

Variación en la estructura y la composición de las áreas de dispersión de jóvenes de Águila imperial (*Aquila adalberti*) en el centro peninsular.

Alejandro Viera López.

Directores: José I. Aguirre¹, Beatriz Martínez-Miranzo¹, Juan José Iglesias².

¹Departamento de Zoología y Antropología Física, Facultad de Biología, Universidad Complutense de Madrid.

²Grupo de Rehabilitación de Fauna Autóctona y su Hábitat, GREFA.



Fotografía cedida por Juan José Iglesias (GREFA)

Resumen

El águila imperial se encuentra actualmente en recuperación poblacional en el centro de la Península Ibérica, donde desde hace unos años está ocupando lugares en los que apenas estaba presente en el siglo pasado, como son las llanuras del Tajo medio y el Alberche. Es importante, por lo tanto, conocer los requerimientos espaciales y de hábitat que tienen los ejemplares de esta zona durante una fase clave como la dispersión. En este trabajo se expone un estudio con 8 individuos juveniles, 3 de ellos provenientes de una rehabilitación en un centro de recuperación, a los que se realizó un seguimiento por medio de emisores GPS. Se observa un patrón temporal en las áreas y distancias recorridas durante la dispersión de los individuos y también que existe una mayor diferencia individual en las áreas más amplias de la distribución que en aquellas más centrales durante este periodo, tanto en el uso del espacio como en el hábitat. Esto puede resultar de importancia para la incorporación y adecuación de medidas de conservación que faciliten el asentamiento a mayor escala en estas zonas, las cuales tienen mayor influencia antrópica que los territorios más históricos.

INTRODUCCIÓN

El águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) es un ave rapaz exclusiva de la zona mediterránea más occidental y una de las aves más escasas del mundo (González, 2000). Es un ave no migradora, al contrario que su pariente oriental (*Aquila heliaca*), probablemente debido a que su presa principal, el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) se encuentra más o menos disponible durante todo el año. (González, 2012).

En España cría en Andalucía, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Extremadura y Madrid (González y Oria, 2004). En 2011, la población total de la especie alcanzó las 324 parejas, residiendo 318 de ellas en España (BirdLife International, 2016). Actualmente, se estima un número superior a las 500 parejas (Juan José Iglesias, com. pers.). Se ha calculado que la superficie de hábitat ocupado por la especie es de algo más de 800.000 ha (González, 2012).

Está catalogada globalmente como Vulnerable por la IUCN, (BirdLife International, 2013) debido al criterio D1 (tamaño de población estimado en menos de 1000 individuos maduros), y en España está incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (R.D. 139/2011) en la categoría de “en peligro de extinción” (MAGRAMA, 2012) y “En Peligro (EN)” en el Libro Rojo de las Aves Reproductoras de España (González y Oria, 2004). Entre las amenazas que sufre esta especie destacan: la pérdida y fragmentación de su hábitat, especialmente por la creación de terrenos de regadío; la disminución de las poblaciones de conejo, diezmadas por la mixomatosis y la NHV (neumonía hemorrágica vírica), y las causas de mortalidad no naturales, entre las que destacan las colisiones y electrocución por tendido eléctrico, uso de veneno y disparos (González, 2000; 2016; González y Oria, 2003; González *et al.*, 2006).

La dispersión juvenil es el periodo comprendido entre la independencia de los progenitores y el asentamiento en el lugar de reproducción (Greenwood y Harvey, 1982). En la especie, al igual que ocurre con la mayoría de aves rapaces, es frecuente que los juveniles realicen vuelos de mayores distancias que los adultos. Para González *et al.* (1989), durante el periodo de dispersión se pueden observar tres fases: 1ª (4 a 6 meses de edad), vuelos exploratorios con regreso al área natal; 2ª (7 a 15 meses de edad), largos vuelos fuera del área natal donde las aves establecen territorios temporales en lugares con aparente abundancia de alimento, y 3ª (A partir de los 16 meses de edad), asentamiento definitivo en una zona, produciéndose el paso al periodo reproductivo. En muchos casos ocurre en la última fase un regreso a la vecindad del área natal, probablemente debido a que alrededor de un 50% de los individuos pueden considerarse filopátricos (González *et al.*, 2006). La filopatría es la tendencia en muchas

especies animales por la que muchos de sus individuos vuelven a reproducirse a una zona próxima a la que nacieron tras un proceso de dispersión (Greenwood, 1980). Sin embargo, existen evidencias de individuos que se reproducen en áreas diferentes a las que nacieron (Ferrer, 1993), lo que sugiere un cierto intercambio genético entre diferentes subpoblaciones.

En un estudio que comparó individuos nacidos en libertad y reintroducidos en un área nueva (Muriel *et al.*, 2015) se vio que las águilas reintroducidas tenían una distancia de dispersión máxima mayor que las salvajes (medias: 205 km y 119,7 km, $N=23$ y 17; respectivamente) e incluso comenzaban esta dispersión a una edad más temprana. Los autores postulan que esto puede ocurrir debido a que las primeras tenían una mejor condición como resultado de su alimentación *ad libitum*, aunque es posible que también intervengan otras causas relativas a la zona: factores abióticos (vientos predominantes) y bióticos (cantidad de presas en entornos cercanos, densidad de parejas reproductoras) (Juan José Iglesias, com. pers.). Existe un alta mortalidad durante las dispersiones, debido a la dispersión *per se* y a la falta de familiaridad con las áreas que exploran (González *et al.*, 1989). La dispersión juvenil es, por tanto, una etapa crucial para el mantenimiento de las poblaciones de Águila Imperial Ibérica, gracias a la supervivencia de la fracción no reproductora y que puede posibilitar el intercambio genético entre poblaciones y la colonización de nuevas áreas de reproducción (González *et al.*, 2006). Es por ello de especial importancia conocer las áreas que usan los juveniles al objeto de establecer medidas eficaces de conservación (Martínez *et al.*, 2008).

