

CONAMA 2024

CONGRESO NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE

Caracterización del hábitat de reproducción del mochuelo europeo *Athene noctua* en el este de Madrid



Autor Principal: Iván García Martínez (Brinzal)

Otros autores: Raquel Sánchez Torres (Brinzal); Raúl Alonso Moreno (Brinzal)

ÍNDICE

TÍTULO	3
RESUMEN	3
INTRODUCCIÓN	3
El mochuelo europeo	3
Tendencia poblacional en España	4
La intensificación agrícola como causa del declive	6
Desarrollo del estudio	6
MATERIAL Y MÉTODO	7
Ámbito geográfico	7
Diseño y protocolo de muestreo	8
Descripción de las variables utilizadas en el modelo estadístico	9
Análisis estadístico	10
RESULTADOS	11
Censo	11
Factores que determinan la ocupación del Mochuelo europeo	12
DISCUSIÓN	15
Censo	15
Ocupación	15
Conservación: implicaciones y estudios futuros	17
AGRADECIMIENTOS	17
BIBLIOGRAFÍA	18

TÍTULO

Caracterización del hábitat de reproducción del mochuelo europeo *Athene noctua* en el este de Madrid.

RESUMEN

El mochuelo europeo (*Athene noctua*) es una de las rapaces nocturnas cuyas poblaciones se han reducido drásticamente en las últimas décadas en Europa, siendo la intensificación de la agricultura la mayor causa del declive de la especie. La información sobre la caracterización y selección de hábitat de una especie resulta de vital importancia para la gestión y el desarrollo de programas de conservación y más en el caso de especies con tendencias de declive tan alarmantes.

El presente trabajo pretende ser una primera aproximación al conocimiento de la población de mochuelo de la Alcarria madrileña que permita conocer tanto los territorios ocupados por la especie como la selección de hábitat que realiza de los mismos.

Los resultados obtenidos en este modelo muestran que la especie presenta un rango medio de abundancia y distribución en la comarca, además de la relación positiva existente entre el incremento de la superficie de cultivos de secanos y la presencia de mochuelo. Sin embargo, tanto las superficies de vegetación silvestres como las zonas humanizadas se relacionan de forma negativa con la ocupación.

Finalmente, se pone de manifiesto la necesidad de continuar con el estudio de selección de hábitat para mejorar la detectabilidad, incluyendo factores que la estén limitando, así como el estudio de otras variables que puedan estar afectando a la ocupación como la disponibilidad o la accesibilidad a las presas. El objetivo es mejorar el modelo de análisis utilizado y obtener más información que nos permita abordar mejores programas de conservación para la especie.

INTRODUCCIÓN

El mochuelo europeo

El mochuelo europeo (*Athene noctua*, Scopoli, 1769) es una rapaz nocturna, perteneciente al orden de las Strigiformes y a la familia Strigidae. Presenta una distribución transpaleártica, desde la cuenca Mediterránea hasta China, en la región Afrotropical, península Arábiga y las costas africanas del mar Rojo y golfo de Adén (Blas & Muñoz, 2003). Se trata de una especie común en todo el centro y sur de Europa, excepto en zonas de montaña, bosques muy poblados y centro de las ciudades (Mikkola, 1995).

En la península ibérica se encuentra la subespecie *A. n. vidalii*, cuya distribución es continua, aunque rara en los Pirineos, las cordilleras Cantábrica, Ibérica, el sistema Central, la sierra de Segura, y también en Islas Baleares, Mallorca y Menorca (Salgado, 2022). No se ha detectado

en las islas Canarias, pero sí en Ceuta y Melilla, aunque en este caso, la subespecie norteafricana *A. n. glaux*.



Figura 1. Mochuelo europeo (*Athene noctua*). (Iván García)

Se trata de una especie carnívora, con una alimentación muy variada, compuesta por invertebrados terrestres, especialmente lombrices, ortópteros y coleópteros, así como micromamíferos, aves, anfibios y reptiles. Durante los meses de otoño e invierno consume una gran cantidad de lombrices (Zuberogoitia *et al.*, 2007), mientras que durante el periodo de reproducción suele aportar presas más grandes al nido (van Nieuwenhuyse *et al.*, 2008).

No es una especie exigente a la hora de instalarse en un territorio, y se le puede encontrar en una gran variedad de hábitats semi-abiertos, como dehesas, sotos de ribera, bordes forestales, dunas, estepas, desiertos, parques e, incluso, áreas urbanas. Las mayores densidades de la especie se encuentran en entornos agrícolas, especialmente en cultivos de secano y olivares, por lo que, históricamente, se ha beneficiado de esta actividad humana. Nidifica preferentemente en agujeros y oquedades de árboles, ruinas, edificios, canteras y majanos de piedra. Incluso, puede llegar a instalarse en madrigueras de otros animales (Mikkola, 1995).

El periodo reproductivo del mochuelo se inicia mediada la primavera. Durante el mes de mayo o junio, nacen los pollos, normalmente entre 3 y 5, que serán capaces de volar en, aproximadamente, un mes. Permanecen unas semanas después alrededor del territorio natal, iniciando una dispersión que no suele superar los 20 kilómetros de distancia, aunque en algunos casos puede alcanzar los 100 kilómetros (van Nieuwenhuyse *et al.*, 2008).

Tendencia poblacional en España

Se tiene constancia de un acentuado declive de la población en España. En los años 90 se estimó la población aproximadamente en 50.000-60.000 parejas (Pérez, 1997). A principios del siglo XXI, la población mínima estimada fué de 39.433 parejas reproductoras (Blas & Muñoz, 2003).

El declive poblacional de la especie rondaría el 40% desde mediados de la década de los noventa hasta comienzos de la segunda década del siglo XXI (Escandell, 2012). Los mapas de distribución del II Atlas de aves reproductoras de SEO/Birdlife (Blas & Muñoz, 2003) y del actual (Salgado, 2022) muestran que es una especie en regresión, cuyo área de distribución se ha contraído un 22% en solo 20 años (Salgado, 2022). Esta situación no es exclusiva de nuestro país. En los últimos 60 años la población europea también ha sufrido un grave declive y la distribución de esta especie se encuentra muy fragmentada, con muchas poblaciones extinguidas localmente (van Nieuwenhuyse *et al.* 2008; Chrenkova & Dobrý, 2017).

