 1996 (n=100) el éxito reproductor alcanza un valor medio de 0,30 y la productividad de 0,35. Para tratar de frenar la regresión se inicia en 1992 un programa de alimentación suplementaria, que continúa en 1993 y 1994. Se aborda en 1993 un estudio sobre la disponibilidad de recursos tróficos a base de transectos lineales, al tiempo que se tratan de identificar las causas de regresión. Este trabajo describe y valora estas iniciativas y se discute su relación con la actividad reproductora y la tendencia poblacional en los últimos años.

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

La población ibérica de Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*), que supone entre dos tercios y tres cuartos del total europeo (Tucker y Heath, 1994), ha sufrido desde 1980 una regresión numérica del 15-20% (Arroyo *et al.*, 1992). Esta tendencia contrasta con la de otras especies de grandes águilas en España, como el Águila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*) o el Águila Real (*Aquila chrysaetos*), cuyas poblaciones se han recuperado, en cierta medida, en los últimos tiempos (Del Hoyo *et al.*, 1994).

En el cuadrante noroccidental ibérico, donde la especie pasa por un momento crítico, tan sólo parecen quedar dos pequeñas poblaciones de cierta entidad: una en Burgos, conectada con las 3 parejas que actualmente subsisten en La Rioja (C. Gutiérrez, com. pers.), y la otra en los Arribes del Duero, entre Zamora y Salamanca, que se extiende también a zonas limítrofes de Portugal (Arroyo, 1991; Sanz-Zuasti y Rico, 1993; Fernández *et al.*, 1994).

En este trabajo se describe la regresión areal y numérica experimentada en las últimas décadas por la población burgalesa, analizándose sus posibles causas y su relación con los parámetros reproductores de la especie y la disponibilidad de presas. Se valoran también algunas medidas de conservación emprendidas recientemente.

ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

El área de trabajo se sitúa en la provincia de Burgos, entre los 490 y 1434 m s.n.m., dentro del piso bioclimático supramediterráneo, con clima de tipo templado húmedo con veranos calurosos (clasificación climática de Köppen). El relieve es abigarrado, alternándose pequeñas sierras y páramos con hoces y cañones. El dosel forestal está dominado por *Quercus ilex* y *Q. faginea*, con algunos bosques de *Q. pyrenaica*, *Fagus sylvatica* y *Pinus* spp. Dos tercios del área están cubiertos por un mosaico de cultivos cerealistas y

formaciones de matorral dominadas por *Genista* spp., *Erica* spp. y *Lavandula* spp.

Entre 1988 y 1996 se visitaron anualmente todos los territorios ocupados o que habían sido abandonados recientemente, recogiendo información sobre la actividad reproductora de cada pareja. De acuerdo con Watson y Langslow (1989), la actividad reproductora se ha medido en función del éxito reproductor (% de parejas que crían con éxito), y de la productividad (pollos volados/territorio ocupado). Cuando ha sido posible se han incluido también la tasa de vuelo (pollos que vuelan/nido con pollos), y la tasa de puesta (% de parejas que realizan la puesta). Los cambios en el área de distribución se han determinado en función de la ocupación, por parejas reproductoras, de cuadrículas UTM de 100 km².

Con objeto de obtener información sobre disponibilidad trófica se realizaron, entre enero y abril de 1993, transectos lineales con banda de 25 m. a cada lado (Tellería, 1986) sobre cuatro zonas paisajísticamente diferentes, que incluyen todos los hábitats utilizados por la especie en el área, obteniéndose valores de densidades e Índices Kilométricos de Abundancia (IKA). El muestreo fue dirigido únicamente a las aves consideradas como presas potenciales, de acuerdo con los datos recopilados por Cramp y Simmons (1980), que para la zona incluye todas las especies de los órdenes Galliformes, Columbiformes, Piciformes y Charadriiformes y algunas de los Passeriformes (familias *Corvidae*, *Sturnidae* y *Turdidae*).

Entre 1992 y 1994, y ante la presunción de que la escasez de presas pudiera ser una de las causas de regresión, se inició un programa de alimentación suplementaria basado en los desarrollados con otras poblaciones ibéricas de *Hieraaetus fasciatus*, con similares problemas de conservación (Real, 1989; Real y Bros, 1984), para lo que se seleccionaron las parejas con menor éxito reproductor en los últimos años. Los cebos utilizados (palomas, gallinas y conejos) eran colocados vivos y con capacidad de movimiento, en lugar visible para las águilas. Los aportes en 1992 y 1993 se realizan entre enero y mayo, y los de 1994 en abril y mayo. En 1993 y 1994 no se utilizaron gallinas para evitar que las águilas se acostumbraasen a una presa no natural, y se emplearon mayoritariamente palomas debido a su disponibilidad. Para normalizar los resultados, se han traducido los diferentes tipos de presas aportadas a unidades-presa (paloma), considerándose una gallina equivalente a dos palomas y un conejo a tres.

Por otro lado, se ha tratado de analizar la influencia de dos variables climáticas (precipitación y temperatura) sobre la actividad reproductora, efectuándose un análisis de regresión entre productividad y precipitación de abril y mayo (época de eclosión y primeras semanas de estancia de los pollos

en el nido), y productividad y temperatura de febrero, uno de los meses más fríos con datos disponibles. Los datos climáticos han sido aportados por el Instituto Nacional de Meteorología.

