



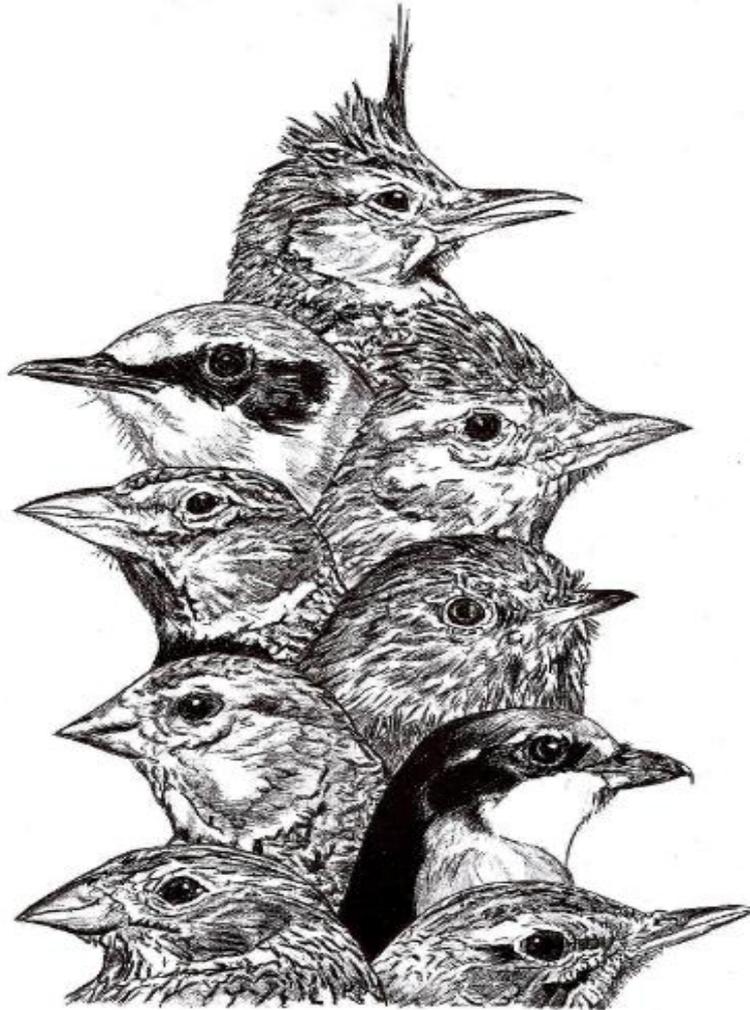
Universidad
Zaragoza



Escuela Politécnica
Superior - Huesca
Universidad Zaragoza

Trabajo Fin de Grado

COMUNIDAD DE AVES DE UN AGROSISTEMA MESOMEDITERRÁNEO; COMPOSICIÓN Y VARIACIÓN ESPACIO TEMPORAL



Alumno:

Héctor Bintanel Cenis. hecbince@hotmail.com

Directores:

Diego Villanúa Inglada. Gestión Ambiental de Navarra. Pedro Adoain, 219, bajo, Pamplona.

dvillani@ganasa.es

Javier Lucientes Curdi. Área de Parasitología y Enfermedades Parasitarias. Facultad de Veterinaria.

Universidad de Zaragoza. jlucien@unizar.es

Escuela Politécnica Superior de Huesca; Universidad de Zaragoza

Ciencias Ambientales; 23 de septiembre 2013

Tabla de contenido

RESUMEN:	3
ABSTRACT	5
1. INTRODUCCIÓN	7
2. MATERIAL Y MÉTODOS	15
3. RESULTADOS	31
4. DISCUSIÓN	45
5. CONCLUSIONES.....	51
6. RECOMENDACIONES	51
7. AGRADECIMIENTOS	52
8. BIBLIOGRAFÍA	53

RESUMEN:

En este trabajo, se ha abordado el estudio de la composición de una comunidad de aves de un agrosistema extensivo de secano, tratando de identificar algunos de los factores que influyen en su variación, bien sean causas naturales como las estaciones o la disponibilidad de hábitat, o causas antropogénicas, como es la instauración de un regadío.

En el periodo comprendido entre 2007 y 2011 se han realizado estimas de abundancia mediante diferentes métodos y se ha caracterizado el hábitat con distintas herramientas SIG.

Se ha identificado una comunidad ornítica compuesta por 136 especies, dos de ellas catalogadas como *En Peligro* (EN), siete como *Vulnerables* (VU) y otras diez como *Casi Amenazado* (NT). 65 especies ha permanecido en el área de estudio durante todo el año, 39 tan sólo durante el periodo estival, 18 únicamente durante el periodo invernal y otras 14 han aparecido de manera ocasional.

Se ha detectado una fuerte variación en el número de especies detectado cada año, con un mínimo de 84 especies detectadas en 2007 y un máximo de 111 identificadas en 2010.

Para el caso de las especies diurnas, se han detectado diferencias significativas en el índice de abundancia (IPA), la riqueza específica (S) y la diversidad (H') registrada en los diferentes hábitats durante el periodo estival, siendo mayores en el matorral y el soto y menores en el cereal y el pinar. Estas diferencias no se han encontrado durante el periodo invernal.

En el caso de las especies nocturnas, no se han encontrado diferencias entre los hábitats en ninguno de estos índices.

Los viales, el matorral y la huerta fueron los hábitats más seleccionados positivamente mientras que los cultivos leñosos, los ambientes humanizados y la tierra arable fueron los menos seleccionados.

Con la instauración de los regadíos se redujo significativamente la abundancia de *A. campestris*, *U. epops*, *C. brachydactyla*, *O. hispanica*, *L. megarhynchos* y *E. calandra* en comparación con la zona control. Otras 4 especies, *C. cyaneus*, *L. senator*, *T. tetrax* y *M. calandra*, también mostraron

una clara disminución hasta la práctica desaparición de la zona regada aunque no se alcanzó el nivel de significación exigido.

Palabras clave: ornitocenosis, agrosistemas de secano, distribución espacio-temporal, depresión del Ebro, instauración de nuevos regadíos, SIG.

ABSTRACT:

In the present study, we have determined the composition of a traditional extensive cereal crops system bird community, determining how species differentially respond to natural variations, as seasons or habitat availability, or to anthropogenic causes, as is the establishment of a new irrigated area.

To address these questions, abundance estimates have been performed between 2007 and 2011, as well as the habitat has been characterized with different GIS tools.

A bird community composed by 136 species has been identified in the studied area. Of all species, 65 remained in the studied area throughout all the year, 39 during the reproductive season and only 18 species during the wintering period. Another 14 species have appeared occasionally along the study.

It has been detected a high variation in the number of species detected each year, from a minimum of 84 species detected in 2007 to a maximum of 111 species identified in 2010.

In the case of diurnal species, a statistically significant difference was detected in the abundance index (IPA), richness (S) and diversity (H') in different habitats during the reproductive season, being higher in scrub and riverine forest and lower in cereal and pine. These differences were not found during the wintering period.

However, no statistically significant differences were found in nocturnal species for the same indices.

In addition, paths, scrub and orchard were the most positively selected habitats while vineyards, olives, humanized areas, and arable cultivation lands were negatively selected habitats.

Finally, our results suggest the importance of introducing new irrigation system in the studied bird community. The abundance of *A. campestris*, *U. epops*, *C. brachydactyla*, *O. hispanica*, *L. megarhynchus* and *E. calandra* decrease significantly in the irrigated area compared to the control area. The reduction in other 4 species, *C. cyaneus*, *L. senator*, *T. tetraz* and *M. calandra*,

was clearly shown, almost disappearing in the irrigated area, even data did not reach the required significance level.

Key Words: bird community, rain-fed agricultural systems, spatiotemporal distribution, Ebro basin, installation of new irrigation systems, GIS.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Los agrosistemas extensivos de secano son importantes desde el punto de vista ecológico y socioeconómico.

Cuando hablamos de agrosistema extensivo de secano nos referimos al hábitat constituido por la alternancia de cultivos herbáceos con barbechos, cultivos leñosos (olivar, viñedo...) y manchas de vegetación natural. Este tipo de paisaje está ampliamente distribuido por el sur de Europa denominándose habitualmente pseudoestepa o estepa secundaria (Santos and Suárez, 2005; Casas, 2008).

El origen de este hábitat hay que buscarlo en la expansión de la agricultura y ganadería en el neolítico (Santos and Suárez, 2005), habiéndose ido adaptando desde entonces los usos y manejos a las condiciones climáticas, tratando de optimizar el aprovechamiento del agua y los nutrientes mediante la rotación de cultivos o el uso de los barbechos. Esta adaptación al medio se ha visto igualmente en la ganadería, habiéndose diferenciado numerosas razas autóctonas de ganado ovino, caprino y bovino capaces de desarrollarse en estos medios, a menudo adversos (Martín et al., 2001).