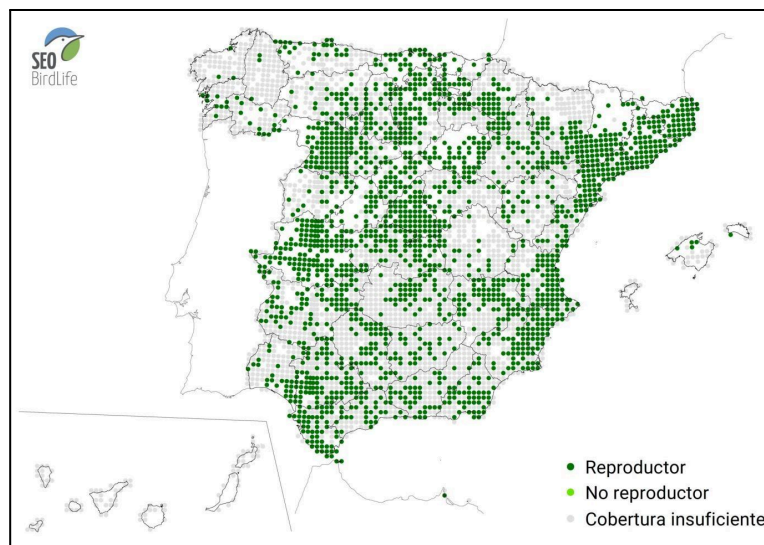


Figura 2. Distribución observada en el III Atlas de las aves en época de reproducción en España, 2022. Las cuadrículas UTM de 10 x 10 km marcadas como “Reproductor” incluye reproducción posible, probable o segura. (SEO/Birdlife) (<https://atlasaves.seo.org/ave/mochuelo-europeo/>)

El declive del mochuelo en España responde a una multicausalidad. Se trata de una especie que presenta una alta mortalidad en sus efectivos juveniles por atropellos, especialmente en los meses de julio y agosto (Frías, 1999). Por otra parte, la remodelación y modernización de viejas edificaciones erradica los huecos en las paredes y bajo los tejados que ofrecían al mochuelo un lugar donde nidificar. Incluso puede llegar a desaparecer de zonas que, a priori, son ecológicamente adecuadas, debido a la ausencia de lugares apropiados para anidar (Andersen *et al.*, 2017). Pero la mayor causa del declive del mochuelo en España de la misma manera que en el resto de Europa es, sin duda, la transformación y pérdida de su hábitat debido a la intensificación agrícola (Sálek & Schröpfer, 2008; Salgado, 2022).

El mochuelo europeo se encuentra actualmente incluido en la Lista Roja de las Aves de España, en la categoría de NT (Casi Amenazado). También figura en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, pero no está incluido en el Catálogo Español de Especies Amenazadas. A nivel internacional, se encuentra incluido en el Convenio de Berna, relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa. Fue incluido en 2004 en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN, donde figura como LC (Preocupación Menor) y, aunque se ha revisado su situación en 2008, 2009, 2012, 2016 y 2018, se ha mantenido en la misma categoría.

La intensificación agrícola como causa del declive

Una gran variedad de especies de aves se han visto favorecidas por el desarrollo de la agricultura que se ha producido a lo largo de los últimos 7000 años. Estos campos abiertos les han proporcionado un hábitat que les ofrecía alimento y refugio en el que prosperar. Sin embargo, desde la segunda mitad del siglo XX, la agricultura ha sufrido unos cambios muy drásticos destinados a aumentar la producción. Es lo que conocemos como la intensificación agrícola. La avutarda, el sisón, el alcaraván, la ganga, la ortega, la perdiz, la codorniz, el aguilucho cenizo, el cernícalo primillas, la lechuza, varias especies de aláudidos, y, por supuesto, el mochuelo, son algunas de las especies de aves que han visto declinar sus poblaciones en las últimas décadas como consecuencia de este modelo de producción agrícola.

La imposición del monocultivo, el aumento del tamaño medio de las parcelas, la utilización generalizada de fertilizantes químicos, herbicidas y pesticidas, el roturado excesivo de la tierra y la desaparición de linderos y barbechos son algunos de los cambios que ha supuesto la intensificación de la agricultura y que ha provocado una grave pérdida de calidad de hábitat para las aves que dependen de él. Como consecuencia de estos cambios, muchas especies de aves han visto reducidos o alterados drásticamente sus ecosistemas, sufriendo importantes disminuciones en sus poblaciones y áreas de distribución. Actualmente, el 80% de las especies que dependen de hábitats agrícolas en Europa presentan un estado de conservación desfavorable.

La utilización sistemática de herbicidas y la desaparición de lindes y manchas de vegetación natural reducen drásticamente la abundancia de lombrices, grillos, saltamontes, escarabajos, ratones, musarañas y otras especies que conforman la dieta del mochuelo, reduciendo así su productividad.

Desarrollo del estudio

El presente estudio se ha realizado en el marco del proyecto “Impacto y mitigación de algunas actividades antrópicas sobre la biodiversidad” que ha ejecutado Brinzal, entre 2023 y 2024, con el apoyo del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. El objetivo general de este proyecto ha sido estudiar los efectos adversos de algunas actividades antrópicas como la agricultura o la urbanización sobre la biodiversidad, así como sensibilizar y concienciar sobre la necesidad y el valor de las actividades de mitigación como la restauración.

Una de las actuaciones de este proyecto ha sido el estudio de especies esteparias amenazadas, con la finalidad de conocer su situación y la necesidad de llevar a cabo proyectos tanto de conservación como de reforzamiento.

El mochuelo europeo (*Athene noctua*) ha sido una de las especies agroesteparias elegidas. Se ha tratado de diagnosticar la situación actual de la población de mochuelo europeo de una zona del este de La Comunidad de Madrid a través del análisis de la ocupación (presencia / ausencia) y de la caracterización del hábitat de reproducción del mismo. El análisis de la ocupación (presencia / ausencia) en la monitorización de especies está alcanzando un desarrollo muy importante en la última década a nivel científico, y ya existen programas

especializados de análisis estadístico como el “Unmarked en R” o el “Presence” que abren un importante abanico de opciones para esta modalidad.

MATERIAL Y MÉTODO

Ámbito geográfico

El estudio se realizó en una zona del este de la Comunidad de Madrid que, a priori, reúne condiciones ecológicas adecuadas para el mochuelo, y que está compuesta por cinco municipios: Corpa, Nuevo Baztán, Olmeda de las Fuentes, Pezuela de las Torres y Valverde de Alcalá. Estos municipios suman un total de 11.808 hectáreas y forman parte de la comarca natural de La Alcarria.

