

Uso del espacio y selección de hábitat de individuos juveniles de Águila Imperial (*Aquila adalberti*) en el centro Peninsular



Autor: Lucía Tarrafeta Calvo

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.



Resumen

El estudio del uso del espacio y la selección de hábitat que hacen los individuos jóvenes de águila imperial son piezas clave para establecer medidas de gestión para esta especie en declive, pues es una etapa crucial para el mantenimiento de las poblaciones. Se han utilizado 35634 localizaciones GPS, obtenidas entre 2009 y 2016, procedentes de 11 ejemplares de águila imperial. Se ha estudiado el comportamiento en relación al uso del espacio estimando el área que utiliza cada individuo mediante Kernel al 95%, mostrando que las águilas jóvenes utilizan espacios de tamaños diferentes, independientemente de la edad que tengan, y que lo van reduciendo conforme van conociendo el entorno, optimizando sus posibilidades de obtención de recursos. Las áreas que utilizan coinciden espacialmente en mayor porcentaje entre individuos emparentados de forma directa que entre individuos que no son familia, lo que indica que hay un componente adquirido de los progenitores relacionado con la capacidad de exploración durante la transición a la independencia. En cuanto al uso del hábitat, estos individuos realizan una selección; prefieren matorral y zonas agrícolas heterogéneas frente al resto de hábitats, pues son zonas con mayor abundancia de presas. Reducir la persecución directa, mantener paisajes heterogéneos y eliminar otras amenazas, como la corrección de tendidos eléctricos, hacen que estas zonas se vuelvan lugares óptimos para la reproducción, siendo una de las claves principales para la recuperación del águila imperial ibérica.

Palabras clave: ecología espacial, rapaces, conservación, uso del hábitat

Introducción

El conocimiento de los patrones que marcan la distribución en el espacio y la elección de los territorios son piezas fundamentales para preservar y conservar especies animales en declive (Cody, 1985; Berger-Tal *et al.*, 2011). La pérdida o alteración del hábitat es una de las causas más importantes del declive de las especies (Greenway, 1967; Temple, 1978; King, 1981).

La dispersión juvenil es una etapa de gran importancia en la vida de las grandes rapaces. Influye en la dinámica y estructura genética de las diferentes poblaciones (Greenwood, 1980; Clobert *et al.*, 2009). Durante este periodo, los jóvenes abandonan el territorio paterno y tienden a concentrarse en determinadas zonas denominadas áreas de dispersión (González, 1991). Se trata de una etapa crucial para el mantenimiento de las poblaciones gracias a la supervivencia de la fracción no reproductora y al posible intercambio genético entre poblaciones (González *et al.*, 2006). Numerosas especies animales tienden a volver a reproducirse a una zona próxima a la que nacieron tras un proceso de dispersión, este comportamiento se denomina filopatría (Greenwood, 1980).

El águila imperial ibérica *Aquila adalberti* (Brehm, 1861) es un ave de presa exclusiva del Mediterráneo occidental y una de las aves más escasas del mundo (Collar *et al.*, 1994). En el siglo XIX, la especie ocupó la Península Ibérica y el norte de Marruecos (González *et al.*, 1989), pero actualmente sus poblaciones se localizan únicamente en la Península Ibérica. Las causas más directas de declive del águila imperial ibérica son: la alta mortandad por disparos, venenos y electrocuciones o choques con líneas y postes de alta tensión (González y Oria, 2003; Castaño López, 2005; González, 2000; 2016; González *et al.* 2006); y la reducción de su presa principal, el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) (Valverde 1967; Garzón 1972), cuyas poblaciones se han visto diezmadas a causa de la mixomatosis y de la enfermedad de origen vírico (neumonía hemorrágica), afectando negativamente a los parámetros de reproducción de la población de este águila (González, 2000).

Sus núcleos poblacionales se localizan en Andalucía, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Extremadura y Madrid (González y Oria, 2004; González, 2016). En 2011, la

especie alcanzó las 324 parejas (BirdLife International, 2016). Hoy en día la población ibérica se estima en unas 500 parejas (J. Iglesias, *com. pers.*).

Las mayores densidades se localizan en terrenos de topografía suave o llana con cobertura arbórea importante, aunque no dominante, y donde las poblaciones de conejos son abundantes (González y Oria, 2003). Nidifica en áreas con extensiones pequeñas de cultivos, preferentemente de labores extensivas con arbolado, de matorral en monte bajo y de terreno improductivo (González, 1991; González *et al.* 1992). En cuanto al uso del espacio, esta especie utiliza unas áreas de campeo bien definidas, con una estructura espacial determinada por la abundancia de su presa principal, que incluye unos centros de mayor actividad, presentando un comportamiento territorial marcado (Fernández, *et al.*, 2009).

La dispersión de las jóvenes imperiales comienza después del cuarto mes de vida, tras los dos meses que dura el período en el que dependen de los progenitores (González, 1991). Alrededor de la mitad de los individuos pueden considerarse filopátricos, con rangos de retorno que no exceden de los 50 km del lugar de nacimiento. (González *et al.*, 2006).

A nivel mundial se encuentra catalogada como Vulnerable por la IUCN, (BirdLife International, 2016) debido a que el tamaño de población estimado es menor de 1000 individuos maduros (criterio D1). A nivel nacional está incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (R.D. 139/2011) en la categoría de En peligro de extinción (MAGRAMA, 2012) y aparece recogida en el Libro Rojo de las Aves de España como En Peligro (EN) (González y Oria, 2004).

En este trabajo se pretende estudiar el comportamiento en relación al uso del espacio y a la elección de hábitats por parte de las águilas imperiales jóvenes en el centro peninsular. Por un lado se va a analizar si el uso que estos individuos hacen del espacio varía entre edades; si esas áreas se solapan entre individuos de la misma familia y si difieren de los que no lo son. Por otro lado se quiere comprobar que hacen una selección de hábitat, y de ser así, cómo lo hacen mediante un análisis composicional del hábitat que usan. Por último, se pretende ver si el hábitat de origen se parece al hábitat de las zonas a las que se dispersan o, por el contrario, son diferentes.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio comprende el centro peninsular, en las provincias de Toledo, Madrid, Ciudad Real, Ávila, Albacete y el norte de Jaén, Córdoba y Sevilla. Para delimitar la zona de estudio (Fig. 1), se realizó un contorno de densidad ajustada (Kernel) mediante el método fijo. El método fijo de Kernel es una función no paramétrica que estima la distribución espacial de un conjunto de localizaciones, creando unos contornos espaciales alrededor de las áreas con la misma intensidad de uso. (Silverman, 1986; Worton, 1989). Este método representa el límite del área que contiene el porcentaje del volumen de distribución de todos los individuos, en este caso al 99%, eliminando los puntos extremos (1% de la densidad de localizaciones totales).

