

## DINÁMICA ESPACIAL DE LA LIEBRE IBÉRICA (*LEPUS GRANATENSIS*) EN UNA ZONA SOMETIDA A RESTAURACIÓN VEGETAL (ESCOMBRERA DE LIGNITOS MEIRAMA, A CORUÑA-ESPAÑA)

JUAN CARLOS JARAMILLO-FAYAD,<sup>1</sup> JAIRO PÉREZ-TORRES,<sup>2</sup> XOSÉ PARDAVILA RODRÍGUEZ<sup>3</sup>  
Y ADRIÁN LAMOSA TORRES<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ciencias Ambientales y de la Construcción. Facultad de Ciencias Exactas y Aplicadas. Instituto Tecnológico Metropolitano. Medellín, Colombia. Carrera 38 n° 55-07, Apartamento 401. Bogotá, Colombia. <jc.jaramillofayad@gmail.com>

<sup>2</sup>Laboratorio de Ecología Funcional. Facultad de Ciencias. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. Carrera 7 n° 43-82, Edificio 53. Oficina 406B. Bogotá, Colombia. <jaiperez@javeriana.edu.co>

<sup>3</sup>Sorex Ecología e Medio Ambiente S.L. Santiago de Compostela, Galicia, España. Rúa das Barreiras, n° 80, 3. C.P. 15702. Santiago de Compostela, A Coruña. España. <xosepardavila@sorexecologia.com>

<sup>4</sup>Sorex Ecología e Medio Ambiente S.L. Santiago de Compostela, Galicia, España. Rúa das Barreiras, n° 80, 3. C.P. 15702. Santiago de Compostela, A Coruña. España. <adrianlamosa@sorexecologia.com>

Recibido: 18/11/2014; aceptado: 16/06/2015

**Jaramillo-Fayad, J. C., Pérez-Torres, J., Pardavila Rodríguez, X. y Lamosa Torres, A.** 2015. Dinámica espacial de la Liebre Ibérica (*Lepus granatensis*) en una zona sometida a restauración vegetal (Escombrera de lignitos Meirama, A Coruña-España). *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.), 31(3): 380-390.

**Jaramillo-Fayad, J. C., Pérez-Torres, J., Pardavila Rodríguez, X. y Lamosa Torres, A.** 2015. Spatial dynamics of Iberian hare (*Lepus granatensis*) in an area under vegetation restoration (Meirama lignite dump, A Coruña-Spain). *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.), 31(3): 380-390.

**RESUMEN.** La Liebre Ibérica (*Lepus granatensis*) es una de las principales especies cinegéticas en España. Presenta una amplia distribución y poblaciones estables en casi la totalidad del territorio. En Galicia, en los últimos años, factores como la modificación del hábitat, el aumento en la presión de caza y la construcción de infraestructuras viales han venido afectando a muchas poblaciones, llevando a la especie a una reducción e inclusive desaparición en algunas zonas atlánticas. La acelerada modificación de los hábitats naturales ha obligado a la especie a ocupar nuevos territorios, no existiendo actualmente información sobre la forma en la que el animal responde a estos nuevos medios. Es el caso de una población de Liebre Ibérica que habita en la Escombrera Exterior del Yacimiento Minero de Meirama (A Coruña), zona sometida a un proceso de restauración vegetal. En este trabajo se pretende evaluar la dinámica espacial de *Lepus granatensis* bajo las condiciones particulares de la escombrera. Para tal fin, se radio-marcaron 8 ejemplares que fueron seguidos durante 18 meses, en jornadas de las 18:00 a 08:00 horas, cada 10 días. Se registraron 1671 rumbos que generaron 547 localizaciones. Los resultados de rango de acción, área núcleo y superposición, fueron analizados por medio de pruebas de Anova de medidas repetidas, rangos asignados de Wilcoxon, Chi-cuadrado, Bonferroni y *t*. Los análisis muestran que los terrenos restaurados con coníferas fueron seleccionados por las liebres por encima de los hábitats con características más cercanas a los naturales. El rango de acción descrito (24 ha) es inferior al encontrado en otros estudios en la península ibérica. La heterogeneidad vegetal, la importante fuente de alimentación que representan los retoños de pinos y eucaliptos y la gran disponibilidad de encames, son la base para que en estos nuevos hábitats pueda mantenerse una población viable y estable de Liebre Ibérica.

**Palabras clave:** Liebre Ibérica, Rango de acción, Área Núcleo Dinámica Espacial, Hábitats Intervenidos, Galicia.

**ABSTRACT.** The Iberian hare (*Lepus granatensis*) is one of the primary game species in Spain, has a wide distribution and stable populations in almost the entire territory. In Galicia, in recent years, factors such as habitat modification, increased hunting pressure and the construction of road infrastructure have been affecting many populations; therefore, the species has been reduced and even has disappeared being reduced and even disappeared in some Atlantic areas. Rapid modification of natural habitats has forced the species to occupy new territories, there is currently no information on how the animal responds to these new media. This is the case in a population of Iberian hare, inhabiting Foreign Mining Dump Reservoir Meirama (A Coruña), an area under vegetation restoration process. This work aims to assess the spatial dynamics of *Lepus granatensis*, under the particular conditions of the dump. To fulfill this aim, 8 specimens were radio-marked and followed during 18 months in nocturnal journeys from the 18:00 to the 8:00 hours, every 10 days. We registered 1671 paths which generated 547 locations. The results of action range, core area, and overlap, were analyzed through testing of repeated measures ANOVA, Wilcoxon assigned ranks, Chi-square, and Bonferroni *t*. Analyses show that the land restored with conifers was selected by hares were selected by Hare above habitats closer to natural features. The range of action described (24 ha) is smaller than those found in other studies in the Iberian Peninsula. The plant heterogeneity, the major food source represented the shoots of pine and eucalyptus trees, and the wide availability of beds, are the basis that may allow these new habitats to sustain a viable and stable a viable and stable Iberian hare population.

**Key Words:** Iberian Hare, Home Range, Spatial Dynamics, Core Area, Galicia.

## INTRODUCCIÓN

En España habitan tres especies de liebre: la Liebre del Piornal *Lepus castroviejo* (Palacios, 1977), la Liebre Ibérica *Lepus granatensis* (Rosenhauer, 1856) y la Liebre Europea *Lepus europaeus* (Pallas, 1778). La especie más abundante y de mayor distribución en la península Ibérica es *L. granatensis*. En la mayor parte de su distribución es una especie común y abundante, por lo que está incluida actualmente por la IUCN (International Union for Conservation of Nature) en una categoría de Preocupación Menor (LC), con una tendencia Estable (Ballesteros *et al.* 1996; Duarte *et al.* 2002; IUCN 2013).

La estabilidad de las poblaciones de *L. granatensis* en la península Ibérica tiene como notable excepción a la mitad occidental de Galicia, a la franja costera asturiana y al límite noreste de su área de distribución (Palacios 1979; Ballesteros *et al.* 1996; Duarte 2000; Carro *et al.* 2010C). En la comunidad autónoma de Galicia, las poblaciones silvestres de *L. granatensis gallaecius* (subespecie endémica) se han visto afectadas de forma considerable por factores como la caza desmedida, la pérdida de hábitat y los atropellos, entre otras circunstancias (Ballesteros *et al.* 1996). Esto ha llevado a la especie a una reducción e incluso a su desaparición en algunas zonas atlánticas de la Comunidad Autónoma (Alamo 1989; Castells & Mayo 1993; Balado *et al.* 1995).