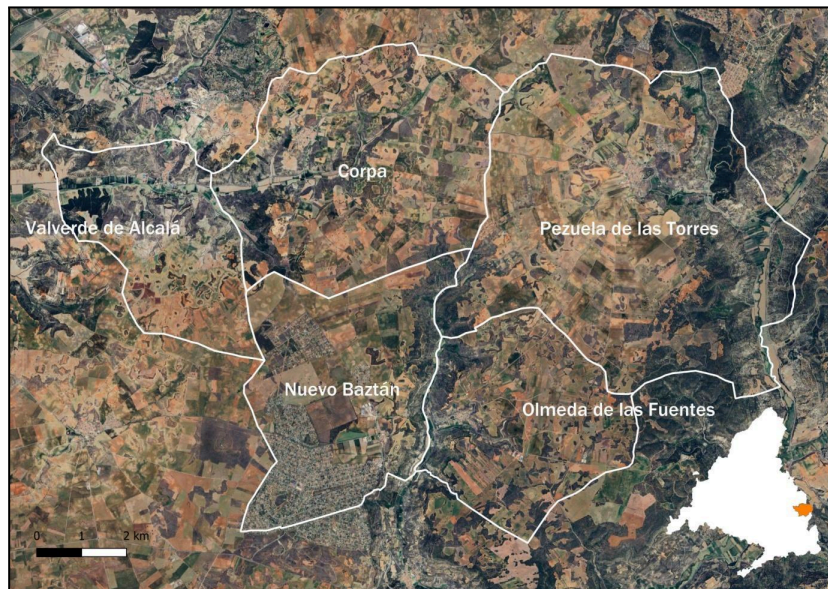


Figura 3. Ámbito geográfico del estudio. (Brinzal)

Esta comarca natural que comprende también municipios de las provincias de Guadalajara y Cuenca, se caracteriza por tener unos suelos básicos ricos en carbonato cálcico en los que dominan las calizas del páramo, las arcillas, los yesos y las margas. En la actualidad, La Alcarria es una comarca fuertemente modelada por la acción antrópica en forma de cultivos de secano en los páramos y de regadío en los valles. En las zonas de pendiente predomina el olivar, junto a manchas de vegetación silvestre. La vegetación silvestre potencial de la zona se corresponde con la serie mesomediterránea de la encina o carrasca (*Quercus rotundifolia*) en la cual su etapa madura o clímax está compuesta por bosques densos de encinas que en ocasiones pueden albergar otros árboles (enebros, quejigos, alcornoques, etc.). El carrascal o encinar lleva asociado un cierto número de arbustos esclerófilos en el sotobosque (*Quercus coccifera*, *Rhamnus alaternus*, *Rhamnus lycioides* subsp. *lycioides*, *Jasminum fruticans*, etc.) que tras la total o parcial desaparición o destrucción de la encina aumentan su biomasa y conforman la

etapa de coscojares o garrigas (*Rhamno-Quercetum cocciferae*). También se encuentran grandes manchas de pino (*Pinus halepensis*), procedentes de antiguas repoblaciones.

El clima se corresponde con un clima mesomediterráneo superior, ombrotipo seco con valores de precipitación de 484 mm/año y con una media de temperaturas anuales en torno a los 12.7º C.

Diseño y protocolo de muestreo

El diseño del censo ha de adaptarse a los criterios determinados por los modelos matemáticos que se van a utilizar para su análisis. Se consideró utilizar modelos de ocupación (MacKenzie *et al.*, 2006), que aportan valores de ocupación (Psi) y probabilidad de detección (P). Estos parámetros permiten efectuar comparaciones entre lugares (diferencias en la estructura de las poblaciones) y en el tiempo (tendencias de las poblaciones), siempre y cuando se aplique la misma metodología.

El método estadístico exige una nube de puntos independientes entre sí y la repetición de los censos en los mismos puntos. Para ello se seleccionaron aleatoriamente mediante el sistema de información geográfica de software libre QGIS, 50 puntos de muestreo separados entre ellos un mínimo de 1 km de distancia, intentando seguir el principio de independencia entre estaciones (MacKenzie *et al.*, 2006). Se evitó seleccionar puntos dentro de núcleos urbanos y se acercaron, en la medida de lo posible, los puntos a caminos accesibles.

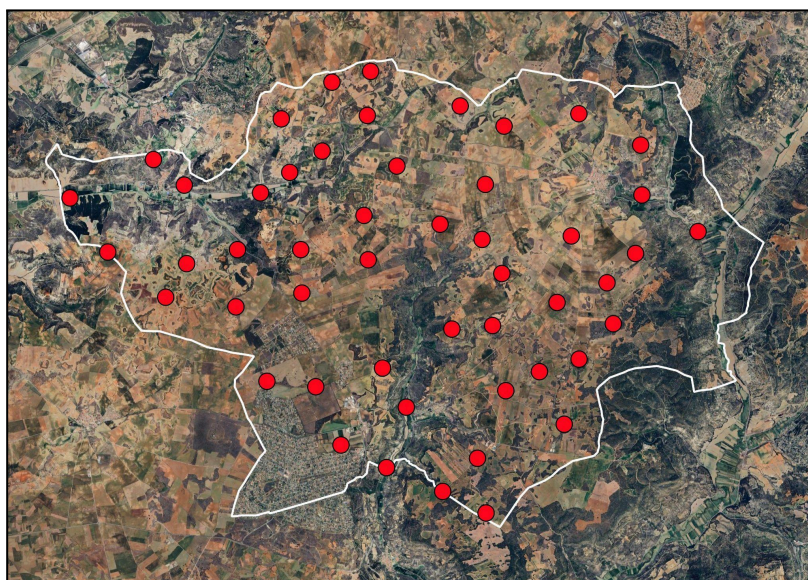


Figura 4. Puntos de muestreo. (Brinzal)

Con el objetivo de detectar la presencia o ausencia de mochuelos (*Athene noctua*) así como el número de territorios en el área de estudio, se realizó un censo de la especie durante junio y julio de 2024. Las estrigiformes, debido a sus hábitos crepusculares y nocturnos son normalmente detectadas por sus vocalizaciones, mediante las cuales se pueden censar sus

poblaciones (Dawson y Efford, 2009). Sin embargo, hay que tener en cuenta que los protocolos de censo no estandarizados y no testados convenientemente, llevan a obtener resultados fuertemente sesgados que, en muchos casos, poco tienen que ver con la situación real (Blanco et al., 2012). Para el censo de mochuelo, se ha seguido el protocolo propuesto en el censo de aves nocturnas de Euskadi en 2018 (Zuberogoitia, 2020). Dicho protocolo se encuentra dividido en tres fases: 5 minutos de escucha de voces espontáneas, 5 minutos de reclamo de mochuelo europeo y 5 minutos de escucha en silencio, sumando un total de 15 minutos por cada punto de muestreo.