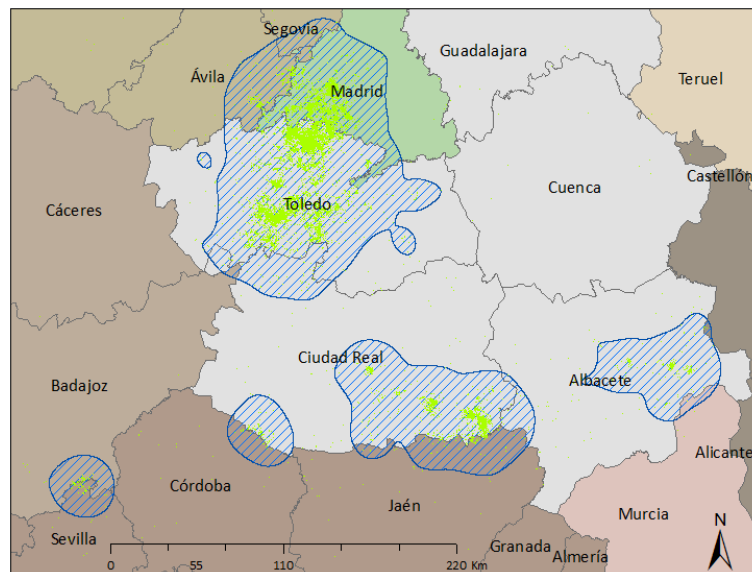


Figura 1. Área general de estudio calculada mediante un Kernel 99% de las localizaciones obtenidas de todos los individuos durante el periodo 2009 - 2016.

Individuos en estudio y seguimiento telemétrico (GPS)

Se han recogido las localizaciones de 11 individuos marcados, 3 machos y 8 hembras, durante el periodo 2009-2016. Esta misma base de datos fue utilizada de manera parcial para la realización de otro Trabajo Fin de Máster en el año 2016 (Viera, 2016).

Sin embargo en este caso se ha ampliado con los datos del año 2016, incluyendo tres ejemplares más y con hipótesis, análisis, resultados y discusión totalmente inéditos. Todos los ejemplares de este estudio fueron marcados con anilla metálica oficial, anilla de PVC de lectura a distancia y emisor GPS de diferentes marcas comerciales (tabla 1). Los transmisores se fijaron mediante arnés, tipo mochila, con punto de sutura. El peso del emisor no superó en ningún caso el 2.25% del peso del individuo (Garcelon, 1988). Cinco de los ejemplares ingresaron en los centros de recuperación de fauna de GREFA (Majadahonda, Madrid) y del Chaparrillo (Ciudad Real) por distintas causas. Susana ingresó tras electrocutarse en un tendido eléctrico al iniciar sus primeros movimientos dispersivos, ocasionándole además la rotura de un ala. Sara, Temujín, Aila y Luna ingresaron debilitados tras los primeros vuelos inexpertos. Una vez se rehabilitaron fueron reintroducidos ese mismo año equipados con emisores GPS en el medio natural. Los individuos restantes fueron marcados y equipados con GPS cuando se estaban desarrollando en el nido, a una edad aproximada de 48-58 días. Tres de los ejemplares marcados en nido son descendientes de la primera puesta de Susana (2012): Aljama, Candela y Moro; mientras que Bolas y Olalla, se corresponden con la puesta de Susana de 2014. Aulencia desciende de la primera puesta de Moro (2016), teniendo así tres generaciones de individuos emparentados (Fig. 2).

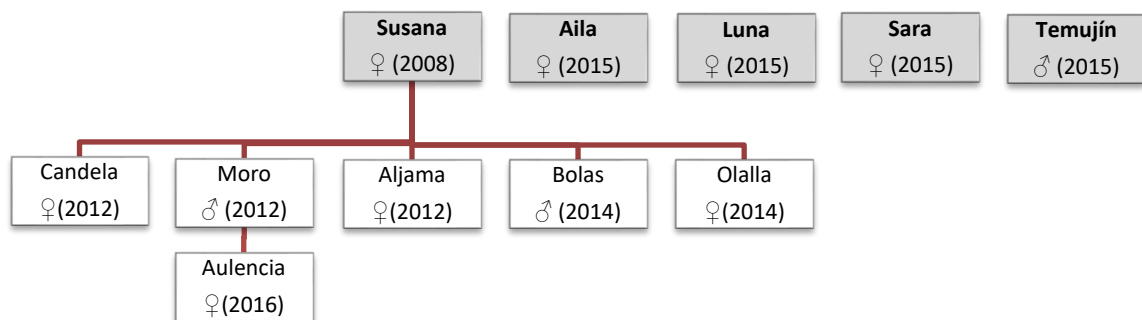


Figura 2: Árbol genealógico. Entre paréntesis se indica el año de nacimiento de cada individuo. En sombreado se señalan los ejemplares procedentes del centro de recuperación GREFA.

Tabla 1: Modelos y especificaciones técnicas de los GPS colocados a cada individuo en estudio.

Nombre	Modelo GPS
Susana	PTT-100 45g GPS/Argos Solar MTI
Aljama	PTT-100 45g GPS/Argos Solar MTI
Candela	PTT-100 45g GPS/Argos Solar MTI
Moro	PTT-100 45g GPS/Argos Solar MTI
Bolas	ECOTONE DUCK-4 LF
Olalla	PTT-100 45g GPS/Argos Solar MTI
Sara	E-obs Solar 48g GPS-GSM-GPRS
Temujin	ECOTONE SAKER-M
Aila	ECOTONE SAKER-L
Luna	ECOTONE SAKER-L
Aulencia	E-obs Solar 48g GPS-GSM-GPRS