En Galicia, se destaca la pérdida y la modificación de los hábitats naturales, especialmente para plantaciones masivas de pinos y eucaliptos o para la ganadería extensiva (Munilla *et al.* 1991; Castells & Mayo 1993; Ballesteros 1998; Duarte *et al.* 2002). Estas actividades se encuentran en aumento, sin que hasta la fecha exista información sobre la manera en que las poblaciones de *L. granatensis* responden a estos nuevos ambientes. Una manera de establecer las respuestas poblacionales de la liebre a estos cambios es evaluar la dinámica en el uso del espacio, de la cual existe muy poca información publicada para la especie (Martin *et al.* 1991; Bartolomé *et al.* 2004; Carro *et al.* 2010A). A partir de estudios previos realizados en otras especies del Género *Lepus* (Hulbert *et al.* 1996; Rao *et al.* 2003; Vaughan *et al.* 2003; Smith *et al.* 2004) se evaluó la dinámica espacial de una población de *L. granatensis*, que ocupaba la escombrera exterior del yacimiento minero de Meirama en A Coruña-España.

Esta población fue desplazada por la acumulación de cenizas producidas por la quema de carbón realizada en el yacimiento minero. Años después, las labores de restauración vegetal de la escombrera propiciaron las condiciones para que las liebres ocuparan nuevamente la zona (Galán 1995; Delgado 2004). La diversidad vegetal generada por la introducción de especies para la reforestación, la entra-

da de especies invasoras y el manejo dado a las diferentes zonas de la escombrera generaron un hábitat diverso y diferente al ocupado naturalmente por la especie.

Bajo estas condiciones se decidió estudiar la dinámica espacial de *L. granatensis*, como una forma de evaluar la manera en que la especie está haciendo uso de estos nuevos hábitats transformados y de qué forma estos están promoviendo o no, el establecimiento de una población viable de la especie. Se determinó el rango de acción y el área núcleo que describe *L. granatensis* dentro de la escombrera exterior del Yacimiento Minero de Meirama (YMM), así como la superposición de éstas áreas entre los individuos y las variaciones entre épocas climáticas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio.** La zona de trabajo, es la denominada escombrera exterior del Yacimiento Minero de Meirama (YMM), donde por varios años se acumuló el material estéril producido por la central termoeléctrica anexa al yacimiento. Tiene una extensión de 410 ha y se encuentra ubicada en la zona noroeste de la comunidad autónoma de Galicia (España), en el municipio de Cerceda, provincia de A Coruña (Herránz 1995; Fernández & Barreiro 2001; Delgado 2004). La acumulación del material estéril en la escombrera culminó en el año 1984 y se comenzaron las actividades de restauración. Para esto, inicialmente todo el terreno fue sembrado con una mezcla de semillas de leguminosas y gramíneas. Posteriormente se realizaron una serie de plantaciones selectivas de árboles y arbustos en algunas zonas, generando 7 diferentes hábitats. Uno de estos hábitat se caracteriza por la presencia de leguminosas y gramíneas, dos por estar reforestados con pinos (*Pinus pinaster* y *Pinus radiata*), dos con eucalipto (*Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus nitens*), uno con *Populus* sp. y el último es una zona de pastos dedicada al pastoreo de ovejas (Guitián 1995; Delgado 2004).

El área de estudio está incluida en el tipo climático templado-cálido, dentro del régimen de humedad Húmedo (Hu), según la clasificación de Papadakis, y en la Subregión Fitoclimática Atlántico europeo V (VI), según la clasificación de Allué (Carballeira *et al.* 1983). La temperatura media anual es de 12.76 °C y la precipitación media mensual es de 126.49 L/M<sup>2</sup> (Leirós *et al.* 1995; Delgado 2004; Naranjo & Pérez 2006).

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Captura.** Se empleó el método de Batida con Captura en Red (Keith *et al.* 1968; Rodríguez *et al.* 1997; Carro

*et al.* 2010b). Para la captura se seleccionaron áreas de aproximadamente 20 ha ubicadas en diferentes sectores de la escombrera. En estas zonas, se instalaron aproximadamente 800 metros de redes de nylon de un metro de alto, procurando muestrear en diferentes hábitats. Dentro de la red se ubicaban personas a una distancia no superior a 25 metros quienes realizaron batidas para hacer que las liebres se dirigieran hacia la red. Se realizaron jornadas de captura tanto diurnas como nocturnas. (En 14 batidas, 10 en horarios de las 8 am. a 4 pm y 4 durante las horas del día de menor actividad de las liebres de las 10 am a las 4 pm. Participaron en promedio 18 personas).

**Radiotelemetría.** A las liebres capturadas se les colocaron collares radioemisores diseñados para la especie, marca Andreas Wagener Telemetryanlagen. El diseño del collar es en forma de anillo, con antena externa (Samuel & Fuller 1996; Kenward 2001). El peso promedio del collar era de 25 gramos, siguiendo la recomendación de no superar el 5% del peso del animal (Fuller *et al.* 2005). Los collares incluían un sensor de movimiento para establecer el grado de actividad que el animal presentaba en cada localización. Se utilizaron antenas receptoras de tipo Yagi de cinco y tres elementos, y receptores de marca AOR-AR 8000 y Yaesu FT-290R II (Kenward 1987; Samuel & Fuller 1996; Kenward 2001; Fuller *et al.* 2005).

Las localizaciones de los animales radiomarcados se realizaron con una separación media de 10 días. Teniendo en cuenta la información disponible sobre los hábitos nocturnos de las liebres (Pielowski 1972; Parkes 1984; Pepin 1987; Angelici *et al.* 1999; Manson 2005) los seguimientos en campo se realizaron iniciando dos horas antes del anochecer y terminando dos horas después del amanecer, aplicando métodos de triangulación. Los datos fueron analizados con el programa Locate II (Nams 1990) excluyendo las triangulaciones con un área de error superior a 0.25 ha (Maffey & Taber 2003). Los puntos de localización obtenidos fueron representados sobre un mapa escala 1:4000 de la escombrera exterior del YMM, con la ayuda del programa ArcView versión 3.2 (White & Garrot 1990; Pride & Swift 1992; Kenward 2001; Fuller *et al.* 2005) y las extensiones Home Range (Rodgers *et al.* 2005) y Animal Movement (Hooge & Eichenlaub 1997).

Para evitar la autocorrelación de las localizaciones, se realizaron las tomas de rumbos necesarias para cada localización con una separación media de 4 horas y 10 minutos, buscando siempre tener intervalos continuos (Cresswell & Smith 1992; De Solla *et al.* 1999; Salvatori *et al.* 1999; Carro *et al.* 2010c). Se realizó una prueba de independencia de los datos (ArcMAP versión 9.2, y la extensión "Hawths Tools"), para verificar si el intervalo escogido para la toma de datos fue el adecuado (Swihart & Slade 1985, 1986; Rodgers *et al.* 2005).

**Establecimiento del rango de acción y área núcleo.** Se calculó el tamaño del rango de acción mediante los métodos: Polígono Mínimo Convexo (PMC), estimadores Kernel (Fixed Kernel-FK) y Jennrich-Turner (JT). En todos los casos se consideraron el 95% de los datos (Seaman & Powell 1996; Kernohan 2001; Dahl, 2005). Los cálculos se realizaron usando la extensión del programa ArcView 3.2 "Animal Movement" (Powell 2000; Cortés & Blanco 2003; Van Etten *et al.* 2007). Se evaluó si los resultados con los tres métodos variaban de forma significativa mediante un ANOVA de Medidas Repetidas. Para el establecimiento del área núcleo (core area), se utilizó el método del polígono mínimo convexo y los estimadores Kernel con el 50% de los datos. El rango de acción y el área núcleo se calcularon considerando los datos totales para cada animal y los datos separados por época climática: seca (mayo a septiembre) y húmeda (octubre a abril). Para evaluar si existían diferencias significativas entre épocas se aplicó una prueba de rangos asignados de Wilcoxon.