El periodo de muestreo considerado fué seleccionado en función de la ecología de la especie con el fin de maximizar su detectabilidad. El mochuelo presenta un pico de vocalización durante los meses de marzo y abril, pero su conducta social implica una sobreestimación de territorios si se censa en este periodo. Sin embargo, en el mes de junio y la primera mitad del mes de julio hay un segundo pico de vocalizaciones estrechamente relacionado con los territorios de nidificación, siendo por tanto, el ideal para realizar los censos (Zuberogoitia *et al.*, 2007, 2011b). Durante este periodo de muestreo se realizaron 3 visitas por cada punto de muestreo, siempre en condiciones meteorológicas propicias, es decir, sin lluvia y sin viento.

Los censos se iniciaron al anochecer y se continuaron a lo largo de las primeras horas de oscuridad, que es cuando los mochuelos muestran una mayor actividad vocal, llevando a cabo cada observador un máximo de 5 puntos de muestreo por noche.

Se anotó el número de individuos diferentes así como su ubicación en el espacio para con ello inferir el número de territorio detectados desde cada punto de muestreo. Asimismo se anotó el número de individuos de otras especies de rapaces nocturnas y chotacabras detectados.

El reclamo utilizado fue construido con grabaciones procedentes de la web xenocanto (<https://www.xeno-canto.org>). Se utilizaron distintas grabaciones de voces territoriales y de alarma, intercaladas de forma que fueran parecidas a una situación de defensa territorial en periodo de celo (Zuberogoitia *et al.*, 2020). Todos los participantes en los censos emplearon el mismo audio y a un volumen suficiente como para poder ser detectado.

Descripción de las variables utilizadas en el modelo estadístico

Los factores de hábitat modelan la distribución de las especies en base a las preferencias ecológicas de cada una de ellas. Así, para analizar cómo responden las especies (ocupación) se consideraron variables referentes a tipos de usos del suelo.

Se estableció un radio de 250 metros para crear un área buffer de 19,33 Ha alrededor de cada punto de muestreo. Estas dimensiones estuvieron basadas en trabajos anteriores sobre la especie (Génot & Wilhem, 1993; van Nieuwenhuyse & Bekaert 2002; Martínez & Zuberogoitia, 2004).

Se visitaron todos los puntos para registrar el uso del suelo dentro de cada buffer y así obtener la superficie total ocupada por una serie de variables descriptoras de usos del suelo:

- Cultivos (cultivos herbáceos, arbustivos o forestales de secano, huertos y barbechos blancos).
- Vegetación silvestre (herbácea, arbustiva o forestal, y barbechos verdes).
- Superficie humanizada (camino, carreteras o suelo urbano).

Así mismo se consideraron dos variables descriptoras referentes a:

- Número de majanos (acumulaciones de piedras).
- Heterogeneidad (número de categorías diferentes dentro de la variable descriptoras uso del suelo (cultivos herbáceos, arbustivos o forestales de secano, huertos, barbechos blancos, vegetación silvestre herbácea, arbustiva o forestal, barbechos verdes, caminos, carreteras o suelo urbano))

Toda esta información se digitalizó a través de un Sistema de Información Geográfica. Para la realización de los análisis hubo que transformar los datos de las variables de tipos de uso del suelo, re-escalando sus valores por medio de la estandarización (Hedlin & Franke, 2017).

Análisis estadístico

Para modelar la ocupación y la detectabilidad de cada especie se asume que los resultados de cualquier muestreo son el conjunto de dos procesos binomiales actuando de forma simultánea: 1) la probabilidad de que una especie esté presente en un lugar (ψ) a lo largo del tiempo (al menos durante la ejecución de los muestreos); y 2) la probabilidad de que una especie esté presente en un punto y sea detectada en cualquiera de los muestreos (P) (MacKenzie *et al.*, 2002; Fiske & Chandler, 2011). Además, se modeló la influencia de covariables sobre la ocupación utilizando la función logit link de los algoritmos empleados en los modelos (Fiske & Chandler, 2011).

Los resultados de los muestreos muestran valores de ocupación: 0 (no detectado) y 1 (detectado). Así, la variable respuesta es binomial ausencia/presencia.

Los análisis fueron realizados utilizando la función “occu” del paquete “Unmarked” de R (Fiske & Chandler, 2011). Se desarrollaron los modelos de “single season abundance models”. La abundancia fue modelada en función de la combinación de factores ambientales predictores del lugar de muestreo. Es decir, la variable respuesta se modeló en función de covariables dependientes del punto del muestreo (cultivos, vegetación silvestre, superficie humanizada, número de majanos presentes y heterogeneidad del hábitat). Seguidamente se desarrolló una estructura de modelos jerárquicos en donde se analizan los efectos de las variables dependientes del lugar de censo sobre la abundancia de las especies.

En un primer paso se desarrolló el modelo nulo, en donde no se consideraron variables para la detectabilidad ni para la abundancia.

En un segundo paso se analizó el modelo saturado con todas las variables que podrían afectar la ocupación y se dejó fija la detectabilidad como constante, sin variables. No hemos tenido en cuenta variables que afecten a la detectabilidad, por lo que se mantuvo fija y sólo se trabajó con las variables que afectan a la ocupación.

Teniendo en cuenta los valores de AIC y la p de Wald, se llevó a cabo una selección de modelos hacia atrás, eliminando las variables con menor peso, hasta obtener el modelo más parsimonioso (con menor AIC).

Finalmente, en un tercer paso, se seleccionó el mejor modelo combinado. En todos los casos se comprobó la bondad del ajuste de los modelos.

RESULTADOS

Censo

Se han detectado mochuelos en 26 de los 50 puntos de muestreo, lo que supone la aparición de mochuelos en la mitad del territorio muestreado. Por otro lado se han detectado un total de 49 territorios, con variaciones de entre 1 y 4 territorios por punto de muestreo.

