

**RAPACES NOCTURNAS
EN EL LÍMITE DE
LA COMARCA:
DISTRIBUCIÓN Y
ABUNDANCIA DE CÁRABO
COMÚN (*STRIX ALUCO*) Y
BÚHO REAL (*BUBO BUBO*)
EN LA ZEC SIERRAS
DE TALAYUELAS Y
ALIAGUILLA**

**Andrés López-Peinado^{1*}
Pascual López López¹**

¹Movement Ecology Lab. Instituto Cavanilles de Biodiversidad y
Biología Evolutiva. Universidad de Valencia

*Autor para la correspondencia: lopezpeinadoandres@hotmail.com



Resumen

La selección de un territorio de cría adecuado puede ser crucial para llevar a cabo con éxito la reproducción, el desarrollo de la descendencia y su posterior emancipación. Existen multitud de variables, de origen natural o antrópico, que pueden afectar a la elección de un territorio óptimo de cría. En el presente estudio se ha analizado la influencia de algunas de esas variables en la selección del territorio de cría del búho real (*Bubo bubo*) y del cárabo común (*Strix aluco*). Para ello, se ha diseñado una red de estaciones de escucha a lo largo de la Zona de Especial Conservación “Sierras de Talayuelas y Aliaguilla” (Cuenca) donde, con el fin de detectar la presencia de estas especies, se han llevado a cabo escuchas espontáneas y con reclamo. Los resultados de la presencia/ausencia y densidad detectadas se han testado en relación con variables del tipo de vegetación, el tipo de suelo, la heterogeneidad ambiental, la altitud y la presencia de infraestructuras humanas. Las únicas causas de mortalidad registradas para estas dos especies en el área son la electrocución y la colisión con vehículos en carretera.

Palabras clave

Aerogeneradores, Conservación, Energías renovables, Mediterráneo, Selección de hábitat.

Introducción

La reproducción es un proceso biológico fundamental e imprescindible para la supervivencia de las especies. Se trata de un proceso crítico en el que los progenitores de aquellas especies que invierten gran cantidad de energía en los cuidados parentales pueden ver comprometida su propia supervivencia, así como la de su descendencia (Darwin, 1859; Fisher, 1930; Trivers, 1972). Por esta razón, algunas especies seleccionan territorios en función de sus requerimientos biológicos. La selección de un territorio adecuado puede ser crucial para llevar a cabo la reproducción, el desarrollo de la descendencia y su posterior emancipación (Korpimäki, 1988).

Las amenazas a las que una especie debe hacer frente durante esta época varían desde la depredación de adultos y crías (Atuo & O'Connell, 2018), la competencia intra- e interespecífica o la disponibilidad de recursos (Furness & Birkhead, 1984), hasta la confrontación, directa o indirecta, con el ser humano (Garcês *et al.*, 2019). El hombre modifica los ecosistemas y puede ser un condicionante de gran importancia: instala infraestructuras que causan perturbaciones en el medio (e.g., industrias, carreteras, aerogeneradores) (Slabbekoorn & Peet, 2003; Bayne *et al.*, 2008; Francis *et al.*, 2009; Clinton *et al.*, 2011; McClure *et al.*, 2013; Shannon *et al.*, 2016; Penteriani & Delgado, 2019), interviene en las redes tróficas (agricultura, uso de pesticidas, caza) (Lindenmayer *et al.*, 2008; Melo *et al.*, 2016) y modifica las especies del medio (introducción de especies exóticas invasoras) (Mooney, 2005).

Todas las especies silvestres que establecen territorios de cría son susceptibles de acusar el efecto de estas amenazas. Con el fin de evitar o reducir al máximo las problemáticas derivadas del medio natural y de la interacción con el ser humano, las especies territoriales seleccionan el emplazamiento de sus territorios de reproducción atendiendo a diferentes variables ambientales (e.g., vegetación, disponibilidad de agua, disponibilidad de presas, ausencia de predadores) y antrópicas (infraestructuras, fuentes de ruido, hábitats modificados...). Este es el caso de las rapaces nocturnas o estrigiformes, aves territoriales que deben seleccionar dónde emplazar sus zonas de nidificación para maximizar el desarrollo de sus pollos.

La calidad de los territorios influye en la eficacia biológica de los individuos que los ocupan. Debido a su papel en el ecosistema como depredadores, medidas sobre su presencia/ausencia, tamaño del área de campeo y la selección de hábitat pueden ser buenos predictores de la calidad del ambiente y aportar información relevante sobre la importancia que tienen hábitats específicos dentro de la configuración de los distintos ecosistemas (Boyce & McDonald, 1999; Carey *et al.*, 1992; Zabel *et al.*, 1995; Sergio & Newton, 2003). Estos conocimientos son esenciales para poder

trabajar en la conservación de estas especies, tanto como lo puede ser el conocimiento íntimo de las causas de su desaparición llegado el caso.

Se han realizado estudios sobre las variables que afectan a la selección de territorios de cría en todo el planeta con diferentes especies de rapaces nocturnas en gran variedad de ambientes. Los resultados obtenidos parecen indicar que, generalmente, las infraestructuras y fuentes de perturbación de origen antrópico son evitadas por algunas especies, aunque no siempre es así (Scobie *et al.*, 2016; Shonfield & Bayne, 2017). En cuanto a los condicionantes ambientales, existe una gran variabilidad en función de la especie objeto de estudio y su contexto geográfico. Dentro del ámbito europeo y, especialmente, en el español, dos de las estrigiformes más estudiadas son el búho real (*Bubo bubo*) y el cárabo común (*Strix aluco*).

El búho real selecciona lugares de reproducción de baja altitud con alta disponibilidad de hábitats ricos en presas en sus alrededores (Sergio *et al.*, 2004). Define sus territorios principalmente en base a la disponibilidad de presas (Martínez *et al.*, 2003). Además, la disponibilidad de alimento también influye en gran medida sobre la densidad de parejas de la especie (Barišić *et al.*, 2016). En ambientes con suficiente disponibilidad de alimento, la irregularidad topográfica, con zonas ligeramente escarpadas o con accidentes de roca y la proximidad a arroyos son buenos predictores de la presencia de esta rapaz (Ortego & Díaz, 2004; Dalbeck & Heg, 2006). El éxito reproductor de una pareja en años precedentes en una zona y las molestias que sufrió con anterioridad son factores de capital importancia en la elección de territorio de cría (León-Ortega *et al.*, 2017).

Por su parte, el cárabo presenta una gran plasticidad de nicho (Vrezec & Tome, 2004b). Sin embargo, aunque muestra una amplísima versatilidad en la elección de diferentes ambientes vegetales (Marchesi *et al.*, 2006), su presencia se correlaciona con la de bosques naturales y con la mayor extensión de zonas arboladas (Bartolommei *et al.*, 2013; Fröhlich & Ciach, 2018). Esta especie no ocupa todos los hábitats disponibles, sino que selecciona las áreas boscosas y sus límites, encontrando su hábitat óptimo en áreas boscosas de tamaño intermedio (Redpath, 1995). Según Rumbutis *et al.* (2017), prefiere zonas de bosque maduro o con claros dentro del bosque, ya que su éxito reproductor es mayor en esas zonas que en bosques jóvenes. Existe una relación muy íntima entre este ave y las zonas arboladas, tanto en ambientes naturales como urbanizados (Galeotti, 1994). Por último, cabe destacar que el cárabo no se ve limitado por la cota de altitud. Aunque en otras latitudes se ha observado que no ocupa las cotas más altas, se ha atribuido a competencia directa con otras nocturnas de mayor porte (Vrezec & Tome, 2004a).

Aunque la bibliografía en torno al estudio de la selección de territorio de cría es amplia y variada, la mayor parte de los estudios realizados se centran en áreas de latitudes más septentrionales con vegetación y conflictos diferentes. Por tanto, se con-

sidera de gran interés el estudio de las variables que condicionan el emplazamiento del territorio de nidificación en los ambientes mediterráneos del este de la Península Ibérica, ya que es necesario conservar los hábitats preferidos por cada especie si se quieren preservar sus poblaciones (Sergio & Newton, 2003).

Nuestros objetivos se centran en determinar la presencia de búho real (*Bubo bubo*) y cárabo (*Strix aluco*) como especies reproductoras en la Zona de Especial Conservación (ZEC) Sierras de Talayuelas y Aliaguilla (ES 4230002), cuantificar el número de parejas reproductoras actuales en la ZEC, estudiar la ocupación del territorio que llevan a cabo y caracterizar las preferencias de hábitat de estas especies dentro de los ambientes que encontramos en la ZEC durante el periodo reproductor, señalar los principales focos de conflicto que pueden comprometer su conservación en la ZEC, estudiar su impacto a día de hoy y proponer medidas que sean aplicables en ésta y otras ZEC para mejorar la conservación de las especies objetivo.

Metodología

Área de estudio

El presente trabajo se ha llevado a cabo en la Zona de Especial Conservación de las Sierras de Talayuelas y Aliaguilla. Este espacio protegido por la Red Natura 2000 tiene una superficie total de 7712,4 ha, las cuales pertenecen a los municipios de Aliaguilla, Garaballa y Talayuelas, todos ellos situados en la zona oriental de la provincia de Cuenca (Castilla-La Mancha) (Figura 1).

Este entorno presenta un eminente carácter forestal, que se adapta a los dos grandes tipos de suelo que componen el área: silíceo y calcáreo. En la predominante zona silícea podemos encontrar amplias extensiones de pinares de rodeno (*Pinus pinaster*) con presencia de quejigos (*Quercus faginea*) hasta los 1.400 m.s.n.m., a partir de los cuales suelen aparecer pequeños rodales salpicados de pinos silvestres (*Pinus sylvestris*) y rebollos (*Quercus pyrenaica*). En cuanto al sotobosque, en este tipo de suelo predominan los jarales (*Cistus ladanifer*, *C. laurifolius*, *C. populifolius*, *C. salvifolius*, *C. clusii*.) y brezales (*Erica arborea*, *E. cinerea*, *E. multiflora* y *Calluna vulgaris*), teniendo relativa importancia la presencia de madroño (*Arbutus unedo*), olivilla (*Phillyrea angustifolia*) y torvisco (*Daphne gnidium*), entre otras especies. En los macizos calcáreos aparece en las zonas más bajas el pino carrasco (*Pinus halepensis*) junto a las encinas (*Quercus ilex*), mientras que en cotas superiores predomina el pino negral (*Pinus nigra*). Entre las principales especies vegetales que pueblan el sotobosque de esta zona caliza podríamos destacar la coscoja (*Quercus coccifera*), la

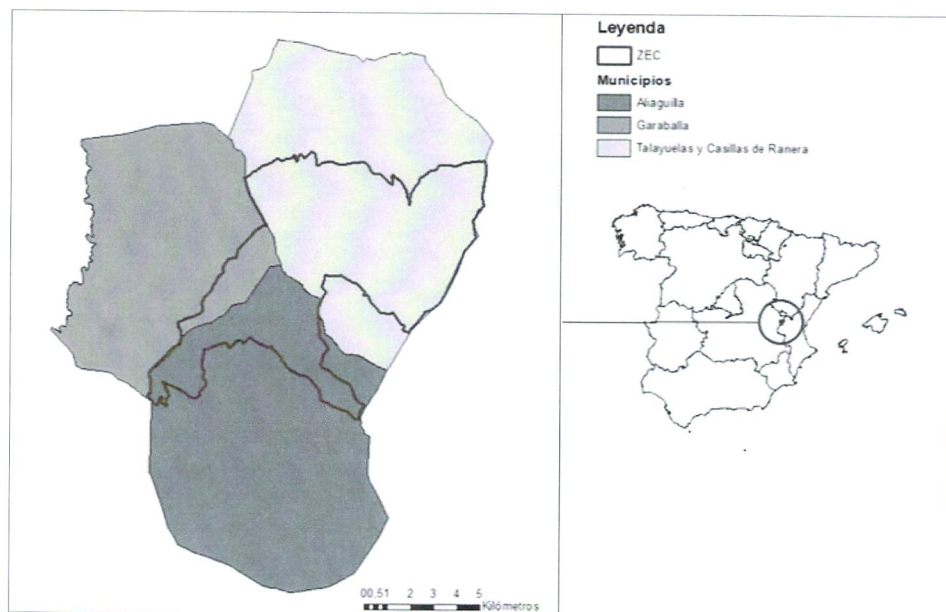


Figura 1. Mapa de la Zona de Especial Conservación “Sierras de Talayuelas y Aliaguilla”, los municipios de los que forma parte y su situación en España.

estepa blanca (*Cistus albidus*), el romero (*Rosmarinus officinalis*), el durillo (*Viburnum tinus*) y las aliagas (*Ulex parviflorus* y *Genista scorpius*).