**Superposición del rango de acción y del área núcleo.** Se estableció si existían zonas de superposición entre los ejemplares en su rango de acción y su área núcleo. En el caso del rango de acción, los cálculos se realizaron para los datos totales y para los datos separados por condiciones climáticas. Se analizó si la superposición se presentaba entre ejemplares del mismo sexo y/o entre sexos. Para esto se utilizó la extensión "GeoProcessing Wizard" del programa ArcView 3.2 (Phillips *et al.* 1998; Kernohan *et al.* 2001). Se analizó si la superposición era significativamente diferente entre épocas mediante la prueba de rangos asignados de Wilcoxon. Para todos los cálculos se utilizó el programa estadístico SPSS versión 15.0.

## RESULTADOS

Se capturaron 14 ejemplares, ocho machos, cuatro hembras y dos indeterminados que representan una muestra de la población presente en la escombrera. Del total de animales, once eran adultos y tres juveniles. El peso promedio fue de 1659 gr. Once ejemplares reunieron las condiciones adecuadas para portar un collar de radiotelemetría y de estos, ocho acumularon el número suficiente de localizaciones para realizar los análisis. Según estimaciones propias (datos no publicados), la densidad de la especie en la zona está sobre 0.20 liebres/ha

El periodo total de seguimiento para los ocho animales radiomarcados fue de 18 meses aproximadamente (05-12-2001 hasta 01-07-2003). Se obtuvieron 1671 rumbos que permitieron generar 547 localizaciones.

Para los ocho ejemplares radiomarcados, el promedio de días transcurrido entre la instalación del collar y su úl-

tima localización fue de 236 (Min = 99 y Max = 370). El promedio de localizaciones fue de 68. El número mínimo de localizaciones fue 43 y el máximo 97. La prueba de independencia de las localizaciones indicó que no estuvieron autocorrelacionadas (Swihart & Slade 1985; Ackerman *et al.* 1990).

**Rango de acción y área núcleo.** La estimación del rango de acción y el área núcleo se realizó a partir de localizaciones para 6 machos (promedio y SD) y 2 hembras (promedio y SD). El rango de acción promedio entre los tres estimadores utilizados (PMC95% = 24.01, S = 5.09; FK95% = 35.37, S = 11.58 y JT95% = 40.23, S = 11.64) fue significativamente diferente (PMC-Kernel (ANOVA = -11,36, *gl* = 7, *n* = 8, *p* = 0,002), PMC-J-T (ANOVA = -16,21, *gl* = 7, *n* = 8, *p* = 0,001), Kernel-J-T (ANOVA = -4,85, *gl* = 7, *n* = 8, *p* = 0,028). Con el método del polígono mínimo convexo (95%), los ocho ejemplares mostraron una media de 24.01 ha (*s* = 5.09), con un máximo de 35.88 ha y un mínimo de 18.36 ha. Calculado mediante los estimadores Kernel (95%), el rango de acción promedio fue de 35.37 ha (*s* = 11.58), con un máximo de 60.34 ha y un mínimo de 22.35 ha. Por último con el método de Jennrich-Turner (95%) se obtuvo para el rango de acción un promedio de 40.23 ha (*s* = 11.64), con un máximo de 58.60 ha y un mínimo de 21.30 ha. (véase Cuadro 1).

En los tres métodos utilizados, el animal con mayor rango de acción fue el portador del collar 150.50 MHz, un macho adulto que sobrepasó ampliamente el rango de acción medio. Éste contó con un número adecuado de localizaciones y las observaciones tomadas en campo respaldan la fiabilidad de los rumbos medidos (véase Cuadro

1). El animal con un rango de acción menor fue el portador del collar 151.100 MHz, un macho adulto.

La ANOVA intra-sujeto reveló que los resultados del rango de acción determinado para los ocho individuos, por los tres métodos, se diferenciaban significativamente; PMC-Kernel (ANOVA = -11.36, *gl* = 7, *n* = 8, *p* = 0.002), PMC-J-T (ANOVA = -16.21, *gl* = 7, *n* = 8, *p* = 0.001), Kernel-J-T (ANOVA = -4.85, *gl* = 7, *n* = 8, *p* = 0.028).

El rango de acción entre épocas climáticas presentó valores medios mayores en la estación húmeda comparada con la seca. Esto ocurrió con los tres métodos de cálculo utilizados (véase Cuadro 1). Estas diferencias resultaron no significativas después de la aplicación de la prueba de rangos asignados de Wilcoxon (PMC *p* = 0.674; Estimadores Kernel *p* = 0.674; Jennrich-Turner *p* = 0.57).

Los cálculos del área núcleo de las liebres radiomarcadas, muestran un valor medio de 8.02 ha (*s* < 3.81) con el método PMC (50%), con un máximo de 14.16 ha y un mínimo de 3.64 ha, representando entre un 19.83% y un 39.46% del rango de acción medio. Por el método de los estimadores Kernel (50%), el área núcleo media fue de 8.05 ha (*s* = 5.30), con un máximo de 20.12 ha y un mínimo de 4.14 ha, representando entre un 15.12% y un 33.34% del rango de acción medio. Los animales con mayor y menor área núcleo fueron los mismos que para el rango de acción (véase Cuadro 1).

El área núcleo en las dos condiciones climáticas resultó ser mayor para la época seca, con los dos métodos utilizados, sin embargo no se presentaron diferencias significativas con el método del PMC (*p* = 0.40) pero sí con

**Cuadro 1.** Resultados del Rango de Acción (ha) y el Área Núcleo (ha), calculados con los métodos del Polígono Mínimo Convexo (PMC), Estimadores Kernel (F.K) y Jennrich-Turner (J-T). Datos totales y por épocas climáticas (seca y húmeda) para *Lepus granatensis* en la escombrera exterior del YMM.

Análisis	→ Datos Totales (ha)						Época Seca (ha)				Época Húmeda (ha)				Loc Total		
	R. Acción 95%			Área N 50%			R. Acción 95%			Área N 50%		R. Acción 95%				Área N 50%	
	PMC	F.K	J-T	PMC	F.K	J-T	PMC	F.K	J-T	PMC	F.K	PMC	F.K	J-T		PMC	F.K
150.10 ♂	20.6	27.0	28.2	4.0	4.8	14.5	19.9	25.0	3.4	4.1	19.0	24.0	27.1	3.6	2.3	91	
150.40 ♀	26.7	36.2	41.8	10.2	5.1	20.9	33.4	40.4	8.8	8.4	24.8	37.2	42.9	8.7	8.5	90	
150.50 ♂	35.9	60.3	58.7	14.2	20.1	18.5	36.6	38.0	5.8	11.7	20.9	35.7	37.7	4.1	8.5	55	
150.60 ♀	24.8	38.9	44.0	10.2	9.4	13.3	26.3	32.8	2.6	5.9	21.8	37.0	46.3	5.3	4.5	56	
150.70 ♂	22.4	31.2	39.8	6.0	9.0	8.8	15.8	20.1	3.1	5.4	13.8	23.3	31.3	2.7	1.9	61	
150.80 ♂	20.9	29.1	38.5	5.2	4.4	20.3	32.7	45.6	5.8	3.9	11.1	19.2	24.8	1.8	3.2	54	
150.90 ♂	22.4	37.9	49.5	10.7	6.9	22.4	37.1	43.6	12.4	13.6	12.1	29.0	39.2	3.9	8.2	43	
150.100 ♂	18.4	22.4	21.3	3.6	4.2	12.7	15.8	20.5	1.9	1.9	15.4	18.3	21.2	3.0	1.8	97	
Media	24.0	35.4	40.2	8.0	8.0	16.4	27.2	33.3	5.5	6.9	17.3	28.0	33.8	4.1	4.8	68	
S	5.1	11.6	11.6	3.8	5.3	4.8	9.0	10.3	3.6	4.1	5.0	7.9	9.1	2.1	3.0	21	

R. Acción = Rango de acción 95% de los datos, Área N = Área núcleo 50% de los datos. Loc = Localizaciones totales de cada animal.

los estimadores Kernel ( $p = 0.025$ ) después de la prueba de rangos asignados de Wilcoxon. Esta área núcleo representó como media un 23.24% y un 31.21% del rango de acción de la época húmeda y en la seca respectivamente, con el método del PMC. Con los estimadores Kernel el área núcleo representó el 16.34% y 24.24%, respectivamente (véase Cuadro 1). La media de localizaciones utilizadas para la época húmeda fue de 36 y en la seca de 32.