Tabla 1. Número de territorios detectados por punto de muestreo

Nº puntos de muestreo	Nºde territorios	Porcentaje
24	0	48%
11	1	22%
10	2	20%
2	3	4%
3	4	6%

Fuente: Brinzal

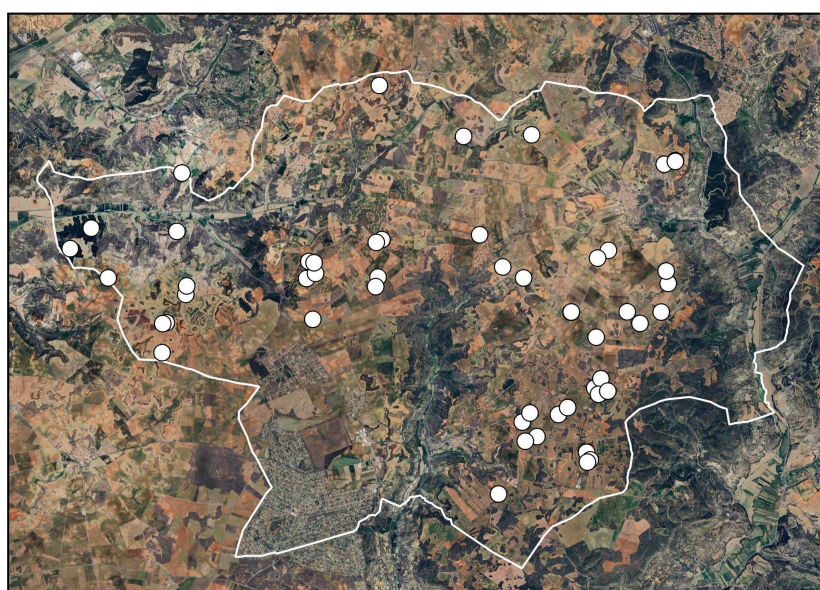


Figura 6. Territorios detectados durante el censo. (Brinzal)

La especie presenta un rango medio de abundancia y distribución en la comarca. Con una **ocupación de 0.5** y **detectabilidad del 78,7%**.

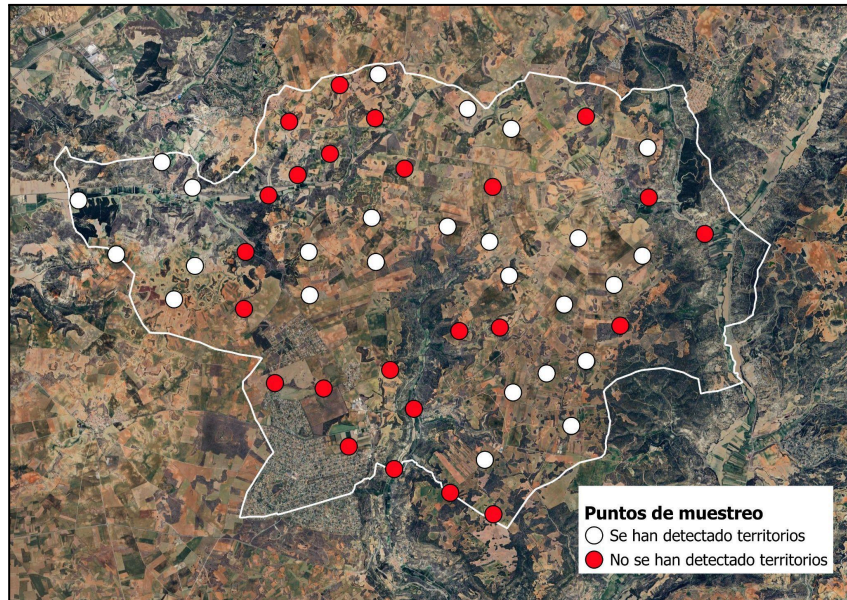


Figura 7. Mapa de ocupación por puntos de muestreo. (Brinzal)

Factores que determinan la ocupación del Mochuelo europeo

La muestra, relativamente pequeña, ha limitado el número de variables con las que poder aplicar los modelos estadísticos.

En primer lugar, se utilizó un modelo nulo con la ocupación y detectabilidad fijos, sin variables. Los resultados obtenidos son que la **ocupación** es de **0.5** y la **detectabilidad** de **0,78**, es decir, que se detectan el **78,7%** de los territorios ocupados por mochuelos.

En segundo lugar, dejando la detectabilidad fija (porque no hemos tenido en cuenta variables que afecten a la detectabilidad), al realizar un modelo saturado para la ocupación, se obtuvieron varios modelos de los cuáles se seleccionó el que mejor explicó la ocupación de los puntos de muestreo por parte de los mochuelos (el que tiene menor AIC).

La selección del mejor modelo muestra que hay tres variables que están influenciando la ocupación de los mochuelos, estas son: la superficie de cultivos, la superficie de vegetación silvestre y la superficie de zonas humanizadas. Las tres variables muestran un peso similar a la hora de explicar la ocupación. El número de majanos y la heterogeneidad no influyen, según estos modelos utilizados.

Tabla 2. Coeficientes estimados, sin transformar (logit), de la probabilidad de ocupación (Psi) y detección (P) de las variables que afectan la ocupación y detectabilidad de los mochuelos. Los coeficientes pertenecen al mejor modelo obtenido de la selección de modelos.

(Psi)Int	(Psi)Vegsil	(Psi)Cultivo	(Psi)Humanizada	(P)Int
1,07	1,09e-12	1,29e-12	1,34-01	0,79

Fuente: Brinzal

El incremento de la superficie de vegetación natural y de zonas humanizadas no favorece la presencia de mochuelo, mientras que el aumento de superficie cultivada determina la ocupación del mochuelo de forma positiva. Es decir, la ocupación del mochuelo aumenta cuando aumenta la superficie de cultivo y disminuye cuando aumenta la superficie de vegetación natural y zonas urbanizadas.