En general, se trata de bosques jóvenes, dedicados tradicionalmente y en la actualidad a la explotación maderera y resinera. Además de estos, los aprovechamientos más destacables son la recolección de una gran diversidad de setas, la apicultura, la ganadería extensiva y el uso recreativo, cinegético y turístico del medio. Entre las zonas arboladas podemos encontrar pequeñas áreas abiertas, dedicadas principalmente al cultivo de secano.

El clima de la zona es mediterráneo continental, aunque con influencias levantinas que se traducen en una mayor acumulación de humedad a través de las nieblas. En general el invierno es frío, con heladas anuales y las nevadas no son infrecuentes. La primavera y el otoño son relativamente húmedos, pero el verano es cálido y seco. La precipitación media anual es de 587,1 mm y la temperatura media anual es de 12,3 °C (Dirección General de Montes y Espacios Naturales, 2015).

Especies objetivo

El cárabo es la rapaz nocturna más abundante de Europa (Álvarez *et al.*, 1985) (Figura 2). Con sus 40 cm de longitud, sus 90 cm de envergadura y su peso, que os-

cila desde los 400 g a poco más de 600 g (Brinza, 2014) se caracteriza por su tamaño mediano, su marcado carácter territorial y su fidelidad a los territorios que ocupa, los cuales permanecen generalmente invariables a lo largo del tiempo (Southern, 1970; Hiron, 1985; Sunde & Bøstad, 2004). Esta especie depende de los árboles para cazar, ya que los usa a modo de posaderos. También utiliza los árboles para criar, concretamente emplea los huecos disponibles en sus troncos o los nidos abandonados por otras aves (Redpath, 1995; Sunde & Redpath, 2006). Aunque basa su dieta en micromamíferos, también se alimenta de aves, anfibios y reptiles (Cramp, 1985). En general, se considera que las poblaciones de esta rapaz se ven limitadas por la calidad de sus hábitats a través de la disponibilidad de alimento (Jensen *et al.*, 2012).

El búho real es la rapaz nocturna más grande de España, con una longitud de 60-75 cm, una envergadura de entre 140 y 188 cm (SEO/BirdLife, 2008) y un peso medio de 1,5 kg para los machos y de 2 kg para las hembras (Penteriani & Delgado, 2016). Se trata de una especie sedentaria en nuestra región, que establece territorios que defiende a lo largo del año. El tamaño de estas áreas defendidas varía mucho en función de la disponibilidad de alimento (León-Ortega *et al.*, 2017). Su dieta suele basarse en el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) (Penteriani & Delgado, 2016). No obstante, puede ser muy variada, llegando a incluir multitud de especies entre las que aparecen otras aves de presa. Este carácter de superdepredador hace que modifique las comunidades biológicas en las que se instala (Atuo & O'Connell, 2018) mediante mecanismos de competencia intra-gremiales, es decir, por desplazamiento de otras rapaces que actuarían como mesodepredadoras (Sergio *et al.*, 2004).

Método de muestreos: Estaciones de escucha y reclamo

El área de estudio presenta unas dimensiones tales que permitió dividirla en cuadrículas de 1 km de lado. Para ello se emplearon las mallas nacionales del Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG) y se superpusieron al área de la ZEC, seleccionando para el presente trabajo todas aquellas cuadrículas de 1 km² que incluyeran en su interior cualquier porción de la zona protegida. En cada una de las 115 cuadrículas resultantes se emplazó una estación de escucha bajo los siguientes preceptos: que se situase en el punto más central posible y que estuviera en un camino accesible, atendiendo a la metodología empleada por Worthington-Hill & Conway (2017). Las estaciones se nombraron tomando la inicial del municipio sobre el que se encontraban, seguida de números correlativos. Debido a la inexistencia de vías adecuadas para poder acceder a las mismas, se desestimaron nueve (7,75 % del área de estudio) de las estaciones. Por este motivo, finalmente se muestreó el 92,25 % del área de estudio (Figura 3).

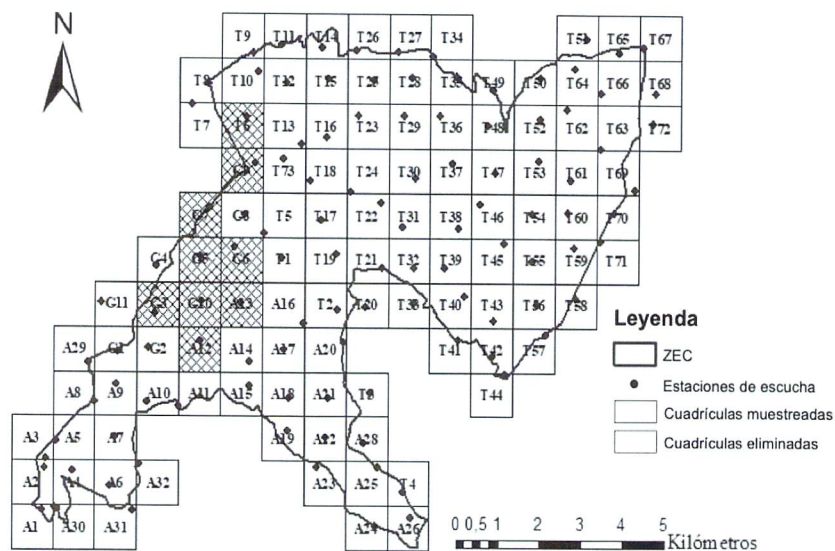


Figura 3. Mapa de las cuadrículas seleccionadas y aquellas desestimadas para el estudio. Los puntos morados representan las estaciones de escucha y las cuadrículas rayadas son aquellas que han sido eliminadas del trabajo.

La disposición de las estaciones de escucha ha seguido el patrón establecido por Zuberogoitia & Campos (1991), separando entre 500 y 1.000 m las estaciones de escucha en las áreas montañosas siempre y cuando la orografía y la disponibilidad de vías de acceso lo han permitido. No obstante, en todos los casos los puntos se encuentran separados entre sí a una distancia entre 200 y 2.000 m. Esto se debe al intento de maximizar los esfuerzos y tratar de dejar la mínima superficie forestal sin muestrear, teniendo en cuenta que en las zonas de bosque cerrado el radio de escucha es de unos 600 m (Lengagne & Slater, 2002) y que es mayor en áreas más abiertas.

Los muestreos se realizaron siguiendo la técnica del censado en puntos o estaciones de escucha, en los cuales se aplicaron dos métodos: a) escuchando las vocalizaciones espontáneas primero (i.e., “método de escucha en silencio”); b) reclamando con grabaciones de conoespecíficos (i.e., “método del reclamo”) (Bibby *et al.*, 2000). En este estudio se aplicó el siguiente protocolo: tras acudir a la estación de escucha correspondiente (la situación geográfica de las mismas se cargó como una capa en la aplicación móvil OruxMaps para poder localizar sobre el terreno su posición exacta), se aguardaba 5 minutos para evitar el efecto introducido por la llegada de los observadores, después se escuchaba durante 5 minutos las posibles vocalizaciones espontáneas. Tras este periodo se reproducía durante 3 minutos ininterrumpidos el reclamo para cábralo antes de aguardar otros 5 minutos la respuesta. Transcurrido

este tiempo se reclamaba durante 3 minutos al búho real y se escuchaba durante 5 minutos más a la espera de contestación. En cada estación transcurrían 26 minutos, 5 minutos de espera, 15 de escucha, repartidos en tres periodos de 5 minutos, y 6 de reclamo, divididos en dos periodos de 3 minutos. En todas las ocasiones el muestreo se realizó entre dos observadores. La reproducción de estos audios se llevó a cabo a través de los altavoces incorporados de serie en un vehículo de la marca Dacia modelo Duster del año 2018. En todos los casos se ha muestreado con vientos inferiores a 20 km/h y sin presencia de lluvia (Lengagne & Slater, 2002), condiciones óptimas según Zuberogoitia *et al.* (2019). Se muestreó desde media hora tras la puesta de sol hasta la media noche, ya que los cárabos responden con mayor premura en las horas inmediatamente posteriores a la puesta de sol (Worthington-Hill & Conway, 2017; Zuberogoitia *et al.*, 2019).

En la zona de estudio, los picos de detectabilidad de dichas especies han sido acotados de la siguiente manera: búho real del 1 de noviembre al 31 de diciembre (Martínez & Zuberogoitia, 2002), cárabo común del 1 de febrero al 30 de abril (Zuberogoitia *et al.*, 2019).

El área de estudio, como se ha indicado previamente, se dividió en cuadrículas de 1 km² con la intención de llevar a cabo un estudio pormenorizado de la selección del territorio de cría. Esta división facilitó el estudio con el cárabo, teniendo en cuenta que sus áreas de campeo suelen ser inferiores a esta unidad de superficie. Dado que el búho real mantiene territorios de cría cuya superficie excede a la unidad de muestreo (1 km²), se tuvo en cuenta su selección de zonas de cantadero, parte indispensable del territorio reproductor, para la realización del presente estudio.

Para detectar la mayor cantidad posible de territorios de cría existentes para las dos especies objetivo se recorrió dos veces la ZEC, coincidiendo con los dos picos de detectabilidad de dichas especies (Martínez & Zuberogoitia, 2002; Zuberogoitia *et al.*, 2019). Se ha evitado muestrear en los primeros y últimos días del pico de detectabilidad, para aprovechar el pico de máxima actividad vocal de las especies. El estudio se dividió en dos periodos: invierno (durante el pico de detectabilidad del búho real) y primavera (durante el del cárabo).

Causas de mortalidad y amenazas

La Dirección Provincial de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural de Cuenca ha facilitado los informes sobre el impacto ambiental de los parques eólicos de la zona, así como un informe elaborado expresamente para este trabajo por el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Cuenca, en el que se recoge el total de ingresos que han recibido desde los términos municipales que engloban la ZEC. Para

poder estudiar las principales amenazas a las que se enfrentan las especies objetivo dentro de la ZEC se han empleado dichos informes.