**Superposición del Rango de Acción y del Área Núcleo.** Todos los animales, excepto el portador del collar 151.80 MHz, con el método del polígono convexo, solaparon sus rangos de acción con otro ejemplar radiomarcado (véase Cuadro 2). Estas superposiciones se dieron entre machos, entre hembras con machos, pero no entre hembras. El animal con collar 151.70 MHz que por el PMC se solapó con cinco ejemplares y según los Estimadores Kernel con siete, fue el animal que más tuvo dentro de la escombrera. En el otro extremo se encontró la liebre con el collar 151.80 MHz que presentó dos superposiciones con el PMC y ninguno con los Estimadores Kernel (véase Cuadro 2).

La media de superposiciones para los métodos utilizados fue de cuatro. El valor mínimo del área con los Estimadores Kernel fue de 0.16 ha y el máximo de 27.32 ha (promedio = 11.48 ha). Por su parte con el PMC los valores fueron 0.68 ha como mínimo y máximo 15.09 ha (promedio = 6.56 ha) (véase Cuadro 2).

Las superposiciones en las dos condiciones climáticas indican un área promedio más alta en la estación húmeda que en la seca. Con los Estimadores Kernel la media de superposición fue de 7.97 ha en la estación húmeda con un máximo de 23.35 ha y mínimo de 0.40 ha. En la estación seca la media fue 3.50 ha, con un máximo de 19.38 ha y un mínimo de 0.30 ha. Por el PMC en la estación húmeda la media de superposición fue de 4.12 ha, con máximo de 13.02 ha y mínimo de 0.14 ha, mientras que en la estación

seca, la media fue de 3.33 ha, con un máximo de 11.50 ha y un mínimo de 0.03 ha.

Se calculó la superposición entre los rangos de acción descritos por las liebres en las dos épocas climáticas y se obtuvo como resultado un área promedio de 11.28 ha que representan un 48.88% del área calculado con el método del PMC. Con los estimadores Kernel el área promedio de entrecruzamiento fue 18.91 ha que representan un 55.30% de área compartida entre las dos condiciones climáticas (véase Cuadro 3).

A partir de las áreas núcleo de los ocho animales radiomarcados, se calculó el área de superposición entre ellas. Para los dos métodos utilizados seis liebres solaparon su área núcleo por lo menos con un individuo. El promedio de superposiciones fue de "1.5", con un área de 1.37 ha, que representan el 17.08% del área núcleo promedio para el método del PMC. Para los estimadores Kernel, el promedio fue tres, con un área de 1.19 ha, que representan el 14.80% del área núcleo promedio. Para los dos métodos el valor mínimo de superposición fue 0.01 ha y el máximo varió de 2.79 a 3.15 ha.

## DISCUSIÓN

**Rango de acción.** Para *Lepus granatensis* no existen estudios previos sobre el rango de acción en la comunidad autónoma de Galicia y en su área de distribución no se ha estudiado esta variable en una zona sometida a un proceso de restauración, como es el caso de la escombrera exterior del YMM. A nivel general, son pocos los trabajos que proporcionan información sobre el patrón espacial de la Liebre Ibérica (Calzada & Martínez 1994; Rodríguez *et al.* 1997; Bartolomé *et al.* 2004; Carro *et al.* 2010A, Carro *et al.* 2011).

**Cuadro 2.** Resultados de la superposición (ha) del Rango de Acción descrito por cada ejemplar en las dos épocas climáticas (seca y húmeda) dentro de la escombrera exterior del YMM. Método Polígono Mínimo Convexo (PMC) y Estimadores Kernel (F.K).

↓Collar(MHZ)	Superposición* entre épocas climáticas (ha)		Rango de acción total (ha)		Porcentaje de superposición	
	PMC	Kernel	PMC	Kernel	PMC	Kernel
150.10 ♂	13.04	14.90	20.63	26.99	63.18	55.21
150.40 ♀	19.04	30.03	26.73	36.16	71.24	83.05
150.50 ♂	7.15	16.16	35.88	60.34	19.93	26.79
150.60 ♀	13.04	22.37	24.78	38.92	52.64	57.48
150.70 ♂	3.71	8.87	22.38	31.24	16.59	28.39
150.80 ♂	10.89	18.25	20.91	29.10	52.06	62.70
150.90 ♂	12.11	29.02	22.40	37.87	54.06	76.63
150.100 ♂	11.27	11.65	18.36	22.35	61.38	52.13
Promedio	11.28	18.91	24.01	35.37	48.88	55.30

\*Este valor refleja que porcentaje del Rango de Acción que es común para un animal entre la época seca y la húmeda.

**Cuadro 3.** Superposición (ha) del rango de acción de cada animal, con los demás ejemplares radiomarcados en la escombrera exterior del YMM. Método Polígono Mínimo Convexo (PMC) y Estimadores Kernel (F.K).

↓Collar(MHz)→	150.10 ♂		150.40 ♀		150.50 ♂		150.60 ♀		150.70 ♂		150.80 ♂		150.90 ♂		150.100 ♂	
Método(ha)→	PMC	F.K	PMC	F.K	PMC	F.K	PMC	F.K	PMC	F.K	PMC	F.K	PMC	F.K	PMC	F.K
150.10 ♂	0	0	0	0	9.2	18.4	13.3	21.4	10.2	14.3	0	0	13.1	22.2	3.0	4.1
150.40 ♀	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.4	0	0.2	0.7	4.4	0	0
150.50 ♂	9.2	18.4	0	0	0	0	14.3	27.3	6.7	13.8	0	0	5.6	16.1	14.1	18.6
150.60 ♀	13.3	21.4	0	0	14.3	27.3	0	0	7.2	15.1	0	0	9.1	19.4	4.3	8.6
150.70 ♂	10.2	14.3	0	2.4	6.7	13.8	7.2	15.1	0	0	0	1.7	15.1	22.6	6.1	9.9
150.80 ♂	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0
150.90 ♂	13.1	22.2	0.7	4.4	5.6	16.1	9.1	19.4	15.1	22.6	0	0	0	0	0.9	4.2
150.100 ♂	3.0	4.1	0	0	14.1	18.6	4.34	8.6	6.1	9.9	0	0	0.9	4.2	0	0

El intervalo promedio del rango de acción obtenido con los tres métodos (24-35 ha) fue en general inferior a lo encontrado por otros autores en España. Por ejemplo, 124 ha para una reserva de caza en Zamora (España) con amplias zonas de pastizales y matorrales (Martín *et al.* 1991), 32 ha para la meseta Castellana en un paisaje de pastizales y cultivos forestales (Bartolomé *et al.* 2004), y 26 ha en el Parque Nacional Doñana-PND (Carro *et al.* 2010A, 2011). Los datos de la reserva de caza de Zamora son cuatro veces más altos y esto podría deberse a las características estructurales de los ambientes, ya que presenta poca heterogeneidad vegetal (Martín *et al.* 1991), lo que obligaría a las liebres a incrementar su rango de acción para la búsqueda de recursos. Además en esta zona se presenta una alta actividad agrícola y de caza que hace que los rangos de acción de las liebres sean más amplios (Kovacs & Buza 1992; Reitz & Léonard 1994; Marboutin & Aebischer 1996; Karmiris *et al.* 2007).