Si se observan las gráficas se puede ver claramente lo que acabamos de explicar:

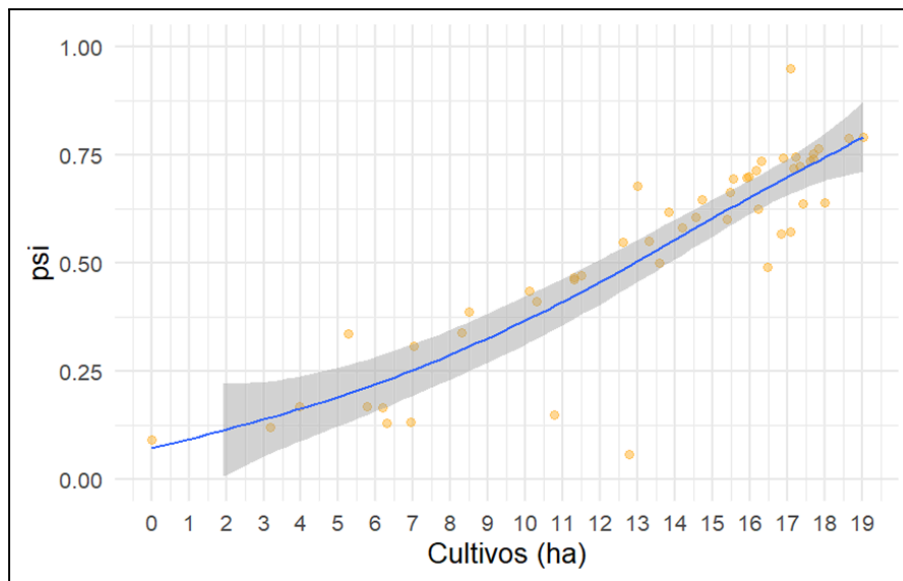


Figura 9. Datos predictivos de probabilidad de ocupación en función de las variables que destacan en el mejor modelo: Cultivos. (Brinzal)

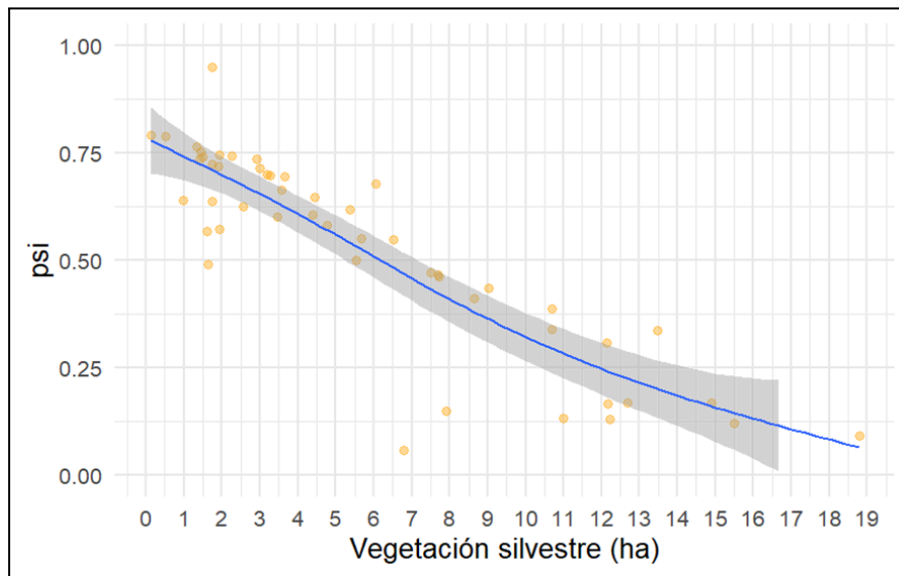


Figura 10. Datos predictivos de probabilidad de ocupación en función de las variables que destacan en el mejor modelo: Vegetación silvestre. (Brinzal)

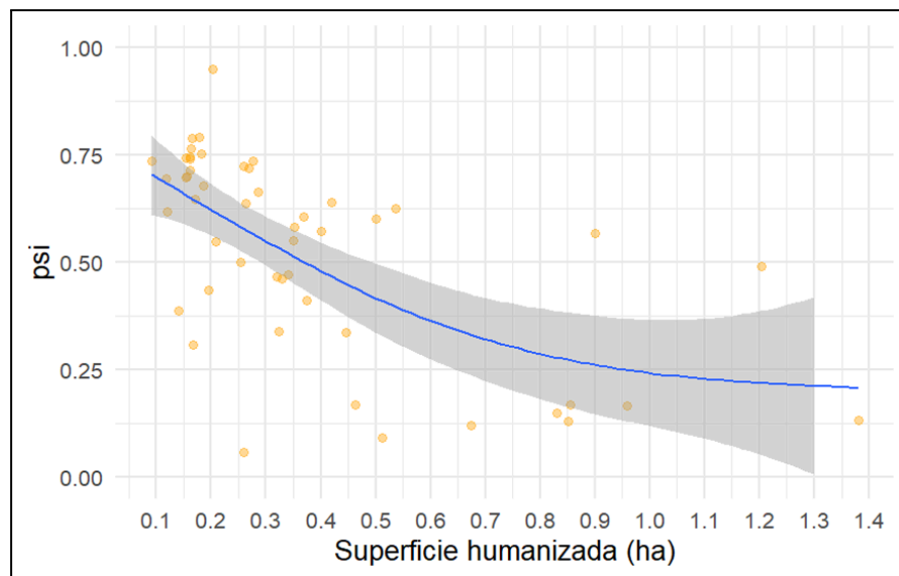


Figura 11. Datos predictivos de probabilidad de ocupación en relación a en función de las variables que destacan en el mejor modelo: Superficie humanizada. (Brinzal)

DISCUSIÓN

Censo

La especie presenta un rango medio de abundancia y distribución en la comarca. A la vista de la aparente idoneidad del hábitat, su número debería ser mayor. De hecho, la abundancia de la especie en la comarca era mucho mayor hace tan solo una década. Las razones de esta relativamente baja ocupación deberían ser explicadas por la estructura del hábitat.

Ocupación

El tamaño muestral ha limitado la inclusión de más variables que nos permitan poder sacar conclusiones más certeras. Según los resultados obtenidos, la superficie de cultivos favorece positivamente la ocupación del mochuelo, o dicho de otra manera, los mochuelos seleccionan sistemáticamente ambientes de agricultura de secano, algo que ya estaba descrito anteriormente y constatado en trabajos previos (Martínez & Zuberogoitia, 2004; Zabala et al., 2006). En el área de estudio, predominan los cultivos de secano, representando un 67,8% del total de la superficie muestreada. Se trata de una agricultura donde prevalecen las pequeñas parcelas en mosaico, dedicadas tanto a cultivos herbáceos de secano (principalmente cereal) como a cultivos forestales también de secano, mayoritariamente olivares. Todos estos cultivos se encuentran salpicados por abundantes lindes con arbolado en línea, presencia de franjas de vegetación natural así como majanos, hábitats usados sistemáticamente por mochuelos (Martínez & Zuberogoitia, 2004).