Tratamiento de datos

En primer lugar se realizó una homogeneización de los datos, pues al tratarse de diferentes modelos de emisores se recogieron datos con diferentes intervalos de grabación. Según los intervalos de grabación totales, se observó que el emisor programado para emitir menos localizaciones presentaba 5 al día, por lo que se eligieron 5 intervalos horarios por día para todos los individuos, seleccionando al azar una localización por intervalo. Para el periodo de invierno (octubre-marzo), se tomaron las posiciones a intervalos de dos horas entre las 8:00 y las 19:00h; para el periodo de verano (abril-septiembre), a intervalos de tres horas entre las 6:00 y las 21:00h. Además se eliminaron las localizaciones repetidas (misma coordenada) en un mismo día por un mismo individuo, incluyendo las que se encontraban a primeras horas de la mañana o a últimas de la tarde, pues se consideran zonas de dormidero. Esto garantizó la reducción de aquellas muestras no consideradas como independientes para evitar la pseudorreplicación (Swihard y Slade, 1985; Seaman y Powell, 1996). Tras esta primera homogeneización, las localizaciones se exportaron a un Sistema de Información Geográfica (SIG), con el fin de comprobar ver si había alguna localización errónea. Finalmente se obtuvieron un total de 35.634 localizaciones para los análisis (Tabla 2).

Tabla 2: Número de localizaciones durante los años de seguimiento para cada individuo de *A. adalberti* en estudio. En sombreado se representan las posiciones de la etapa donde los ejemplares se comportan como adultos reproductores.

ID	Nombre	Sexo	Nº puntos localización								
			2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Total
1	Susana	H	1168	1458	1447	1573	1723	1670	1740	1698	12477
2	Aljama	H	-	-	-	903	1076	-	-	-	1979
3	Candela	H	-	-	-	879	1621	1626	1568	1605	7299
4	Moro	M	-	-	-	901	1791	1790	1780	1791	8053
5	Bolas	M	-	-	-	-	-	780	116	-	896
6	Olalla	H	-	-	-	-	-	564	-	-	564
7	Sara	H	-	-	-	-	-	-	452	475	927
8	Temujín	M	-	-	-	-	-	-	260	-	260
9	Aila	H	-	-	-	-	-	-	-	1286	1286
10	Luna	H	-	-	-	-	-	-	-	1167	1167
11	Aulencia	H	-	-	-	-	-	-	-	726	726
										Total	35634

Uso del espacio y caracterización y selección de hábitat

Utilizando el Sistema de Información Geográfica ArcGis 10.1 (ESRI, 2012) y la extensión Home Range Tools Versión 2.0 (Rodgers *et al.*, 2015), se ha estimado el área que utilizan todos los individuos en conjunto, con todas las localizaciones, mediante un Kernel al 99%. También, con el fin de conocer el uso del espacio individual, se ha estimado el área que utiliza cada individuo por cada año de emisión, esta vez mediante un Kernel al 95% de probabilidad de uso.

Para verificar que las águilas no realizan una selección del hábitat al azar, en primer lugar se delimitó el área de estudio utilizando el kernel al 99%. Para saber el uso que hacen del hábitat se han extraído los diferentes usos del suelo utilizando las localizaciones de todos los individuos durante todo el tiempo de estudio. Se ha utilizado la cartografía disponible para la cobertura y uso del territorio en la Unión Europea: CORINE Land Cover (CLC) (European Environment Agency, 2007). Usando la generación de puntos aleatorios en el software ArcGIS 10.1 (ESRI, 2012) se han creado el mismo número de puntos aleatorios que localizaciones GPS ($n = 35350$). De estos puntos se han extraído los usos de suelo para conocer la disponibilidad de hábitat.

Para saber el uso particular que hacen del hábitat se ha realizado un análisis composicional aplicando el mismo procedimiento. En este caso se ha tomado cada individuo únicamente en la etapa en la que todavía no eran reproductores (de 0 a 3 años de edad), acotando las localizaciones GPS de cada individuo con los polígonos Kernel del 95% y generando el mismo número de puntos aleatorios que se correspondía con cada uno. Por último y se han extraído los usos del suelo del CLC 2006.

Una vez delimitadas las zonas de uso y disponibilidad, se ha procedido a agrupar las categorías de uso de suelo presentes en estas zonas para simplificar los análisis (Tabla 3). Estas agrupaciones se han realizado teniendo en cuenta las características biológicas propias de la especie.

Tabla 3: Agrupación de categorías del CLC 2006 con dos niveles a diferente detalle.

Categoría	Nivel 1	Nivel 2
1	Superficies artificiales	Urbano Industrial Extracción minera
2	Cultivos de labor	Cultivos de secano Cultivos de regadío
3	Cultivos permanentes	Viñedos Frutales Olivares Prados
4	Zonas agrícolas heterogéneas	Dehesas Cultivos con vegetación natural Mosaico cultivos
5	Bosques	Bosque de frondosas Bosque de coníferas Bosque mixto
6	Pastizales naturales	Pastizales naturales
7	Matorral	Matorral esclerófilo Matorral de transición
8	Improductivo	Roquedos Áreas quemadas Zonas semidesnudas
9	Superficies de agua	Aguas continentales Zonas húmedas

Análisis estadístico

Para ver si existen diferencias individuales en los tamaños de territorio, se ha realizado un Modelo Linear Generalizado (GLM) con distribución de *Poisson* y función *log-link*, por cada individuo joven y por cada edad con el paquete del software R RCommander versión 2.3-2 (Jox y Bouchet-Valat, 2017).

Con el fin de comprobar si utilizan de igual manera el espacio las águilas que comparten parentesco, se ha calculado el solapamiento entre estos individuos en el año de su nacimiento. Además, para comprobar si es diferente al de individuos que no son de la misma familia, se ha calculado también el solapamiento con los individuos liberados en la misma zona tras recuperarse en el hospital de fauna (Sara y Temujín). Para ello se ha utilizado el paquete estadístico *adehabitatHR* (Calenge, 2015) para R con la función *kerneloverlap* y la utilización del índice “VI” (Fieberg y Kochanny 2005), el cual toma la distribución en el espacio de dos animales (coodenadas x,y) y calcula el volumen de la intersección entre el uso del espacio de esos dos individuos. Este índice oscila entre cero (para dos territorios que no se superponen) y uno (para dos territorios que se solapan totalmente). Susana es el individuo reproductor que más años tiene de seguimiento y del cual descienden la mayoría de los individuos. Es por ello que no se incluye para hacer los análisis estadísticos en cuanto al tamaño del uso del espacio ni para el cálculo de los solapamientos.