Cartografía y análisis de datos

Tras elaborar una base de datos con los resultados obtenidos en el campo, se han realizado los mapas empleando ArcGIS con diferentes capas de información descargadas a través del Instituto Geográfico Nacional (IGN) (www.ign.es). Entre ellas se ha empleado el Corine Land Cover (CLC) 2018 (www.land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018), gracias al cual se han podido caracterizar las diferentes cuadrículas en función de su cobertura vegetal y la extensión en superficie de los diferentes parches de hábitats presentes, necesarios para el análisis de la selección de territorio por parte de las especies objetivo.

Como el CLC distingue entre tipos de vegetación, pero no entre la composición de especies de cada grupo, se consideró que atender a las características de la naturaleza del suelo podría ayudar a estudiar qué hábitats seleccionan preferentemente. Por esta razón se ha descargado del Instituto Geológico y Minero de España (IGME) las hojas 637 y 665 del proyecto Mapa Geológico Nacional (MAGNA 50), las cuales se han digitalizado y se ha extraído de las mismas la información referente a la naturaleza de la roca madre. Las categorías de este mapa eran demasiadas y, teniendo en cuenta que el interés radicaba principalmente en poder discernir el efecto del sustrato en el cambio de especies que conforman los hábitats definidos en el CLC, se redujeron a siete categorías, a saber: pizarras y esquistos, cuarcitas, conglomerados, areniscas, calizas, margas y arcillas (principalmente arcillas rojas, con gran carga de sílice). Además, para cada cuadrícula de UTM de 1x1 km de lado se tuvieron en cuenta la altitud del punto de muestreo, la presencia de una carretera en la misma o en la cuadrícula contigua, la presencia de un aerogenerador en la misma, la contigua o a dos cuadrículas de distancia y el número de hábitats y parches de vegetación diferentes que albergaba en su interior.

A través del programa Statistica versión 8.0. (StatSoft, Inc., 2007) se han realizado los análisis no paramétricos Mann-Whitney y Kruskal-Wallis para discernir qué variables ambientales (Tabla 1) influyen en la ocupación y abundancia de las especies objetivo.

Resultados

El esfuerzo de muestreo fue de casi 92 horas de censos nocturnos, en las que se recorrieron 933 km.

Variable	Acrónimo	Tipo	Unidades
Tierras de labor en seco	clc211	continua	m ²
Viñedos	clc221	continua	m ²
Mosaico de cultivos	clc242	continua	m ²
Terrenos principalmente agrícolas, pero con importantes espacios de vegetación natural	clc243	continua	m ²
Bosques de coníferas	clc312	continua	m ²
Bosque mixto	clc313	continua	m ²
Pastizales naturales	clc321	continua	m ²
Vegetación esclerófila	clc323	continua	m ²
Matorral boscoso de transición	clc324	continua	m ²
Pizarras y esquistos	rc1	continua	m ²
Cuarcitas	rc2	continua	m ²
Conglomerados	rc3	continua	m ²
Areniscas	rc4	continua	m ²
Calizas	rc5	continua	m ²
Margas	rc6	continua	m ²
Arcillas	rc7	continua	m ²
Altitud a la que se sitúa la estación de escucha	Altitud	continua	m.s.n.m.
Número de parches de vegetación	Parches	continua	Número de fragmentos del CLC
Número de hábitats	Habitats	continua	Número de códigos del CLC
Presencia de carretera	Carretera	categoría	Presencia=1; Ausencia=0
Presencia de carretera en la cuadrícula contigua	Carretera_contigua	categoría	Presencia=1; Ausencia=0
Presencia de aerogenerador	Molino	categoría	Presencia=1; Ausencia=0
Presencia de aerogenerador a una cuadrícula de distancia	Molino_contigua	categoría	Presencia=1; Ausencia=0
Presencia de aerogenerador a dos cuadrículas de distancia	Molino_2_cuadras	categoría	Presencia=1; Ausencia=0

Tabla 1. Variables independientes empleadas en el presente estudio acompañadas del acrónimo con el que figuran en los resultados, la naturaleza o tipo de variable y las unidades en las que se expresan. Todas estas variables se han medido para cada cuadrícula de 1 x 1 km² muestreada.

Especie	Invierno		Primavera	
	Cuadrículas	%	Cuadrículas	%
<i>Bubo bubo</i>	7	6,6	2	1,9
<i>Strix aluco</i>	55	51,9	49	46,2

Tabla 2. Número y porcentaje de cuadrículas muestreadas en los que se han detectado las especies objetivo según los periodos. N= 106 cuadrículas.

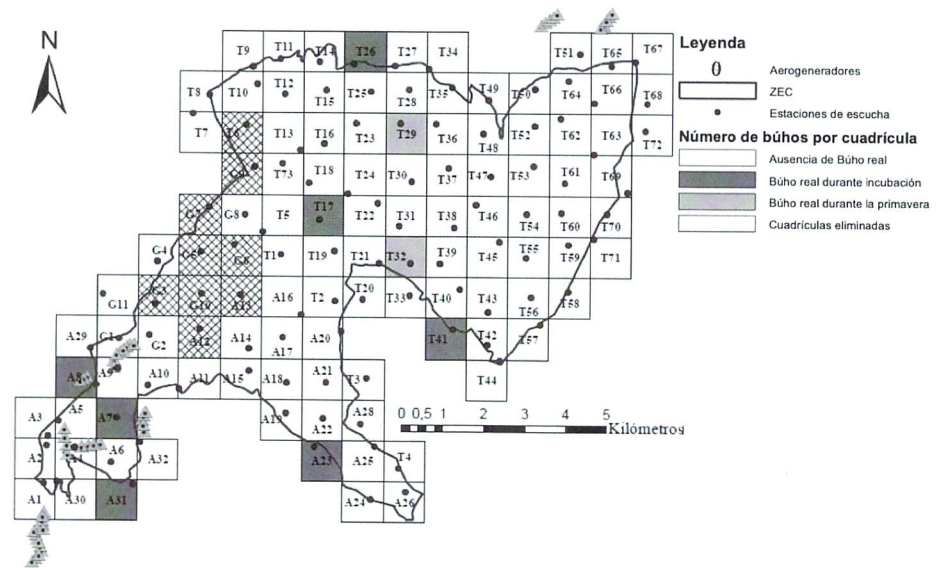


Figura 4. Cuadrículas con presencia de búho real en el área de estudio. Periodos: invierno y primavera.

Distribución espacial, densidad y abundancia

A lo largo de los muestreos se pudieron detectar individuos de las especies objetivo en diferente número de cuadrículas (Tabla 2). En el caso del búho real se ha encontrado una distribución aparentemente menor fuera de su época de incubación (invierno) (Figura 4). Por su parte, en el cárabo también se han observado diferencias de ocupación en la época de incubación (primavera) frente al periodo previo a la reproducción (invierno) en el que tratan de establecer los territorios de cría (Figura 5).

La disminución de cárabos detectados entre los periodos invernal y primaveral ha sido del 26,0 %. Sin embargo, la disminución de cuadrículas ocupadas por la especie ha sido tan solo del 10,9 % con respecto al total ocupado en invierno. Esto se traduce en la disminución de la densidad de individuos de la especie por unidad de

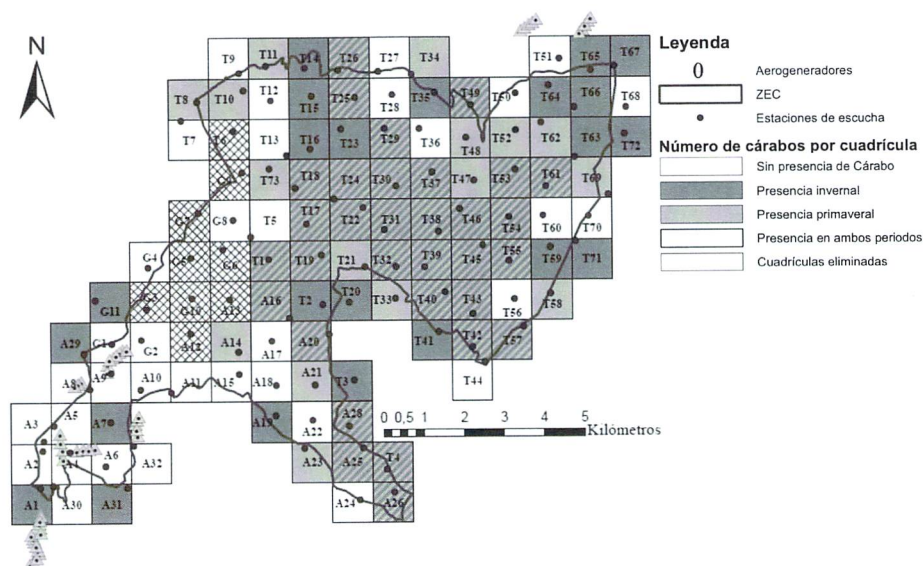


Figura 5. Cuadrículas con presencia de cárabo común en el área de estudio. Periodos: invierno y primavera. Los triángulos azules representan los aerogeneradores que se encuentran dentro o a menos de 2 Km de la ZEC.

superficie (1,47 individuos por km² en invierno y 1,22 individuos por km²). No todo el territorio ha sido ocupado homogéneamente ni la ocupación durante el invierno ha sido igual que en primavera. La abundancia invernal de cárabos durante el invierno (Figura 6) ha sido mayor que durante la primavera (Figura 7). En el conjunto de superficie muestreada se han encontrado, en sus correspondientes épocas reproductivas, siete cuadrículas defendidas por búho real y 49 por cárabo.

Características del hábitat

El búho real ha empleado cantaderos en cuadrículas donde escasea el matorral bajo (Figura 8). No se ha encontrado ninguna otra variable predictora que sea significativa para su presencia.

Por su parte, el cárabo mostró una relación significativa entre las zonas empleadas para criar y la altitud, la heterogeneidad ambiental, la fragmentación del hábitat, la presencia de pastos naturales y los suelos de naturaleza caliza y arcillosa. La especie ha seleccionado como territorio reproductor zonas bajas, heterogéneas en cuanto al número de hábitats y número de parches (Figura 9). Evitó las grandes extensiones de pastos naturales y las áreas de roca caliza, mientras que ocupó en gran medida las áreas arcillosas y los suelos coluviales (Figura 9).

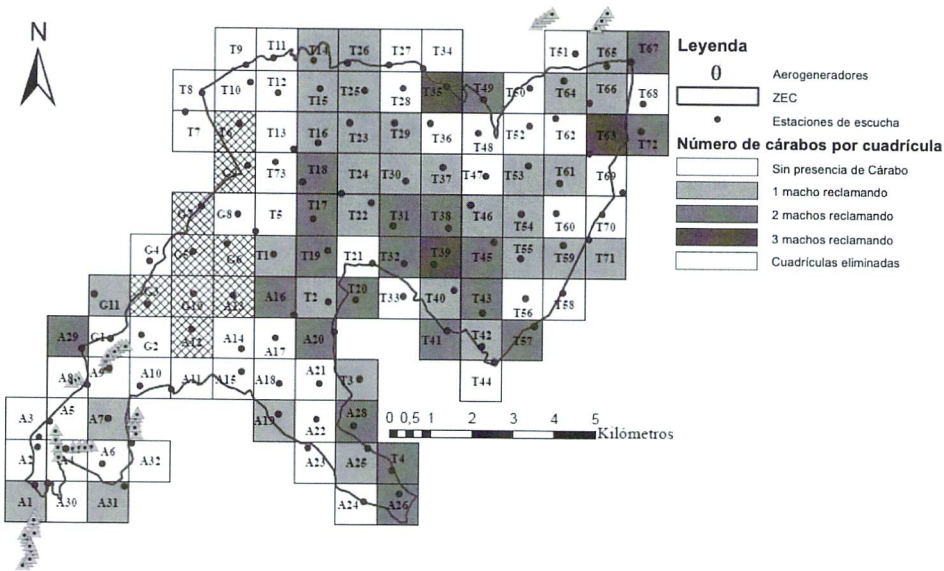


Figura 6. Abundancia invernala de cábaros en el área de estudio.