Fotografía 1: Típico agrosistema extensivo de secano con cereal, olivos y viñas.



Las producciones agrícolas y ganaderas que se obtienen en estos medios son bajas y muy condicionadas a las peculiaridades climáticas de cada año (Boyazoglu, 1998), sin embargo este hábitat constituyen uno de los de mayor biodiversidad en Europa (Altieri, 1999; Krebs et al. 1999; Donald et al. 2001; Santos and Suárez, 2005). Por este motivo, de los aproximadamente 5 millones de hectáreas de tierras agrarias incluidas en zonas Natura 2000, más del 90% corresponde a agrosistemas extensivos de secano (WWF/Adena, 2006).

Además de los valores ecológicos comentados hasta ahora, los agrosistemas extensivos de secano tienen una importancia socioeconómica muy elevada. En España, el 85% de la Superficie Agraria Útil está ocupada por este tipo de explotaciones, con más de 14 millones de hectáreas de tierra de cultivo y 7 millones de hectáreas de prados y pastos en secano, lo que hace que gran parte de la población agraria española esté ligada en mayor o menor medida a este tipo de paisaje (WWF/Adena, 2006). En este escenario es además donde se desarrolla principalmente la caza menor en España, práctica que constituye una de las actividades económicas más importantes en multitud de áreas rurales (Aproca, 1998; Lucio, 1998; Bernabéu, 2000) y que tiene un gran arraigo cultural y social (Delibes 1963).

Pese a su naturaleza semi-artificial y breve historia evolutiva, este ecosistema antropogénico alberga una importante proporción de la diversidad biológica europea actualmente bajo amenaza. Las áreas agrarias europeas representan el hábitat de cría o invernada para 120 especies de aves con estatus de conservación desfavorable (Tucker and Heath 1994), lo que representan el mayor número de especies amenazadas soportadas por un hábitat (Krebs et al. 1999; Donald et al. 2001).

1.2. La evolución de la agricultura ha simplificado el hábitat, reduciendo su capacidad de acogida para la fauna.

Desde mediados del siglo veinte, se ha ido progresivamente agrandando el tamaño de las parcelas agrícolas tratando de aumentar la productividad, pero a costa de la eliminación de los linderos de separación (Fernández et al., 1992; Baessler and Klotz, 2006; Ros et al., 2011). Esta simplificación se ha llevado a cabo tanto bajo la figura de concentración parcelaria como de manera independiente por cada agricultor, lo que hace que muchos de estos cambios no hayan quedado reflejados en la documentación oficial (Fahrig et al., 2011; Ros et al., 2011). Este cambio se traduce en la simplificación del paisaje agrícola, con la desaparición de hábitats marginales que suponen importantes alteraciones en la capacidad de acogida de estos medios para las aves (Moller, 1983; Bezzel, 1985; Solonen, 2008; O'Connor and Shrubbs, 1986; Lack, 1992).

El vital papel de los linderos como zonas de refugio (Buenestado et al., 2009), nidificación (Rands, 1986, Ricci et al 1990; Buenestado et al., 2009; Villanúa et al., 2012), fuente de alimento (Hossain et a., 2002; Marshall and Moonen, 2002; Wilson et al., 1999) y conexión entre parches de vegetación natural (Diekötter et a., 2008) hace que la eliminación de estas estructuras sea considerada la mayor pérdida de biodiversidad en los agrosistemas (Weibull et a., 2000; Benton et al., 2003; Baessler and Klotz, 2006), por encima de la reducción de efectivos poblacionales de ciertos taxones como consecuencia del incremento del uso de pesticidas y fertilizantes (Wilson et al., 1999; Robinson and Sutherland, 2002).

Otro de los puntos clave de la intensificación agraria es la instauración de nuevos regadíos. Esta acción suele llevar asociado, además del lógico cambio de cultivos, una importante reducción de linderos y un aumento del uso de fertilizantes y biocidas (Herrero and Snyder 1997), lo que hace que el regadío haya sido considerado por diversos autores como una de las mayores amenazas para la conservación de aves esteparias (Suárez et al. 1997; Brotons et al. 2004; Ursúa et al., 2005).

Además, en un periodo corto de tiempo, diversos proyectos españoles van a influenciar directamente en la instauración de regadío en 600,000 ha durante las próximas décadas (Suárez et al., 1997), la mayor parte de ellas

afectando áreas de pseudoestepa con un alto interés ornitológico (Suárez-Seoane et al., 2002; Brotons et al., 2004).

Fotografías 2 y 3: Nuevas edificaciones y mecanización de los campos de cultivo en agrosistema de secano



1.3. La Política Agraria Común no ha sido capaz de conservar la biodiversidad.

En los años 60, se produjo la denominada “Revolución Verde”, apoyada por la Política Agraria Común (PAC). Entre los años 1961 y 1999 aumentó un 97% el área dedicada al regadío y el uso de pesticidas aplicados (854%) (Green et al. 2005).

Históricamente la PAC ha ido introduciendo criterios o exigencias ambientales (obligatorias y voluntarias) por el cobro de las ayudas recibidas cada vez con mayor intensidad. En la primera gran reforma de la PAC del año 1992, se implementaron por primera vez los aspectos ambientales en la política agraria estableciendo unos pagos compensatorios para los agricultores que emplearan métodos de producción compatibles con el medio ambiente a través de las llamadas “medidas de acompañamiento”, reforzadas posteriormente mediante los “programas de desarrollo rural” (PDR).

En la reforma de 2003 se desvincularon las ayudas de la producción y se estableció un criterio de “condicionalidad” por el que todos los beneficiarios de ayudas de la PAC debían de cumplir un conjunto de normas y exigencias ambientales.

Tanto la condicionalidad (1^{er} pilar) como las medidas agroambientales (2^o pilar) han pretendido compatibilizar la agricultura con la conservación del medio ambiente y justificar una actividad agraria multifuncional y, por lo tanto, creadora y garante de los valores naturales de los agrosistemas.

En octubre de 2011 la Comisión europea dió a conocer un borrador de reforma de la PAC para el periodo de 2013-2020 en el que se incluye la pretensión de “...mejorar el comportamiento medioambiental general de la PAC...” (Comisión Europea, 2012), principalmente a través del llamado “greening”. Este componente de “ecologización” de la actividad agraria condiciona el 30 % del pago directo (primer pilar) a la utilización de prácticas agrícolas beneficiosas para el clima y el medio ambiente en tres aspectos generales:

- diversificación de cultivos
- mantenimiento de pastos permanentes
- mantenimiento de superficies de interés ecológico

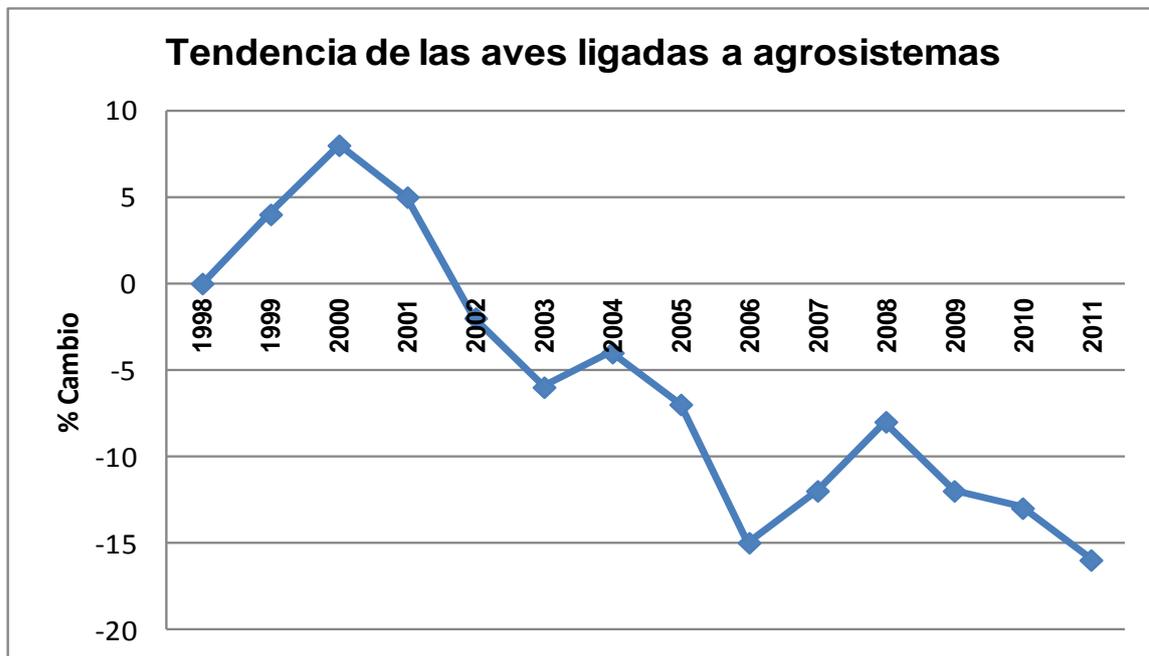
Este último condicionante resulta realmente esperanzador porque establece que los agricultores deben garantizar que al menos el 7 % de la superficie de la explotación esté dedicada a “...tierras de barbecho, bancales, elementos paisajísticos, franjas de protección...”, situación que podría incidir de manera muy favorable en la avifauna de los medios agrarios.