Por último, tres huevos correspondientes a las puestas de dos parejas en 1993, y un ejemplar encontrado muerto, fueron objeto de análisis toxicológicos realizados por CRIAS S.L. (Madrid) y por la Unidad de Farmacología y Veterinaria de la Universidad Autónoma de Barcelona.

Los test estadísticos utilizados están descritos en Sokal y Rohlf (1979). El nivel de significación seleccionado fue de $p=0,05$.

RESULTADOS

Población y distribución.

Las estimaciones de la población para el periodo 1980-1996, indican una pérdida del 52,4% de las parejas con presencia segura y del 63% si se añaden las probables (Tabla 1; Fig. 1), pasando de 21-27 parejas en 1980 a 10 en 1996.

Para el mismo periodo, la pérdida de cuadrículas UTM de 100 km² con parejas reproductoras fue del 43,8% para las seguras y del 55% si se incluyen también las probables.

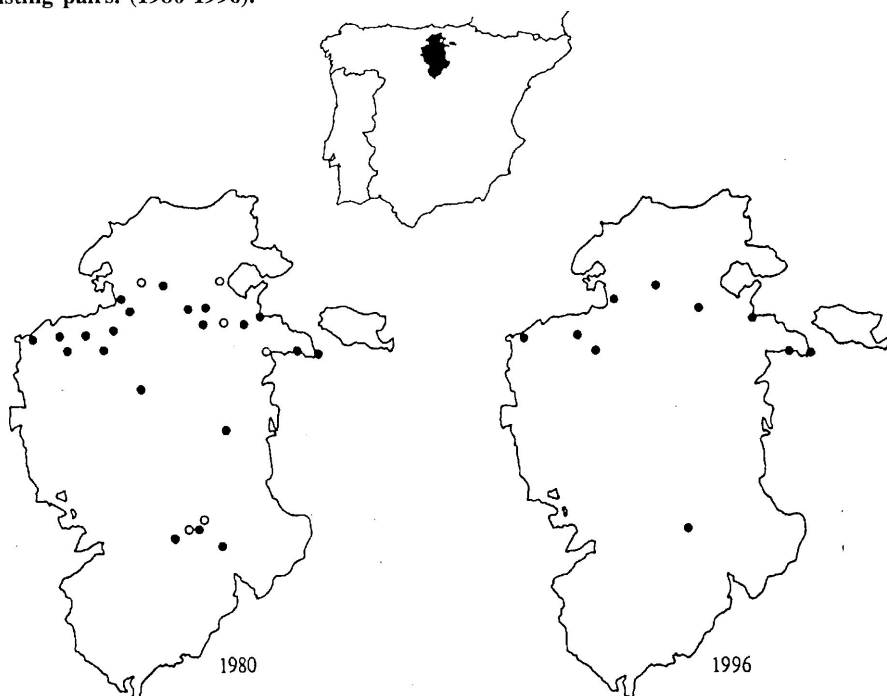
TABLA 1.-Estimaciones del número de parejas de *Hieraaetus fasciatus* en Burgos, entre 1980 y 1996.

TABLE 1.-Number of pairs of *Hieraaetus fasciatus* in Burgos, between 1980 and 1996.

AÑO	Número de parejas	Fuente
1980	21-27	Datos inéditos
1990	17-18	Arroyo, 1991
1990	14-15	Datos inéditos
1991	14	CIE, 1992
1992	13	CIE, 1992
1993	12	Fernández <i>et al.</i> , 1994
1994	12	Datos inéditos
1995	12	Datos inéditos
1996	10	Datos inéditos

FIGURA 1.-Localización del área de estudio en España, y situación de las parejas consideradas seguras (círculo relleno) y probables (círculo vacío) en 1980 y 1996 en la provincia de Burgos.

FIGURE 1.-Study area location in Spain. Black circle: known pairs. White circle: probable existing pairs. (1980-1996).



Actividad reproductora.

Para las 100 reproducciones controladas entre 1988 y 1996, el valor medio del éxito reproductor (ER) es 0,30 (SD=0,19) y el de la productividad (P) es 0,35 (SD=0,21) (Tabla 2). Estos valores figuran entre los más bajos conocidos para otras poblaciones ibéricas (Tabla 3), y sólo la productividad de la población zamorana (P=0,63), se aproxima al valor más elevado de la población burgalesa (P=0,62) en el año 1992.

Se ha obtenido información sobre las causas del fracaso reproductor para 10 parejas en 1993, año en que se alimentaron artificialmente un mayor número de parejas. Una de ellas no llegó a efectuar la puesta (10%), una puesta se perdió por molestias debidas al turismo (10%), dos puestas probablemente por productos tóxicos (20%), una por desaparición de los pollos en la primera fase de desarrollo (10%), una por desaparición de los pollos en estado de desarrollo avanzado (10%), y cuatro por causas desconocidas, descartando expolios (40%).

TABLA 2.-Actividad reproductora de la población burgalesa de *Hieraaetus fasciatus* en el periodo 1988-1996. En número de parejas se indican las que fueron controladas.

TABLE 2.-Breeding performance in the *Hieraaetus fasciatus* Burgos population between 1988-1996. N° de parejas: Number of pairs (number of monitored pairs). Tasa de puesta: porcentaje of pairs that laid. Éxito reproductor: breeding success. Tasa de vuelo: young reared/pairs which bred succesfully; Productividad: productivity= young reared/pair.