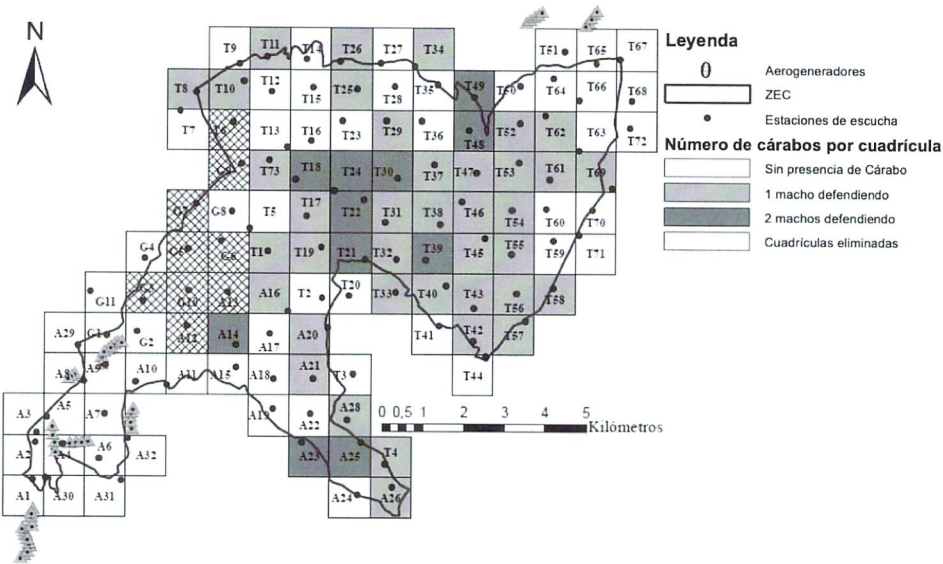


Figura 7. Abundancia de cábaros en el área de estudio durante el periodo primaveral.

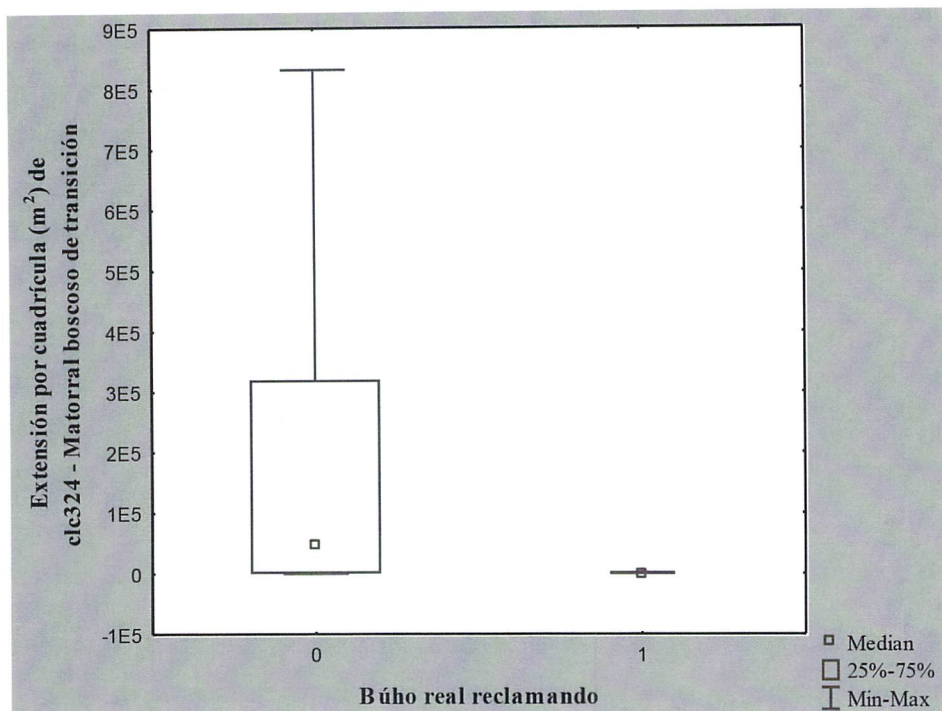


Figura 8. Diagrama de cajas para cuadrículas ocupadas (1) y no ocupadas (0) en relación con el tipo de hábitat “Matorral boscosos de transición (código Corine Land Cover clc324)”.

En lo referente a las características del medio de origen antrópico, se han encontrado diferencias significativas entre las cuadrículas ocupadas y no ocupadas por el cárabo en relación con la presencia de aerogeneradores en la misma cuadrícula, con la presencia de aerogeneradores en la cuadrícula contigua y con la presencia de aerogeneradores a dos cuadrículas de distancia. Las cuadrículas con aerogeneradores no favorecen la ocupación por parte del cárabo (Figura 10). No se ha detectado ningún macho reclamando territorio de cría a menos de dos kilómetros de un aerogenerador (Figura 7).

También se han encontrado diferencias significativas entre las cuadrículas ocupadas y no ocupadas por el cárabo en relación con la presencia de carreteras en la cuadrícula y con la presencia de carretera en la cuadrícula contigua. La presencia de carreteras en la cuadrícula favorece aparentemente la ocupación de la misma por cárabos (Figura 11). En cuanto a la densidad detectada, en invierno, se encontró un efecto significativo de la altitud, el sustrato de arenisca y el arcilloso. Parece que la densidad de la especie se ve favorecida por la menor altitud, menor superficie de suelos de arenisca y mayor presencia de suelos arcillosos (Figura 12).

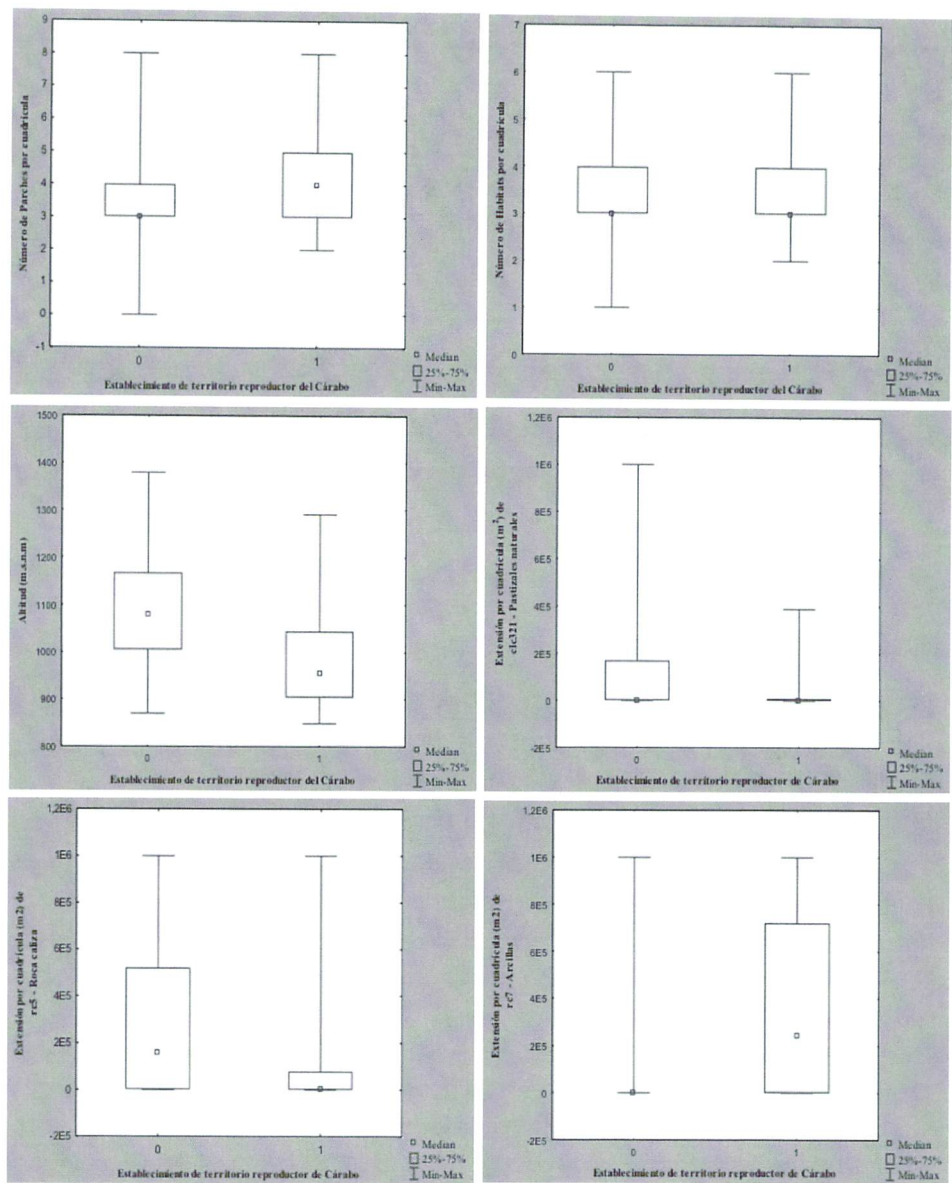


Figura 9. Conjunto de diagramas de cajas que muestran la relación entre la fragmentación del hábitat (A), la heterogeneidad ambiental (B), la altitud (C), la presencia de pastos naturales (D) y los suelos de naturaleza caliza (E) y arcillosa (F) con el emplazamiento (1) o la ausencia (0) de territorios de cría por parte del cárabo (*Strix aluco*).

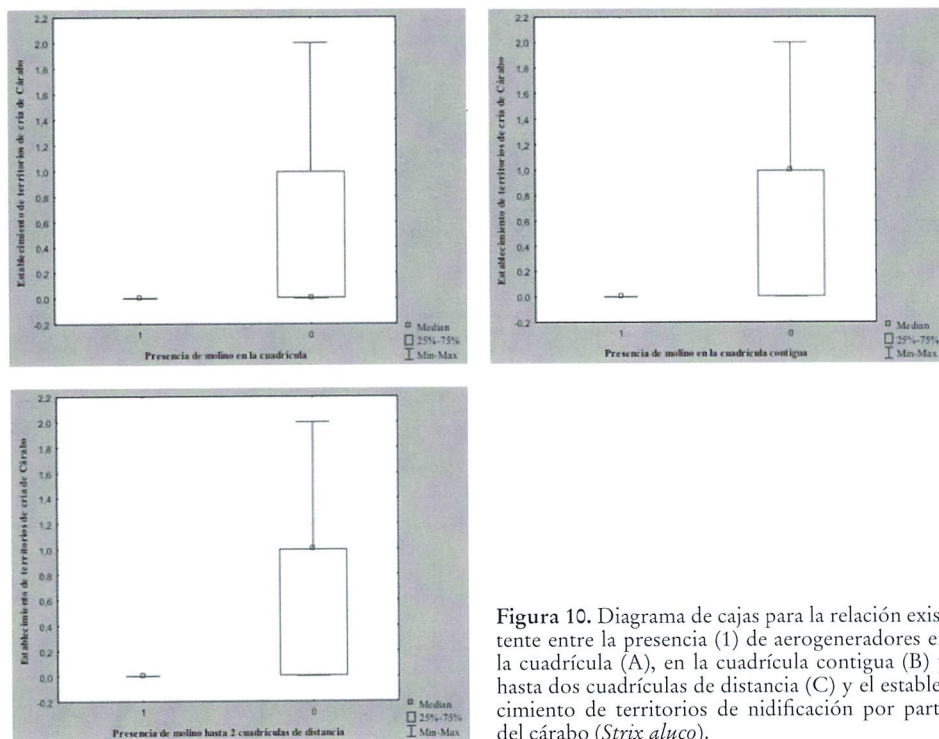


Figura 10. Diagrama de cajas para la relación existente entre la presencia (1) de aerogeneradores en la cuadrícula (A), en la cuadrícula contigua (B) y hasta dos cuadrículas de distancia (C) y el establecimiento de territorios de nidificación por parte del cárabo (*Strix aluco*).