1.4. Las aves ligadas a agrosistemas están sufriendo un grave descenso de población.

Con la aplicación de la “directiva Aves” 79/409/CCE, hubo una mejora significativa sobre el estado de conservación en Europa, de muchas especies de aves consideradas en peligro (BirdLife Internacional, 2000). A pesar de estos éxitos, los datos proporcionados por la misma organización muestran que las especies de aves ligadas a los agrosistemas han sufrido durante los últimos años un grave descenso que continúa a día de hoy (De Juana, 2004; SEO/BirdLife, 2010; ver gráfica 1). Esta disminución es debida en gran parte a los efectos negativos de la fragmentación del hábitat y el empleo inapropiado del uso del suelo, en particular en los agrosistemas de secano (Wolff et al., 2001; Brotons et al., 2004; Santos and Suárez, 2005), donde las necesidades de las aves a menudo son ignoradas (Vaduva et al. 2011).

Gráfica 1. Tendencia de aves ligadas a los agrosistemas. Datos del programa SACRE de SEO/BirdLife



Existe gran información disponible acerca de la relación existente entre intensificación agrícola y pérdida de biodiversidad en las aves, ya que éstas son un excelente indicador de la salud del agroecosistema al estar en lo alto de la cadena trófica y precisar una amplia oferta de alimento y hábitat y son por tanto un buen indicador del estado de conservación del ecosistema (R.S.P.B. 2004). Sin embargo, el impacto concreto del regadío en este grupo ha sido escasamente cuantificado (Brotons et al. 2004). Además, la mayor parte de los estudios que existen a este respecto han sido desarrollados en los países del Norte y Oeste de Europa, siendo muy escasa la información proveniente de la región mediterránea (Brotons et al. 2004; Ursua et al 2005).

La gran variedad de cambios del uso del suelo en lo que se refiere a las prácticas agrícolas, a menudo hace difícil identificar los mecanismos exactos por los cuales las poblaciones de fauna son afectadas (Bignal and McCracken, 1996; Chambelán et al. 2000). Se necesita precisar soluciones o medidas de conservación para las especies o hábitats afectados por cambios del uso del suelo por prácticas agrícolas, por ejemplo de la comprensión exacta de como las especies usan los hábitats (Wolff et, al. 2001).



1.5. Objetivos

Viendo la necesidad de profundizar en el conocimiento del efecto de la intensificación agrícola en la avifauna asociada a los agrosistemas de secano, en el presente trabajo se pretenden abordar los siguientes objetivos:

- Determinación de la comunidad ornítica en el área de estudio.
- Definición de la distribución y abundancia de las especies en el área de estudio.
- Análisis de las variaciones de la abundancia en relación con factores naturales (fenología y composición del hábitat).
- Análisis de las variaciones de la distribución en relación con factores naturales (fenología y composición del hábitat).
- Análisis de las variaciones de la abundancia en relación con factores artificiales (instauración de nuevos regadíos).
- Análisis de las variaciones de la distribución en relación con factores artificiales (instauración de nuevos regadíos).

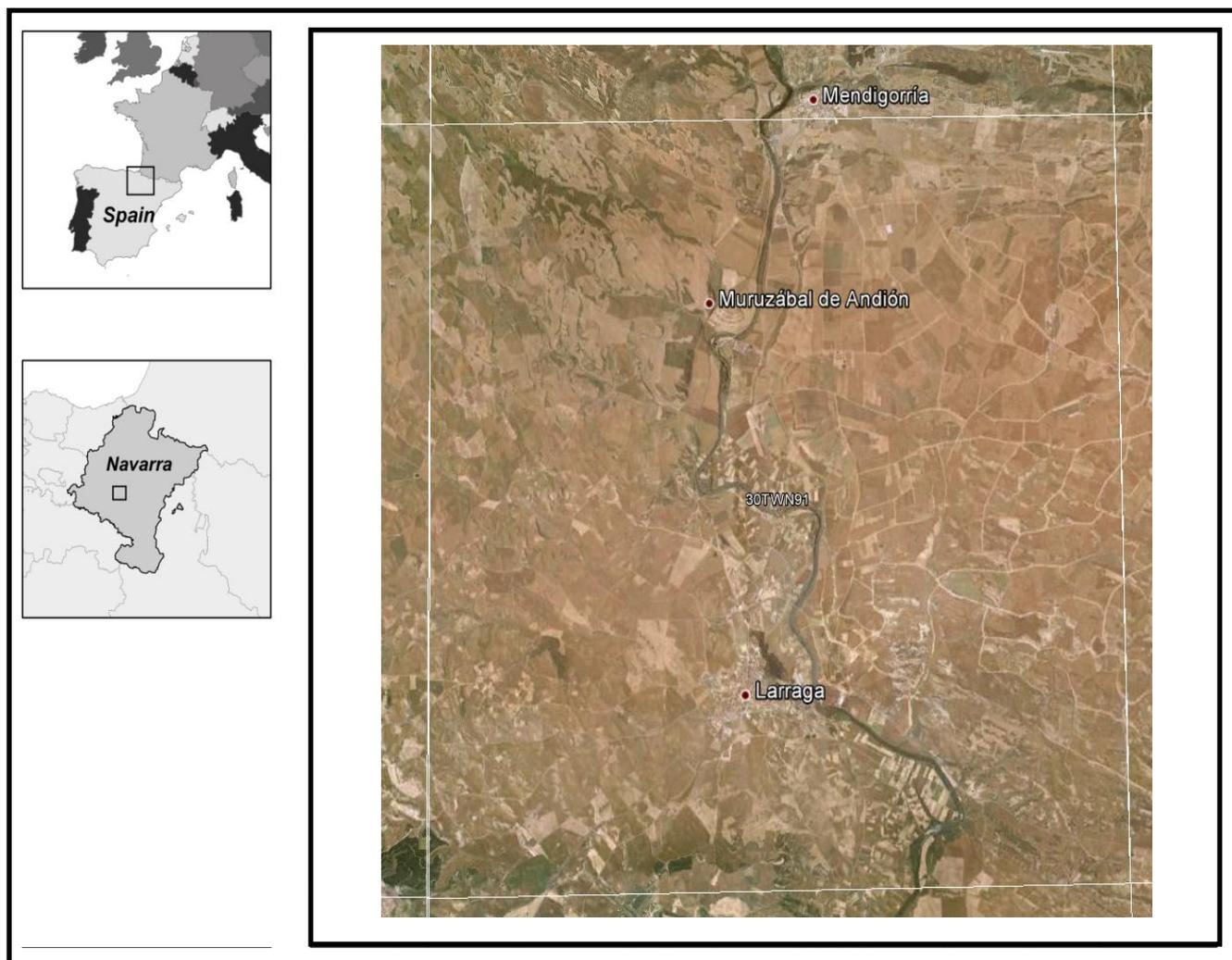


2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio comprende la cuadrícula UTM 30TWN91 situada en la Zona Media Occidental de la Comunidad Foral de Navarra en el Norte de la península Ibérica. Esta zona se encuentra en el piso bioclimático denominado mesomediterráneo, el cual ocupa las planicies meridionales (por debajo de los 1.000 m.) y se caracteriza por presentar temperaturas medias anuales superiores a los 12°C, así como precipitaciones medias anuales de 400 mm (ombroclima seco) (Tellería, 1987).

Mapa 1: Ubicación del área de estudio (ortofoto).