AÑO	Nº de parejas	tasa de puesta	éxito reproductor	tasa de vuelo	productividad
1988	8	-	0,5	1	0,5
1989	9	-	0,44	1	0,44
1990	12	-	0	0	0
1991	12	-	0,25	1	0,25
1992	13	7 (53%)	0,54	1,14	0,62
1993	12	11 (91,6%)	0,17	1	0,17
1994	12	7 (58,3%)	0,42	1,4	0,58
1995	12	3 (25%)	0,25	1,67	0,42
1996	10	3 (30%)	0,1	2	0,2

TABLA 3.-Valores de productividad de distintas poblaciones de *Hieraaetus fasciatus* en la Península Ibérica y sur de Francia. N: número de parejas.

TABLE 3.-Productivity values of different populations of *Hieraaetus fasciatus* in the Iberian Peninsula and south of France. Área: range. N: number of pairs. Productividad: productivity= young reared/pair.

Periodo	Área	N	Productividad	Fuente
1982-1985	Navarra	16	1,16	Fernández e Insausti (1986)
1988-1990	Alicante	51	1,21	Rico <i>et al.</i> , (1990)
1982-1991	Provenza	146	0,97	Real <i>et al.</i> , (1993)
1966-1991	Languedoc-Roselló	199	1,04	“
1971-1990	Cataluña	129	1,04	“
1984-1992	Alicante	113	1,32	“
1979-1991	Murcia	138	1,27	“
1993	Zamora	8	0,63	Sanz-Zuasti y Rico (1993)
1988-1996	Burgos	100	0,3	Datos inéditos
1996	Burgos	10	0,2	Datos inéditos

FIGURA 2.-Mapas de la situación del conejo en España en 1988 y 1993. Las isolíneas engloban zonas de densidades relativas medias y altas. Aparece encuadrada el área de estudio (extraído de Blanco y Villafuerte, 1993).

FIGURE 2.-Rabbit status in Spain in 1988 and 1993. The isolines include areas of high and medium relative rabbit densities (by Blanco y Villafuerte, 1993). Study area squared.



Disponibilidad trófica.

El esfuerzo de muestreo ha sido aproximadamente proporcional a la superficie de cada zona considerada, totalizando 196,4 km de muestreos (982 ha. censadas) distribuidos en 51 transectos lineales. La densidad total obtenida para el conjunto de las presas potenciales consideradas oscila entre 5,18 y 6,97 individuos/ 10 ha. y los IKA (individuos/ km) entre 7,02 y 13 individuos/ km. Entre las presas principales, la densidad de Perdiz Roja (*Alectoris rufa*) se encuentra entre 0,12 y 1,14 y los IKA entre 0,08 y 0,71, mientras que las palomas (*Columba* spp.) han dado valores de densidad entre 0 y 0,90 y los IKA entre 0,08 y 2,17.

A pesar de que el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) es considerado como el mamífero más frecuente en la dieta de *Hieraetus fasciatus*, y en muchos casos como su presa fundamental (Cramp y Simmons, 1980) no ha sido posible obtener índices de abundancia de esta especie para el área de estudio, aunque sí comparar la situación en Burgos en la actualidad respecto de la de hace unos años, antes de aparecer la neumonía hemorrágico vírica (NHV) en España (Blanco y Villafuerte, 1993) (Fig. 2). Así, al contrario que en 1988, en 1993 la provincia de Burgos no está incluida en ninguna zona de densidad relativa media o alta. Aunque las metodologías empleadas son diferentes, y por ello sus valores no son comparables, los mapas dan una idea de las zonas con mayor densidad de conejos en cada caso.

Alimentación suplementaria.

Los resultados del aporte de alimento sobre la actividad reproductora se resumen en la Tabla 4. Para las parejas que fueron alimentadas artificialmente algún año, se ha comparado la tasa de puesta y el éxito reproductor en el periodo 1992-96, entre los años en que fueron alimentadas ($n=13$ reproducciones) y los que no ($n=20$ reproducciones). Se observan diferencias significativas para la tasa de puesta (84,6% para las alimentadas; 30% para las no alimentadas; $c^2=9,41$; g.l.=1; $p<0,01$), pero no en el éxito reproductor (46,2% para las alimentadas; 20% para las no alimentadas) ($c^2=2,55$; g.l.=1; $p>0,1$). Por otra parte, teniendo en cuenta sólo las parejas que efectúan la puesta, no se encuentran diferencias significativas entre las que sacan pollos y las que no lo hacen, tanto en las que son objeto de alimentación suplementaria (54,5% de éxito) como en las que no lo son (33,3% de éxito) ($c^2=0,23$; g.l.=1; $p>0,1$). Todo apunta a la escasez de alimento como un factor clave para el inicio de la reproducción y por tanto de la puesta. En el éxito de ésta parecen tener un peso superior otros factores.

Climatología.