Respecto al Estimador Kernel (35.4 ha) el único reporte para comparar es el de Carro en 2005 (43.5 ha) para el PND. No se encontraron reportes de rango de acción de *L. granatensis* con el método Jennrich-Turner (95%) que permitieran hacer comparaciones.

De especies emparentadas como *L. europaeus* se cuenta con más investigaciones (Pielowski 1972; Broekhuizen & Maaskamp 1982; Tapper & Barnes 1986; Kovacs & Buza 1988; Kovacs & Buza 1992; Bradshaw 1993; Reitz & Leonar 1994; Marboutin & Aebischer 1996; Marboutin 1997; Kunst *et al.* 2001; Stott 2003; Rühle 2004; Smith *et al.* 2004). En estos estudios los rangos de acción obtenidos con el método del PMC (el más utilizado) varían entre 21 ha y 149 ha. En su mayoría los rangos de acción fueron descritos para zonas agrícolas o de cultivos intensivos poco diversificados, condición que teóricamente favorece la reducción de esta variable (Marboutin & Aebischer 1996; Karmiris *et al.* 2007). Stott (2003) reportó un valor de 149 ha en una zona que combina cultivo intenso y grandes

zonas de pastizales, lo cual agrega un componente homogenizador en el paisaje.

Descartando las diferencias significativas en el tamaño del rango de acción entre machos y hembras, como lo indican nuestros resultados y los trabajos de otros autores (Bartolomé *et al.* 2004 & Carro *et al.* 2010b) podemos decir que la calidad del hábitat puede explicar el bajo valor de rango de acción y las diferencias significativas entre individuos que encontramos. Las liebres en general muestran preferencia por hábitats que presenten un mosaico de ambientes abiertos, pastizales, cultivos diversos, zonas heterogéneas a nivel florístico y paisajístico que incrementan la probabilidad de encontrar tanto alimento de buena calidad nutricional como refugios, condiciones que determinan el tamaño del rango de acción (Tapper & Barnes 1986; Lewandowski & Nowakowski 1993; Marboutin *et al.* 1996; Samuel & Fuller 1996; Panek & Kamieniarz 1999; Smith *et al.* 2004,2005; Karmiris & Nastis 2007; Carro *et al.* 2010A).

En la escombrera exterior de lignitos Meirama durante el proceso de restauración se incorporó una gran variedad de gramíneas, leguminosas y cultivos forestales que dio como resultado una alta heterogeneidad vegetal. A lo anterior se le suma la posterior entrada de especies vegetales invasoras que hicieron que el ambiente se volviera aún más complejo. El manejo posterior que se ha dado a diferentes zonas de la escombrera (pastizales para ovejas, zonas de matorrales y zonas de siega que mantienen brotes tiernos a lo largo del año) generó una diversidad paisajística que contribuye a la heterogeneidad vegetal, permitiendo la disminución del área de campeo de la Liebre Ibérica en la escombrera.

Las gramíneas son la principal fuente de alimentación para *L. granatensis* (más del 70%), seguida por el consumo de brotes de diferentes especies de plantas leñosas, que en el área de estudio se han usado en la recuperación de la escombrera (Hiltunen & Kauhala 2006; Carro & Soriguer

2005). En la escombrera las áreas restauradas con pinos y eucaliptos pudieron contribuir a la disminución en el tamaño del rango de acción. Hulbert *et al.* (1996) en Escocia encontraron que *L. timidus*, puede ocupar plantaciones silvícolas jóvenes y tener rangos de acción inclusive menores que en sus hábitat naturales.

Varios autores destacan la importancia de la disponibilidad de refugios (Encames) en la determinación del rango de acción (Lima & Dill 1990; Meyer & Valone 1999; Marín *et al.* 2003). En el caso de las liebres, cuando no encuentran zonas adecuadas de encame realizan desplazamientos a lugares boscosos o matorrales buscando seguridad ante la depredación (Rodríguez *et al.* 1997). En la escombrera se han generado surcos de arado que han incrementado el área utilizable como refugio. Nosotros pudimos observar, directamente en campo, el uso de estos surcos como encame en numerosas ocasiones. Observaciones similares fueron realizadas por Duarte en 2000 en olivares andaluces (España). Creemos que para el caso de la Escombrera de Lignitos de Meirama esta alta disponibilidad de refugios ha contribuido a la disminución del rango de acción de la liebre.

Finalmente otro factor que puede explicar los menores valores del rango de acción que encontramos es el tamaño corporal. La subespecie de este estudio *L. g. gallaecius* es la más pequeña de esta especie y de la cual no se conocen datos de su dinámica espacial. Algunas investigaciones en otras especies muestran que liebres con mayor masa corporal, ocupan rangos de acción más amplios (Tapper & Barnes 1986; Kovacs & Buza 1992).

En otras investigaciones que han encontrado variaciones en el rango de acción entre épocas o estaciones, tampoco han podido evidenciar que estas variaciones sean significativas (Smith *et al.* 2004, Carro *et al.* 2010A, 2011). En el caso de la escombrera de lignitos Meirama el leve incremento en la época húmeda pudo deberse al encharcamiento de algunas zonas donde el nivel freático es muy alto, además de presentar gramíneas y leguminosas que no contribuyen al establecimiento del terreno y absorción de agua. Durante los años de seguimiento de las liebres en la escombrera las lluvias superaron los promedios anuales históricos (AEMET 2011, 2012). El incremento de sitios inundados pudo hacer que las liebres tuvieran que ampliar un poco su rango de acción.

**Área núcleo.** El presente es el primer reporte sobre el área núcleo para la Liebre Ibérica. La estimación de esta área es importante por cuanto provee información del área principal de refugios y en donde el animal encuentra la mayor cantidad de recursos alimenticios. En el caso de la escombrera el valor promedio fue muy similar entre los dos métodos utilizados (aproximadamente 8 ha), siendo un poco mayor el área calculada con el método del PMC.

Son muy pocos los estudios sobre área núcleo en liebres europeas. Farias *et al.* (2006) reportaron un área núcleo de 8.5 ha para *Lepus flavigularis*, la cual representó el 15% del rango de acción total. Para *L. europaeus*, Kunst *et al.* (2001) encontraron un área núcleo de 3.1 ha, equivalente al 13% del área total. Por último, Hulbert *et al.* (1996) obtuvieron un resultado de 3.1 ha correspondiente al 30% del área de campeo total de *Lepus timidus*. Nuestros resultados indican que el área núcleo de *L. granatensis* es el doble de sus especies más cercanas (*L. timidus* y *L. europaeus*). Dado que *L. granatensis* es la especie más pequeña de estas tres, es posible que esta mayor área núcleo se deba a las características estructurales de la zona de estudio. Debido al tamaño y peso (1500-2600 g) de la especie se esperaría que en comparación con otras especies más grandes, presente un área núcleo menor. Por otra parte, el área de estudio se encuentra en uno de los puntos más septentrionales de la distribución de *L. granatensis*, podría esperarse que en comparación de otras poblaciones de la misma especie ubicadas más hacia el sur, el rango promedio de su rango de acción sea menor. Sin embargo, es necesario realizar las mismas evaluaciones en otras poblaciones para determinar en qué punto del rango de variación de la especie se encuentra el valor encontrado para esta población de la provincia de A Coruña. Es de resaltar que los valores de área núcleo son muy similares bajo las dos metodologías (PMC y Estimadores Kernel). Por otra parte, la proporción de área núcleo respecto al rango de acción es menor al reportado al de otras especies, lo que podría deberse a la disponibilidad de alimento y refugio, o a las actividades de desbroce o siega en sitios que hacen parte de su área núcleo.