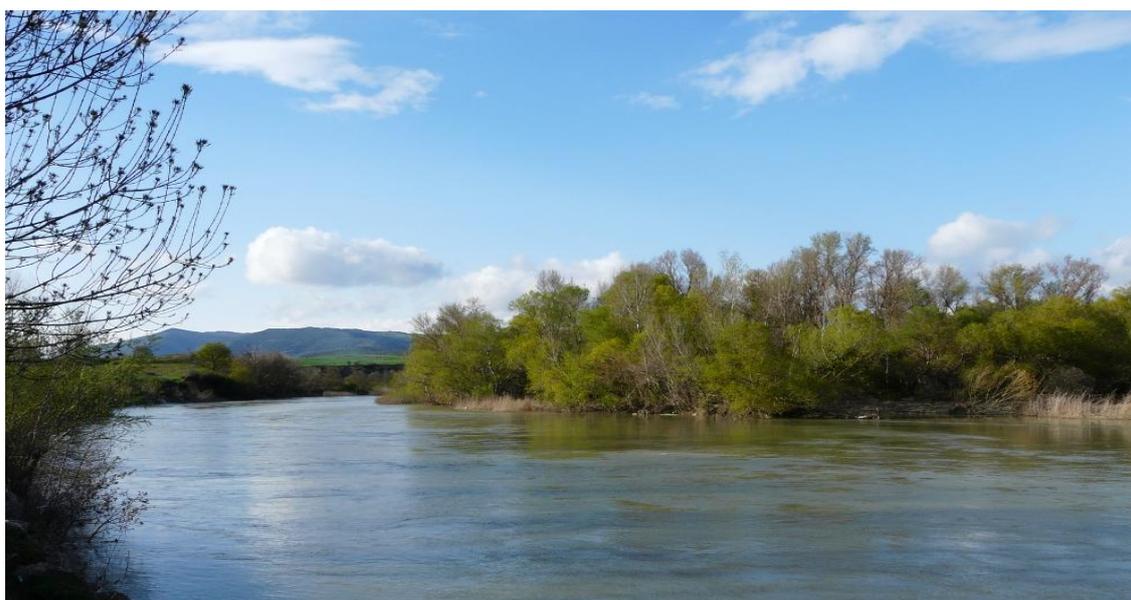
2.1.1. Geología y litología

Es una zona de compleja estructura geológica y variada litología. Se sitúa al sur del anticlinal de las Nekeas y la prolongación del sinclinal de Barasoáin lo atraviesa por el sur. Se localiza entre una zona de materiales oligocénicos en su parte septentrional, recorrida por un anticlinal de arcillas, calizas y yesos de dirección Este-Oeste que se corresponde con los Altos del Prado y Bidegorra. La parte meridional está formada por materiales miocénicos, fundamentalmente arcillas y areniscas alternando con lutitas, recorrida así mismo de Este a Oeste por su sinclinal. La mayor parte de la superficie es zona llana irrumpida por leves inclinaciones y lomas con altura máxima de 513 m en los Altos de Ibarbero (SITNA, 2013).

2.1.2. Hidrología

La red hidrográfica se ordena en torno al río Arga, que cruza de norte a sur-este y en el que desemboca el río Salado, en el extremo norte de la cuadrícula y por la margen derecha. El resto de las vías fluviales son temporales y discurren por los barrancos en dirección al Arga incorporándose por ambas márgenes. Destacan la presencia de varias balsas para el ganado, en distinto grado de colmatación, que suponen puntos calientes de biodiversidad.

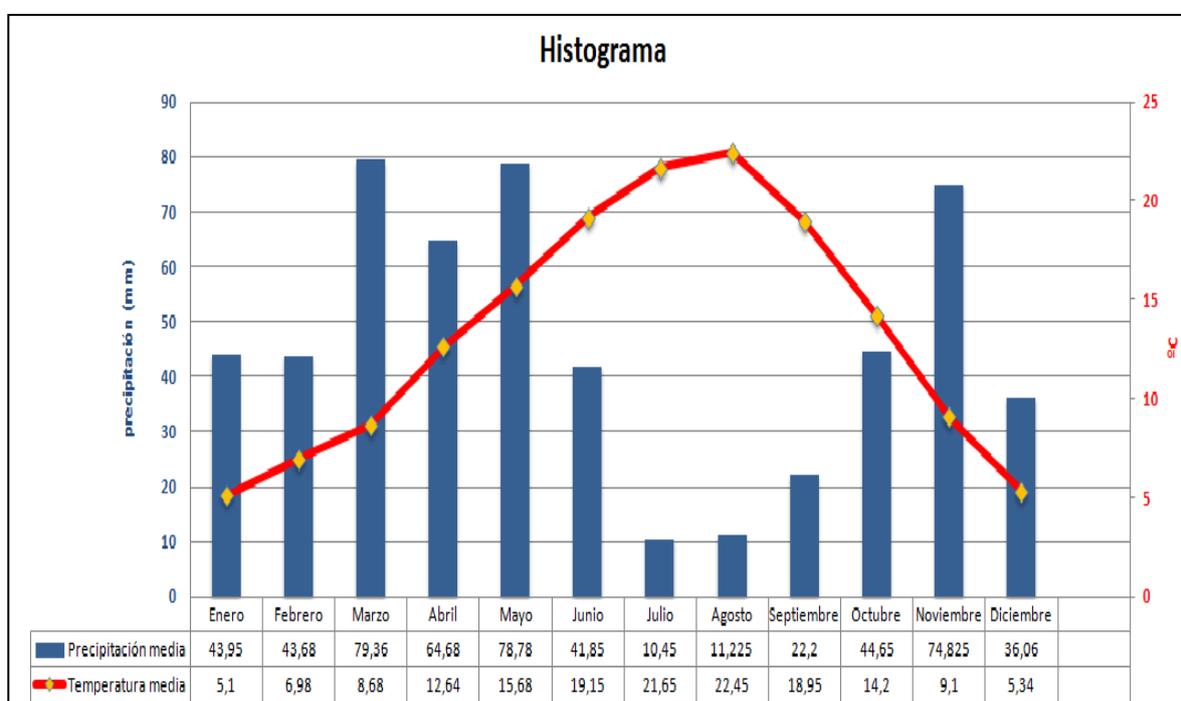
Fotografía 4: Río Arga a su paso por Mendigorría.



2.1.3. Climatología

El clima es mediterráneo-continental, con inviernos fríos en los que es frecuente el cierzo, veranos secos y calurosos y lluvias escasas e irregulares. Las temperaturas medias anuales oscilan entre los 12 y 14 °C y las precipitaciones entre los 450 y 550 mm, que se recogen, aproximadamente, en 70 días al año (AEMET, 2013). La evapotranspiración potencial es de unos 700-725 mm (AEMET, 2013).

Gráfica 2. Datos medios mensuales de precipitación y temperatura durante el periodo de tiempo del estudio 2007-2011 de la estación meteorológica más próxima al área de estudio (Tafalla) (AEMET, 2013).



2.1.4 Series de vegetación y hábitats de interés prioritario

Se reconocen tres series de vegetación, cuya distribución está condicionada por el contenido del suelo en agua y sales, y la topografía: serie bajoaragonesa de los encinares (*Querceto rotundifoliae* S.), serie castellano-cantábrica, riojano-estellesa y camerana de los quejigares ibéricos (*Spiraeo obovatae-Quercu faginae* S.) y la geoserie halohigrófila de saladares (*Agrostio stoloniferae-Tamaricetum canariensis* S.) (SITNA, 2013).

La serie de los encinares es la que ocupa una mayor extensión. La etapa climática de esta serie está representada por pequeñas manchas de encinas localizadas principalmente en las laderas de difícil laboreo (SITNA, 2013). La mayor parte del territorio por el que se extiende esta serie está cultivado, dado que ocupa los mejores suelos, profundos, bien drenados y sin salinidad. Los coscojares, sabinares, romerales y lastonares de *Brachypodium retusum* o las repoblaciones con Pino carrasco (*Pinus halepensis*) son las etapas de sustitución más extendidas (SITNA, 2013).

Fotografía 5: Encinas y coscojas en los bordes, propios de la serie de los encinares.



La serie de los quejigares está limitada a una pequeña porción de poco más de 300 has en el extremo noroeste (SITNA, 2013). El grado de conservación de esta serie es bueno, con una formación prácticamente continua de quejigos (*Quercus faginea*) de gran porte entre los que se intercalan enebros (*Juniperus oxicedrus*), coscojas (*Quercus coccifera*) y Boj (*Buxus sempervivens*) (SITNA, 2013).

Fotografía 6: Imagen de la serie de los quejigares



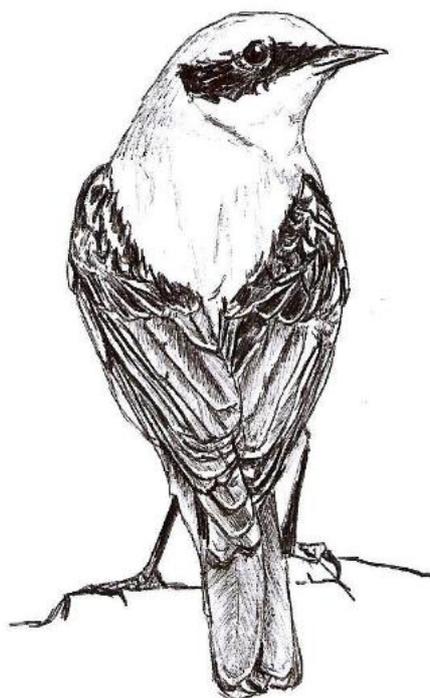
Y por último aparece la la geoserie halohigrófila de saladares que limita su presencia a los barrancos y otras áreas llanas con suelos de distintos gradientes de humedad y salinidad que condicionan la distribución de las comunidades vegetales que aparecen en estos medios, entre las que destacarían los tamarices (*Tamarix gallica*) (SITNA, 2013).