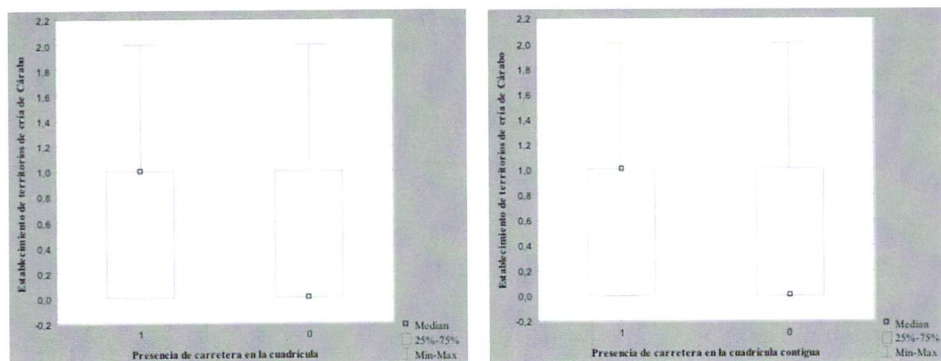


Figura 11. Diagramas de cajas para la relación existente entre la presencia (1) de carreteras en la cuadrícula (A) y en la cuadrícula contigua (B) y el establecimiento de territorios de nidificación por parte del cárabo (*Strix aluco*).

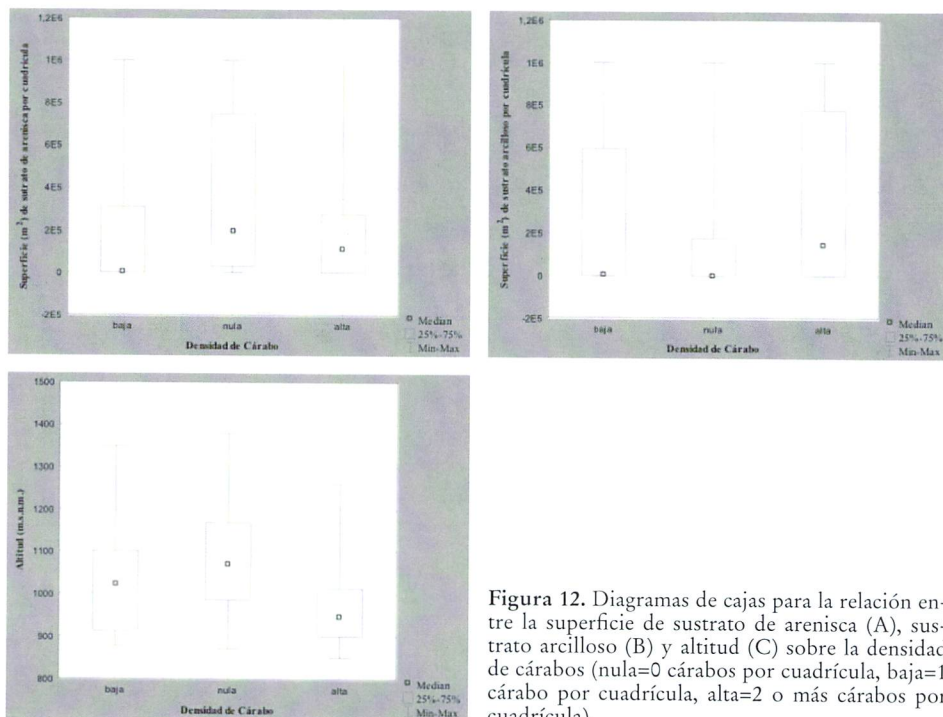


Figura 12. Diagramas de cajas para la relación entre la superficie de sustrato de arenisca (A), sustrato arcilloso (B) y altitud (C) sobre la densidad de cábaros (nula=0 cábaros por cuadrícula, baja=1 cábaro por cuadrícula, alta=2 o más cábaros por cuadrícula).

Se encontraron relaciones significativas para el periodo primaveral entre la densidad de cábaros y, de nuevo, la altitud y el sustrato arcilloso. Además, también se observaron relaciones significativas con la superficie de sustratos calcáreos, la heterogeneidad ambiental y la fragmentación del hábitat. La influencia de cada una de las variables es diferente (Figura 13).

Mortalidad

Según los datos de la Dirección Provincial de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural (2019), dentro de los parques eólicos que afectan al área de estudio, en el periodo 2003-2007, se registraron 146 muertes de aves y quirópteros. Ningún cábaro o búho real aparecieron muertos durante ese periodo. De las 16 electrocuciones registradas (2008-2019), tres (18,75%) correspondían a búhos reales que murieron como consecuencia de esta causa. En cuanto a los datos del Centro de Recuperación de Fauna Silvestre (2019), de las 81 colisiones con vehículos motorizados contabilizadas (1998-2019) provenientes de esta zona, únicamente un búho real y un cábaro murieron por este motivo. Estas han sido las únicas causas de mortalidad registradas para las especies objetivo en la ZEC Sierras de Talayuelas y Aliaguilla.

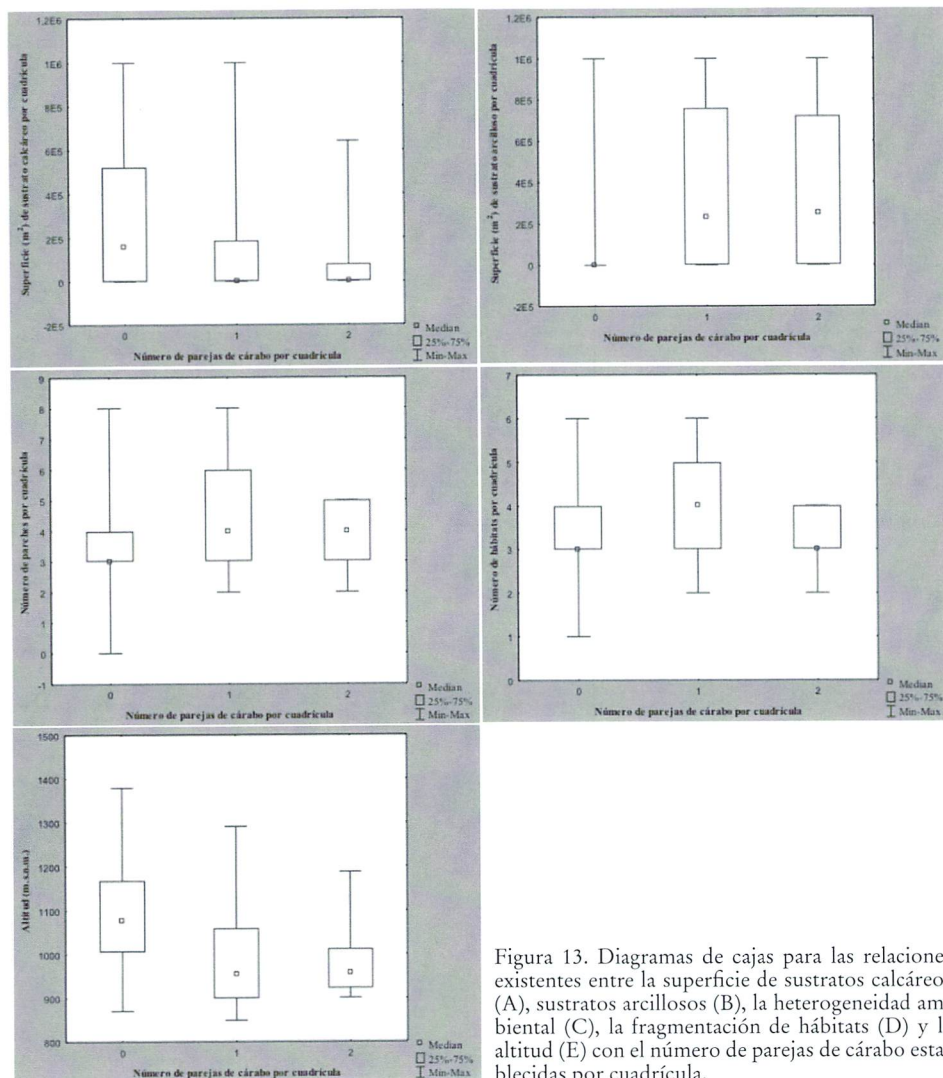


Figura 13. Diagramas de cajas para las relaciones existentes entre la superficie de sustratos calcáreos (A), sustratos arcillosos (B), la heterogeneidad ambiental (C), la fragmentación de hábitats (D) y la altitud (E) con el número de parejas de cárabo establecidas por cuadrícula.

Discusión

El presente estudio pone de manifiesto la importancia que pueden tener diferentes variables ambientales y antropogénicas en la selección del territorio de cría en aves rapaces nocturnas. Se ha podido comprobar cómo los tipos de vegetación, la naturaleza de los suelos, la altitud, la heterogeneidad ambiental y la presencia de infraestructuras como aerogeneradores y carreteras influyen en la distribución y la abundancia de estrigiformes que pueblan los bosques ibéricos. Este tipo de información es básica para mejorar el conocimiento de las especies y la gestión de los espacios, lo cual ayudará a mejorar su conservación.

Distribución espacial, densidad y abundancia

Dentro del área de estudio de la ZEC se ha podido muestrear más del 92,2% de las unidades muestrales. La prospección de un porcentaje tan elevado de cuadrículas ha permitido obtener una estima representativa de lo que sucede en la superficie amparada bajo esta figura de protección.

El búho real, debido a sus características alimenticias y de tamaño, ocupa áreas de campeo mucho mayores que las de los cárabos (Galeotti, 1990; Kang *et al.*, 2013; Penteriani *et al.*, 2015). Es esperable encontrar densidades menores de búho real que de cárabo, máxime si se tiene en cuenta la preferencia del búho por las áreas escarpadas próximas a zonas abiertas (Ortego & Díaz, 2004; Sergio *et al.*, 2004; Dalbeck & Heg, 2006), las cuales no abundan en la zona. La ZEC es eminentemente forestal, lo cual beneficia al cárabo (Redpath, 1995; Bartolommei *et al.*, 2013; Fröhlich & Ciach, 2018) más que al búho. Por lo tanto, la mayor densidad de cárabos que de búhos encontrada en esta área de estudio es congruente con lo que otros investigadores han señalado previamente para otras áreas de tipología similar.