Un macho adulto de talla media (collar 151.50 MHz) presentó un valor de área núcleo elevado (PMC = 14.16 ha y FK = 20.58 ha), desproporcionada, con respecto a lo demás animales estudiados. Es posible que el valor desproporcionado en comparación con los demás se deba a movimientos erráticos del animal o desplazamientos forzados por las actividades de desbroce o siega en la zona. Los animales radiomarcados dentro de la escombrera presentaron una mayor área núcleo en la época seca. En esta época las altas temperaturas y las bajas precipitaciones hacen que por una parte, la vegetación disminuya sus propiedades nutricionales, y por otra, la cantidad de brotes tiernos disminuye en toda la escombrera (Jefferies *et al.* 1994; Rueda 2006). Lo anterior obligaría a las liebres a ampliar su área núcleo para compensar una disminución en la cantidad y calidad de recursos. Por otra parte, en los primeros meses de la época seca en la escombrera se realizaron cortes en la zona de pastos, y algunos sectores se despejaban de tojo (*Ulex europaeus*). Esto pudo alterar las zonas de alimentación y refugio, ya que las liebres

usan los bosques y setos como refugio en épocas de calor, donde las praderas son la fuente de alimentación más importante durante todo el año (Taper & Barnes 1986).

**Superposición del rango de acción y del área núcleo.** Nuestros resultados confirman la poca territorialidad de la liebre mencionada por otros autores (Hewson & Hinge 1990; Duarte *et al.* 2002; Carro *et al.* 2010a; Genini *et al.* 2008). La superposición del rango de acción mostrado por individuos de ambos sexos, indica que la Liebre Ibérica presenta una conducta de apareamiento poligámica (Powell 2000; Farias *et al.* 2006). Las diferencias en la superposición del rango de acción entre la época seca y húmeda puede estar relacionado con incrementos en la actividad reproductiva en la época seca, que es cuando hay una mayor disponibilidad de alimento. Carro *et al.* (2010A) encontraron que *L. granatensis* en el PND presenta una superposición de 26.15%, valor muy similar a nuestro trabajo (27.32%), lo cual podría sugerir una tendencia entre diferentes poblaciones de esta especie. Sin embargo, de acuerdo a otros autores, la superposición del rango de acción es muy variable entre las especies del género *Lepus*. Por ejemplo, Genini *et al.* (2008) en los Alpes suizos encontraron que *L. timidus* presentaba en promedio una superposición del 51%. Estas diferencias en la superposición reflejan la naturaleza idiosincrática de cada especie en cuanto a sus hábitos de forrajeo, uso de hábitat y estructura social.

La superposición, en algún grado, de las áreas núcleo de los individuos radiomarcados en la escombrera refuerza el carácter poco territorial de esta especie. Lo cual puede estar relacionado con la alta disponibilidad de sitios de refugio y alimentación descritos anteriormente.

Un aspecto que no se había reportado previamente para *L. granatensis*, es que un porcentaje importante del rango de acción es compartido entre las dos épocas climáticas (PMC = 48.8% y FK = 55.3%), lo que indica una alta fidelidad de hábitat por parte de las liebres radio-marcadas en la escombrera. Dahl (2005) reportó para *L. timidus* un 49% de superposición en el rango de acción entre invierno y verano. Presentar alta fidelidad por el hábitat reduce los gastos energéticos de los animales, disminuye el riesgo de depredación, y puede aumentar la supervivencia de la población (Nelson & Mech 1984; Nixon *et al.* 1992; Marín *et al.* 2003). Adicionalmente, permite a los animales familiaridad con los recursos de un área, lo cual resulta ventajoso en circunstancias adversas (Hirth & McCullough 1977; Broekhuizen & Maaskamp 1982).

Debido al carácter endémico de esta especie y a que en la comunidad autónoma de Galicia sus poblaciones son muy escasas, conocer la capacidad de esta especie para colonizar sitios restaurados es importante para estructurar

planes de manejo y conservación. Los planes de restauración que involucren la translocación o reintroducción de *L. granatensis* deben considerar el mantenimiento de hábitats estructuralmente heterogéneos, con área de matorrales densos que ofrezcan refugio en la época seca y mantener área de rebrotes que aseguren una alta oferta de alimento.

**AGRADECIMIENTOS.** A la Universidad de Santiago de Compostela (A Coruña, España), especialmente a los profesores del Departamento de Zoología y Antropología Física y a los estudiantes de Biología que nos acompañaron a las salidas. Al Dr. José Miguel Rey Salgado. A la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia, por el apoyo al proyecto bajo el cual se realizó este estudio. A las becas para estudiantes latinoamericanos de la Universidad de Santiago de Compostela y a la Fundación "la Caixa". A los Ingenieros y funcionarios de Lignitos Meirama S.A, en especial al Ingeniero José Luis Delgado. Al Dr. Fernando Cervantes Reza y a todo su equipo en la Colección Nacional de Mamíferos, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.

## LITERATURA CITADA

- AEMET.** Agencia estatal de meteorología. Ministerio de medio ambiente y medio rural y marino. Consulta, 15/03/2012. <http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos>.
- AEMET.** Agencia estatal de meteorología. Ministerio de medio ambiente y medio rural y marino., 2011. Atlas Climático Ibérico; temperatura del aire y precipitación (1971-2000).
- Ackerman, B. B., Leban, F. A., Samuel, M. D. & Gartom, E. O.** 1990. *User's manual for program Home Range*. 2nd ed. Forestry. Wildlife and Range Experiment Station University of Idaho Moscow, Idaho.
- Álamo, C. D.** 1989. *Inventario de las poblaciones cinegéticas de Galicia*. Memória I y II. ETEGA.
- Angelici, F. M., Riga, F., Boitani, L. & Luiselli, L.** 1999. Use of dens by radiotracked brown hares *Lepus europaeus*. *Behavioural Processes*, 47: 205-209.
- Balado, R., Bas, S. & Galán, P.** 1995. *Atlas de Vertebrados de Galicia*. Aproximación a distribución dos vertebrados terrestres de Galicia durante o quinquenio 1980-85. Tomo 1: Peixes, Anfibios, Reptiles e Mamíferos. Consello da Cultura Galega y Sociedade Galega de Historia Natural.
- Ballesteros, F.** 1998. *Las especies de caza en España: biología, ecología y conservación*. Estudio y Gestión del Medio, Oviedo.
- Ballesteros, F., Benito, J. L. & González-Quirós, P.** 1996. Situación de las poblaciones de liebres en el norte de la península Ibérica. *Quercus*, 128: 12-17.
- Bartolomé, D. J., Pérez, J. A., Díez, C., Alonso, M. E., Prieto, R. & Olmedo, J. A.** 2004. *Territorialidad de la Liebre Ibérica (Lepus granatensis) en la Meseta Castellana*. X Congreso Nacional y VII Iberoamericano de Etología. Aguadulce, Almería.
- Bradshaw, E. L.** 1993. *Social and ecological determinants of food availability in the brown hare, Lepus europaeus Pallas*. PhD Thesis, University of Oxford.
- Broekhuizen, S. & Maaskamp, F.** 1982. Movement, home range and clustering in the European hare (*Lepus europaeus pallas*) in the Netherlands. *Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 47: 22-32.