El águila imperial ocupa un abundante número de hábitats que van desde pinares de alta montaña hasta formaciones dunares. Sin embargo, las mayores densidades se dan en terrenos de topografía suave o llana con una considerable cobertura arbórea, aunque no dominante, y ricos con altas densidades de conejo (González y Oria, 2003). Durante la dispersión, los individuos seleccionan áreas de asentamiento temporal con pastos o zonas de cultivos con árboles del género *Quercus* dispersos y evitan zonas de regadío (Ferrer y Harte, 1997). Nidifica preferentemente en extensiones con menor superficie de cultivos de regadíos, tierras de labranza no arboladas y con mayor extensión de tierras de agricultura extensiva con arbolado, de matorral con monte bajo y de terreno improductivo (González, 2016). Estos hábitats coinciden con los predominantes en los valles del centro peninsular, sin embargo durante la mayor parte del siglo pasado la mayoría de las parejas reproductoras tenían sus territorios en núcleos situados en lugares de topografía más abrupta y mayor proporción de arbolado como son las sierras mediterráneas, relegando las zonas más llanas como áreas de dispersión. Como

consecuencia de la reducción en la persecución humana, la ocupación de las zonas de llanura con usos del suelo tradicionales, como los valles del Tajo y del Alberche, ha aumentado (Castaño, 2007; González y Oria, 2004; González *et al.*, 2008) La calidad del hábitat, principalmente en función de la abundancia de conejo y la presencia humana, parece ser uno de los factores determinantes del tamaño de las áreas de campeo (Fernández *et al.*, 2009).

Objetivos del estudio

La finalidad de este estudio es arrojar luz sobre los patrones de dispersión de juveniles y su uso del territorio en el centro de la Península Ibérica. Entre los objetivos específicos, se puede señalar el estudio de la variación en las áreas y distancias durante la dispersión de juveniles a lo largo del tiempo (conforme con la literatura, éstas irían aumentando hasta los 16 meses de edad, cuando empezarían a disminuir). También el análisis general de estos mismos parámetros entre individuos para todos los años durante su dispersión, así como la búsqueda de diferencias individuales según su sexo, origen (centro de recuperación o silvestres) y por parentesco. Se presume que estas variaciones serán más acusadas en las áreas más amplias, que dependen más de la dispersión de cada individuo, que en las más centrales. Por último, una caracterización general del hábitat en las zonas de dispersión de los individuos, que igualmente se espera que sea más parecido en las áreas centrales, al depender las más periféricas de los lugares de dispersión.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se circunscribe a una zona enmarcada en el centro península entre las provincias de Toledo, Ciudad Real, Ávila y Madrid, con el Sistema Central en su límite norte y los Montes de Toledo al Sur, entre las cuales discurre la cuenca del Tajo.

Para determinar la zona de estudio (Fig. 1), se realizó un contorno del análisis de Estimación de Densidad Kernel ajustada con Reference Bandwidth (Kernel, de aquí en adelante) (Worton, 1989), que contiene el área que abarca un cierto porcentaje de densidad de distribución de todas las localizaciones registradas para todos los individuos juntos, en este caso un 95%, que abarca el territorio utilizado, eliminando los puntos extremos (5% de la densidad de localizaciones totales). Este análisis, así como los posteriores de este tipo (Kernels) fueron realizados con el paquete Reproducible

Home Ranges (Signer y Balkenhol, 2015) para el programa R 3.3.1 (R Core Team, 2016).

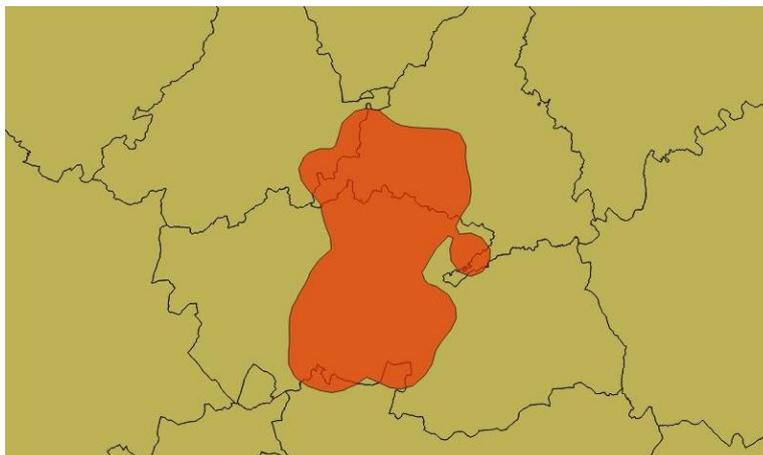


Figura 1: área general de estudio calculada mediante un Kernel 95% de los puntos obtenidos de todos los individuos.

La zona de estudio coincide con las provincias biogeográficas Carpetano-Ibérico-Leonesa al Norte (sectores Guadarramense y Bejarano-Gredense), Castellano-Maestrazgo-Manchega al Este (sector Manchego) y Luso-Extremadurenses al Oeste (sector Toledano-Tagano) (Peinado Lorca y Rivas-Martínez, 1987). Se ven representados en esta zona los pisos bioclimáticos mesomediterráneo y supramediterráneo (Rivas-Martínez, 1983). El paisaje está dominado por grandes extensiones de cultivo de secano salpicado de zonas de matorral esclerófilo y carrascales dispersos (*Quercus ilex*); de hecho, un 65 % de la superficie de la provincia de Toledo está dedicada actualmente a cultivos agrícolas (Castaño, 2007). En las llanuras al sur del Sistema Central (noroeste del área de estudio) se hacen más dominantes las dehesas de encina (Banco de Datos de la Naturaleza, 2006). En términos generales, el águila imperial se beneficia de estos usos tradicionales del suelo, ya que proporciona tanto sitios para nidificar (grandes encinas) como un buen hábitat para el conejo (Rodríguez-Ramos *et al.*, 2011). Respecto a las formaciones boscosas, se ven prácticamente recluidas a las faldas y laderas de las sierras: en el norte del área de estudio aparecen melojares (*Quercus pyrenaica*) en el piso supramediterráneo, encinares en las faldas de la montaña y pinares de pino resinero (*Pinus pinaster*) en la Sierra de Gredos oriental y de pino resinero (*Pinus pinea*) en bosques aclarados de laderas de solana en los cerros del oeste de Madrid (Costa, 2005); la vegetación de las sierras de Toledo se compone de encinares en las dehesas bajas, alcornoques (*Quercus suber*) en las laderas medias y altas de solana y melojares en las laderas de umbría (Peinado Lorca y Rivas-Martínez, 1987).