Para probar que la especie no realiza una selección de hábitat aleatoria se han calculado los porcentajes relativos al hábitat del que disponen (como valores esperados), según la clasificación de usos del suelo disponible para su ocupación en el área de estudio. Como valores observados, se ha calculado el porcentaje de los hábitat utilizados incluidos en los Kernel del 99% de las localizaciones (n=35350). Debido a la escasez de individuos y datos disponibles para el análisis se ha decidido realizar los análisis mediante la prueba de Chi-cuadrado, determinando así la existencia de una distribución aleatoria o por el contrario una selección activa de determinados hábitats.

El análisis de composición, descrito por Aebischer *et al.* (1993), ha sido utilizado para estudiar la selección de hábitat que hacen los individuos en su etapa como juveniles. Se trata de un análisis multivariante de la varianza (MANOVA) para comparar la

proporción de hábitat disponible para el uso y muestra una jerarquía de tipos de hábitat en orden de uso. En los casos en que el valor del hábitat es cero (no disponible o sin uso), se ha utilizado el valor 0.01 recomendado por Aebischer *et al.* (1993). Para realizar este análisis, el número de individuos debía ser mayor al número de categorías de hábitat, por lo que se han incorporado los individuos reproductores (Susana, Candela y Moro), tomando únicamente los datos correspondientes a su etapa no reproductora, obteniendo así un total de 11 individuos frente a las 9 categorías.

Con el objetivo de ver si el hábitat de donde procede cada individuo difiere del hábitat de las zonas a las que se dispersan, se han utilizado los polígonos resultantes de realizar el Kernel al 99% de localizaciones. Se conocen las zonas de origen, que se corresponderían con las zonas A1 y A2; y se observan tres zonas grandes donde se han dispersado algunos individuos: B1, B2 y B3 (Fig. 3). En primer lugar se han calculado los porcentajes relativos al hábitat en las zonas de dispersión, superponiendo las localizaciones de cada individuo con los usos del suelo. Posteriormente, para obtener los porcentajes relativos al hábitat de origen, se han seleccionado al azar el mismo número de localizaciones en las zonas de origen para cada uno de los individuos que las encontradas en las zonas de dispersión; y se superponen con los usos del suelo. Las diferencias entre zonas se han analizado mediante pruebas Chi-cuadrado.

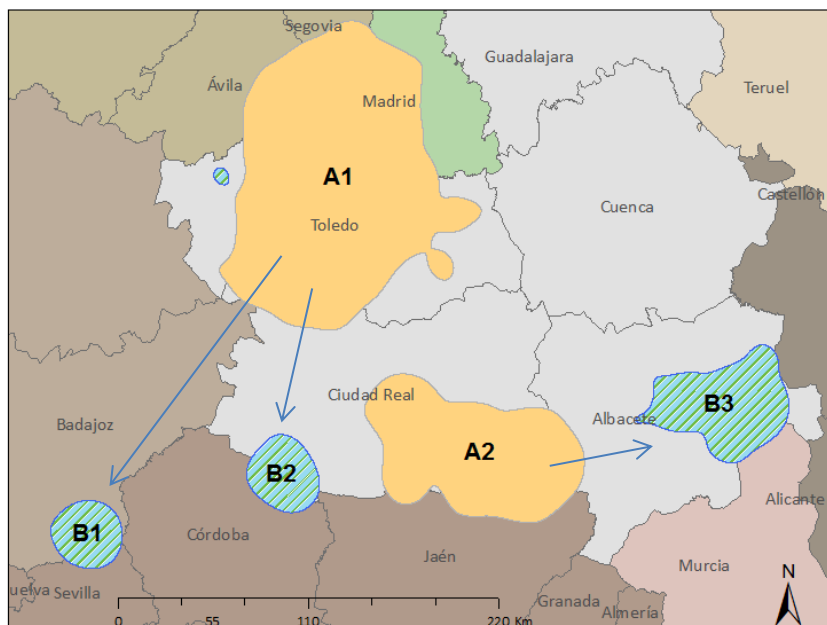


Figura 3: Área de estudio donde se diferencian las zonas de origen de los ejemplares en color naranja (A1 y A2) y las zonas a las que se dispersan en entramado verde (B1, B2 y B3).

Resultados

Uso del espacio

Se observan diferencias individuales en el tamaño del uso del espacio de los individuos en su etapa inmadura (Tabla 3), mostrando diferencias significativas en tamaño explicado por individuo, controlando por año y por edad (Tabla 4), confirmando así que las águilas jóvenes varían el tamaño del espacio que utilizan con la edad, y es diferente entre individuos.

Tabla 4: Modelo General Linear por individuos controlando por año y edad.

ID	Nombre	Sexo	Estima	z	p
3	Candela	H	-24231.2	-186.55	<0.001
4	Moro	M	-28051.9	-222.35	<0.001
5	Bolas	M	9032.7	48.22	<0.001
6	Olalla	H	-25887.6	-183.19	<0.001
7	Sara	H	-27355.4	-201.09	<0.001
8	Temujín	M	-15347.2	-87.86	<0.001
9	Aila	H	-23818.8	-160.44	<0.001
10	Luna	H	-27174.8	-208.51	<0.001
11	Aulencia	H	-26530.9	-190.83	<0.001

Se puede destacar, de forma descriptiva, el uso del espacio que hace Susana, pues disminuye considerablemente con los años durante el periodo de estudio 2009-2016. (Tabla 5).

En promedio, el tamaño del espacio que han usado los individuos juveniles durante su periodo de dispersión ha sido de 10888,36 km².

Tabla 5: Valores anuales del área utilizada (km²) de K95 de los individuos en estudio. La edad cero se corresponde con el año de nacimiento del individuo.

Nombre	Año	Edad	Área	Nombre	Año	Edad	Área
Susana	2009	1	5749.24	Moro	2012	0	1135.72
	2010	2	393.16		2013	1	4514.03
	2011	3	217.28		2014	2	2033.70
	2012	4	36.70		2015	3	2402.39
	2013	5	22.35		2016	4	307.23
	2014	6	17.32	Bolas	2014	0	12203.54
	2015	7	25.73		2015	1	67009.67
	2016	8	17.69	Olalla	2014	0	4684.69
Aljama	2012	1	1468.95	Sara	2015	0	2012.60
	2013	2	59677.46		2016	1	4787.17
Candela	2012	0	7468.63	Temujín	2015	0	6754.41
	2013	1	17297.91	Aila	2016	1	3219.87
	2014	2	421.71	Luna	2016	1	15228.09
	2015	3	174.02	Aulencia	2016	0	4043.33
	2016	4	481.76				

En cuanto al solapamiento del espacio utilizado, se observa que los individuos que no son familia utilizan áreas diferentes, como Sara y Temujin, y que Aulencia, al ser hija de Moro y no ser pariente directa del resto de individuos, también hace un uso diferente del espacio (Tabla 6).