- Calzada E de la, E. & Martínez, J. F.** 1994. Requerimientos y selección de hábitat de la liebre mediterránea (*Lepus granatensis*) en un paisaje agrícola mesetario. *Ecología*, 8: 381-394.
- Carballeira, A., Davesa, C., Retuerto, R., Santillan, E. & Uceda, F.** 1983. *Mapas Bioclimatología de Galicia*. Fundación Pedro Barrié de la Maza, Conde de Fenosa.
- Carro, F.** 2005. *Historia natural de la liebre ibérica (Lepus granatensis Rosenhauer, 1856) en el parque nacional Doñana*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, A Coruña, España.
- Carro, F., Fernández, A., Castián, E., Andreu, A. C., Beltrán, J. F., Díaz, R. & Soriguer, R. C.** 2010a. Uso del espacio y del tiempo por las liebres. pp. 134-165. In: Carro, F. & Soriguer, R. C. (Eds.). *La liebre ibérica. Naturaleza y Parques Nacionales*. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.
- Carro, F., Fernández, A. & Soriguer, R. C.** 2010b. Métodos de estudio de las poblaciones de liebres: criterios de sexado y edad, dieta, ecología espacial, parámetros reproductivos, condición física y tamaño poblacional. pp. 28-71. In: Carro, F. & Soriguer, R. C. (Eds.). *La liebre ibérica. Naturaleza y Parques Nacionales*. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.
- Carro, F., Fernández, A. & Soriguer, R. C.** 2010c. Taxonomía y biometría. pp. 74-104. In: Carro, F. & Soriguer, R. C. (Eds.). *La liebre ibérica. Naturaleza y Parques Nacionales*. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.
- Carro, F., Soriguer, R. & Beltrán, J. F.** 2011. Heavy flooding effects on home range and habitat selection of free-ranging Iberian hares (*Lepus granatensis*) in Doñana National Park (SW Spain). *Acta Theriologica*, 56: 375- 382.
- Carro, F. & Soriguer, R.** 2005. *Lepus granatensis*. pp. 452-455. In: Palomo, J. L. & Gisbert, J. (Eds.). *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. Madrid. España.
- Castells, A. & Mayo, M.** 1993. *Guía de los Mamíferos en libertad de España y Portugal*. Ediciones Pirámide. Madrid.
- Cortés, Y. & Blanco, J. C.** 2003. *Habitat use by wolves in a humanized area of north-central Spain*. World Wolf Congress 2003, Banff, Alberta.
- Cresswell, W. J. & Smith, G. C.** 1992. The effects of temporally autocorrelated data on methods of home range analysis. In: *Wildlife Telemetry: Remote Monitoring and Tracking of Animals*.
- Dahl, F.** 2005. Distinct seasonal habitat selection by annually sedentary mountain hares (*Lepus timidus*) in the boreal forest of Sweden. *European Journal of Wildlife Research*, 51: 163-169.
- De Solla, S. R., Bonduriansky, R. & Brooks, R. J.** 1999. Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. *Journal of Animal Ecology*, 68: 221-234.
- Delgado, J. L.** 2004. Evolución de flora y fauna en los terrenos restaurados de Limeisa. Residua: VII Conferencia sobre gestión de residuos. Santiago de Compostela. España.
- Duarte, J.** 2000. Liebre Ibérica, *Lepus granatensis*. *Galemys*, 12: 3-14.
- Duarte, J. J., Vargas, M. & Farfán M. A.** 2002. Biología de la Liebre Ibérica (*Lepus granatensis*). Bases técnicas para la gestión cinegética. pp. 29-59. In: Lucio, A. J. & Saenz de Buriruaga, M. (Eds.). *Aportaciones de la gestión sostenible de la caza*. Fedenca-EEC, Madrid.
- Fariás, V., Fuller, T. K., Cervantes, F. A. & Lorenzo, C.** 2006. Home range and social behavior of the endangered tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) in Oaxaca, Mexico. *Journal of Mammalogy*, 87: 748-756.
- Fernández, B. & Barreiro, X. R.** 2001. *La central térmica de Meirama y su entorno*. Unión Fenosa.
- Fuller, M. R., Millspaugh, J. J., Church, K. E. & Kenward, R. E.** 2005. Wildlife Radiotelemetry. In: *Techniques for wildlife investigations and management*. Sixth Edition. The Wildlife Society.
- Galán, P. R.** 1995. Fauna de los terrenos recuperados: colonización y evolución de las comunidades de vertebrados. pp. 246-283. In: Guitián, F. (Eds.). *Recuperación de las escombreras de la mina de lignitos de Meirama (A Coruña)*. Universidad de Santiago de Compostela. España.
- Genini, G. A., Bisi, F., Masseroni, E., Nodari, M., Preattoni, D., Wauters, L., Martinoli, A. & Tosi, G.** 2008. Home range dynamics of mountain hares (*Lepus timidus*) in the swiss alps. *Hystrix-Italian Journal of Mammalogy*, 19: 77-83.
- Guitián, F.** 1995. *Recuperación de las escombreras de la mina de lignitos de Meirama (A Coruña)*. Universidad de Santiago de Compostela.
- Herránz, V. F.** 1995. El yacimiento de lignitos de Meirama. pp. 15-42. In: Guitián, F. (Ed.). *Recuperación de las escombreras de la mina de lignitos de Meirama (A Coruña)*. Universidad de Santiago de Compostela.
- Hewson, R. & Hinge, M. D. C.** 1990. Characteristics of the home range of mountain hares *Lepus timidus*. *Journal of Applied Ecology*, 27: 651-666.
- Hiltunen, M. & Kauhala, K.** 2006. Selection of sapling stand habitats by the mountain hare (*Lepus timidus*) during winter. *Mammalian Biology*, 71: 183-189.
- Hirth, D. H. & McCullough, D. R.** 1977. Evolution of alarm signals in ungulates with special reference to white-tailed deer. *American naturalist*, 111: 31-42.
- Hooge, P. N. & Eichenlaub, B.** 1997. *Animal movement extension to Arcview*. Ver 2.04 beta. Alaska Biological Science Center, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA.
- Hulbert, I. A. R., Iason, G. R., Elston, D. A. & Racey, P. A.** 1996. Home-range sizes in a stratified upland landscape of two lagomorphs with different feeding strategies. *The Journal of Applied Ecology*, 33: 1479-1488.
- IUCN** 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. Consultado 15/07/2013. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Jefferies, R. L., Klein, D. R. & Shaver, G. R.** 1994. Vertebrate herbivores and northern plant communities-reciprocal influences and responses. *Oikos*, 71: 193-206.
- Karmiris, I. E. & Nastis, A. S.** 2007. Intensity of livestock grazing in relation to habitat use by brown hares (*Lepus europaeus*). *Journal of Zoology*, 271: 193-197.
- Keith, L. B., Meslow, E. C. & Rongstad, O.** 1968. Techniques for snowshoe hare population studies. *The Journal of Wildlife Management*, 32: 801-812.
- Kenward, R. E.** 1987. Quantity versus quality programmed collection and analysis of radio-tracking data. pp. 231-246. In: Priede, I. G. & Swift, S. M. (Eds.). *Wildlife Telemetry Remote Monitoring and Tracking of Animals*. New York. USA.
- Kenward, R. E.** 2001. *A manual for wildlife radio-tagging*. Academic Press, London, UK.
- Kernohan, B. J., Gitzen, R. A. & Millspaugh, J. J.** 2001. Analysis of animal space use and movements. pp. 125-166. In: *Radio tracking and animal populations*. Academic Press. San Diego, California.
- Kovács, G. & Búza, C.** 1988. A mezeinyúl (*Lepus europaeus Pallas*) mozgáskörzetének jellemzői egy erdőszűlt és egy intenzíven művelt mezőgazdasági élőhelyen. I. A mozgáskörzet nagysága. *Vadbiológia*, 2: 67-84.