Los resultados del análisis de regresión no muestran una correlación significativa entre pluviometría y productividad para los datos del periodo 1988-1994 ($p>0,1$, $r^2=0,38$). Sin embargo, tras eliminar del análisis el año 1993, al ser el de menor ajuste a la regresión anterior (valores anómalos), el resultado muestra una relación significativa ($p<0,05$, $r^2=0,82$) (Fig. 3). Los años 1992 y 1994 están incluidos en el programa de alimentación suplementaria, pero sus valores de productividad están por debajo de la recta

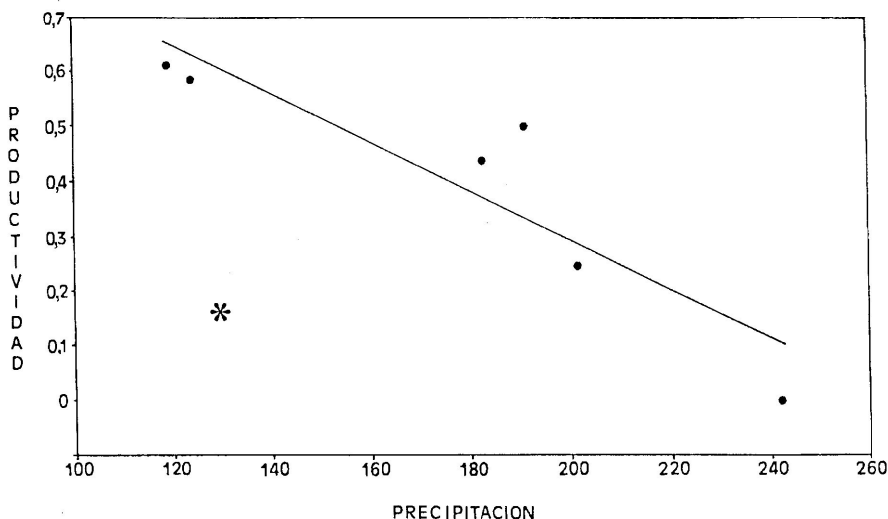
TABLA 4.-Resultados del programa de alimentación suplementaria. N, nº de parejas cebadas; T, nº de unidades-presa aportadas; x1, media de cebos dispuestos por pareja; S%, porcentaje de cebos utilizados con seguridad por las águilas; SP%, porcentaje de cebos de utilización segura o probable; x2, media de cebos utilizados con seguridad por pareja; %de puesta, para las parejas cebadas; nº de pollos, que vuelan para las parejas cebadas; %total, del nº de pollos volados en toda la población.

TABLE 4.-Results of the surplus feeding program. N: number of fed pairs. T: numbers of given preys. x1: preys average by pair. S%: preys percentage taken with certainty by eagles. SP%: prey percentage taken with certainty or some probability. x2: prey average taken with certainty by eagles. %Puesta: %clutch for fed pairs. Nº pollos: number of young reared by fed pair. % total: porcentaje of young reared by fed pairs within the total population.

AÑO	N	T	x1	S%	SP%	x2	%puesta	nº pollos	% total
1992	4	146	36,5	46,5	49,3	17	75	4	50
1993	6	294	49	61,2	77,8	30	83,3	1	50
1994	3	31	10,3	96,7	96,7	10	100	3	42,8

FIGURA 3.-Relación entre pluviometría y productividad, para el periodo 1988-1994 ($p<0,05$; $r^2=0,82$), excluido 1993 (*) del análisis.

FIGURE 3.-Relation between rainfall index and productivity between 1988-1994 ($p<0.05$; $r^2=0.82$), excluded 1993.



de regresión. El alto grado de varianza absorbida en el test parece apuntar a la pluviometría como condicionante, en buena medida, del éxito reproductor de esta población.

La temperatura media del mes de febrero no ha mostrado una relación significativa con la productividad ($p>0,1$, $r^2=0,18$).

Análisis toxicológico.

El análisis toxicológico de los huevos no ha encontrado niveles de pesticidas (DDE, Dieldrin, DDT) que excedan del umbral mínimo de toxicidad, aunque el análisis de metales pesados ha encontrado exposición importante al plomo en dos de los huevos de una pareja (0,53 ppm y 1,46 ppm) y una intoxicación clínica aguda en el huevo de la otra (2,36 ppm).

El análisis del ejemplar encontrado muerto, ha detectado concentraciones elevadas de compuestos organoclorados de los tipos DDE y PCB. Concretamente de DDE se ha encontrado una concentración de entre 1000 y 2000 ppm sobre peso fresco.

La pareja de la que se recogieron dos huevos en 1993 con exposición importante de plomo, ha sacado dos pollos en 1994, tras cambiar el macho adulto de la pareja.

DISCUSIÓN.

Las especies que, como *Hieraaetus fasciatus*, tienen madurez sexual tardía, alta longevidad y bajas tasas reproductoras, no suelen sufrir rápidas alteraciones demográficas, a no ser que exista una elevada mortalidad de la clase adulta, provocada, por ejemplo, por persecución directa o por el efecto de pesticidas (ver Newton, 1979).

La población burgalesa presenta una tendencia regresiva continua pero no muy acusada, aunque parece agudizarse en los últimos años. Este hecho, unido a los bajos valores de la actividad reproductora y al bajo número de jóvenes e inmaduros observados en las últimas décadas, nos inducen a identificar como causa de regresión al descenso en los parámetros reproductores, que se traduce en una tasa de renovación negativa. En este sentido, Real *et al.*, (1991) consideran la baja productividad como uno de los factores que determina la regresión de las águilas, en algunas zonas mediterráneas. Las causas de regresión de la población ibérica no son bien conocidas, aunque Blanco y González (1992) señalan, entre otras, la persecución directa y la destrucción de nidos, la disminución de presas, la construcción de pistas y carreteras, las molestias y la electrocución.