Individuos del estudio y seguimiento GPS

Entre los años 2009 y 2015 se colocaron emisores GPS solares a 8 individuos, tres machos y cinco hembras (Tabla 1). Tres de ellos (dos hembras y un macho), fueron colocados de forma directa a individuos rehabilitados en el centro de recuperación de fauna GREFA (Majadahonda, Madrid) Uno de estos tres individuos, Susana, fue ingresado en el centro tras haber sufrido una electrocución grave en sus primeros vuelos; los otros dos, Temujin y Sara, ingresaron debilitados tras sus primeros vuelos inexpertos. Todos ellos fueron ingresados como juveniles del año. Los cinco individuos restantes (tres hembras y dos machos), son descendientes de uno de los ejemplares liberados (Susana). En este caso fueron colocados cuando las águilas aún estaban desarrollándose en el nido, en los años 2012 y 2014. Todos los ejemplares de este proyecto fueron marcados con anillas oficiales metálicas, anillas de PVC de lectura a distancia y emisores GPS: 5 Argos/GPS (Microwave Telemetry Inc), a Olalla, Candela, Moro, Aljama y Susana; 2 SAKER-M (Ecotone Telemetry), a Temujin y Bolas, y 1 e-obs (GmbH), a Sara. Los transmisores no superan el 5% del peso total ave (Kenward, 1985), son del tipo mochila (Pavón *et al.*, 2009; Iglesias Lebrija *et al.*, 2012) y se colocaron mediante el método de Garcelon (1985) que consiste en la fijación al dorso del emisor mediante una cinta que rodea la base de las alas y se cruza a la altura de la quilla, donde recibe unas puntadas de hilo para evitar su desplazamiento (Martínez *et al.*, 2008) y permite al individuo tener un vuelo normal (Pavón *et al.*, 2009). A Partir de estos transmisores se obtuvieron unos 38.000 puntos georreferenciados.

Tratamiento de los datos y análisis espacial

Al haberse instalado en los individuos distintas modalidades de emisores, con intervalos de grabación diferentes, se realizó una homogeneización de los datos: se eligieron 5 intervalos horarios por día (en intervalos de dos horas entre las 8:00 y las 19:00 desde octubre hasta marzo y en intervalos de tres horas entre las 6:00 y las 21:00 desde abril hasta septiembre) y se seleccionó al azar una localización por intervalo. Se eligió este número de intervalos, ya que el emisor que menos localizaciones produjo fue de 5 al día. Anteriormente, se eliminaron las localizaciones repetidas (con una misma coordenada) en un mismo día para un individuo y también se suprimieron aquellas que se ubicaban desde las últimas horas de la tarde hasta las primeras de la mañana, por considerarse en zonas de dormitorio. Esto garantizó la reducción de aquellas muestras no consideradas como independientes para evitar la pseudorreplicación (Swihard y Slade, 1985; Seaman y Powell, 1996). Tras todo ello, se mantuvieron 23.681 datos para los análisis (Tabla 1)

Nombre	Sexo	Año nacimiento	Procedencia	Puesta	Puntos de localización							
					2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Total
Susana	H	2008	C. recuperación	-	974	1249	1213	1216	1371	1337	1465	8825
Moro	M	2012	Nido	1	-	-	-	852	1786	1783	1427	5848
Aljama	H	2012	Nido	1	-	-	-	735	1071	-	-	1806
Candela	H	2012	Nido	1	-	-	-	737	1548	1553	1472	5310
Olalla	H	2014	Nido	2	-	-	-	-	-	-	335	335
Bolas	M	2014	Nido	2	-	-	-	-	-	775	116	891
Sara	H	2015	C. recuperación	-	-	-	-	-	-	-	461	461
Temujin	M	2015	C. recuperación	-	-	-	-	-	-	-	205	205

23681

Tabla 1: Número total de localizaciones durante los años de seguimiento para cada individuo de *A. adalberti* del estudio.

Con el fin de determinar si existen patrones temporales diferenciales en el uso del territorio se determinaron para cada individuo y para cada año dos polígonos mediante análisis Kernel: Kernel al 50% (K50), donde se acumula la mayor parte de las localizaciones de ese año (engloba el 50% de la densidad de puntos para ese periodo), y Kernel al 95% (K95), que constituye el tamaño total del área de dispersión de ese año, excluyendo los valores atípicos. Además se midió para cada individuo la distancia máxima de forrajeo anual, que corresponden con la distancia entre el centroide de K50 de un año y el punto más alejado del K95 del mismo año, y que ofrece una idea de la distancia a la que se ha alejado el animal durante la dispersión en ese año.

Para analizar las diferencias individuales se realizaron tres Kernel para cada animal (tomando todos los años de ese individuo en conjunto, excepto en el caso de Susana en los que sólo se incluyeron los primeros dos años, ya que a partir de ese momento comienza a comportarse como reproductor adulto y no como juvenil): K95, considerado como el área total durante la dispersión; K50, que se corresponde, con el área núcleo (Samuel *et al.*, 1985), donde ocurre la mayor parte de la actividad del individuo y un Kernel al 5% (K5), que corresponde con el área del nido de nacimiento o el lugar donde más se asentó. Además de estos tres polígonos se midió una distancia máxima de forrajeo total, calculada como la longitud entre el nido de nacimiento (tomado como el centroide del respectivo K5) hasta el punto más alejado del K95 (de todos los años del

individuo) o, en el caso de los individuos liberados, desde el lugar de suelta hasta el punto más alejado del K95.