Tabla 6: Porcentaje de solapamiento entre el uso del espacio de pares de individuos. Se indica en negrita los solapamientos mayores del 60%.

	Aljama	Aulencia	Bolas	Candela	Moro	Olalla	Sara	Temujin
Aljama	95.0							
Aulencia	14.2	95.0						
Bolas	37.2	32.6	95.0					
Candela	38.3	24.8	67.9	95.0				
Moro	66.1	16.5	41.5	43.6	95.0			
Olalla	57.9	20.4	55.3	60.1	64.5	95.0		
Sara	03.6	21.4	13.9	05.0	0.06	02.4	95.0	
Temujin	13.2	29.3	41.1	27.6	10.8	16.8	33.9	95.0

Uso de hábitat

La selección de hábitat por el águila imperial mostró una fuerte tendencia hacia los cultivos de secano y el mosaico cultivos, que representan el 52.38% de la selección total de hábitats para la categoría 2 (Tabla 7).

Los resultados para las categorías del nivel 1 difirieron significativamente de los aleatorios ($\chi^2_8 = 16.76$, $p = 0.0327$) afirmando así que realizan una selección activa de determinados tipos de hábitat.

Tabla 7: Composición del uso que hace el águila imperial del tipo de hábitat y porcentaje de diferentes categorías de hábitat extraídas de CLC 2006. En negrita se marcan los valores más altos.

Categoría	Nivel 1	%	Nivel 2	%
1	Superficies artificiales	0.44	Urbano Industrial Extracción minera	0.31 0.05 0.08
2	Cultivos de labor	20.37	Cultivos de secano Cultivos de regadío	19.41 0.96
3	Cultivos permanentes	13.10	Viñedos Frutales Olivares Prados	12.28 0.00 0.81 0.01
4	Zonas agrícolas heterogéneas	39.41	Dehesas Cultivos con vegetación natural Mosaico cultivos	4.02 2.42 32.97
5	Bosques	5.32	Bosque de frondosas Bosque de coníferas Bosque mixto	3.84 1.09 0.38
6	Pastizales naturales	2.47	Pastizales naturales	2.47
7	Matorral	18.38	Matorral esclerófilo Matorral de transición	7.80 10.57
8	Improductivo	0.42	Roquedos Áreas quemadas Zonas semidesnudas	0.02 0.01 0.40
9	Superficies de agua	0.09	Aguas continentales Zonas húmedas	0.09 0.00

Encontramos diferencias significativas en el uso del hábitat ($\chi^2_8 = 54.69$, $p < 0.001$).

El análisis de composición reveló que las águilas hacen un uso selectivo del hábitat. Según la matriz de clasificación, los matorrales y las zonas agrícolas heterogéneas

fueron los más utilizados, dejando en un último puesto a las superficies artificiales (Tabla 8).

Tabla 8: Ranking de selección del tipo de hábitat para todos los individuos (n = 11).

Wilk' s (λ)	p	Ranking uso de hábitat
0.0105	< 0.001	MAT>HETERO>IMPR>LAB>PERM>BOSQ>PAST>AGU>ARTF

Matorral (MAT), Zonas agrícolas heterogéneas (HETERO), Improductivo (IMPR), Cultivos de labor (LAB), Cultivos permanentes (PERM), Bosques (BOSQ), Pastizales naturales (PAST), Superficies de agua (AGU), Superficies artificiales (ARTF).

Respecto a la comparación entre el hábitat de las zonas de origen y el hábitat de las zonas de dispersión, se ha visto que a la zona B1 se dispersa Candela, con un total de 99 localizaciones continuadas en el tiempo. En la zona B2 se han localizado posiciones de Candela (n=61), Aljama (n=23) y Bolas (n=13). Por último, en la zona B3 se encuentra Luna, que se ha asentado durante varios meses, con un total de 344 localizaciones. Tras realizar los análisis estadísticos para cada uno de los individuos de manera independiente, se han observado diferencias significativas entre los hábitat de las zonas de origen y dispersión de Candela ($\chi^2_5 = 50.291$, $p < 0,001$) entre la zona A1 y B1. Entre el hábitat de la zona A1 y B2 también se han encontrado diferencias significativas para Bolas ($\chi^2_5 = 47.009$, $p < 0.001$), Aljama ($\chi^2_5 = 24.431$, $p < 0.001$) y Candela ($\chi^2_6 = 33.219$, $p < 0.001$).

Sin embargo no se encuentran diferencias significativas para Luna ($\chi^2_6 = 10.37$, $p = 0.1099$) entre el hábitat de la zona A2 y la B3. Predomina el uso de los cultivos de labor y las zonas con matorral (Tabla 9).

Los resultados muestran que el único hábitat de origen que se parece al de dispersión es el que utiliza Luna.

Tabla 9: Composición (%) del uso de hábitat que hace Luna en la zona de origen (A2) y en la zona de dispersión (B3). En negrita se señalan los porcentajes más elevados.

Categoría 1	A2	B3
Superficies artificiales	0.00	0.00
Cultivos de labor	45.93	53.20
Cultivos permanentes	4.36	0.00
Zonas agrícolas heterogéneas	3.78	9.88
Bosques	2.91	5.23
Pastizales naturales	3.20	3.20
Matorral	39.53	28.49
Improductivo	0.00	0.00
Superficies de agua	0.29	0.00

Discusión

Los resultados han mostrado que las águilas juveniles utilizan tamaños del espacio diferentes, independientemente de la edad que tengan. Además, las áreas que utilizan coinciden espacialmente en mayor porcentaje entre individuos emparentados de forma directa que entre individuos que no son familia. En cuanto al uso del hábitat, se afirma que hacen una selección; prefieren matorral y zonas agrícolas heterogéneas frente al resto de hábitats. Por último se ha observado que el hábitat de origen difiere del hábitat de dispersión para todos los individuos dispersantes excepto para Luna. Este ejemplar es el que se establece durante más tiempo en la zona de dispersión, utilizando con mayor frecuencia cultivos de labor y zonas con matorral.