Por el contrario, no se han encontrado grandes extensiones de monocultivos que podrían limitar la ocupación de la especie. El encontrado es un hábitat, en principio, muy beneficioso para una especie que prefiere las parcelas pequeñas a las extensas (Dalbeck et al., 1999).

Por todo ello, habría sido esperable una mayor ocupación, teniendo en cuenta el peso que tiene la superficie cultivada en el área de estudio. Quizá la respuesta a esta baja ocupación en un hábitat aparentemente muy beneficioso para la especie (con disponibilidad de lugares de nidificación y abundante agricultura de secano) habría que buscarla en la disponibilidad de presas que el mochuelo encuentra en este hábitat. Ésta es uno de los factores limitantes clave para la abundancia del mochuelo (van Nieuwenhuyse *et al.*, 2008). Al ser un ambiente agrario podríamos asumir con certeza el uso de pesticidas y dado que éste reduce considerablemente las presas potenciales del mochuelo, se hace necesario continuar con los análisis de ocupación en la zona así como el estudio de la abundancia de presas que esta encuentra en un hábitat *a priori* proclive.

El modelo de ocupación, muestra una cierta relación negativa con respecto al incremento de las superficies de vegetación silvestre. Sin embargo, es en estas zonas donde cabe esperar que se generen las presas potenciales de los mochuelos. Esto puede resultar algo contradictorio *a priori*, pero se puede explicar debido a que un gran porcentaje de estas superficies están formadas por plantaciones forestales de coníferas y manchas de quejigar y encinar con gran desarrollo del estrato arbustivo. Los pinares de reforestación son también ambientes evitados

sistemáticamente por los mochuelos (Zabala *et al.*, 2006). En cuanto a la vegetación arbustiva y en gran medida la vegetación silvestre herbácea, en teoría positiva para la ocupación del mochuelo, presenta unas características nada adecuadas para el uso por parte de los mochuelos. Esta especie necesita tener además accesibilidad a las presas (van Nieuwenhuyse *et al.*, 2008). La accesibilidad está determinada tanto por la altura de la vegetación (que ha de estar por debajo de los 20 cm) como la disponibilidad de perchas cercanas que permitan las técnicas de caza típicas de los mochuelos (van Nieuwenhuyse *et al.*, 2008). El porte de la vegetación encontrada ha superado en la mayoría de los casos la altura establecida como máxima para que los mochuelos puedan hacer uso de estas superficies como área de caza. Esta situación reduce drásticamente las posibilidades de caza en estos ambientes y limita el uso de las áreas de caza del mochuelo a superficies casi sin vegetación como los caminos. Esto explicaría muy bien también el hecho de haber encontrado unas abundancias medias muy por debajo de lo esperado en estos ambientes.



Figura 12. Ejemplar observado cazando en un camino durante la realización del censo. (Brinzal)

Adicionalmente, la casi inexistente presencia de ganado ovino en extensivo que presumiblemente haya favorecido la matorralización de muchas de las zonas de vegetación silvestre, puede estar limitando la accesibilidad a las presas aunque estén presentes.

Según el modelo, el incremento de la superficie de zonas humanizadas muestra, al igual que ocurre con las superficies con vegetación silvestre, una relación negativa con la ocupación del mochuelo. En este caso concreto, el modelo no explica del todo bien esta relación negativa ya que se observa una gran variabilidad en los resultados positivos de ocupación, debido a un gran ruido generado en el modelo, al introducir categorías tan diferentes de superficie humanizada como carreteras o núcleos urbanos que a priori pueden ser negativas para el mochuelo junto con la superficie de caminos que como hemos podido observar, pueden tener cierta relación positiva.

Por último, el modelo no encuentra relación entre ocupación y presencia de majanos, unas estructuras muy apreciadas por la especie para nidificar (van Nieuwenhuysse *et al.*, 2008). Posiblemente, la disponibilidad de otros nichos en el territorio disipe en el modelo la importancia de estos lugares de nidificación.

Conservación: implicaciones y estudios futuros

A la vista de los resultados obtenidos, parece adecuado fomentar un paisaje agrícola en mosaico en la zona que haga compatible esta actividad con la presencia de una adecuada población de mochuelos. Otros usos tradicionales, como puedan ser la ganadería en extensivo, se han demostrado beneficiosos en la gestión del hábitat de muchas especies ligadas a la agricultura y probablemente deberían ser fomentados también para conservar al mochuelo.

La información sobre la selección de hábitat de una especie resulta de vital importancia para la gestión y el desarrollo de programas de conservación y más en el caso de especies con tendencias de declive tan alarmantes. En el caso de la especie que nos ocupa, se lleva trabajando en este aspecto muchos años y gracias a ello, tenemos mucho conocimiento generado sobre los factores relacionados con el hábitat que están afectando a la abundancia de los mochuelos.

Los resultados obtenidos de esta primera aproximación a la población de mochuelo de la Alcarria de Alcalá aconsejan continuar con el estudio de la ocupación para mejorar la detectabilidad, incluyendo factores que la estén limitando, así como el estudio de otras variables que puedan estar afectando a la ocupación como la disponibilidad o la accesibilidad a las presas. Ello contribuirá también a mejorar la caracterización del hábitat de reproducción de los mochuelos de la Alcarria madrileña.

También resultaría interesante el estudio de la selección de hábitat a otras escalas como la de paisaje o incluso el estudio del uso del mismo a través de individuos radiomarcados.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado en 2024, en el marco del proyecto “Impacto y mitigación de algunas actividades antrópicas sobre la biodiversidad” que ha ejecutado Brinzal, entre 2023 y 2024, con el apoyo del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Nuestro agradecimiento, especialmente, al Dr. Iñigo Zuberogoitia, por su asesoramiento técnico e inestimable trabajo de análisis de datos. A Diego Pérez, por su colaboración en los censos y en la digitalización de la información de campo. Y a todas las personas que colaboraron en la realización de los censos: Alberto Foruny, Andrea Martín, Aurora Higuera, Carlos Cid, Gabriel S. Acevedo, Isabel García, Leonor Torrado, Marta Ruiz, Pablo Romero y Paco Bustamante.