Posteriormente se realizó una estimación del hábitat comprendido dentro de cada uno de esos tres polígonos kernel totales establecidos para cada individuo. Para ello, a partir de base de datos de ocupación del suelo de España SIOSE (IGN, 2006), en forma de capa vectorial, y mediante el programa QGIS 2.14 (QGIS Development Team, 2016), se estableció la proporción de superficie de cada uso del suelo dentro del área de cada polígono y se redujeron todas las clases de cobertura iniciales a 12 categorías: cultivo de secano, cultivo de regadío, coberturas artificiales, pastizal, arbolado de frondosas caducifolias, arbolado de frondosas perennes, arbolado de coníferas, matorral, dehesa, sin vegetación (suelo desnudo, arena, roquedos), cobertura acuática (ríos, lagos, etc...) y suelo no identificado.

Análisis estadístico

Para identificar patrones temporales relacionados con la variabilidad intra-individual en el tamaño del área de dispersión, se midieron las diferencias anuales de los parámetros espaciales (área de los Kernel, K95 y K50, de cada año y las distancias máximas de forrajeo anuales) mediante una prueba T-Student de muestra única para cada individuo.

Seguidamente, para identificar la variabilidad inter-individual, se calculó también con un test de la T de muestra única, las diferencias para cada uno de los parámetros espaciales generales (K95, K50, K5 y distancias de forrajeo totales) de cada individuo durante el periodo de dispersión. Se realizó tanto un análisis global con todos los individuos, así como codificando para variables de grupo: sexo (macho, hembra), origen (silvestre, centro de recuperación) y puesta (puesta 1, de 2012, y puesta 2, de 2014).

Para identificar patrones relacionados con el hábitat, se analizó la variación total entre individuos de las proporciones de usos del suelo mediante test de la T de muestra única, tomando como variables cada una de las 12 categorías de hábitat y separando por cada uno de los Kernel totales (K5, K50, K95). Y, al igual que para los parámetros espaciales, también se realizaron filtros para cada variable de agrupación: sexo, origen y puesta. Además se hizo una comparación conjunta entre madre (Susana, cuando era juvenil) e hijos (aquellos 5 individuos marcados en el nido) para ver si existe un patrón en el uso del hábitat de la madre con respecto a la descendencia.

Estos análisis permitirán conocer las diferencias generales entre individuos y para cada grupo (intra-grupo) y la variación anual para cada individuo. Sin embargo, no se pudo

realizar las diferencias entre grupos (inter-grupo), debido a que el tamaño muestral (individuos) es demasiado bajo ($N=8$).

Todos estos análisis se realizaron mediante el programa STATISTICA 10 (StatSoft, Inc, Tulsa, OK, USA) y se comprobó la normalidad de las variables mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov.

RESULTADOS

Variación anual de los parámetros espaciales

Anualmente existen diferencias para Moro en K95 ($t=4,17$; $p=0,03$; $g.l.=3$), K50 ($t=4,46$; $p=0,02$; $g.l.=3$) y distancia ($t=4,80$; $p=0,02$; $g.l.=3$) y para Susana en las distancias de forrajeo anuales ($t=4,46$; $p=0,02$; $g.l.=6$). Para el resto de individuos (3) ningún parámetro resultó significativo ($p>0,05$). Los valores de cada año para cada individuo se muestran en la tabla 2.

	K95	K50	Distancia
Aljama			
2012 (0)	2329,84	155,54	52,32
2013 (1)	60457,70	6185,65	364,32
Bolas			
2014 (0)	10825,54	890,39	189,07
2015 (1)	66743,92	6854,26	382,75
Candela			
2012 (0)	8333,68	1090,20	219,75
2013 (1)	20148,25	1834,13	245,56
2014 (2)	410,84	20,01	25,71
2015 (3)	168,69	10,72	13,75
Moro			
2012 (0)	1623,15	145,10	28,87
2013 (1)	5161,75	550,77	76,02
2014 (2)	2683,39	396,99	38,87
2015 (3)	2934,69	461,50	51,99
Susana			
2009 (1)	5689,75	1039,27	65,31
2010 (2)	446,43	31,39	42,10
2011 (3)	242,24	19,47	39,13
2012 (4)	55,80	3,63	5,86
2013 (5)	40,36	2,99	4,40
2014 (6)	33,80	1,94	4,07
2015 (7)	42,01	3,43	4,90

Tabla 2: valores anuales del área (km^2) de K95, K50 y distancias máximas de forrajeo (km) para los individuos con datos en más de un año (entre paréntesis se indica la edad del individuo en dicho año).

Diferencias individuales en los parámetros espaciales totales

Los valores medios de cada Kernel y de las distancias máximas de forrajeo totales, tanto en global como divididos según sexo, origen y puesta, se muestran en la tabla 3.

Existen diferencias significativas individuales en el tamaño de K95 ($t=2,69$; $p=0,03$; $g.l.=7$), K50 ($t=2,73$; $p=0,03$; $g.l.=7$) y en la distancia máxima de forrajeo ($t=5,27$; $p<0,01$; $g.l.=7$). Sin embargo, no las hay en el área de K5 ($t=2,00$; $p=0,09$; $g.l.=7$).

		K95	K50	K5	Distancia de dispersión
Totales		9566,70±10049,18	1038,71±1076,35	52,00±73,51	150,159±80,528
Sexo	Hembras	9939,72±12533,71	976,34±1361,98	57,27±92,19	158,621±95,323
	Machos	8945,00±6191,58	1142,66±564,73	43,21±41,59	136,06±63,61
Origen	Naturales	12795,64±11774,71	1304,78±1281,73	73,38±88,48	113,10±28,60
	Recuperación	4185,13±2580,07	595,24±545,15	16,35±14,38	115,320±25,868
Puesta	1	14146,78±15644,38	1473,76±1674,82	88,86±114,94	197,40±111,73
	2	10768,93±7168,65	1051,32±864,35	50,17±55,63	131,56±89,77

Tabla 3: valores medios (y desviación típica) de los parámetros espaciales totales (área, en km^2 , de los Kernels y distancia máxima de forrajeo, en km) de los juveniles, así como para hembras y machos, individuos naturales y de centro de recuperación y de los nacidos en la puesta 1 (2012) y la puesta 2 (2014).

Al separar por sexos, en los machos no se observó ninguna diferencia individual (en todos los parámetros $p>0,05$), sin embargo, en el caso de las hembras sí se encontró variación estadísticamente significativa, aunque solamente para las distancias máximas de forrajeo totales ($t=3,72$; $p=0,02$; $g.l.=4$).