Los juveniles durante la transición a la independencia (finales de septiembre – principios de octubre) todavía no son capaces de cazar con éxito, recurriendo a presas fáciles y carroña y a medida que van conociendo el entorno, van cogiendo experiencia cazadora. Una vez logran encontrar territorios con abundancia de presas, se establecen en ellos durante un periodo transitorio (Alonso *et al.*, 1987; Ferrer, 1992; González, 2012). Los resultados obtenidos tras estudiar el tamaño del espacio utilizado por los ejemplares en su etapa inmadura muestran que éste varía entre individuos y edades, y disminuye con los años (Tabla 4). A medida que el individuo joven va conociendo el entorno, va optimizando sus posibilidades de obtención de recursos, lo que explica que utilicen un espacio cada vez menor. También se observa que Susana, va disminuyendo el tamaño del espacio que utiliza conforme va dejando atrás la etapa

juvenil para ser adulto reproductor, asentándose en un lugar y haciendo un uso del espacio mucho menor entorno a la zona de nidificación. El tamaño del espacio que utilizan estos individuos presenta una gran variabilidad, ya que además de las condiciones ambientales para la obtención del alimento (abundancia de presas, posibilidad de detección de las mimas, etc.) existe una componente relacionada con la capacidad de cada uno de los individuos (experiencia, actitud exploratoria, condición física) (Ferrer, 1992; Börger *et al.* 2008; Muriel *et al.*, 2015).

Durante el periodo de dependencia de los pollos (dos meses desde que abandonan el nido) los jóvenes volantones aprenden de sus progenitores, realizando sus primeros vuelos entorno a su área natal, donde aprenden a reconocer el territorio, y a finales de este periodo les enseñan a utilizar cazaderos (Alonso *et al.*, 1987; González, 2012; Muriel *et al.*, 2015). Los resultados muestran que el uso del espacio que hacen los juveniles en el año de su nacimiento coincide entre individuos emparentados con porcentajes superiores al 50%. Ocurre lo contrario con los individuos que no comparten parentesco, procedentes del centro de recuperación. En el caso de esta especie, parece ser que el componente relacionado con la capacidad de exploración durante la transición a la independencia es adquirido, lo que explica que los descendientes de Susana utilicen el espacio de manera muy similar.

Se ha podido confirmar que las águilas imperiales jóvenes hacen una selección de hábitat en las áreas a las que se dispersan frente al que disponen, igual que otras rapaces como el águila perdicera (*Aquila fasciata*) (Martinez-Miranzo *et al.*, 2016) o el buitre negro (*Aegypius monachus*) (García-Herrera y González, 2012).

Se ha estudiado que los individuos juveniles de grandes rapaces son capaces de evaluar la calidad de las zonas que visitan (Kokko *et al.*, 2004; Stamps, 2006; Whitfield *et al.* 2009). Según el análisis composicional de uso de hábitat, los jóvenes dispersantes seleccionan activamente zonas con matorral y zonas agrícolas heterogéneas, parcelas de poco tamaño con lindes y setos. Teniendo en cuenta que la presa fundamental de esta especie en el ambiente mediterráneo es el conejo y que su abundancia se correlaciona linealmente con la densidad de ecotonos (Cabezas *et al.*, 2011; Fernández, 2005; Villafuerte y Moreno, 1997), se podría explicar por qué han hecho un

mayor uso de este tipo de hábitat. Puesto que son individuos jóvenes en dispersión necesitan mantener una buena condición física y, por lo tanto, los movimientos dispersivos van a llevarles a visitar lugares donde puedan encontrar presas con facilidad.

A mediados del siglo XIX, cuando el águila era abundante, prefería los hábitats en áreas relativamente ocupadas por humanos y, sin embargo, cuando las águilas comenzaron a escasear se observó su presencia en hábitats mucho menos poblados como las sierras y las zonas de alta montaña (González *et al.*, 2008). El análisis composicional revela que en última instancia utilizan las superficies artificiales, como ya afirmaron Ferrer y Harte (1997) en cuanto a las águilas jóvenes, y Bisson *et al.* (2002) y González *et al.* (1992) respecto a la elección que hacen las águilas adultas para nidificar.

El territorialismo de estas aves tiene como consecuencia que sólo un limitado número de individuos puedan establecer territorios en hábitats óptimos, lo que provoca la dispersión juvenil. A medida que aumenta la densidad de la población de imperiales en un territorio, los individuos jóvenes dispersantes se ven obligados a ocupar hábitats de menor calidad (González, 2012; Ferrer *et al.*, 2015). Algunos tienen éxito en encontrar áreas con alimento disponible, y se establecen en ellas durante un periodo transitorio (González, 2012).

Tras realizar los análisis para comparar entre hábitats de origen y hábitats de dispersión, los resultados revelan que para Luna no existieron diferencias significativas entre el sitio de suelta y el lugar donde se dispersó, por lo que se puede afirmar que son hábitats muy similares. En este caso se trata de una de las dispersiones con mayor número de localizaciones, es decir, este individuo permaneció más tiempo en este lugar de dispersión que los otros juveniles que se desplazaron; Candela, Aljama y Bolas. Al contrario que ocurre con Luna, las zonas donde éstos se desplazaron difieren significativamente en cuanto al tipo de hábitat respecto al lugar de origen. Cabe señalar que en estas zonas de dispersión los ejemplares permanecieron muy poco tiempo (aprox. 30 días). Según Ferrer (1993) los individuos jóvenes suelen asentarse en las zonas donde encuentran alimento, y cambian de asentamiento cuando el éxito de intentos de caza disminuye con el tiempo de residencia, lo que podría explicar la

diferencia de Luna frente a los otros ejemplares dispersantes. Este hecho podría deberse a que la calidad trófica que alberga la zona a la que se dispersa Luna (B3) es mucho mejor en comparación con las otras zonas de dispersión (B1 y B2) y podría haberse asentado por ser una zona con gran disponibilidad de presas. Candela, Aljama y Bolas pudieron verse obligados a realizar movimientos exploratorios mayores, recorriendo áreas con menor calidad trófica en búsqueda de recursos.