Existen varios factores que pueden estar condicionando la supervivencia de la población burgalesa:

Deficiencias tróficas.

La relación entre abundancia de presas y éxito en la actividad reproductora ha sido señalada en grandes águilas (ver p. e. Watson y Langslow, 1989, para *Aquila chrysaetos*). Las presas más utilizadas por *Hieraaetus fasciatus* en el Paleártico Occidental son el Conejo y la Perdiz Roja (Cramp y Simmons, 1980). Los índices de abundancia de Perdiz Roja obtenidos en el área de estudio quedan por debajo de los de otras zonas similares de la Meseta Norte. En León, Lucio y Purroy (1992) citan densidades primaverales de 2,8-3,3 parejas/10 ha. en lugares óptimos, y de 0,5-0,9 parejas/10 ha. en zonas sobreexplotadas cinegéticamente. Algunos autores han señalado, además, un declive importante en las poblaciones de perdiz roja, (Lucio y Purroy, op. cit.; Delibes, 1992). En el caso del conejo, se ha constatado un empeoramiento en la situación de 1993 respecto a 1988 (Blanco y Villafuerte, 1993), tanto a nivel peninsular, como en Burgos. En este sentido, Real (1987) anota como, en su área de estudio en los últimos años, las especies cinegéticas (conejo, perdiz) han pasado de suponer más del 60% en la dieta de las águilas, a menos del 20%.

Competencia interespecífica.

La competencia interespecífica, tanto por los lugares de nidificación

como por los recursos tróficos, puede tener incidencia importante en el éxito reproductor de una especie (Newton, 1979). La competencia con el Águila Real ha sido descrita en varias zonas ibéricas (Jordano, 1981; Fernández e Insausti, 1986). La población burgalesa de Águila Real (en 1994 compuesta por 51-57 parejas) ha mostrado un ligero incremento, estimado en un 16% entre 1980 y 1994 (L.M. Ansola, datos inéditos). En Burgos han sido detectados casos de ocupación de territorios recientemente desocupados de Águila Perdicera por águilas reales, que utilizaron además sus nidos al menos en dos ocasiones (1982 y 1992), fenómeno que ha sido también observado en Navarra (Fernández e Insausti, 1990).

La usurpación de nidos activos de *Hieraaetus fasciatus* por parte de buitres leonados (*Gyps fulvus*), fenómeno que se ha hecho progresivamente más frecuente en la Península Ibérica (Donázar, 1993), ha mostrado un aumento espectacular en Burgos en los últimos años. Entre 1982 y 1986 se detectaron sólo dos casos de nidos de águila ocupados por buitres, estando las parejas de águilas presentes en sus territorios. Estos casos afectaron a menos del 5% del total de parejas. Sin embargo, a partir de 1990 y sobre todo de 1992, aumenta el número de nidos que los buitres usurpan a las águilas hasta llegar a afectar, al menos, al 46% de las parejas en 1992 y al 41% en 1994. En total se conocen 16 casos de nidos usurpados, de los que 12 lo son entre 1992 y 1994. En seis de estos (dos en 1992 y cuatro en 1994), los buitres usurpan nidos que las águilas habían ocupado el año anterior. Además, al menos tres parejas han sufrido un mínimo de dos robos en los últimos tres años. En otras zonas ibéricas este fenómeno puede también llegar a ser grave. Así, en Navarra, los buitres usurparon el 39,1% de los nidos conocidos de Águila Perdicera entre 1979 y 1989 (Fernández y Donázar, 1991). Teniendo en cuenta el número de nidos activos conocidos por pareja de *Hieraaetus fasciatus* en Burgos ($x=2$; $n=24$; rango=1-3), y el elevado coste energético que supone la construcción del nido y la importancia territorial y ecológica de poseer varios nidos funcionales en las especies de grandes águilas (Newton, 1979), la incidencia que este fenómeno puede tener en las águilas ha de ser muy importante, y tiene que ver, sin duda, con el aumento espectacular del Buitre Leonado en la Península Ibérica en las dos últimas décadas (Donázar, op. cit.). En Burgos este aumento ha sido del 102-120% entre 1982 y 1989 (Fernández, 1983; Arroyo *et al.*, 1990), y del 150% entre 1982 y 1996, ya que, en la actualidad, probablemente se superen el millar de parejas (Román, 1996).

Otros factores.

El Águila Perdicera ha sido identificada como la especie con el espectro de amplitud de hábitat más reducido de toda la comunidad de Falconiformes

del Alto Ebro (Fernández, 1983), donde se incluyen la práctica totalidad de las parejas consideradas en este trabajo, lo que puede estar relacionado con factores climáticos. Algunos autores (Real, 1991; Garzón y Araújo, 1972) comentan la dificultad que tienen las águilas para cazar en épocas lluviosas y la incidencia negativa que pueden tener las primaveras adversas en el éxito reproductor. El efecto de la abundante pluviosidad sobre la reproducción ha sido confirmado en algunas aves de presa, como el Halcón Abejero (*Pernis apivorus*), (Kostrzewa, 1989) y el Gavilán Común (*Accipiter nisus*) (Newton, 1989), entre otras. El análisis efectuado en Burgos indica la existencia de una relación negativa entre la productividad y la precipitación. Los análisis efectuados no indican relación entre temperatura y productividad, aunque según Parellada *et al.*, (1984) la isoterma de enero de 2°, junto a la que se sitúa la población estudiada, podría constituir una barrera para la distribución de la especie.