En cuanto al origen, se vieron diferencias significativas únicamente en las distancias de forrajeo tanto entre los individuos silvestres ($t=3,91$; $p=0,02$; $g.l.=4$), como entre los de centro de recuperación ($t=7,72$; $p=0,02$; $g.l.=2$).

Por último, en relación a la variación entre hermanos, no se encontró estadísticamente relevante, ni entre los individuos de la puesta 1 ni entre los de la puesta 2, para ninguna variable.

Parámetros de hábitat

Los valores medios de las proporciones de cada tipo de hábitat para cada Kernel se muestran en el Anexo 1, fueron establecidos para el total de los individuos, así como divididos por sexo, origen y puesta.

Para las diferencias entre todos los individuos, se observó variación significativa de todas las variables para K95, todas menos dehesa para K50 y solo en cinco variables para K5 (secano, regadío, artificial, pastizal y no identificado).

Al dividir por sexos, las hembras experimentaron variación individual en todas las categorías de hábitat para K95, en todas menos cuatro para K50 (coníferas, dehesa, sin vegetación y agua) y únicamente en dos para K5 (secano y pastizal); en cambio, en los machos se percibieron diferencias en K95 para todas excepto cobertura artificial, en K50 para todas menos cuatro (perennes, dehesa, sin vegetación y agua) y en K5 solamente en pastizal.

En cuanto al origen, entre individuos procedentes del centro de recuperación existieron diferencias significativas en K95 para todas menos tres variables (coníferas, agua y no identificado), en K50 solo para tres variables (secano, artificial y caducifolias) y ninguna en K5; mientras que para los no rehabilitados todas las variables tuvieron diferencias individuales en K95, todas menos dehesa y agua para K50 y solo se vieron diferencias en cuatro categorías para K5 (secano, artificial, pastizal y no identificado).

Entre los individuos de la primera puesta se observan diferencias para todas las variables en K95 excepto cobertura artificial y sin vegetación, en cuatro para K50 (secano, pastizal, caducifolias y matorral) y solo en seco y pastizal para K5. Entre los de la segunda puesta experimentaron variación sólo en coníferas para K95, en tres variables para K50 (secano, artificial y no identificado) y en seco y pastizal para K5.

En cuanto al análisis entre madre e hijos, existen diferencias individuales para K95 en todas las variables, para K50 en todas menos dos variables (dehesa y agua) y en cinco de ellas para K5 (secano, artificial, pastizal, perennes y no identificado).

DISCUSIÓN

Pese a existir diferencias anuales solo en un individuo para las áreas y en dos para las distancias de forrajeo, se puede observar un patrón en los valores de los parámetros espaciales a lo largo del tiempo y que coincide con nuestras predicciones iniciales, ya que aumentan el área y las distancias para todos los individuos hasta un máximo, que se da en el año posterior al de nacimiento, tras lo cual estos valores disminuyen. Respecto a las variaciones totales entre individuos, estas se dan para las áreas más externas (K95 y K50) que en las centrales (lo cual también concuerda con nuestros pronósticos), aunque sobre todo se dan para las distancias máximas de forrajeo totales.

Algo parecido ocurre con el hábitat, dándose las diferencias individuales en mayor medida para K95 y en menor para K5.

El patrón temporal (de las áreas y distancias de cada individuo) que se observa a partir de los datos parece corresponder con lo descrito por otros autores en cuanto a la dispersión de la especie (González et al, 1989; Ferrer, 1993). Es en el año de nacimiento cuando se producen los primeros movimientos dispersantes en forma de vuelos exploratorios, a no mucha distancia y con regreso al área natal, lo que corresponde con unos valores medios en distancias y áreas del territorio de dispersión; en el siguiente año natural es cuando la actividad dispersante es más acusada, ya que se realizan vuelos de larga duración y lejos del área natal donde se establecen territorios temporales, con lo que se podrían esperar los valores más altos en las áreas y distancias, como es en nuestro caso; a partir de entonces los valores comenzarían a decrecer, ya que los individuos se van poco a poco asentando en una zona determinada (ya sea cerca del área natal en el caso de individuos filopátricos o en otro lugar) y empiezan a comportarse como individuos reproductores y a tener un comportamiento más territorial (González, 2012). Esto último se puede observar en el caso de Susana, ya a partir del año 3 empieza a manifestar cifras más claramente pequeñas en el área y las distancias de forrajeo, y que coincide con su primera reproducción, en 2011. El problema de que en algunos individuos no se vea variación significativa puede deberse al poco tamaño muestral ($N=2$ años en el caso de Aljama y Bolas) o, en el caso de Candela, que las cifras se hayan agrupado en dos rangos (los dos primeros años valores altos y los dos últimos valores bajos).

Las áreas durante el proceso de dispersión (valores totales) presentan variaciones individuales: tanto en el área total de dispersión referida en el K95, como en las áreas núcleo (K50) se observan diferencias entre todos los individuos. En el caso de K95, puede deberse a que existen individuos más propensos a dispersiones largas o muy alejadas del lugar de cría, o que realizan mayor cantidad de vuelos exploratorios. En cuestión al K50, puede que esto se vea influido por la diferencia en la disponibilidad de los recursos que tienen los diferentes individuos en cada uno de sus territorios, principalmente por la densidad de presas, que ya se comentó como un factor clave para el tamaño de áreas de campeo (Fernández *et al.*, 2009). En cuanto a las áreas más centrales (K5), no sufren cambios en su tamaño entre individuos, esto ocurre probablemente porque esta área no tiene tanto que ver con la dispersión ni uso diferencial del territorio como en los anteriores casos, sino que pueden tener más que ver con áreas de descanso o zonas de dormitorio.