Este águila es una especie longeva, con un fuerte comportamiento filopátrico y atracción conespecífica denso-dependiente negativa (Ferrer, 1993; Muriel *et al.*, 2016). Con estas características, las áreas sin presencia de congéneres, o lejanas a poblaciones establecidas, tienen pocas posibilidades de ser ocupadas. La principal estrategia de los individuos que intentan ingresar en una población reproductora es buscar zonas desocupadas en la zona natal durante el inicio de la temporada de reproducción (Ferrer *et al.*, 2015), ya que la presencia de otras parejas reproductoras parece indicar un hábitat adecuado (Kivela *et al.*, 2014). En esta fase de dispersión, los jóvenes se muestran más gregarios, lo que explicaría que Candela y Aljama (individuos de la misma puesta) volasen a los mismos sitios, lugares con una menor densidad de individuos con los que competir y de peor calidad.

El águila imperial se halla expuesta a una amplia variedad de amenazas, sobre todo los juveniles durante su dispersión. Estos movimientos en búsqueda de nuevos territorios, pueden resultar mortales. La variabilidad en el tamaño y en la estructura de las áreas que utiliza el águila parece estar determinado por la abundancia de su presa principal, el conejo (Fernández *et al.*, 2009). Además, para que haya un buen éxito reproductivo necesitan de una buena alimentación (González *et al.*, 2006), por lo que encontrar territorios para asentarse con buena calidad trófica resulta esencial para la supervivencia de los individuos (González *et al.*, 2008; Fernández *et al.*, 2009). Uno de los factores indirectos que más afecta a la disponibilidad de alimento está relacionado con la homogeneización del paisaje (González *et al.*, 2008). La Política Agrícola Común (PAC) ha promovido la concentración parcelaria, lo cual conlleva la eliminación de las lindes, creando un paisaje homogéneo con grandes y continuas parcelas de siembra en unas zonas y grandes montes con matorral cerrado en otras. Las especies presa se ven beneficiadas por un ambiente heterogéneo de cultivos y matorral donde encuentran

alimento y refugio (Lombardi *et al.*, 2003; Monzón *et al.*, 2004), por ello las águilas lo seleccionan positivamente. Reducir la persecución directa, mantener paisajes heterogéneos y eliminar otras amenazas, como la corrección de eléctricos, hacen que estas zonas se vuelvan lugares óptimos para la reproducción, siendo una de las claves principales para la recuperación del águila imperial ibérica.

Agradecimientos

Este trabajo no hubiera sido posible sin la colaboración indispensable de GREFA, por ceder los datos y por el gran trabajo que llevan a cabo; rescate, tratamiento, rehabilitación, marcaje y seguimiento de los de estos ejemplares de águila imperial. Agradecer a mis tutores, Beatriz Martínez Miranzo, J. Ignacio Aguirre y J. José Iglesias, por su tiempo, su apoyo y sus consejos. También agradecer a Juanjo Iglesias por compartir conmigo las espectaculares fotografías de las águilas que se estudian en este trabajo. Por último, gracias a todos los que me han acompañado durante este año, a mi familia, a mis compañeros y amigos del máster, y en especial a Antón y a Bea G; gracias por vuestro apoyo y por todos esos momentos que habéis compartido conmigo.

Bibliografía

- ❖ Aebischer, N.J., Robertson, P.A., Kenward, R.E. (1993). Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*, 74: 313–325.
- ❖ Alonso, J. C., González, L.M, Heredia, B., González, J.L. (1987). Parental care and the transition to independence of Spanish Imperial Eagles in Doñana National Park, southwest Spain. *Ibis*, 129(S1): 212-224.
- ❖ Berger-Tal, O., Polak, T., Oron, A., Lubin, Y., Kotler, B.P., Saltz, D. (2011). Integrating animal behavior and conservation biology: a conceptual framework. *Behavioral Ecology*, 22 (2): 236-239.
- ❖ BirdLife International. (2016). *Aquila adalberti*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016.
- ❖ Bisson, I. A., Ferrer, M., Bird, D. M. (2002) Factors influencing nest-site selection by Spanish Imperial Eagles. *Field Ornithology*, 73: 298–302.
- ❖ Börger, L., Dalziel, B. D., Fryxell, J. M. (2008). Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. *Ecology letters*, 11(6): 637-650.
- ❖ Cabezas, S., Calvete, C., Moreno, S. (2011). Survival of translocated wild rabbits: importance of habitat, physiological and immune condition. *Animal Conservation*, 14(6): 665-675.
- ❖ Calenge, C. (2015). Home Range Estimation in R: the adehabitatHR Package.
- ❖ Castaño López, J. P. (2005). El águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) en Castilla la Mancha. Estatus, ecología y conservación. Graphitis Impresores, Madrid: 167 pp.
- ❖ Clobert, J., Galliard, L., Cote, J., Meylan, S., Massot, M. (2009). Informed dispersal, heterogeneity in animal dispersal syndromes and the dynamics of spatially structured populations. *Ecology letters*, 12(3): 197-209.
- ❖ Cody, M.L. (1985). Habitat selection in birds. Academia Press inc. London, UK.
- ❖ Collar, N. J., Crosby, M. J., Stattersfield, A. J. (1994). Birds to Watch 2. The World List of Threatened Birds. Birdlife Conservation Series 4. Birdlife International. Cambridge.
- ❖ European Environment Agency. (2007). Corine Land Cover 2006. Technical guidelines.
- ❖ Fernández, N. (2005). Spatial patterns in European rabbit abundance after a population collapse. *Landscape ecology*, 20(8): 897-910.
- ❖ Fernández, M., Oria, J., Sánchez, R., Gonzalez, L. M., Margalida, A. (2009). Space use of adult Spanish imperial eagles *Aquila adalberti*. *Acta Ornithologica*, 44(1): 17-26.