Fotografía 7: Tamarices en barranco típico de la serie de los Saladares



Los hábitats de interés presentes en la cuadrícula son los siguientes:

- 1310-** Vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras especies de zonas fangosas o arenosas.
- 1410-** Pastizales salinos mediterráneos (*Juncetalia maritimi*).
- 1420-** Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (*Sarcocornetea fructicosa*)
- 1520-** Estepas yesosas (*Gypsophiletalia*).
- 4090-** Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga.
- 5210-** Formaciones arborescentes de *Juniperus* spp.
- 6220-** Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del Thero-Brachypodietea.
- 6420-** Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del Molinion-Holoschoenion.
- 9240-** Robledales ibéricos de *Quercus faginea* y *Quercus pirenaica*.
- 92A0-** Bosques galería de *Salix alba* y *Populus alba*.
- 9340-** Bosques de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*



2.1.5 Usos del suelo

Las formaciones de vegetación natural descritas anteriormente se distribuyen principalmente por las laderas y barrancos, estando la mayor parte del terreno de la cuadrícula ocupado por tierras de labor.

Los cultivos predominantes son la cebada y trigo en secano, entre los que se alternan algún viñedo y pequeñas explotaciones familiares de olivos. Entorno al río Arga existe un mosaico de huertas de recreo y algunas parcelas de mayor tamaño dedicadas al cultivo de maíz. Por último existe un nuevo regadío instaurado durante el año 2009 en la orilla izquierda del río Arga y que abarcaría en torno a un 30% de la cuadrícula en el que se ha instaurado el maíz como cultivo predominante sustituyendo progresivamente a las cebadas, trigos y viñas (ver Anexo3. Mapa 2).

Fotografías 8 y 9: Campos de cultivo de cebada y maíz típicos de la zona



Fotografías 10 y 11: Campos de olivos y vid



2.2. Estimaciones de abundancia

2.2.1. Estaciones de escucha

Es un método ampliamente utilizado con casi cualquier especie de ave (SEO/Birdlife, 2012a), pero resulta especialmente interesante para el caso de la codorniz (*Coturnix coturnix*) (Rodríguez-Teijeiro et al 2010), el sisón (*Tetrax tetrax*) (García de la Morena et al., 2007) o las nocturnas (Zuberogoitia and Campos, 1998; SEO/Birdlife, 2012a).

Como su propio nombre indica, se basa en estaciones en las cuales se anota todas las especies detectadas tanto visualmente como por el canto, diferenciando los contactos a menos de 25 metros de distancia y los más alejados (SEO-Birdlife, 2012a).

Las estaciones deben estar separadas más de 500 m para no repetir contactos (García de la Morena et al., 2007; Rodríguez-Teijeiro et al 2010) y realizarse en condiciones meteorológicas adecuadas, principalmente ausencia de viento fuerte (Weber et al. 1991).

Cuando se emplean para el censo de aves diurnas reproductoras deben realizarse durante las 3 primeras horas tras el amanecer y entre el 15 de Marzo y el 15 de Junio para detectar el mayor número de especies (SEO-Birdlife, 2012a), mientras que cuando se busca censar las nocturnas se deben realizar durante las 3 primeras horas tras el anochecer y en los meses de Enero, Marzo y Mayo para abarcar el cielo de todas las especies (SEO-Birdlife, 2012a).

Fotografía 12: Toma de datos durante uno de los censos.



Es un método altamente aceptado desde su puesta a punto por Blondel et al., 1969. La ventaja de este método es que la inmovilidad del observador permite una mayor concentración (Affre, 1976), pero el carácter puntual puede ser un freno a la hora de detectar especies poco abundantes (Tellería, 1978).

Es un buen método para estudios en los que se pretenda estudiar la relación entre avifauna y vegetación (Blondel et al., 1969; Tellería, 1978).

Permite obtener un índice puntual de abundancia (IPA), definido como el número total de aves detectadas desde un punto concreto en un intervalo de tiempo concreto, sin distinguir la distancia a la que se detectan las aves (Blondel et al., 1969a; Tellería, 1978). Si además se distinguen los contactos dentro y fuera de un radio de 25 metros, se puede obtener una estima de densidad por la simple división del total de contactos por la superficie de este buffer de radio conocido donde asumimos que hemos detectado todas las aves presentes (Breckenridge, 1935).

Este tipo de metodología de censo es utilizado para la realización del Seguimiento de Aves Comunes Reproductoras Españolas (SACRE) y del de Aves Nocturnas (NOCTUA), ambos programas coordinados por SEO/BirdLife a nivel nacional.



Transectos con vehículo.

Este método ha sido utilizado para variados grupos de aves (Vaduva et al 2011), pero resulta especialmente útil para especies de mediano y gran tamaño como galliformes (Peiró and Blanc, 2011) o rapaces (SEO/BirdLife, 2012b).

Este sistema de censo se basa en recorrer, con un en vehículo a velocidad constante, un transecto fijado previamente en el que se anotan todos los contactos visuales (Affre, 1976; Tellería, 1977; Ursua et al., 2005; SEO-Birdlife, 2012b). Se requiere de la participación de tres personas, un conductor y dos observadores provistos de prismáticos que, en el caso de los transectos nocturnos, llevarán además 2 focos adicionales. Al igual de lo comentado para las estaciones de escucha, los censos deberán realizarse en condiciones meteorológicas adecuadas, principalmente ausencia de viento fuerte (Weber et al. 1991).

Con este método resulta complicado obtener información acerca de densidades ya que para ello se requiere del registro del ángulo y la distancia exacta del ave al vehículo (Tellería, 1977), por lo que se trabaja con un índice kilométrico de abundancia (IKA), obtenido directamente de dividir el número de contactos de una especie por los kilómetros recorridos (Tellería, 1977). Como principales ventajas de este método es que resulta mucho menos costoso y permite obtener nformación de grandes superficies en un periodo breve de tiempo por lo que resulta muy útil para seguimientos a largo plazo y para comparar entre años o lugares (Tellería, 1977). Además este tipo de censos proporciona información sobre muchas especies diferentes (Meia et al. 1993) y permite, en algunos casos, la obtención de datos acerca del comportamiento de los individuos observados (Weber et al. 1991, Lachat et al. 1993).

Para la estima de las especies diurnas los censos se realizaron en los meses de Marzo a Junio y durante las 3 primeras horas tras el amanecer, mientras que para las nocturnas se centró en las 3 primeras horas tras el anochecer y los meses de Enero, Marzo y Mayo, aprovechando los desplazamientos entre los distintos puntos de escucha nocturna (SEO/BirdLife, 2012a).

2.2.2. Recorridos a pie

El método de muestreo fue el propuesto por Järvinen y Väisänen (1977), también conocido como transecto finlandés, consistente en la realización de recorridos a pie, anotando todas las aves detectadas (Delgado et al., 2000; Moreira et al. 1999; Carrascal and Palomino 2005; SEO/BirdLife, 2012c). Se puede muestrear a cualquier hora del día, salvo durante la primera tras la salida del sol y la última antes de su puesta, cuando muchas especies pueden ser mucho más abundantes o escasas de lo que les correspondería en la zona por efecto de su agrupación en dormideros (SEO/BirdLife, 2012c). Las fechas de censo elegidas son del 15 de Noviembre al 31 de Enero (SEO/BirdLife, 2012c).

Los recorridos tienen una duración de 15 minutos cada uno, que corresponde a una distancia aproximada de 500-700 m caminando a paso lento (dependiendo de la zona). Estos transcurren por sendas o caminos poco transitados (excepto aquéllos en núcleos urbanos), tratando de evitar las carreteras (SEO/BirdLife, 2012c). La posición exacta de los transectos fue escogida para maximizar la longitud de los mismos dentro de la zona de estudio, con límites marcados en el campo antes de los propios censos (Moreira et al. 1999). Una vez más los transectos se deberán realizar en condiciones meteorológicas favorables: en días sin viento o con sólo brisa suave, sin lluvia fuerte o nieve. Se debe intentar que cada recorrido de 15 minutos transcurra mayoritariamente por un sólo tipo de hábitat (SEO/BirdLife, 2012c).

Este tipo de metodología de censo es utilizado para la realización del Seguimiento de Aves Comunes Invernantes (SACIN) y el Atlas de Aves Invernantes, programas coordinados por SEO/BirdLife a nivel nacional.

2.2.3. Búsqueda directa de territorios

Dentro de este tipo de metodologías se diferencian tres tipos de búsqueda; la observación directa de territorios conocidos, las encuestas a la población local y las esperas desde puntos dominantes.

Todos los enclaves donde ya se conocía la existencia de territorios de una especie (actual o histórica) y de aquellos otros que eran adecuados y pudieran albergar la especie (Tellería, 1985) tales como iglesias, casas, graneros, edificios abandonados, cementerios, paredes, puentes, rocas, agujeros de árbol...(Taylor et al. 1992) fueron examinados cada año para determinar el número disponible, el número usado para cría, y otros datos de reproducción (Zuberogoitia and Campos, 1998).