Las distancias máximas de forrajeo durante la dispersión fueron de media 149km, lo cual indica un valor parecido con lo anteriormente publicado (Muriel *et al.*, 2015). Estas distancias también se ven influidas por variaciones individuales, lo cual implica que hay individuos que se dispersaron significativamente más lejos que otros. Estas diferencias se observan también entre individuos silvestres y de centro de recuperación, sin embargo, esto se ve más acusado en el caso de los individuos marcados en el nido, ya que tanto los individuos que más lejos se dispersaron (Candela y Aljama, que llegaron a tener asentamientos temporales en Andalucía) como los que más cerca lo hicieron (Moro y Olalla, que se dispersaron unos 68km como máximo) pertenecen a esta categoría. Por otro lado, no se observan diferencias entre hermanos, lo que parecería indicar que estos se dispersan igual de lejos (aunque no tienen por qué hacerlo a las mismas zonas); en cambio, sí que podemos observar que hay un individuo de cada puesta que no se dispersa a gran distancia (menos de 70km) mientras que los demás lo hacen más lejos (rondan los 200km). Esto último podría deberse a que aquellos que más se alejan son los que están en mejores condiciones como propone Muriel *et al.* (2015). Aunque en ningún caso puede afirmarse que sea así, el proceso de dispersión a sitios más alejados resultaría ventajoso bajo esta teoría, pero supone riesgos de mortalidad, asociados principalmente a ambientes desconocidos.

El tamaño medio de los territorios totales, estimados mediante Kernel (Tabla 1), resultaron considerablemente superiores respecto a los datos calculados anteriormente para juveniles (Martínez *et al.*, 2008). Esto puede deberse a la cercanía de núcleos cercanos saturados (Montes de Toledo y Sistema Central) (Castaño, 2007) por lo que los juveniles tendrían que realizar vuelos más alejados de la zona natal hacia áreas de dispersión más fáciles de colonizar o donde establecer un asentamiento temporal. También es posible que ocurra porque el estudio de Martínez *et al.* (2008), se realiza mediante radioseguimiento terrestre (en vez de por GPS como en este caso), un método que puede infravalorar las áreas de campeo.

En cuanto a las variables de hábitats, no existen muchas similitudes individuales para K95, ya que se encuentran diferencias en casi todas las variables para la mayoría de grupos. Esto puede deberse a que corresponde a las áreas totales de dispersión, donde se ocupan hábitats muy diversos. Sí que se observa que entre hermanos las diferencias ocurren en menos variables, esto puede deberse a que los individuos de una puesta tienen preferencias similares o también a que el tamaño de muestra (individuos para cada puesta) es muy bajo, lo que no permite distinguir estadísticamente la variación.

Para el K50, las diferencias ocurren en menor número de variables que para K95, tanto a nivel global como para cada grupo. Esto tiene sentido si consideramos que estas áreas no son tan diferentes como las de K95, posiblemente porque todas se distribuyen por una misma zona (provincia de Toledo y sur de Madrid) y a que se dé un uso parecido a las áreas núcleo en los individuos, ya que probablemente estas zonas sean más favorables para el conejo y es en estas zonas donde las águilas obtienen su comida (Fernández *et al.*, 2009). De hecho, las áreas K50, frente a las K95, tienen, de media, más proporción de cultivos de secano (58% y 41%, respectivamente) y menos arbolado en general (4% y 12%, respectivamente), lo cual coincide con las preferencias del conejo, las cuales son hábitats llanos con gran productividad herbácea, como cultivos extensivos y pastizales, y de poca cobertura arbórea (Calvete *et al.*, 2004; Ferrer y Harte, 1997), ya que esta última, en el área de estudio, se da principalmente en zonas de la sierra, donde como se ha comentado existen población asentadas desde hace más tiempo (González y Oria, 2004; González *et al.*, 2008), que evitarían los ejemplares juveniles.

Respecto a K5, en general existe poca variación individual en todos los grupos. Esto probablemente se deba a que hay 6 individuos (de 8 totales) emparentados entre sí (hermanos y madre-hijos), que comparten nido o están muy próximos entre sí. Esta zona de cría se sitúa en el término municipal de Santa Cruz del Retamar (Toledo), que es donde se reprodujo la hembra Susana en, al menos, tres ocasiones (2012, 2013 y 2014).

Se observa en varios individuos un fenómeno filopátrico, como es usual en águilas imperiales (Ferrer, 1993). La filopatria ocurre incluso en individuos que llegan a dispersarse lejos de las zonas natales (Sierra Morena, Sur de Badajoz y oeste de Castilla y León) y provoca una acumulación de las zonas núcleo, que por otro lado pueda verse favorecida debido a una competencia intraespecífica débil en la zona, ya que la ocupación ha ocurrido en años recientes (Castaño, 2007). Esta zona, situada en el valle del Alberche y el valle medio del Tajo, está siendo colonizada desde los años noventa y goza de un aumento de la población de águila imperial; al igual que la provincia de Toledo en general, que llegó a la cifra de 45 parejas en 2008 (Castaño, 2009). Cuenta con una disponibilidad trófica elevada al coincidir con zonas de abundante caza menor, pero a la vez bastante más humanizadas que otras cercanas y pobladas desde hace más tiempo (Castaño, 2007).

Que las águilas generalmente sean menos selectivas aparentemente en las zonas más internas de su área de dispersión y que estas tengan superficies más parejas, podría señalar la importancia de estos lugares, donde deberían concentrarse las medidas de

conservación, ya que además en este caso entran en mayor contacto con la población humana. Sería necesario el impulso de acciones tales como divulgación a la población local, reforzamiento de patrullas ambientales y sanciones para evitar el veneno, así como la adecuación de estructuras eléctricas para reducir la mortalidad de las aves en estos lugares. También sería muy beneficioso para la especie fomentar la conservación de los usos tradicionales del suelo, evitando la expansión de cultivos de riego, favoreciendo la permanencia de arbolado disperso que las aves puedan usar para nidificar (es de destacar el caso de Susana que cría en un viñedo) y estimulando la creación de refugios para el conejo. Además, esta zona en concreto, resultaría de gran importancia, debido a que es un área reproductiva en auge y que sirve de conexión entre otras poblaciones, ya que entra en contacto con los núcleos más asentados de los Montes de Toledo, Gredos y Guadarrama y ayudaría a favorecer el flujo genético entre estos.