Los productos tóxicos, sobre todo compuestos organoclorados y metales pesados han sido, y aún lo siguen siendo, uno de los factores más importantes de regresión en aves de presa y su problemática ha sido bien documentada (Newton, 1979; Ratcliffe, 1993). Se han comprobado regresiones e incluso extinciones en varias especies de aves de presa con hábitos carroñeros (*Gymnogyps californianus*) y cazador-carroñero (*Aquila chrysaetos*) que sufrían altas exposiciones al plomo (Bloom *et al.*, 1989) y se ha detectado exposición al plomo en especies como el Águila Imperial Ibérica (González, 1991) con hábitos carroñeros estacionales o locales. El Águila Perdicera come carroñas sólo excepcionalmente, por lo que el origen de las intoxicaciones detectadas es difícilmente explicable desde este aspecto. A partir de los análisis de alimentación realizados se ha podido detectar un caso de presencia de perdigones de plomo en al menos una egagrópila de la pareja que presentaba el huevo con intoxicación clínica aguda. Es probable, por tanto, que el origen de esta contaminación esté en las capturas de presas heridas o que hubiesen ingerido perdigones de plomo. Aunque el número de muestras analizadas es muy pequeño, los resultados son alarmantes, y sería necesario analizar nuevas muestras para realizar un seguimiento detallado del problema.

Otra de las causas de regresión anotadas para *Hieraaetus fasciatus* es la persecución directa (Blanco y González, 1992). En la población estudiada sólo se han podido confirmar dos casos de nidos expoliados en los últimos años (uno con dos pollos y una puesta de un huevo). Aunque se desconoce el alcance que pueda tener la persecución directa en la actualidad, parece probable que sea poco importante. Puntualmente las molestias ocasionadas por el turismo o excursionismo pueden llegar a afectar a algunas parejas.

Una de las causas de mortalidad no natural más importante en algunas

especies ibéricas de Falconiformes es por electrocución o choque con tendidos eléctricos (Ferrer, 1993). González (1991) la describe como la más importante en el Águila Imperial Ibérica, mientras que en el Águila Perdicera es considerada la primera causa de mortalidad juvenil (Real, 1992) y la segunda causa de mortalidad adulta, seguida por la persecución directa (Real *et al.*, 1991). En la población estudiada tan sólo se sabe de un adulto muerto por choque contra cable en 1995, por lo que desconocemos con claridad la incidencia sobre esta población. Los primeros resultados aportados por el seguimiento de individuos juveniles y subadultos (Real, 1991), señalan una dispersión importante fuera del área natal, pudiendo afectarles estos factores lejos de ésta, tal y como ocurre sucede en el Águila Imperial Ibérica (González, op. cit.). En este sentido, Real *et al.*, (op. cit.) consideran que el conocimiento del proceso dispersivo de los jóvenes de Águila Perdicera es prioritario para la conservación de la especie.

CONCLUSIÓN

Los análisis climáticos efectuados indican que posiblemente la población burgalesa de Águila Perdicera puede hallarse en su límite biogeográfico de distribución, ya que algunas variables climáticas, como la pluviometría, parecen condicionar su éxito reproductor.

Los muestreos sobre disponibilidad trófica indican densidades muy bajas de especies-presa en el área, que parecen influir en el inicio de la reproducción, aunque no es posible determinar con precisión el grado de limitación que suponen para el éxito de esta. Además, la zona de estudio mantiene una importante comunidad de Falconiformes, la mayor parte de las especies en situación estable o en incremento, y sólo el Águila Perdicera ha mostrado tendencia regresiva desde hace años (Fernández, 1983; Fernández *et al.*, 1994).

La repercusión del fuerte incremento de la población de Buitre Leonado en el éxito reproductor del Águila Perdicera, como consecuencia de la usurpación de nidos es un fenómeno que requiere un “análisis detallado y el seguimiento del mismo en los años venideros” (Donazar, 1993), de cara a tomar las medidas que, en su momento, se estimen más oportunas.

La valoración del programa de alimentación suplementaria puede considerarse como irregular. Estos programas pueden ser muy rentables cuando el aporte efectuado es realmente importante en cuanto a los requerimientos energéticos de la población, como por ejemplo, en especies carroñeras, donde la disposición de carroñas puede tener incidencia en la supervivencia de la fracción juvenil y preadulta de la población (Donazar, op. cit.). Sin embargo, las condiciones en que han de realizarse los aportes en el Águila Perdicera (presas vivas, zonas crípticas al ser áreas humanizadas)

dificulta los aportes masivos. A la vista de nuestros resultados, creemos que puede resultar interesante trabajar con unas pocas parejas en el momento cercano a la puesta y eclosión y primeras semanas de vida de los pollos, evitando una intervención más prolongada sobre la población, cuyos efectos desconocemos.