Fotografía 13: Nido de lechuza (*Tyto alba*) en pajar abandonado.



El método de encuestas a la población local y personas conocidas se utilizó para la localización de los puntos exactos de los nidos de rapaces nocturnas porque resultan más difícil de encontrar (Zuberogoitia and Campos, 1998).

Y por último se llevaron a cabo observaciones y esperas desde puntos dominantes, para determinar conductas reproductoras en un territorio definido y para concretar la localización de nidos no observables a simple vista (Del Moral, 2009; SEO/BirdLife, 2012c).

2.2.4. Esfuerzo de muestreo

Durante los 5 años que ha durado este trabajo, se realizaron un total aproximado de 3150 observaciones y escuchas de aves y un total de 187 horas de trabajo de campo en las diferentes metodologías de censo explicadas anteriormente.

Tabla 1. Resumen en horas (h) del trabajo de campo.

Año	2007				2008				2009				2010				2011			
Método de censo/ Cuatrimestre	1º	2º	3º	4º	1º	2º	3º	4º	1º	2º	3º	4º	1º	2º	3º	4º	1º	2º	3º	4º
Estaciones de escucha diurna		10h				10h				10h				10h				10h		
Estaciones de escucha nocturna	2h	2h	2h		2h	2h	2h		2h	2h	2h		2h	2h	2h		2h	2h	2h	
Recorridos con vehículo	1h	1h	1h		1h	1h	1h		1h	1h	1h		1h	1h	1h		1h	1h	1h	
Transectos a pie	10h			10h	10h			10h	10h			10h	10h			5h	5h			5h
Búsqueda de territorios		3h				3h				3h				3h				3h		

2.3. Elaboración de bases cartográficas

Tanto los puntos de escucha diurna o nocturna como los transectos de censo fueron geo-referenciados en campo con la ayuda de un GPS Garmin e-trex legend, en European Datum 1950 con el fin de poder ser representados posteriormente en la cartografía adjunta y procesada con el programa operativo ArcGIS 9.0.

En el caso de los puntos de escucha diurna se llevo a cabo una caracterización del hábitat en un buffer de 50 metros a partir de la información del mapa de usos y aprovechamientos de Navarra (SITNA, 2013) corregido en campo para ajustarlo a la situación actual. Las categorías de hábitat disponibles fueron agrupadas hasta reducir su número a las 8 que se describen a continuación (ver Anexo 2) y (ver Anexo 3; mapas 3-22):

- Aguas: Ríos, barrancos, charcas u otras formas hidrológicas.
- Leñosos: Plantaciones de vid, olivo o almendros.
- Humanizado: Construcciones y terreno urbano en general.
- Forestal: Masas arbóreas tanto caducifolias como perennes.
- Huerta: Pequeñas explotaciones tradicionales de cultivos hortícolas en general.
- Matorral: Masas arbustivas de diferente porte.
- Tierra arable: Explotaciones de tamaño mediano a grande destinadas al cultivo de cereal.

- Viales: Caminos, pistas y carreteras.

Paralelamente, se utilizó el mapa de usos y aprovechamientos de Navarra para caracterizar la disponibilidad de los distintos usos de hábitat en la cuadrícula completa ajustándolo igualmente a las categorías anteriores. Nuevamente, el programa elegido para realizar este trabajo fue ArcGIS 9.0.

2.4. Procesado de datos.

A partir de la información obtenida en las estaciones de escucha se calculó un índice puntual de abundancia (IPA), definido como el número total de aves detectadas desde cada estación en los 5 minutos de escucha diurna o los 10 minutos de escucha nocturna, sin distinguir la distancia a la que se detectan las aves (Blondel et al., 1970; Tellería, 1978). Para el caso de los recorridos a pie, el IPA se calculó para cada tramo de 15 minutos de transecto.

A la hora de valorar la distribución de las diferentes especies en la zona de estudio, se calculó el porcentaje de puntos de escucha positivos (%+) para todas las especies detectadas en los censos en periodo estival o reproductor, nocturnas y para los transectos a pie realizadas durante el periodo invernal. El cálculo del porcentaje consiste en una relación simple entre el número de estaciones de escucha o de transectos donde la especie ha sido detectada, entre el total de estaciones de escucha o transectos realizados en cada uno de los censos (SEO/BirdLife, 2012a).

Para cuantificar la diversidad específica de cada estación de escucha se calculó el un índice de diversidad de Shannon, ($H' = -\sum p_i \cdot \ln p_i$, donde p_i es la proporción de la especie i dentro del total de especies) índice habitualmente utilizado en trabajos descriptivos de comunidades orníticas (Massa et al, 1989; Carrascal and Palomino, 2005; Gil-Tena et al, 2008).

Con vistas analizar la selección del hábitat de cada especie detectada en las escuchas diurnas durante el periodo reproductivo, se calculó el índice IVLEV (Pescador y Peris, 1996) según la siguiente fórmula:

$$Iv = (\text{Utilización} - \text{Disponibilidad}) / (\text{Utilización} + \text{Disponibilidad})$$

Se calculó la tendencia poblacional de aquellas especies cuyo número total de detecciones en periodo estival superó la decena, diferenciando la zona

control (margen derecha del río Arga) de la zona de nuevo regadío (margen izquierda del río Arga) a través de la ecuación de la pendiente de la recta resultante de la abundancia total de cada año (Villanúa et al., 2005). A su vez se diferenciaron 5 categorías distintas de tendencia en función de los resultados obtenidos, utilizadas de manera similar en trabajos previos (Birdlife international, 2000) y definidas a continuación:

- Descenso brusco de la población: Aquellas especies cuya ecuación de la pendiente de la recta es igual o menor a -1 (flecha roja hacia abajo en Tabla 5).
- Descenso moderado de la población: Aquellas especies cuya ecuación de la pendiente de la recta se incluyen en el intervalo de -1 a -0,25 (flecha naranja hacia abajo en Tabla 5).
- Estabilidad de la población: Aquellas especies cuya ecuación de la pendiente de la recta se incluyen en el intervalo de -0,25 a 0,25 (flecha naranja en horizontal en Tabla 5).
- Aumento moderado de la población: Aquellas especies cuya ecuación de la pendiente de la recta se incluyen en el intervalo de 0,25 a 1 (flecha naranja hacia arriba en Tabla 5).
- Aumento brusco de la población: Aquellas especies cuya ecuación de la pendiente de la recta es igual o superior a 1 (flecha roja hacia arriba en Tabla 5).

2.5. Análisis estadísticos

Dado que la distribución de la abundancia, riqueza específica y diversidad de las distintas especies no se ajustaba a una distribución normal se optó por utilizar estadística no paramétrica (Fowler and Cohen, 1999).

La variación de estos parámetros en función del tipo de hábitat se analizó mediante el test de Kruskal Walis.

Para el caso de la selección de hábitat mediante el índice IVLEV no se recurrió a ningún test estadístico, sabiendo que los valores del índice de selección varían entre -1 y + 1, el valor 0 indica ausencia de selección, los valores negativos indican selección negativa y los valores positivos selección positiva (Pescador y Peris, 1996), además se consideró directamente que un

hábitat había sido seleccionado positivamente cuando el valor de IVLEV sea mayor o igual a 0,25 (Gainzarain, 1996). Para determinar dicho índice no se tuvieron en cuenta los censos realizados en los nuevos regadíos, por haberse modificado el uso del suelo.

El análisis de la variación en la abundancia y riqueza específica con la instauración de los nuevos regadíos se realizó en dos pasos. Se realizó un primer análisis mediante el test de U de Mann-Whitney en el cual se comprobaba la existencia o no de diferencias entre estaciones control y de futuro nuevo regadío y un segundo análisis con el mismo test para comprobar si habían aparecido variaciones una vez establecido el regadío.

Todos los análisis se realizaron con el programa gratuito PAST (Hammer et al, 2001).



3. RESULTADOS

3.1. Composición general

En la **tabla 2** (ver Anexo 1) se muestra la composición ornítica completa de la zona de estudio, relacionando cada especie con su fenología, su status de conservación en el libro rojo de las aves de España y los años que han sido localizadas en los censos realizados.