Sin embargo, este trabajo debe considerarse como una aproximación a la descripción del uso del espacio por parte de esta especie, debido a que hay muchos aspectos que requieren estudios posteriores como: comparaciones entre grupos, relaciones intra e interespecíficas en las zonas núcleo o comparación de los territorios con la abundancia de su presa principal, el conejo. Además, el incremento del número de aves marcadas de la especie contribuiría a conocer con mayor profundidad estos factores, a realizar análisis que no se pueden realizar debido al tamaño muestral y a abordar la conservación de la especie basada en datos científicos.

AGRADECIMIENTOS

Gracias a GREFA por cederme los datos para realizar mi TFM y a todas las personas que han trabajado en el rescate, tratamiento, rehabilitación, marcaje y seguimiento de los ejemplares rehabilitados, así como en el marcaje y seguimiento de los ejemplares silvestres, en especial a Juan José Iglesias por ofrecer además su ayuda y sus sugerencias, muy valoradas. También a Jose I. Aguirre y a Beatriz Martínez Miranzo por el planteamiento y supervisión del proyecto. Por último, a todos los que me han apoyado durante la realización del trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

Banco de Datos de la Naturaleza. 2006. Mapa de formaciones arboladas: dehesas. *Mapa Forestal de España (MFE50)*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. España.

Birdlife International. 2013. *Aquila adalberti*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2013*.

Birdlife International. 2016. *Species factsheet: Aquila adalberti*. Disponible en: <http://www.birdlife.org>

Calvete C, Estrada R, Angulo E, Cabezas-Ruiz S. 2004. Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 19: 531-542.

Castaño JP. 2007. *Dinámica poblacional del águila imperial ibérica, Aquila adalberti, en la provincia de Toledo (1989 - 2006)*. *Areola* 54(2): 309-317.

Castaño JP. 2009. El Águila imperial en Castilla-La Mancha entre 1999 y 2008. *Quercus* 281: 22-26.

Costa M. 2005. *Los bosques ibéricos: una interpretación geobotánica*. Editorial Planeta. Barcelona. España.

Fernández, Oria J, Sánchez R, González LM, Margalida A. 2009. Space use of adult Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Acta Ornithologica*, 44: 17-26.

Ferrer M, Harte M. 1997. Habitat selection by immature Spanish imperial eagles during the dispersal period. *Journal of Applied Ecology*, 34 (6): 1359-1364.

Ferrer M. 1993. Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of a long-lived raptor, the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Ibis*, 135: 132-138

Garcelon DK. 1985. *Mounting backpack telemetry packages on Bald Eagles*. Institute for Wildlife Studies. Arcata.

González LM, Heredia B, González JL, Alonso JC. 1989. Juvenile Dispersal of Spanish Imperial Eagles. *Journal of Field Ornithology*, 60(3): 369-379.

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

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

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

González LM, Oria J. 2003. Águila Imperial, *Aquila adalberti*. En Martí R, del Moral JC (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 76-77*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid. España.

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

González LM. 2000. El programa de conservación del águila imperial ibérica. *Serie Zoológica*, 26: 73-99. Publicaciones de Biología de la Universidad de Navarra.

González LM. 2012. *El águila imperial ibérica: el resurgir de una especie amenazada*. Fundación BBVA. Bilbao. España

González LM. 2016. Águila imperial ibérica – *Aquila adalberti*. En Salvador A, Morales MB (Eds.): *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. España.

Greenwood PJ, Harvey PH. 1982. The natal and breeding dispersal of birds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13: 1-21.

Greenwood PJ. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour*, 28: 1140-1162.

Iglesias Lebrija JJ, Izquierdo P, Álvarez E. 2012. Cría en cautividad y reforzamiento de Águila-azor perdicera (*Aquila fasciata*) en la Comunidad de Madrid. *Chronica naturae*, 2: 73-82.

IGN (Instituto Geográfico Nacional). 2006. *Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España (SIOSE)*. Ministerio de Fomento. Madrid. España.

Kenward RE. 1985. Raptor radio-tracking and telemetry. ICBP Technical Publication, 5: 409-420.

MAGRAMA. 2012. *Catálogo Nacional de Especies Amenazadas*, edición 2012 (R.D. 439/1990). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. España.

Martínez D, Calvo JA, de Carrión ML, Aranda A. 2007. Área de dispersión y supervivencia juvenil del águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) en la provincia de Toledo.

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

Pavón D, López López P, Limiñana Morcillo R, Urios Moliner V. 2009. Dispersión juvenil y reclutamiento a la fracción adulta de juveniles de Águila-azor perdicera (*Aquila fasciata*) y Águila real (*Aquila chrysaetos*) en España.

Peinado Lorca M, Rivas-Martínez S. 1987. *La vegetación de España*. Universidad de Alcalá de Henares. Madrid. España.

Quantum GIS Development Team. 2016. QGIS 2.14. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

R Core Team. 2016. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Viena. Austria.

Rivas-Martínez S. 1983. *Pisos bioclimáticos de España*. *Lazaroa*, 5: 33-43

Rodriguez-Ramos J, Höfle U, Mateo R, Nicolás O, Abbott R, Acevedo P, Blanco JM. 2011. Assessment of lead exposure in Spanish imperial Eagle (*Aquila adalberti*) from spent ammunition in central Spain. *Ecotoxicology*, 20: 670–681.

Samuel MD, Pierce DJ, Garton EO. 1985. Identifying areas of concentrated use within the home range. *Journal of Animal Ecology*, 54: 711–719.

Seaman DE, Powell RA. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology*, 77: 2075–2085.

Signer J, Balkenhol N. 2015. Reproducible home ranges (rhr): A new, user-friendly R package for analyses of wildlife telemetry data. *Wildlife Society Bulletin*, 39 (2): 358-363

Swihard RK, Slade NA. 1985. Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology*, 66: 1176–1184.

Worton BJ. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70: 164-168.

ANEXOS

Anexo 1: valores medios (y desviación típica) de las proporciones de cada variable de hábitat (SEC: cultivo de secano, REG: cultivo de regadío, ART: coberturas artificiales, PAS: pastizal, CAD: arbolado de frondosas caducifolias, PER: arbolado de frondosas perennes, CON: arbolado de coníferas, MAT: matorral, DEH: dehesa, NoV: sin vegetación, ACU: cobertura acuática y NI: suelo no identificado) para todos los individuos en total y de cada grupo (sexo, origen y puesta), en Kernels al 95%, Kernels al 50% y Kernels al 5%.