Para cualquier consulta relativa a esta comunicación: brinzal@brinzal.org

BIBLIOGRAFÍA

- [1] Andersen, L.H., Sunde, P., Pellegrino, I., Loeschcke, V. & Pertoldi, C. 2017. *Using population viability analysis, genomics, and habitat suitability to forecast future population patterns of Little Owl Athene noctua across Europe*. *Ecology & Evolution*, 7: 10987-11001.
- [2] Blanco, G., Sergio, F., Sánchez-Zapata, J. A., Pérez-García, J. M., Botella, F., Martínez, F., Zuberogoitia, I., Frías, O., Roviralta, F., Martínez, J. E., & Hiraldo, F. (2012). Safety in numbers? Supplanting data quality with fanciful models in wildlife monitoring and conservation. *Biodiversity and Conservation*, 21(12), 3269–3276.
- [3] Blas, J. & Muñoz, A. R. (2003). Mochuelo europeo (*Athene noctua*). En R. Martí & J. C. del Moral (Eds.), *Atlas de las aves reproductoras de España* (pp. 318–319). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología.
- [4] Chrenkova, M., & Dobrý, M. (2017). Further evidence of large-scale population decline and range contraction of the Little Owl (*Athene noctua*) in Central Europe. *Folia Zoologica*, 66(2), 106–116. <https://doi.org/10.25225/fozo.v66.i2.a5.2017>
- [5] Dalbeck, L., Bergerhausen, W., & Hachtel, M. (1999). Habitatpräferenzen des Steinkauzes *Athene noctua* Scopoli, 1769 im ortsnahen Grünland. *Charadrius*, 35, 100–115.
- [6] Dawson, D. K., & Efford, M. G. (2009). Bird population density estimated from acoustic signals. *Journal of Applied Ecology*, 46(6), 1201–1209.
- [7] Escandell, V. (2012). Mochuelo europeo. En SEO/BirdLife, *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010* (pp. 334–335). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- [8] Fajardo López-Cuervo, I. (1995). En *Rapaces nocturnas de Europa* (pp. 366–367). Editorial Perfils.
- [9] Fiske, I., & Chandler, R. (2011). Unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software*, 43, 1-23. <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>
- [10] Frías, Ó. (1999). Estacionalidad de los atropellos de aves en el centro de España: Número y edad de los individuos y riqueza y diversidad de especies. *Ardeola*, 46(1), 23–30.
- [11] Génot, J. C., & Wilhem, J. L. (1993). Occupation et utilisation de l'espace par la Chouette chevêche (*Athene noctua*) en bordure des Vosges du Nord. *Alauda*, 61(2), 181–194.
- [12] Hedlin, E., & Franke, A. (2017). An introduction to survival analysis using generalized linear mixed models. <https://doi.org/10.4080/are.2017/007>
- [13] Mikkola, H. (1995). *Rapaces nocturnas de Europa*. Editorial Perfils.

- [14] MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J., & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83, 2248–2255. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2)
- [15] MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., & Hines, J. E. (2006). *Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press.
- [16] Martínez, J. A., & Zuberogoitia, I. (2004). Habitat preferences for Long-eared Owls (*Asio otus*) and Little Owls (*Athene noctua*) in semi-arid environments at three spatial scales. *Bird Study*, 51(2), 163–169.
- [17] Pérez Olea, A. P. (1997). Mochuelo común. En F. Purroy (Coord.), *Atlas de las aves de España (1975-1995)* (pp. 260–261). Lynx Edicions.
- [18] Sálek, M., & Schröpfer, L. (2008). Recent decline of the Little Owl (*Athene noctua*) in the Czech Republic. *Polish Journal of Ecology*, 56(4), 527–534.
- [19] Salgado, I. (2022). Mochuelo europeo (*Athene noctua*). En B. Molina, A. Nebreda, A. R. Muñoz, J. Seoane, R. Real, J. Bustamante, & J. C. del Moral, *III Atlas de las aves en época de reproducción en España*. SEO/BirdLife. <https://atlasaves.seo.org/ave/mochuelo-europeo/>
- [20] Van Nieuwenhuysse, D., & Bekaert, M. (2002). An autologistic model for prediction of Little Owl (*Athene noctua*) suitability of landscape in East Flanders – evidence for socially induced distribution patterns of Little Owl. En *Raptors in the New Millennium. Proceedings of the World Conference on Birds of Prey and Owls* (pp. 80–90). Reuven Yosef International Birding & Research Center in Eilat, Israel.
- [21] Van Nieuwenhuysse, D., Génot, J.-C., & Jonson, D. H. (2008). *The Little Owl: Conservation, Ecology and Behaviour of Athene noctua*. Cambridge University Press.
- [22] Zabala, J., Zuberogoitia, I., Martínez-Climent, J. A., Martínez, J. E., Azkona, A., Hidalgo, S., & Iraeta, A. (2006). Occupancy and abundance of Little Owl *Athene noctua* in an intensively managed forest area in Biscay. *Ornis Fennica*, 83(3), 97-107.
- [23] Zuberogoitia, I., Laso, M., Egunez, A., Azkona, A., de Juan, S., González de Buitrago, C., Belamendia, G., de Siria Apaolaza, R., Gracianteparaluceta, A., Aguirre, I., Fuente, N., Gómez, J., López, E., López de Armentia, A., López de Luzuriaga, J., Malo, D., Manzano, J., Martínez, I., Ocariz, J. I., Prats, S., Santos, R., & Webster, B. (2020). Censo de aves nocturnas de Euskadi, 2018. *Munibe, Ciencias Naturales*, 68.
- [24] Zuberogoitia, I., Martínez, J. A., & Alonso, R. (2011). Censusing owls: Some considerations to achieve better results. En I. Zuberogoitia & J. E. Martínez (Eds.), *Ecology and Conservation of European Forest-Dwelling Raptors* (pp. 137–145). Diputación Foral de Bizkaia.
- [25] Zuberogoitia, I., Martínez, J. E., González-Oreja, J. A., González de Buitrago, C., Belamendia, G., Zabala, J., Laso, M., Pagaldai, N., & Jiménez-Franco, M. V. (2020). Maximizing detection

probability for effective large-scale nocturnal bird monitoring. *Diversity and Distributions*, 26(8), 1034-1050.

[26] Zuberogoitia, I., Zabala, J., & Martínez, J. E. (2011). Bias in little owl population estimates using playback techniques during surveys. *Animal Biodiversity and Conservation*, 34(2), 395–400.