Las medidas de gestión sobre especies-presa que aseguren, a medio plazo, la disponibilidad de recursos tróficos, han de dirigirse preferentemente a conejo y palomas, porque consideramos menos complicado trabajar sobre ellas que sobre la perdiz roja, especie que, a pesar del interés y de los “cuidados” recibidos, no acaba de recuperarse. En el caso del conejo se requiere una gestión eficaz que incluya tratamientos de la población salvaje y reforzamiento con ejemplares vacunados. Medidas similares han sido propuestas como las más importantes de cara a una eficaz gestión del hábitat para lograr un incremento en las poblaciones de Águila Imperial Ibérica (González, 1991). En el caso de las palomas, las medidas habrán de tender a la creación de palomares o el reforzamiento de los existentes. En este sentido, la divulgación de la problemática de la especie entre los cazadores y habitantes de la zona y su participación en el proyecto de conservación, se hace imprescindible.

El problema de los tóxicos, tanto organoclorados como metales pesados, requiere un estudio detallado, porque podría constituir uno de los factores más importantes de la regresión.

Por último, la inclusión de las áreas de reproducción en alguna figura de protección es un paso necesario. La práctica totalidad de las parejas están incluidas en “áreas importantes para las aves” (De Juana, 1990), pero no han sido declaradas ZEPA ninguna de ellas (González, 1991), ni han sido incluidas en la última ampliación de este inventario (CEE, 1993).

La situación crítica de esta población y la responsabilidad de la administración en buena parte de las medidas que se proponen en este trabajo para lograr su recuperación, hace ineludible su participación activa, si se considera de interés la conservación de esta población subcantábrica, cuya desaparición mermaría sensiblemente el área de distribución del Águila Perdicera en la Península Ibérica.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer especialmente la colaboración de Javier Lamas en este trabajo. Rolando Rodríguez y Javier Naves realizaron una revisión crítica y aportaron numerosas ideas. También queremos agradecer la ayuda prestada por Aurelio Dueñas, Félix Martínez de Lecea, Luis Enrique Ventosa,

Oscar Santamaría, Fernando Jubete, Gonzalo Palomero, César Fernández, Joan Real, Bernardo Arroyo, Carlos Sáez-Royuela y Jose Ignacio Molina. El trabajo de 1992 y 1993 fue financiado parcialmente por la Junta de Castilla y León.

BIBLIOGRAFÍA.

- ARROYO, B. (1991).** Resultados del censo nacional de Águila Perdicera. *Quercus*, 70: 17.
- ARROYO, B., FERREIRO, F. y GARZA, V. (1990).** II Censo Nacional de Buitre Leonado (*Gyps fulvus*). Población, distribución, demografía y conservación. Colección técnica. ICONA.
- ARROYO, B., FERREIRO, F. y GARZA, V. (1992).** Aves de la Lista Roja: El Águila Perdicera. *La Garcilla* 83: 8-9.
- BLANCO, J.C. y GONZÁLEZ, J.L. (1992).** Libro Rojo de los Vertebrados de España. Colección técnica. ICONA. Madrid. 714 pp.
- BLANCO, J.C. y VILLAFUERTE, R. (1993).** Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica. TRAGSA, ICONA.. Informe inédito. 122 pp.
- BLOOM, P.H., SCOTT, J.M., PATTEE, O.H. & SMITH, M.R. (1989).** Lead contamination of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) within the range of the California Condor (*Gymnogyps californianus*). In: Raptors in the Modern World. Meyburg, B-U. & Chancellor, R.D. eds.: 481-482.
- CEE. (1993).** Zonas de Protección Especial. Zonas designadas según el artículo 4 de la directiva 79/409 CEE sobre Conservación de Aves Silvestres. 77 pp.
- CIE (1992).** El Águila Perdicera en la provincia de Burgos. Resultados del censo, seguimiento y alimentación suplementaria. Junta de Castilla y León. Informe inédito.
- CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1980).** Handbook of the Birds of the Western Palearctic. Vol. II. Oxford University Press. Oxford.
- DE JUANA, E. (1990).** Areas Importantes para las Aves en España. Sociedad Española de Ornitología. Monografía 3. 138 pp.
- DEL HOYO, J., ELLIOT, A. & SARGATAL, J. (1994).** Handbook of The Birds of the World. Vol 2. New World Vultures to Guineafowl. Lynx Edicions. Barcelona.
- DELIBES, J. (1992).** Gestión de los cotos de perdiz roja: 141-146. In: La Perdiz roja. Gestión de hábitat. Fundación La Caixa: 141-146.
- DONÁZAR, J.A. (1993).** Los buitres ibéricos: biología y conservación. Reyero Ed. Madrid.
- FERNÁNDEZ, A. (1983).** Distribución estacional y espacial de una comunidad de falconiformes en el Alto Ebro. Universidad del País Vasco. Tesis de Licenciatura. 103 pp.
- FERNÁNDEZ, A., DE LA TORRE, J.A., ANSOLA, L. M., SANTAMARÍA, J., VENTOSA, R., ROMÁN, J., ROMÁN, F. y PALMA, C. (1994).** El Águila de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) en Burgos, 1993. Junta de Castilla y León. Informe inédito. 42 pp.
- FERNÁNDEZ, C. e INSAUSTI, J.A. (1986).** Comparación entre la biología del Águila Real (*Aquila chrysaetos*) y el Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Navarra. Sustitución de territorios, etología interespecífica y estrategias alimenticias. Proc. V Congres. Int. Rapinas Mediterráneas, Evora.
- FERNÁNDEZ, C. & INSAUSTI, J.A. (1990).** Golden eagles take up territories abandoned by Bonelli's eagles. *Journal Raptor Research*, 24: 124-125.
- FERNÁNDEZ, C. & DONÁZAR, J.A. (1991).** Griffon Vultures occupying eyries of other cliff-nesting raptors. *Bird Study*, 38: 42-44.