Se han observado diferencias tanto en el número como en la distribución del búho real en función de la época de muestreo (Figura 4). El invierno, su época reproductora, es el momento más vocal para el búho real (Martínez & Zuberogoitia, 2002), por lo que era esperable encontrar más búhos reclamando durante ese primer periodo que en la primavera. Las localizaciones diferentes encontradas para los búhos no implican que cada cuadrícula en la que reclama sea un territorio diferente. Estas diferencias pueden ser debidas a que un mismo macho, dentro de su territorio, tenga varios cantaderos. Como los territorios de búho real suelen exceder el kilómetro cuadrado (Kang *et al.*, 2013; Penteriani *et al.*, 2015), no es de extrañar que encontremos diferencias en la localización exacta donde registramos el canto de un macho territorial.

En el caso del cárabo se apreció una situación diferente. Su periodo más vocal es la primavera, coincidiendo con la época de reproducción de la especie (Zuberogoitia

et al., 2019), por lo que para explicar la disminución de cuadrículas en las que reclama un macho con respecto al invierno se ha de atender a dos criterios: durante el invierno reclaman tanto los que logran atraer una pareja y establecer un territorio como aquellos, juveniles o adultos, que no la establecen (Appleby & Redpath, 1997). En la época invernal, ante la menor disponibilidad de alimento, los cárabos defienden territorios más de un 50% mayores que durante la estación cálida (Sunde *et al.*, 2001). Encontrar más cuadrículas ocupadas en invierno que en primavera puede, por tanto, ser debido a la presencia de individuos que tratan de reproducirse y no lo logran, por lo que ya no reclaman en la época primaveral, o puede ser debido a una retracción en el área defendida, que al ser menor podría afectar a menos cuadrículas.

La densidad de cárabos registrada en el estudio (0,76 parejas por km² en la totalidad del área y dentro del área ocupada 1,47 parejas por km²) es un valor ligeramente bajo si se compara con las densidades medias encontradas (entre 1,5 y 5 pp/km²) por otros autores (Southern, 1970; Hiron, 1985; Galeotti & Pavan, 1993; Galeotti, 1994; Redpath, 1994; Jedrzejewski *et al.*, 1996). Esto puede ser causado por múltiples factores, entre ellos hay que tener en cuenta que, debido a la relación de la reproducción en esta especie con los ciclos de micrótidos, uno de cada tres años la reproducción del cárabo es deficiente (Francis & Saurola, 2004), por lo que no se sabe si realmente se trata de un año productivo o, por el contrario, de un año de escasa proliferación de roedores y si sería esperable encontrar un mayor número de parejas en otros periodos consecutivos.

La disminución de la densidad de cárabos durante el periodo primaveral detectada en el presente estudio se podría interpretar de nuevo en base a la falta de éxito de algunos individuos (Appleby & Redpath, 1997) o a la disminución del área defendida por los machos (Sunde *et al.*, 2001). Además, atendiendo al carácter territorial de los cárabos (Redpath, 1994), sería esperable que, ante la competencia intraespecífica de los machos por defender los territorios, unos expulsasen a otros, disminuyendo así la densidad promedio.

Características del hábitat

Aunque según otros estudios las áreas con matorral benefician el establecimiento de territorios de búho real (Martínez *et al.*, 2003), en la ZEC se encontró que este tipo de vegetación era evitado por ellos en las zonas donde habían sido detectados. Esto puede deberse al hecho de que los reproductores de búho real escogen zonas más visibles, conspicuas y expuestas para realizar sus reclamos (Campioni *et al.*, 2010), donde entre la vegetación circundante no aparecen densas superficies cubiertas de matorral. Debido al bajo tamaño muestral, con solo siete

cuadrículas ocupadas por búho real, este estudio no permite discernir más variables que sean significativas.

El cárabo mostró una relación significativa entre las zonas donde establece y defiende territorios en época de cría y la altitud, la heterogeneidad ambiental, la fragmentación del hábitat, la presencia de pastos naturales y los suelos de naturaleza caliza y arcillosa (Tabla 9). En cuanto a la altitud, se pudo observar como selecciona positivamente las zonas de menor altitud. Según Vrezec & Tome (2004a), el cárabo no presenta limitaciones de altitud a la hora de establecer territorios y, cuando se observa que evita áreas elevadas es debido a la exclusión competitiva por parte de otras nocturnas de mayor tamaño. En el área donde se ha llevado a cabo el presente estudio se desconoce el papel que haya podido ejercer el búho real sobre el cárabo. Cabe señalar otros posibles elementos que dificulten la habitabilidad del cárabo en las cumbres como son el menor porte de la vegetación, la presencia de aerogeneradores y una menor temperatura, que pueden estar afectando a la disponibilidad de alimento. Los resultados encontrados por Sasvári & Hegyi (2011) en un área de estudio a menor cota de altitud indican que el cárabo selecciona las elevaciones mayores. Tal vez se trata de una selección de los valores medios, en la que, sin existir una limitación por la altitud, los cárabos encuentren más favorables las altitudes intermedias, bien sea por la vegetación de esas zonas, la fauna asociada o menores molestias de origen antrópico.

La defensa de territorios de cría es mayor en zonas con mayor número de tipos de vegetación (i.e., en base a los diferentes códigos Corine Land Cover) y mayor número de ecotonos. Este resultado es congruente con Fröhlich & Ciach (2019), quienes afirman que la heterogeneidad ambiental y la fragmentación del hábitat son características que maximizan la riqueza de nichos para los diferentes micromamíferos y aumentan su posibilidad de conseguir alimento, por lo que aumenta la diversidad de estrigiformes y su abundancia.

Los pastos naturales se correlacionan negativamente con la presencia de machos que defienden un territorio en la zona. Es esperable teniendo en cuenta que esta especie depende de los árboles para cazar, ya que los usa a modo de posaderos y también los utiliza para criar, mientras que las áreas abiertas deben considerarse hábitats de caza inferiores por razones energéticas (Redpath 1995; Sunde & Redpath 2006). Además, se ha demostrado que la dieta de los cárabos en las zonas forestales es más diversa (Romanowski & Żmihorski, 2009). Por todo esto, parece ser que las grandes extensiones de pasto actúan como un filtro que evita que esta especie se establezca en esas cuadrículas.

En cuanto a los sustratos, durante los muestreos se observó una evitación del bosque de pino carrasco y una selección del bosque de pino rodeno. Éstos se corre-

lacionan con la naturaleza calcárea y silíceas (la mayor parte de las arcillas de la zona son rojas, ricas en silicatos) del suelo, respectivamente, por lo que se ha observado una relación similar cuando es analizada la influencia de los sustratos. Es posible que esa evitación venga motivada por distintos factores, como pueden ser la diferencia en la vegetación asociada a cada tipo de suelo y su impacto en la comunidad de micromamíferos correspondiente (si la vegetación de zonas calcáreas es menos favorable para los mismos, también lo será para los cárabos), el efecto de la naturaleza del sustrato sobre los micromamíferos (menor disponibilidad de ambientes para galerías o refugios), sobre los cárabos (menor disponibilidad de grietas donde emplazar el nido) o sobre otras especies que puedan competir por los recursos (rapaces forestales que prefieran estos ambientes calizos) o puedan facilitar la aparición y el establecimiento de los cárabos (rapaces forestales o córvidos que construyan nidos que puedan ser empleados por esta nocturna).

Por otra parte, se ha encontrado evidencia estadística para la relación entre la presencia de aerogeneradores hasta a dos cuadrículas de distancia con la defensa de territorios de cría de cárabo. En la gestión de los parques eólicos se tiene en cuenta el efecto letal de las turbinas, pero toma en menor consideración los efectos indirectos, a saber: el ruido y los cambios en el paisaje (Beston *et al.*, 2016).

El ruido en el medio puede afectar a la comunicación animal al reducir la posibilidad del receptor de captar información importante a medida que el ruido de fondo aumenta, proceso conocido como “enmascaramiento acústico” (Francis *et al.*, 2011). Este enmascaramiento acústico puede dificultar la consecución de una pareja reproductiva y el consiguiente establecimiento del territorio por parte del cárabo. Además, hay que tener en cuenta que el efecto del ruido en los depredadores nocturnos que dependen de su sentido auditivo para cazar es múltiple, reduce sus probabilidades de cazar, pero también las de detectar la presa y atacarla (Mason *et al.*, 2016). Por tanto, tiene un impacto negativo en las vocalizaciones y la eficacia de caza de los depredadores que dependen de la acústica (Ciach & Fröhlich, 2017), lo que podría explicar el área de evitación generada en torno a los parques eólicos de la zona. De esta manera se encuentra un posible ejemplo de la conclusión obtenida por Francis & Barber (2013) en su estudio en el que demostraron que el ruido antropogénico afecta al comportamiento animal, su distribución y a su éxito reproductor.

Los cambios en el paisaje son producidos por la desertificación de las áreas en las que se encuentran los aerogeneradores (Beston *et al.*, 2016). Como consecuencia de su presencia, se origina una mayor erosión y desecación ligadas al efecto del viento, que provocan la pérdida de cobertura vegetal. Este efecto podría afectar al cárabo al disminuir la cantidad de alimento disponible. El cárabo se alimenta principalmente

de micromamíferos (Cramp 1985), los cuales están muy ligados a la cobertura vegetal del sotobosque y una disminución del dosel herbáceo acarrearía una pérdida importante de la abundancia y diversidad de estos micromamíferos.

También existe una relación significativa entre la presencia de carreteras en una cuadrícula o la contigua y la defensa de territorios de cría por parte del cárabo. En la Figura 11 parece observarse una relación positiva entre su presencia y el establecimiento de territorios de cría. Esta presunta relación positiva resulta poco intuitiva teniendo en cuenta que se han descrito efectos similares a los de los parques eólicos en carreteras por molestias de ruido (Hindmarch *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2012) o de contaminantes y atropellos (Fahrig & Rytwinski, 2009). Además, se ha demostrado que el ruido del tráfico reduce la eficiencia de las rapaces nocturnas en la caza (Senzaki *et al.*, 2016); que las carreteras modifican el comportamiento y reducen la conectividad de poblaciones en aves nocturnas (Grilo *et al.*, 2014); y que los hábitats circundantes a carreteras pueden representar áreas de peor calidad para búhos y lechuzas (Silva *et al.*, 2012). El resultado obtenido en el presente estudio podría derivarse de un reducido tamaño muestral (17 cuadrículas con presencia de carretera y 21 con carretera contigua) unido a la presencia de zonas favorables (de poca altitud, gran heterogeneidad y con sustratos arcillosos) en las inmediaciones de la carretera y a una escasa afluencia nocturna de vehículos en la misma.

Al analizar las diferencias en las densidades de cárabo detectadas entre el periodo invernal y el reproductor, se ha observado como en ambos casos la densidad aumentó en cotas menores de altitud y con mayores superficies de suelos arcillosos. Durante la reproducción se pudo observar como niveles más elevados de heterogeneidad ambiental y fragmentación de hábitat aumentaron la densidad de parejas. Además, de nuevo se observó que los cárabos evitaban la mayor superficie de sustratos calizos. Estas relaciones son similares a las encontradas previamente en nuestro propio estudio, por lo que parece que estas variables son de gran importancia para el cárabo, ya que condicionaban su presencia durante la época reproductora y su abundancia en el territorio.

Durante el invierno se encontró una relación negativa significativa entre la superficie de sustratos de arenisca y la densidad de cárabos que reclamaban territorio. Parece que evitaban este tipo de sustrato, lo cual no se reflejó durante la época de cría y pudo venir motivado por el error que pueden haber introducido aquellos individuos inexpertos que trataban de defender territorios en ambientes subóptimos, ya que se ha demostrado que eligen ambientes más favorables para la cría a medida que su experiencia en la reproducción es mayor (Sasvári & Hegyi, 2011). También pudo ser debido a cambios en el alimento disponible en estas áreas durante el invierno, ya

sea a causa de la competencia por los recursos o por una disminución en la disponibilidad de micromamíferos, aunque serían necesarios más estudios para determinar la naturaleza de este efecto. Incluso pudo deberse al cambio de alimentación que la especie puede mostrar entre estaciones (Romanowski y mihorski, 2009).