	K95	SEC	REG	ART	PAS	CAD	PER
Totales		0,408±0,060	0,047±0,015	0,061±0,029	0,205±0,059	0,020±0,006	0,069±0,013
Sexo	Hembras	0,404±0,057	0,042±0,016	0,062±0,036	0,212±0,062	0,021±0,004	0,069±0,010
	Machos	0,413±0,078	0,054±0,014	0,060±0,021	0,192±0,064	0,018±0,008	0,069±0,019
Origen	Naturales	0,424±0,063	0,048±0,020	0,066±0,033	0,202±0,072	0,016±0,003	0,063±0,013
	Recup.	0,380±0,054	0,044±0,006	0,053±0,027	0,210±0,043	0,026±0,002	0,077±0,008
Puesta	1	0,434±0,066	0,041±0,024	0,069±0,040	0,225±0,082	0,018±0,002	0,057±0,012
	2	0,408±0,081	0,059±0,004	0,061±0,031	0,167±0,056	0,014±0,004	0,073±0,010

	K95	CON	MAT	DEH	NoV	ACU	NI
Totales		0,034±0,017	0,108±0,032	0,026±0,016	0,012±0,008	0,005±0,001	0,006±0,002
Sexo	Hembras	0,033±0,018	0,107±0,038	0,028±0,018	0,011±0,009	0,004±0,001	0,006±0,003
	Machos	0,036±0,020	0,110±0,024	0,023±0,015	0,012±0,007	0,006±0,001	0,006±0,002
Origen	Naturales	0,034±0,022	0,098±0,036	0,025±0,020	0,012±0,009	0,005±0,001	0,007±0,003
	Recup.	0,035±0,009	0,125±0,016	0,029±0,010	0,011±0,007	0,004±0,001	0,005±0,001
Puesta	1	0,035±0,024	0,086±0,042	0,012±0,013	0,011±0,009	0,004±0,002	0,008±0,003
	2	0,032±0,028	0,116±0,021	0,044±0,007	0,014±0,013	0,006±0,001	0,005±0,003

	K50	SEC	REG	ART	PAS	CAD	PER
Totales		0,579±0,074	0,093±0,040	0,041±0,021	0,194±0,065	0,006±0,003	0,027±0,016
Sexo	Hembras	0,564±0,075	0,076±0,040	0,039±0,027	0,216±0,063	0,005±0,003	0,030±0,019
	Machos	0,604±0,078	0,123±0,018	0,044±0,003	0,157±0,062	0,007±0,003	0,023±0,013
Origen	Naturales	0,586±0,092	0,107±0,039	0,046±0,023	0,182±0,058	0,006±0,003	0,020±0,016
	Recup.	0,567±0,040	0,071±0,037	0,033±0,017	0,214±0,085	0,006±0,003	0,040±0,006
Puesta	1	0,566±0,098	0,113±0,050	0,043±0,030	0,216±0,032	0,005±0,003	0,014±0,009
	2	0,616±0,108	0,098±0,029	0,050±0,013	0,130±0,053	0,007±0,002	0,028±0,025

	K50	CON	MAT	DEH	NoV	ACU	NI
Totales		0,005±0,004	0,041±0,026	0,003±0,004	0,001±0,001	0,003±0,003	0,006±0,003
Sexo	Hembras	0,006±0,005	0,050±0,028	0,004±0,004	0,002±0,001	0,003±0,003	0,005±0,002
	Machos	0,004±0,002	0,025±0,014	0,001±0,001	0,000±0,001	0,004±0,003	0,009±0,002
Origen	Naturales	0,005±0,005	0,037±0,034	0,003±0,004	0,001±0,002	0,002±0,003	0,007±0,003
	Recup.	0,006±0,000	0,047±0,005	0,004±0,004	0,001±0,000	0,005±0,002	0,006±0,003
Puesta	1	0,003±0,003	0,033±0,042	0,002±0,003	0,001±0,001	0,000±0,000	0,005±0,002
	2	0,008±0,008	0,042±0,032	0,004±0,006	0,002±0,002	0,005±0,001	0,009±0,003

	K5	SEC	REG	ART	PAS	CAD	PER
	Totales	0,558±0,194	0,085±0,099	0,024±0,027	0,261±0,064	0,003±0,004	0,023±0,047
Sexo	Hembras	0,468±0,181	0,113±0,119	0,029±0,031	0,285±0,047	0,004±0,004	0,036±0,059
	Machos	0,709±0,107	0,037±0,017	0,016±0,022	0,221±0,079	0,001±0,001	0,003±0,002
Origen	Naturales	0,616±0,181	0,104±0,125	0,026±0,033	0,234±0,063	0,001±0,001	0,006±0,007
	Recup.	0,567±0,040	0,071±0,037	0,033±0,017	0,214±0,085	0,006±0,003	0,040±0,006
Puesta	1	0,568±0,191	0,120±0,163	0,024±0,040	0,272±0,016	0,000±0,000	0,004±0,003
	2	0,687±0,204	0,080±0,083	0,028±0,034	0,176±0,065	0,002±0,001	0,008±0,011
	K5	CON	MAT	DEH	NoV	ACU	NI
	Totales	0,004±0,007	0,031±0,045	0	0,000±0,000	0,006±0,017	0,006±0,006
Sexo	Hembras	0,005±0,009	0,044±0,055	0	0,000±0,000	0,010±0,022	0,007±0,006
	Machos	0,001±0,002	0,008±0,003	0	0,000±0,000	0,000±0,000	0,004±0,005
Origen	Naturales	0,001±0,002	0,008±0,005	0	0,000±0,000	0,000±0,000	0,005±0,007
	Recup.	0,006±0,000	0,047±0,005	0	0,001±0,000	0,005±0,002	0,006±0,003
Puesta	1	0	0,005±0,005	0	0	0	0,006±0,009
	2	0,002±0,003	0,012±0,001	0	0,000±0,000	0,000±0,000	0,004±0,006