La comunidad ornitológica de la zona de estudio se compone de 136 especies de aves, dos de las cuales; alimoche común (*Neophron percnopterus*) y milano real (*Milvus milvus*) están catalogadas como En Peligro (EN); otras siete, terrera común (*Calandrella brachydactyla*), cigüeña negra (*Ciconia nigra*), aguilucho cenizo (*Circus pygargus*), carraca europea (*Coracias garrulus*), colirrojo real (*Phoenicurus phoenicurus*), tórtola europea (*Streptopelia turtur*) y sisón común (*Tetrax tetrax*) están catalogadas como Vulnerable (VU); y otras diez, martín pescador común (*Alcedo atthis*), águila real (*Aquila chrysaetos*), búho campestre (*Asio flammeus*), alcaraván común (*Burhinus oedichnemus*), alcotán europeo (*Falco subbuteo*), alcaudón real (*Lanius meridionalis*), alcaudón común (*Lanius senator*), milano negro (*Milvus migrans*), collalba rubia (*Oenanthe hispanica*) y chova piquirroja (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*) están catalogadas como Casi Amenazado (NT).

La fenología de estas especies en la zona de estudio presenta un resultado de 65 especies residentes durante todo el año, 39 especies que tan sólo permanecen durante el periodo estival, 18 especies que únicamente permanecen durante el periodo invernal y 14 especies de carácter ocasional.

El número de especies detectado por años varía, siendo el valor más bajo el primer año de estudio (2007) localizando un total de 84 especies y alcanzando un máximo de 111 especies localizadas durante el cuarto año de estudio (2010).

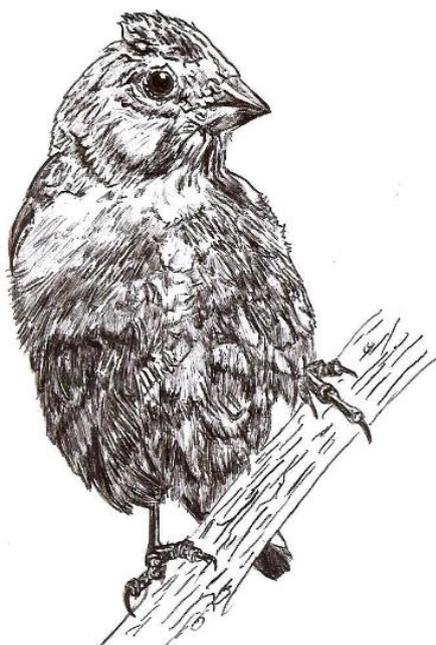
Una vez procesados los datos obtenidos en la **tabla 3** (ver Anexo1) (abundancia y distribución de las especies), observamos a través del IPA (estival) e IPA (invernal) que las especies diurnas más abundantes en nuestra zona de estudio para el periodo estival son: gorrión doméstico (*Passer domesticus*), escribano triguero (*Emberiza calandra*), pardillo común (*Carduelis cannabina*), estornino negro (*Sturnus unicolor*) y cogujada común (*Galerida*

cristata); y para el periodo invernal son: alondra común (*Alauda arvensis*), estornino pinto (*Sturnus vulgaris*), pardillo común (*Carduelis cannabina*), gorrión doméstico (*Passer domesticus*) y pinzón vulgar (*Fringilla coelebs*).

Las especies diurnas más ampliamente distribuidas en nuestra zona de estudio durante el periodo estival son: escribano triguero (*Emberiza calandra*), cogujada común (*Galerida cristata*), pardillo común (*Carduelis cannabina*), perdiz roja (*Alectoris rufa*) y bisbita campestre (*Anthus campestris*); y para la etapa invernal son: pardillo común (*Carduelis cannabina*), pinzón vulgar (*Fringilla coelebs*), cogujada común (*Galerida cristata*), mirlo común (*Turdus merula*), escribano triguero (*Emberiza calandra*).

Respecto a las especies nocturnas, aquellas con mayor abundancia en la zona de estudio son: autillo europeo (*Otus scops*), lechuza común (*Tyto alba*), mochuelo europeo (*Athene noctua*), alcaraván común (*Burhinus oedicephalus*), y búho real (*Bubo bubo*).

Las especies nocturnas más ampliamente distribuidas en la zona de estudio son: autillo europeo (*Otus scops*), lechuza común (*Tyto alba*), mochuelo europeo (*Athene noctua*), alcaraván común (*Burhinus oedicephalus*), y búho real (*Bubo bubo*).



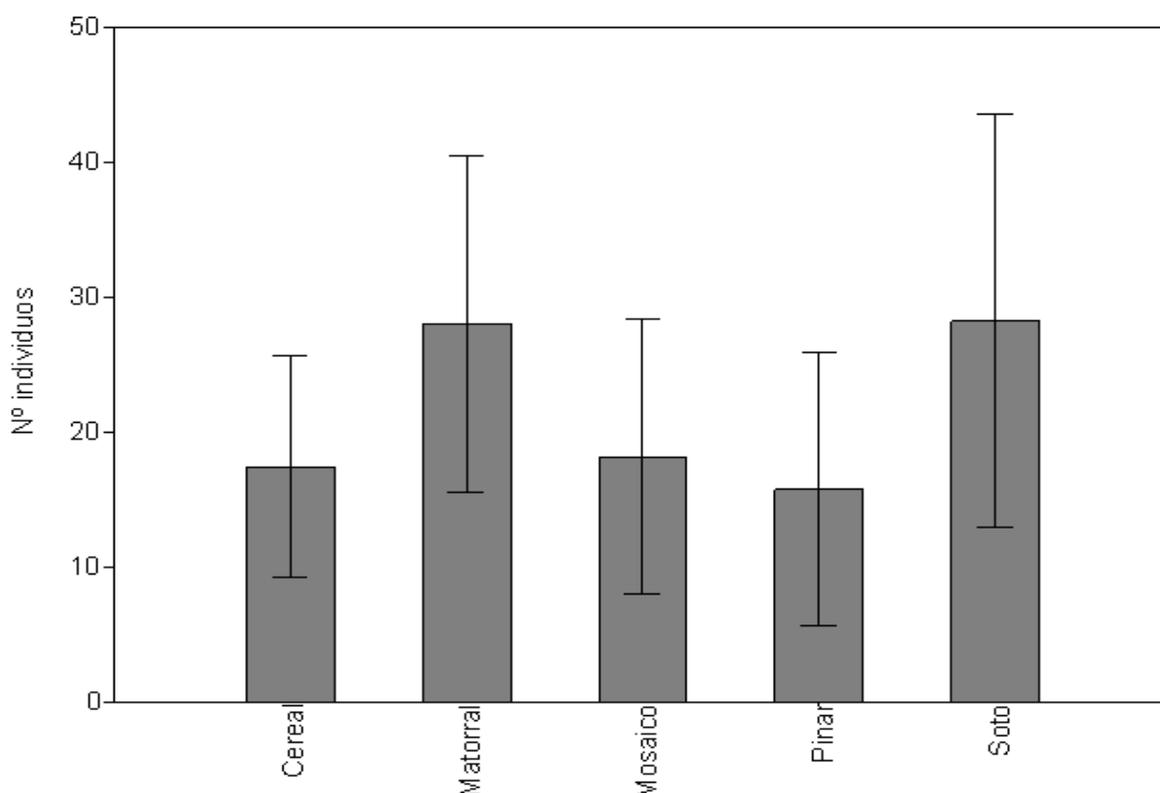
3.2. Variación espacio - temporal

En este apartado se analizan los cambios producidos tanto en la abundancia como en la distribución de las distintas especies detectadas en función de:

3.2.1 Natural (fenología y composición del hábitat)

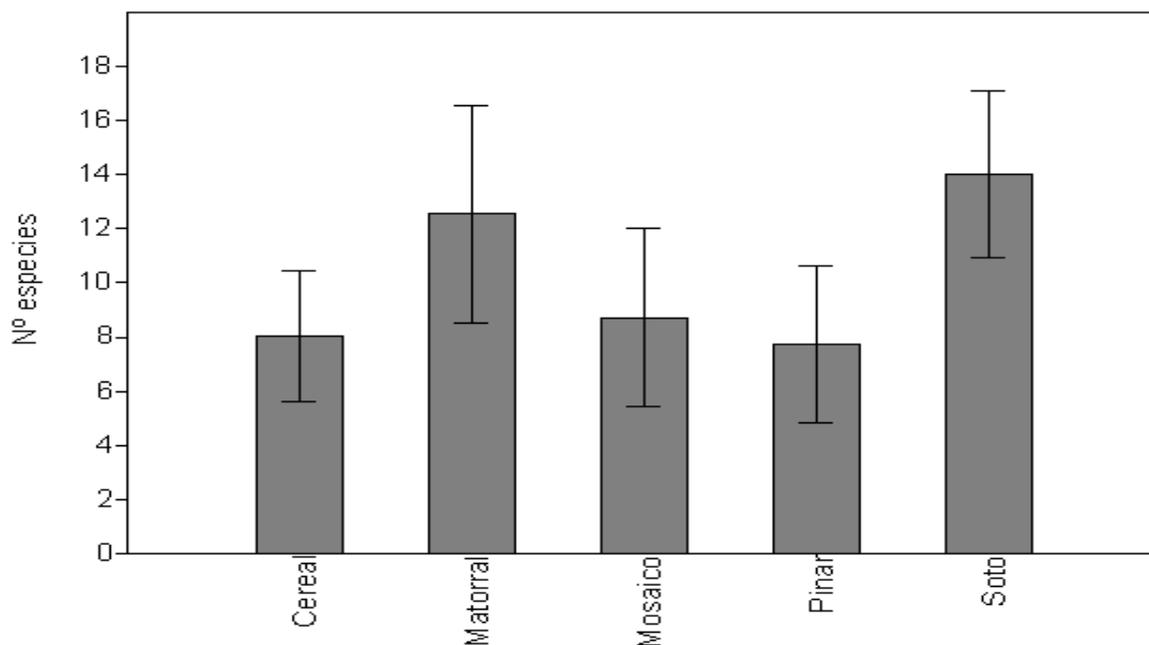
Aves diurnas; periodo estival

Se han detectado diferencias significativas entre los diferentes hábitats, siendo mayor el índice de abundancia estival en el matorral y el soto y menor en el cereal y el pinar ($\text{Chi}^2= 19,47$, $p <0,05$; gráfica3).