Mortalidad y amenazas

El total de la mortalidad registrada para estas especies se deriva de colisiones con vehículos en las carreteras y electrocuciones en apoyos eléctricos mal aislados. La siniestralidad causada por accidentes en carretera y electrocuciones ha sido comprobada por otros autores para estas y otras especies (Sergio *et al.*, 2004; Eccleston & Harness, 2018; Dwyer *et al.*, 2018; Penteriani & Delgado, 2019).

Además de estas causas de mortalidad, existe un efecto de disminución de disponibilidad de hábitats que afecta al cárabo, tal y como se ha mostrado previamente. Por ello, según los resultados del presente estudio, se deberían tener en consideración las carreteras, los aerogeneradores y los apoyos eléctricos como principales amenazas para estas especies en la zona.

Conclusiones

1. Se confirma la presencia de búho real y cárabo común en la ZEC “Sierras de Talayuelas y Aliaguilla” al detectarse siete cuadrículas ocupadas por el búho y 60 parejas de cárabo durante la época reproductora del año 2019.
2. El búho real selecciona cantaderos desde los que defender su territorio en áreas libres de matorral de transición denso.
3. El cárabo emplea diferencialmente el territorio dependiendo de la estación del año. Durante el invierno evita ligeramente las áreas de naturaleza arenisca, mientras que en primavera (durante la reproducción) elude las zonas calcáreas.
4. El cárabo se ve favorecido por las zonas ricas en ecotonos, selecciona positivamente aquellas áreas de mayor heterogeneidad ambiental para la reproducción. De igual modo selecciona áreas de altitud menor, por lo que en estas zonas es donde mayor competencia intraespecífica esperamos encontrar en el momento de emplazar territorios.
5. Aunque las carreteras pueden ser infraestructuras que mermen las poblaciones de estas especies, no se ha demostrado un efecto local pernicioso sobre las mismas.
6. Los aerogeneradores causan una zona de evitación de grandes dimensiones que disminuye en gran medida la disponibilidad de hábitat en el área de estudio para los cárabos.

7. Los mayores focos de conflicto que han sido encontrados para estas especies son las carreteras, líneas eléctricas y los parques eólicos. Sería interesante considerar no ampliar la superficie ocupada por aerogeneradores y aislar debidamente los apoyos que transportan electricidad dentro del área de estudio si se pretende mejorar la conservación de estas especies en la ZEC.

Agradecimientos

A la Direccion Provincial de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural de Cuenca, en especial a Nuria Cardo Maeso y Enrique Montero Verde, por su buena disposición para facilitarnos datos de interés y los permisos oportunos para la realización del presente estudio. Al Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Albaladejito (Cuenca) por su colaboración al facilitarnos los datos sobre la mortalidad de las especies silvestres de nuestra zona. Al Agente Medioambiental Manuel C. Arco Martos, por su desinteresada colaboración y su aportación sobre el conocimiento de la zona de estudio y las problemáticas de la misma. Al ambientólogo, Álvaro Lis Cantín, por su ayuda indispensable sobre las técnicas de sistemas de información geográficos. Al Dr. Pascual López López, tutor del presente trabajo, por su confianza, su paciencia, su dirección y su implicación en la corrección del documento. Por último, a mis padres, Berta Peinado Ramírez y Andrés López Sánchez, Técnicos Superiores en la Gestión y Organización de los Recursos Naturales y Paisajísticos, sin los cuales este trabajo no se hubiera podido lograr en estas condiciones. Además de otorgarme su apoyo incondicional, han colaborado activamente, con plena dedicación, tanto en el trabajo de campo como en la revisión del texto y han sido la fuente de financiación del trabajo.

Bibliografía

- Álvarez, J., Bea, A., Faus, J. M., Castién, E., & Mendiola, I. (1985). *Atlas de los Vertebrados Continentales de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Gobierno Vasco, Vitoria.
- Atuo, F. A. & O'Connell, T. J. (2018). Superpredator proximity and landscape characteristics alters nest site selection and breeding success of a subordinate predator. *Oecologia* 186: 817-829.
- Appleby, B. M. & Redpath, S. M. (1997). Variation in the male territorial hoot of the Tawny Owl *Strix aluco* in three English populations. *Ibis* 139: 152-158.
- Bariš, S., Tutiš, V., ikovi, D., Kralj, J. & Ružanovi, Z. (2016). The eagle owl *Bubo bubo* (Aves: Strigidae) in the Eastern Adriatic (Croatia): the study case of a high-density insular population. *Italian Journal of Zoology* 83: 275-281.
- Bartolommei, P., Mortelliti, A., Pezzo, F. & Puglisi, L. (2013). Distribution of nocturnal birds (Strigiformes and Caprimulgidae) in relation to land-use types, extent and configuration in agricultural landscapes of Central Italy. *Rendiconti Lincei* 24: 13-21.
- Bayne, E. M., Habib, L. & Boutin, S. (2008). Impacts of chronic anthropogenic noise from energy-sector activity on abundance of songbirds in the boreal forest. *Conservation Biology* 22: 1186-1193.
- Beston, J. A., Diffendorfer, J. E., Loss, S. R. & Johnson, D. H. (2016). Prioritizing avian species for their risk of population-level consequences from wind energy development. *PLOS ONE* 11: e0150813.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A. & Mustoe, S. (2000). *Bird Census Techniques*. Academic Press, London, UK.
- Boyce, M. S. & McDonald, L. L. (1999). Relating populations to habitats using resource selection functions. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 268-272.
- Campioni, L., Delgado, M. D. M. & Penteriani, V. (2010). Social status influences microhabitat selection: breeder and floater Eagle Owls *Bubo bubo* use different post sites: Social status and behavioural choices. *Ibis* 152: 569-579.
- Carey, A. B., Horton, S. P. & Biswell, B.L. (1992). Northern Spotted Owls: influence of prey base and landscape character. *Ecological Monographs* 62: 223-250.
- Clinton, D., Ortega C. P. & Cruz A. (2011). Different behavioural responses to anthropogenic noise by two closely related passerine birds. *Biological Letters*. 7: 850-852.
- Ciach, M. & Fröhlich, A. (2017). Habitat type, food resources, noise and light pollution explain the species composition, abundance and stability of a winter bird assemblage in an urban environment. *Urban Ecosystems* 20: 547-559.
- Cramp, S. (1985). The birds of the Western Palearctic 526-546.
- Dalbeck, L. & Heg, D. (2006). Reproductive success of a reintroduced population of Eagle Owls *Bubo bubo* in relation to habitat characteristics in the Eifel, Germany. *Ardea* 94(1): 3-21.
- Darwin, C. (1859). *On the Origin of Species by Means of Natural Selection, or the Preservation of Favored Races in the Struggle for Life*. John Murray, Londres.
- Delgado, M. M. & Penteriani, V. (2007). Vocal behaviour and neighbour spatial arrangement during vocal displays in eagle owls (*Bubo bubo*). *Journal of Zoology* 271: 3-10.
- Dirección General de Montes y Espacios Naturales (2015). Plan de Gestión "Sierras de Talayuelas y Aliaguilla" ES4230002 (Cuenca). Documento 1. Diagnóstico del espacio Natura 2000. Dirección General de Montes y Espacios Naturales, Consejería de Agricultura, Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Toledo, España.
- Dirección Provincial de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural (2019). Mortalidad asociada a electrocuciones y parques eólicos de la Zona de Especial Conservación "Sierras de Talayuelas y Aliaguilla". Dirección Provincial de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural, Cuenca, España.
- Dirección Provincial de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural de Cuenca (2019). Fauna silvestre ingresada en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre por colisiones con vehículos motorizados en el entorno de la Zona de Especial Conservación "Sierras de Talayuelas y Aliaguilla" en el periodo 1998-2019. Centro de Recuperación de Fauna Silvestre, Cuenca, España.

- DOCM 22, 21 feb 2003, Decreto 17/2003 de 4 feb 2003. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Toledo, 2003.
- Dwyer, J. F., Hindmarch, S. & Kratz, G. E. (2018). Raptor mortality in urban landscapes, in: Boal, C.W., Dykstra, C.R. (Eds.), *Urban Raptors: Ecology and Conservation of Birds of Prey in Cities*. Island Press/Center for Resource Economics, Washington, DC.
- Eccleston, D. T. & Harness, R. E. (2018). Raptor Electrocutions and Power Line Collisions, in: Sarasola, J. H., Grande, J. M., Negro, J. J. (Eds.), *Birds of Prey: Biology and Conservation in the XXI Century*. Springer International Publishing, Cham, pp. 273-302.
- Fahrig, L. & Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14(1): 21.
- Fisher, R. A. (1930). *The genetical theory of natural selection*. Oxford University Press, Oxford.
- Francis, C. D. & Barber, J. R. (2013). A framework for understanding noise impacts on wildlife: an urgent conservation priority. *Frontiers in Ecology and Environment* 11: 305-313.
- Francis, C. D., Ortega, C. P. & Cruz, A. (2009). Noise pollution changes avian communities and species interactions. *Current Biology* 19: 1415-1419.
- Francis, C. D., Ortega, C. P. & Cruz, A. (2011). Noise Pollution Filters Bird Communities Based on Vocal Frequency. *PLOS ONE* 6: e27052.
- Francis, C. M. & Saurola, P. (2004). Estimating components of variance in demographic parameters of Tawny Owls, *Strix aluco*. *Animal Biodiversity and Conservation*, 27(1): 489-502.
- Fröhlich, A. & Ciach, M. (2018). Noise shapes the distribution pattern of an acoustic predator. *Current Zoology* 64: 575-583.
- Fröhlich, A. & Ciach, M. (2019). Nocturnal noise and habitat homogeneity limit species richness of owls in an urban environment. *Environmental Science and Pollution. Research* 26: 17284-17291.
- Furness, R. W. & Birkhead, T. R. (1984). Seabird colony distributions suggest competition for food supplies during the breeding season. *Nature* 311(5987): 655-656.
- Galeotti, P. (1990). Territorial behaviour and habitat selection in an urban population of the tawny owl *Strix aluco* L. *Bolletino di Zoologia* 57: 59-66.
- Galeotti, P. (1994). Patterns of territory size and defence level in rural and urban tawny owl (*Strix aluco*) populations. *Journal of Zoology* 234: 641-658.
- Galeotti, P. & Pavan, G. (1993). Differential responses of territorial Tawny Owls *Strix aluco* to the hooting of neighbours and strangers. *Ibis* 135: 300-304.
- Garcês, A., Pires, I., Pacheco, F. A. L., Sanches Fernandes, L. F., Soeiro, V., Lóio, S., Prada, J., Cortes, R. & Queiroga, F. L. (2019). Preservation of wild bird species in northern Portugal - Effects of anthropogenic pressures in wild bird populations (2008–2017). *Science of the Total Environment* 650: 2996-3006.
- Grilo, C., Reto, D., Filipe, J., Ascensão, F. & Revilla, E. (2014). Understanding the mechanisms behind road effects: linking occurrence with road mortality in owls. *Animal Conservation* 17: 555-564.
- Haug, E. & Didiuk, A. (1993). Use of recorded calls to detect Burrowing owls. *Journal of Field Ornithology* 64: 188-194.
- Hindmarch, S., Krebs, E. A., Elliott, J. E. & Green, D. J. (2012). Do landscape features predict the presence of barn owls in a changing agricultural landscape? *Landscape and Urban Planning* 107: 255-262.
- Hirons, G. J. M. (1985). The effects of territorial behaviour on the stability and dispersion of tawny owl (*Strix aluco*) populations. *Journal of Zoology* 1(1): 21-48.
- Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B., Szymura, A. & Zub, K. (1996). Tawny owl (*Strix aluco*) predation in a pristine deciduous forest (Białowieża National Park, Poland). *Journal of animal ecology*: 105-120.
- Jensen, R. A., Sunde, P. & Nachman, G. (2012). Predicting the distribution of Tawny Owl (*Strix aluco*) at the scale of individual territories in Denmark. *Journal of ornithology* 153(3): 677-689.
- Kang, T. H., Kim, D. H., Lee, H., Cho, H. J., Hur, W. H., Han, S. H., Kim, Y. J., Paek, W. K., Jin, S. D. & Paik, I. H. (2013). Analysis of Home Range of Eurasian Eagle Owl (*Bubo bubo*) by WT-100. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*. 6: 369-373.
- Korpimäki, E. (1988). Effects of territory quality on occupancy, breeding performance and breeding dispersal in Tengmalm's owl. *Journal of Animal Ecology* 57: 97-108.