- FERRER, M. (1993).** El águila imperial. Eurofauna I. Ed. Quercus. Madrid.
- GARZÓN, J. y ARAUJO, J. (1972).** El clima y su posible influencia en las aves de presa (Falconiformes y Strigiformes) en España central. *Ardeola*, 16: 193-213.
- GONZÁLEZ, J.L. (1991).** Las ZEPA, una red de espacios protegidos para Europa. *Quercus*, 62: 39-43.
- GONZALEZ, L.M. (1991).** Historia Natural del Águila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*). Colección técnica. ICONA.
- 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: 66-87.
- KOSTRZEWA, A. (1989).** The effect of weather on density and reproduction success in honey buzzards (*Pernis apivorus*). In: *Raptors in the Modern World*. Meyburg, B-U. & Chancellor, R.D. eds.: 187-192.
- LUCIO, A.J. y PURROY, F.J. (1992).** Caza y Conservación de Aves en España. *Ardeola*, 39 (2): 85-98.
- NEWTON, I. (1979).** Population Ecology of Raptors. T. & A.D. Poyser. Berkhamsted, London.
- NEWTON, I. (1989).** The Control of Sparrowhawk (*Accipiter nisus*) Nesting Densities. In: *Raptors in the Modern World*. Meyburg, B-U. & Chancellor, R.D. eds.: 169-180.
- PRELLADA, X., DE JUAN, A. y ALAMANY, O. (1984).** Ecología de l'áliga cuabarrada (*Hieraaetus Fasciatus*): factors limitants, adaptacions morfològiques i ecològiques i relacions interespecífiques amb l'áliga daurada (*Aquila chrysaetos*). *Rapinyaires Mediterranis II*. CRPR.
- RATCLIFFE, D.A. (1993).** The Peregrine Falcon. T. & A.D. Poyser. London.
- REAL, J. (1987).** Evolución cronológica del régimen alimenticio de una población de *Hieraaetus fasciatus* en Catalunya: factores causantes, adaptación y efectos. In: *Rapaci Mediterranei III*, Vol XII: 185-205. Instituto Nazionale di Biología della Salvagina. Bologna, Italia.
- REAL, J. (1989).** Protección del águila perdicera en Cataluña. *Quercus*, 38: 24-29.
- REAL, J. (1991).** L'áliga perdiguera (*Hieraaetus fasciatus*) a Catalunya: Status, Ecología trófica, Biología reproductora i Demografía. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.
- REAL, J. (1992).** Continúa el declive del águila perdicera en España y Francia. *Quercus*, 81: 14-15.
- REAL, J. y BROS, V. (1984).** Estudios para lograr la recuperación del águila perdicera en Cataluña. *Quercus*, 14: 10-13.
- REAL, J., MAÑOSA, S., DELAMO, R., SÁNCHEZ, J.A., SÁNCHEZ, M.A., CARMONA, D. y MARTÍNEZ, J.E. (1991).** La regresión del águila perdicera: una cuestión de demografía. *Quercus*, 70: 6-12.
- REAL, J., MAÑOSA, S., CHEYLAN, G., BAYLE, P., CUGNASSE, J.M., SÁNCHEZ, J.A., SÁNCHEZ, M.A., CARMONA, D., MARTÍNEZ, J.E., RICO, L., CODINA, J., DEL AMO, R. & EGUÍA, S. (1993).** A preliminary demographic approach to the Bonelli's Eagle population decrease in Spain and France. In: *IV world Conference on Birds of Prey and Owls*. Meyburg, B-U. & Chancellor, R.D., Eds.
- RICO, L., VIDAL, A. y VILLAPLANA, J. (1990).** Datos sobre la distribución, reproducción y alimentación del Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Alicante. *Medi natural*, 2: 103-112.
- ROMÁN, J. (1996).** Buitre Leonado, *Gyps fulvus*. In: ROMÁN, J., ROMÁN, F., ANSOLA, L.M., PALMA, C. y VENTOSA, R. Atlas de las Aves Nidificantes de la provincia de Burgos. Ed. Caja de Ahorros del Circulo Católico. Burgos.
- SANZ-ZUASTI, J. y RICO, M. (1993).** Prospección y seguimiento de la población de Águila

Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Zamora, 1993. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Castilla y León. Informe inédito. 126 pp.

SOKAL, R.R. y ROHLF, F.J. (1979). Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. Blume Ed. Madrid. 832pp.

TELLERÍA, J.L. (1986). Manual para el Censo de los Vertebrados Terrestres. Ed. Raíces. 278 pp.

TUCKER, G.M. & HEATH, H.F. (1994). Birds in Europe: Their Conservation Status. Cambridge, UK: Birdlife International (Birdlife Conservation Series nº 3).

WATSON, J. & LANGSLOW, D.R. (1989). Can food supply explain variation in nesting density and breeding success amongst Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*)?. In: Raptors in the Modern World. Meyburg, B-U. & Chancellor, R.D. Eds.: 181-186.

Alberto FERNÁNDEZ
INDUROT. Universidad de Oviedo
Independencia 13
33004 OVIEDO. ESPAÑA.

Jacinto ROMÁN
Av. Sanjurjo 39, 10º C
09004 BURGOS. ESPAÑA.