- ❖ Ferrer M. (1992). Regulation of the postfledging dependence in the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Ibis*, 134:128–133.
- ❖ Ferrer, M. (1993). Reduction in hunting success and settlement strategies in young Spanish imperial eagles. *Animal Behaviour*, 45 (2): 406-408.
- ❖ Ferrer, M., Harte, M. (1997). Habitat selection by immature Spanish imperial eagles during the dispersal period. *Journal of Applied Ecology*, 1359-1364.
- ❖ Ferrer, M., Morandini, V., Newton, I. (2015). Floater interference reflects territory quality in the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*: a test of a density-dependent mechanism. *Ibis*, 157(4): 849-859.
- ❖ Fieberg, J., Kochanny, C.O. (2005) Quantifying home-range overlap: the importance of the utilization distribution. *Journal of Wildlife Management*, 69: 1346–1359.
- ❖ Fox, J., Bouchet-Valat, M. (2017). Rcmdr: R Commander. R package version 2.3-2.
- ❖ Garcelon, D. K. (1988). The reintroduction of bald eagles on Santa Catalina Island, California. Tesis Doctoral. Humboldt State University.
- ❖ García-Herrera, J., González, L. M. (2012). Patrones de movimiento y uso del espacio en la dispersión juvenil del buitre negro (*Aegypius monachus*). *Ecología*, (24): 73-93.
- ❖ Garzón, J. (1972) Especies en peligro: el Águila imperial. *ADENA*, 4: 8–12.
- ❖ González, L. M., Hiraldo, F., Delibes, M., Calderón, J. (1989). Reduction in the range of Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*) since 1850 AD. *Journal of Biogeography*. 16: 305–315.
- ❖ González L.M. (1991). Historia natural del águila imperial ibérica (*Aquila adalberti* Brehm, 1861). Taxonomía, población, análisis de la distribución geográfica, alimentación, reproducción y conservación. Colección técnica. Publicaciones del Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid: 208 pp.
- ❖ González, L. M., Bustamante, J., Hiraldo, F. (1992). Nesting habitat selection by the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Biological Conservation*, 59(1): 45-50.
- ❖ González, L. M. (2000). El programa de conservación del águila imperial ibérica. *Publicaciones de Biología de la Universidad de Navarra Serie Zoológica*, 26: 73-99.
- ❖ González L.M., Oria J. (2003). Águila Imperial, *Aquila adalberti*. Atlas de las Aves Reproductoras de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid: 186-187.
- ❖ González, L. M., Oria, J. (2004). Águila Imperial Ibérica *Aquila adalberti*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (ed.), Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad y SEO/BirdLife. Madrid: 145-151.

- ❖ González, L. M., Margalida, A., Sánchez, R., Oria, J. (2006) Supplementary feeding as an effective tool for improving breeding success in the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*). *Biological Conservation*, 129: 477–486.
- ❖ González, L. M., Oria, J., Sánchez, R., Margalida, A., Aranda, A., Prada, L., Molina, J. I. (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(03): 242-259.
- ❖ González, L. M. (2012). El águila imperial ibérica: el resurgir de una especie amenazada. Fundación BBVA.
- ❖ González L.M. (2016). Águila imperial ibérica – *Aquila adalberti*. En Salvador A, Morales MB (Eds.): Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- ❖ Greenway, J. C. (1967). *Extinct and Vanishing Birds of the World*. Dover Publishers, New York.
- ❖ Greenwood, P. J. (1980). Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal behaviour*, 28(4): 1140-1162.
- ❖ King, W. (1981). *Endangered Birds of the World. The Red Data Book. Vol. Aves*. IUCN/ICBP, London.
- ❖ Kivela, S. M., Seppänen, J.-T., Ovaskainen, O., Doligez, B., Gustafsson, L., Mönkkönen, M., Forsman, J. T. (2014). The past and the present in decision-making: The use of conspecific and heterospecific cues in nest site selection. *Ecology*, 95: 3428–3439.
- ❖ Kokko, H., Harris, M.P., Wanless, S. (2004). Competition for breeding sites and site-dependent population regulation in a highly colonial seabird, the common guillemot *Uria aalge*. *Journal Animal Ecology*, 73 (2): 367–376.
- ❖ Lombardi, L., Fernández, N., Moreno, S., Villafuerte, R. (2003). Habitat-related differences in rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution, and activity. *Journal of Mammalogy*, 84 (1):26-36
- ❖ Martínez-Miranzo, B., Banda, E. I., Aguirre, J. I. (2016). Multiscale analysis of habitat selection by Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) in NE Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 62(6): 673-679.
- ❖ Monzon, A., Fernades, P., Rodrigues, N. (2004). Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerês, Portugal 2004 *European Journal of Wildlife Research*, 50 (1): 1-6.
- ❖ Muriel, R., Ferrer, M., Balbontín, J., Cabrera, L., Calabuig, C. (2015). Disentangling the effect of parental care, food supply, and offspring decisions on the duration of the postfledging period. *Behavioral Ecology*, 26: 1587-1596.

- ❖ Muriel, R., Morandini, V., Ferrer, M., Balbontín, J., Morlanes, V. (2016). Juvenile dispersal behaviour and conspecific attraction: An alternative approach with translocated Spanish imperial eagles. *Animal Behaviour*, 116: 17-29.
- ❖ Rodgers, A.R., J.G. Kie, D. Wright, H.L. Beyer, A.P. (2015) HRT: Home Range Tools for ArcGIS 10. Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research. Thunder Bay, Ontario, Canada.
- ❖ Seaman, D.E., Powell, A. (1996). An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology*, 77: 2075–2085.
- ❖ Silverman, B. W. (1986) Density Estimation for Statistics and Data Analysis. En: Chapman y Hall. Monographs on Statistics an Applied Probability. London: 1–22.
- ❖ Stamps, J.A. (2006). The silver spoon effect and habitat selection by natal dispersers. *Ecology letters*, 9: 179–1185.
- ❖ Swihard, R.K., Slade, N.A. (1985). Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology*, 66: 1176–1184.
- ❖ Temple, S. A. (1978). The concept of managing endangered birds. En *Endangered Birds*, ed. S. A. Temple. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin: 3-8.
- ❖ Valverde, J. A. (1967) Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres. Monografía 1. Sevilla, Estación Biológica de Doñana. CSIC.
- ❖ Viera, A. (2016). Variación en la estructura y composición de las áreas de dispersión de jóvenes de Águila imperial (*Aquila adalberti*) en el centro peninsular. Trabajo Fin de Máster en biología de la conservación. Universidad Complutense de Madrid.
- ❖ Villafuerte, R., y Moreno, S. (1997). Predation risk, cover type, and group size in European rabbits in Doñana (SW Spain). *Acta Theriologica*, 42(2): 225-230.
- ❖ Whitfield, D. P., Duffy, K., McLeod, D. R., Evans, R. J., MacLennan, A. M., Reid, R., Douse, A. (2009). Juvenile dispersal of white-tailed eagles in western Scotland. *Journal of Raptor Research*, 43(2): 110-120.
- ❖ Worton B.J. (1989) Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70: 164–168.