- Lengagne, T., Slater, P.J.B., 2002. The effects of rain on acoustic communication: tawny owls have good reason for calling less in wet weather. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 269: 2121-2125.
- León-Ortega, M., Jiménez-Franco, M. V., Martínez, J. E. & Calvo, J.F. (2017). Factors influencing territorial occupancy and reproductive success in a Eurasian Eagle-owl (*Bubo bubo*) population. *PLOS ONE* 12: e0175597.
- Lindenmayer, D. B., MacGregor, C., Welsh, A., Donnelly, C., Crane, M., Michael, D., Montague-Drake, R., Cunningham, R. B., Brown, D., Fortescue, M., Dexter, N., Hudson, M. & Gill, A. M., (2008). Contrasting mammal responses to vegetation type and fire. *European Journal of Wildlife Research* 35: 395-408.
- Marchesi, L., Sergio & F., Pedrini, P. (2006). Implications of temporal changes in forest dynamics on density, nest-site selection, diet and productivity of Tawny Owls *Strix aluco* in the Alps. *Bird Study* 53: 310-318.
- Martínez, J. A., Serrano, D. & Zuberogoitia, I. (2003). Predictive models of hábitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography* 26: 21-28.
- Martínez, J.A. & Zuberogoitia, I. (2002). Factors affecting the vocal behavior of Eagle owls *Bubo bubo*: effects of sex and territorial status. *Ardeola: International Journal of Ornithology* 49: 1-9.
- Mason, J. T., McClure, C. J. W. & Barber, J. R. (2016). Anthropogenic noise impairs owl hunting behavior. *Biological Conservation* 199: 29-32.
- McClure C. J. W., Ware H. E., Carlisle J., Kaltenecker G. & Barber J. R. (2013). An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the phantom road. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Science* 280: 2013-2290.
- Melo, M. M., Silva, C.M., Barbosa, C. S., Morais, M. C., D'Anunciação, P. E.R., Silva, V. X. & Hasui, É. (2016). Fragment edge and isolation affect the food web: effects on the strength of interactions among trophic guilds. *Biota Neotropica* 16(2): e20150088.
- Mooney, H. A. (2005). *Invasive alien species: a new synthesis* (Vol. 63). Island press.
- Noon, B. R., Bailey, L. L., Sisk, T. D. & Mckelvey, K. S. (2012). Efficient species level monitoring at the landscape scale. *Conservation Biology* 26: 432-441.
- Ortego, J. & Díaz, M. (2004). Habitat preference models for nesting eagle owls *Bubo bubo*: how much can be inferred from changes with spatial scale? *Ardeola* 51: 385-394.
- Penteriani, V., Delgado, M. M. & Campioni, L. (2015). Quantifying space use of breeders and floaters of a long-lived species using individual movement data. *The Science of Nature* 102 (5-6): 21.
- Penteriani, V. & Delgado, M. M. (2016). Búho real – *Bubo bubo*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Penteriani, V. & Delgado, M. M. (2019). *The Eagle Owl*. Bloomsbury Publishing.
- Percival, S. M. (1990). Population Trends in British Barn Owls, *Tyto Alba*, and Tawny Owls *Strix Aluco*, in Relation to Environmental Change. *British Trust for Ornithology* 57:129.
- Percival, S. M. (2002). Tawny owl *Strix aluco*. *The Migration Atlas: Movements of the Birds of Britain and Ireland* 432-433.
- Redpath, S. M. (1994). Censusing Tawny Owls *Strix aluco* by the use of imitation calls. *Bird Study* 41: 192-198.
- Redpath, S. M. (1995). Habitat Fragmentation and the Individual: Tawny Owls *Strix aluco* in Woodland Patches. *Journal of Animal Ecology* 64: 652.
- Rivas-Martínez, S. (1987). *Memoria del mapa de Series de Vegetación de España*. I.C.O.N.A. Serie Técnica. Publ. Ministerio Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Romanowski, J. & mihorski, M. (2009). Seasonal and habitat variation in the diet of the tawny owl (*Strix aluco*) in central Poland during unusually warm years. *Biologia (Bratisl.)* 64: 365-369.
- Rumbutis, S., Vaitkuvien, D., Grašyt, G., Dagys, M., Dementavi ius, D. & Treinys, R. (2017). Adaptive habitat preferences in the Tawny Owl *Strix aluco*. *Bird Study* 64: 421-430.
- Šálek, M., Zeman, V. & Václav, R. (2019). Habitat selection of an endangered European farmland bird, the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana*, in two contrasting landscapes: implications for management. *Bird Conservation International* 29: 144-158.

- Sara, M. & Zanca, L. (1989). Aspects of censusing Strigiformes. *Rivista Italiana di Ornitologia* 59(1-2): 3-16.
- Sasvári, L. & Hegyi, Z. (2011). Predation risk of tawny owl *Strix aluco* nests in relation to altitude, breeding experience, breeding density and weather conditions. *Ardea* 99: 227-232.
- Scobie, C., Bayne, E. & Wellicome, T. (2016). Influence of human footprint and sensory disturbances on night-time space use of an owl. *Endangered Species Research* 31: 75-87.
- Senzaki, M., Yamaura, Y., Francis, C. D. & Nakamura, F. (2016). Traffic noise reduces foraging efficiency in wild owls. *Science Reports* 6: 30602.
- SEO/BirdLife. (2008). *La Enciclopedia de las Aves de España*. SEO/BirdLife Fundación BBVA, Madrid.
- Sergio, F., Marchesi, L., Pedrini, P., Ferrer, M. & Penteriani, V. (2004). Electrocution alters the distribution and density of a top predator, the eagle owl *Bubo bubo*: Effects of electrocution on eagle owls. *Journal of Applied Ecology* 41: 836-845.
- Sergio, F. & Newton, I. (2003). Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology* 72: 857-865.
- Shannon, G., McKenna, M. F., Angeloni, L. M., Crooks, K. R., Frstrup, K. M., Brown, E., Warner, K. A., Nelson, M. D., White, C., Briggs, J., McFarland, S. & Wittemyer, G. (2016). A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. *Biological Reviews* 91: 982-1005.
- Shonfield, J. & Bayne, E. M., 2017. The effect of industrial noise on owl occupancy in the boreal forest at multiple spatial scales. *Avian Conservation and Ecology* 12(2): 13.
- Silva, C. C., Lourenço, R., Godinho, S., Gomes, E., Sabino-Marques, H., Medinas, D., Neves, V., Silva, C., Rabaça, J. E. & Mira, A. (2012). Major roads have a negative impact on the Tawny owl *Strix aluco* and the Little owl *Athene noctua* populations. *Acta Ornithologica* 47: 47-54.
- Slabbekoorn, H. & Peet, M. (2003). Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature* 424: 267-267.
- Southern, H. N. (1970). The natural control of a population of Tawny owls (*Strix aluco*). *Journal of Zoology* 162: 197-285.
- Statsoft, I. N. C. (2007). *Statistica (data analysis software system)*. Version, 7, 1984-2004.
- Sunde, P. & Bølstad, M. S. (2004). A telemetry study of the social organization of a Tawny Owl (*Strix aluco*) population. *Journal of Zoology* 263: 65-76.
- Sunde, P., Overskaug, K. & Bølstad, J. P. (2001). Living at the limit: ecology and behavior of Tawny Owls *Strix aluco* in a northern edge population in central Norway. *Ardea* 89(3): 495-508.
- Sunde, P. & M. Redpath, S. (2006). Combining information from range use and habitat selection: sex-specific spatial responses to habitat fragmentation in tawny owls *Strix aluco*. *Ecography* 29(2): 152-158.
- Trivers, R. L. (1972). Parental investment and sexual selection. En B. Campbell (ed.): *Sexual selection and the descent of man* 1871-1971. Aldine, Chicago. pp. 136-179.
- Vrezec, A. & Tome, D. (2004a). Altitudinal segregation between Ural Owl *Strix uralensis* and Tawny Owl *Strix aluco*: evidence for competitive exclusion in raptorial birds. *Bird Study* 51: 264-269.
- Vrezec, A. & Tome, D. (2004b). Habitat selection and patterns of distribution in a hierarchic forest owl guild. *Ornis Fennica* 81(3): 109-118.
- Worthington-Hill, J. & Conway, G. (2017). Tawny Owl *Strix aluco* response to callbroadcasting and implications for survey design. *Bird Study* 64: 205-210.
- Zabel, C. J., McKelvey, K. & Ward Jr., J. P. (1995). Influence of primary prey on homerange size and habitat-use patterns of northern spotted owls (*Strix occidentalis caurina*). *Canadian Journal of Zoology* 73: 433-439.
- Zuberogoitia, I. & Campos, L.F. (1998) Censusing owls in large areas: a comparison between methods. *Ardeola* 45: 47-53.
- Zuberogoitia, I. & Martínez, J. A. (2000). Methods for surveying Tawny Owl *Strix aluco* populations in large areas. *Biota* 1(2): 79-88.
- Zuberogoitia, I., Burgos, G., González-Oreja, J. A., Morant, J., Martínez, J. E. & Zabala Albizua, J. (2019). Factors affecting spontaneous vocal activity of Tawny Owls *Strix aluco* and implications for surveying large areas. *Ibis* 161: 495-503.



Lámina 1. Cárabo común (*Strix aluco*). Fotos: Andrés López Peinado.

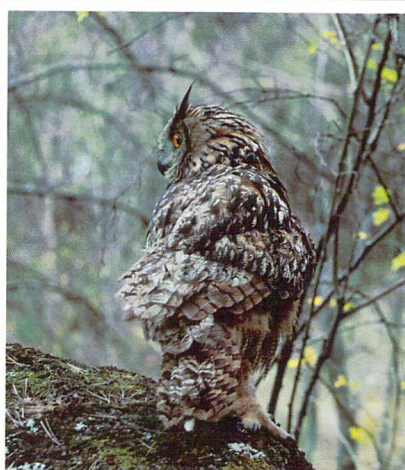


Lámina 2. Búho real (*Bubo bubo*). Fotos: Andrés López Peinado.