- Kovacs, C. & Buza, C.** 1992. Home range size of the brown hare in Hungary. pp. 267-270. In: Bobek, B., Perzanowski, K. & Regelin, W. (Eds.). *Global trends in wildlife management*. Trans, 18 the IUGB Congress, Kraków. Swiat press, Karaków-Warszawa.
- Kunst, P. J. G., Van Der Wal, R. & Van Wieren, S. V.** 2001. Home ranges of brown hares in a natural salt marsh: comparisons with agricultural systems. *Acta Theriologica*, 46: 287-294.
- Leirós de la Peña, M. C., Galán, P. R., Trasar, M. C. & Gil, S. F.** 1995. El entorno natural de la mina. pp. 185-212. In: Guitián, F. (Ed.). *Recuperación de las escombreras de la mina de lignitos de Meirama (A Coruña)*. Universidad de Santiago de Compostela.
- Lewandowski, K. & Nowakowski, J.** 1993. Spatial distribution of brown hare (*Lepus europaeus*) populations in habitats of various types of agriculture. *Acta Theriologica*, 38: 435-442.
- Lima, S. L. & Dill, L. M.** 1990. Behavioural decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology*, 68: 619-640.
- Maffei, L. & Taber, A. B.** 2003. Área de acción, actividad y uso de hábitat del zorro patas negras, *Cerdocyon thous*, en un bosque seco. *Mastozoología Neotropical / J. Neotrop. Mammal*, 10: 154-160.
- Manson, J.** 2005. *The hare*. Merlin UnwinBooks. UK.
- Marboutin, E.** 1997. A note on home range size in the European Hare (*Lepus europaeus*). *Gibier Faune Sauvage, Game & Wildlife*, 14: 349-357.
- Marboutin, E. & Aebischer, N. J.** 1996. Does harvesting arable crops influence the behaviour of the European hare *Lepus europaeus*?. *Wildlife Biology*, 2: 83-91.
- Marín, A. I., Hernández, L. & Landré, J. W.** 2003. Predation risk and food quantity in the selection of habitat by black-tailed jackrabbit (*Lepus californicus*): an optimal foraging approach. *Journal of Arid Environments*, 55: 101-110.
- Martin, P., Martin, J. A., Naveso, M. A., Sánchez, C. & Muñoz-Pulido, R.** 1991. *Estudio sobre la dispersión de la liebre Lepus capensis en la Reserva Nacional de Caza de las Lagunas de Villafáfila*. Junta de Castilla y León. Informe inédito.
- Meyer, M. D. & Valone, T. J.** 1999. Foraging and multiple costs: the importance of predation, energetics, and assessment error costs to a desert forager. *Oikos*, 87: 571-579.
- Munilla, I., Romero, R. & Azcárate, J. G. D.** 1991. *Diagnóstico de las poblaciones faunísticas de interés cinegético de la provincia de Pontevedra*. Diputación Provincial.
- Nams, V. O.** 1990. *Locate II*. User's. Pacer Computer Software. Tamagouche, Nova.
- Naranjo, L. & Pérez, V.** 2006. *A variabilidade natural do clima en Galicia*. Fundación Caixa Galicia. Xunta de Galicia.
- Nelson, M. E. & Mech, L. D.** 1984. Home-range formation and dispersal of deer in northeastern Minnesota. *Journal of Mammalogy*, 65: 567-575.
- Nixon, C. M., Hansen, L. P., Brewer, P. A. & Chelvig, E.** 1992. Stability of white-tailed doe parturition ranges on a refuge in east central Illinois. *Canadian Journal Zoology*, 70: 968-973.
- Palacios, F.** 1979. Análisis cromosómico, carga de DNA y electroforesis de las liebres españolas. *Doñana Acta Vertebrata*, 6: 203-215.
- Panek, M. & Kamieniarz, R.** 1999. Relationships between density of brown hare, *Lepus europaeus*, and landscape structure in Poland in the years 1981-1995. *Acta Theriologica*, 44: 67-75.
- Parkes, J. P.** 1984. Home ranges of radio-telemetered hares (*Lepus capensis*) in a sub-alpine population in New Zealand: Implications for control. *Acta Zoologica Fennica*, 171: 279-281.
- Pépin, D.** 1987. Dynamics of a heavily exploited population of brown hare in a large-scale farming area. *Journal of Applied Ecology*, 24: 725-734.
- Phillips, D. M., Harrison, D. J. & Payer, D. C.** 1998. Seasonal changes in home-range area and fidelity of martens. *Journal of Mammalogy*, 79: 180-190.
- Pielowski, Z.** 1972. Home range and degree of residence of the European hare. *Acta Theriologica*, 9: 93-103.
- Powell, R. A.** 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. Pp 66-110. In: Boitani, L. & Fuller, K. T. (Eds.). *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*.
- Priede, G. I. & Swift, S. M.** 1992. *Wildlife telemetry: remote monitoring and tracking of animals*. Ellis Horwood (Eds).
- Rao, S. J., Iason, G. R., Hulbert, I. A. R., Daniels, M. J. & Racey, P. A.** 2003. Tree browsing by mountain hares (*Lepus timidus*) in young Scots pine (*Pinus sylvestris*) and birch (*Betula pendula*) woodland. *Forest ecology and Management*, 176: 459-471.
- Reitz, F. & Léonard, Y.** 1994. Characteristics of European hare *Lepus europaeus* use of apace in a French agricultural of intensive farming. *Acta Theriologica*, 39: 143-157.
- Rodgers, A. R., Carr, A. P., Smith, L. & Kie, J. G.** 2005. *HRE: The Home range Tools for ArcGis*. Ontario Ministry of Natural Resources. Center for Northern Forest Ecosystem Research. Thunder Bay, Ontario, Canadá.
- Rodríguez, M., Palacios, J. A., Martín, J. A., Yanes, T. G., Martín, P. G., Sánchez, C., Navesco, M. A. & Muñoz, R.** 1997. *La liebre*. Mundi-prensa: Madrid.
- Rueda, G. M.** 2006. *Selección de hábitat por herbívoros de diferente tamaño y sus efectos sobre la vegetación: el papel del conejo europeo (Oryctolagus cuniculus) en ecosistemas de dehesa*. Tesis doctoral Universidad de Alcalá. Departamento de Ecología. España.
- Rühe, F. & Ulf, H.** 2004. Seasonal locomotion and home-range characteristics of European hares (*Lepus europaeus*) in an arable region in central Germany. *European Journal of Wildlife Research*, 50: 101-111.
- Salvatori, V., Skidmore, A. K., Corsi, F. & Van der Meer, F.** 1999. Estimating temporal independence of radio-telemetry data on animal activity. *Journal of Theoretical Biology*, 198: 567-574.
- Samuel, M. D. & Fuller, M.** 1996. Wildlife radiotelemetry. pp. 370-418. In: Bookhout, T. (Ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. Wildlife Society. USA.
- Seaman, D. E. & Powell, R. A.** 1996. Accuracy of kernel estimators for animal home range analysis. *Ecology*, 77: 2075-2085.
- Smith, R. K., Jennings, N. V. & Harris, S.** 2005. A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review*, 35: 1-24.
- Smith, R. K., Jennings, N. V., Robinson, A. & Harris, S.** 2004. A Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer?. *Journal of Applied Ecology*, 41: 1092-1102.
- Stott, P.** 2003. Use of space by sympatric European hares (*Lepus europaeus*) and European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in Australia. *Mamm. biol.*, 68: 317-327.
- Swihart, R. K. & Slade, N. A.** 1985. Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology*, 66: 1176-1184.
- Swihart, R. K. & Slade, N. A.** 1986. The importance of statistical power when testing for independence in animal movements. *Ecology*, 67: 255-258.

- Tapper, S. C. & Barnes, R. F. W.** 1986. Influence of Farming Practice on the Ecology of the Brown Hare (*Lepus europaeus*). *The Journal of Applied Ecology*, 2:39-52.
- Van Etten, K. W., Wilson, K. R. & Crabtree.** 2007. Habitat use of red foxes in Yellowstone national park based on snow tracking and telemetry. *Journal of Mammalogy*, 88: 1498-1507.
- Vaughan, N., Ann Lucas, E., Harris, S. & White, P. C. L.** 2003. Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. *Journal of Applied Ecology*, 40: 163-175.
- White, G. C. & Garrott, R. A.** 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press. USA.