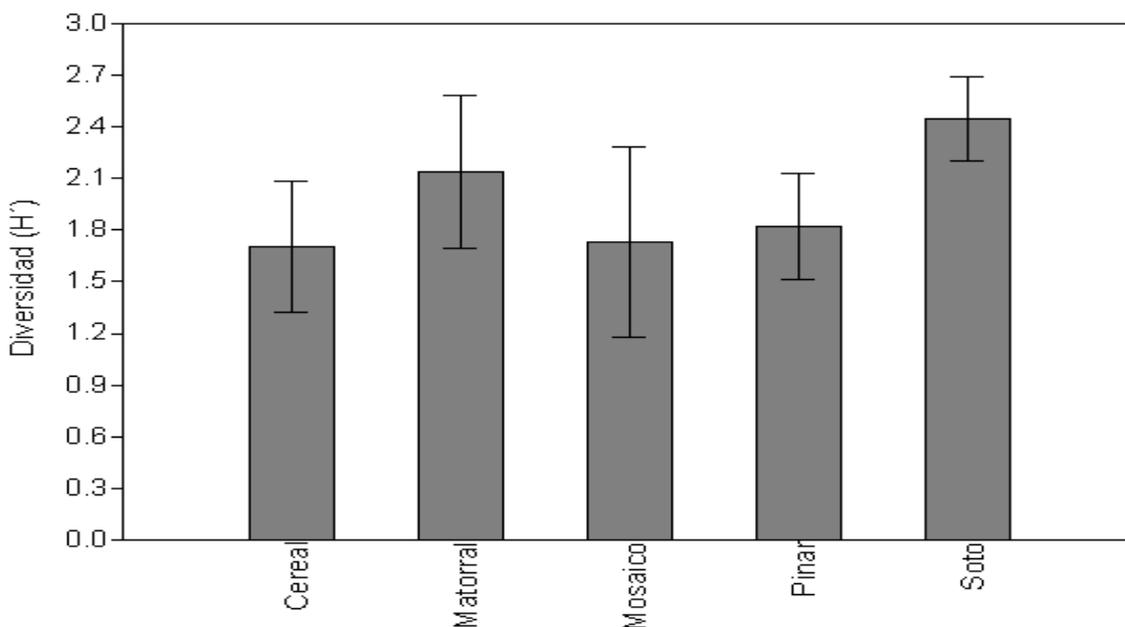
Gráfica 3. Relación del nº de individuos en periodo estival en función del hábitat.

Se han detectado diferencias significativas entre los diferentes hábitats, siendo mayor la riqueza específica (S) estival en el matorral y el soto y menor en el cereal y el pinar ($\text{Chi}^2=35,71$, $p <0,05$; gráfica 4).



Gráfica 4. Relación del nº de especies en periodo estival en función del hábitat.

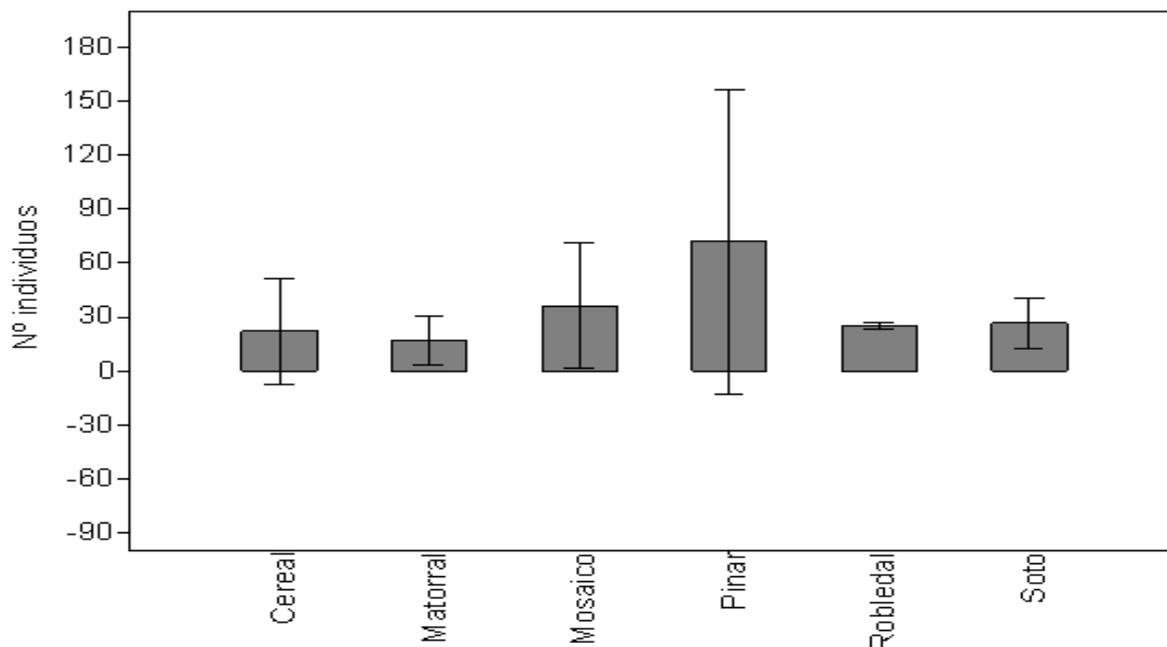
Se han detectado diferencias significativas entre los diferentes hábitats, siendo mayor la diversidad (H') estival en el matorral y el soto y menor en el cereal y el pinar ($\chi^2 = 41,18$, $p < 0,05$; gráfica 5).



Gráfica 5. Relación de la diversidad en periodo estival en función del hábitat.

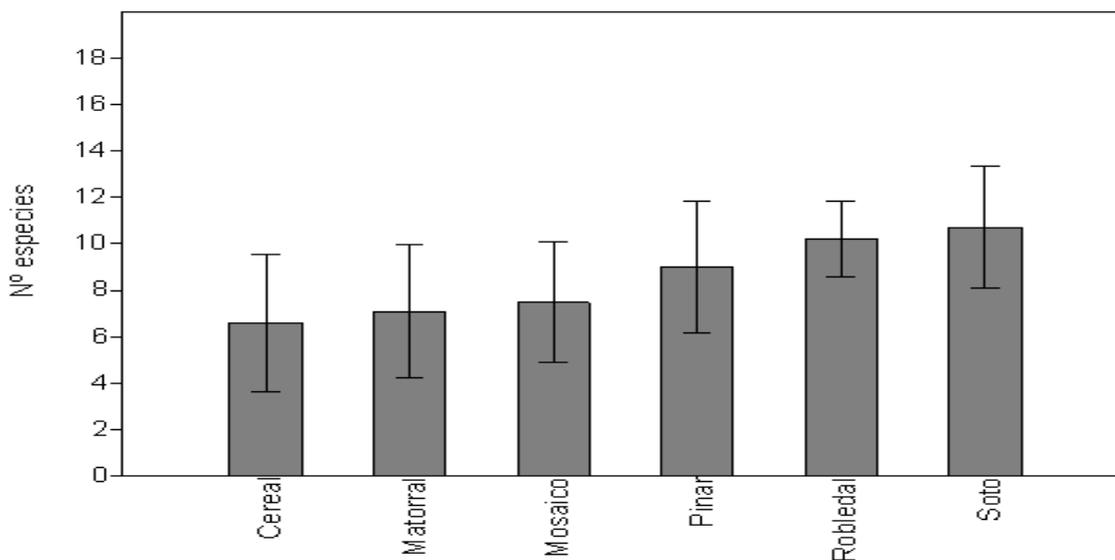
Aves diurnas; periodo invernral

No se han detectado diferencias significativas entre los diferentes hábitats, pero se observa una tendencia más favorable del índice de abundancia hacia las masas forestales de pinar ($\text{Chi}^2=8,62$, $p >0,05$; gráfica 6).



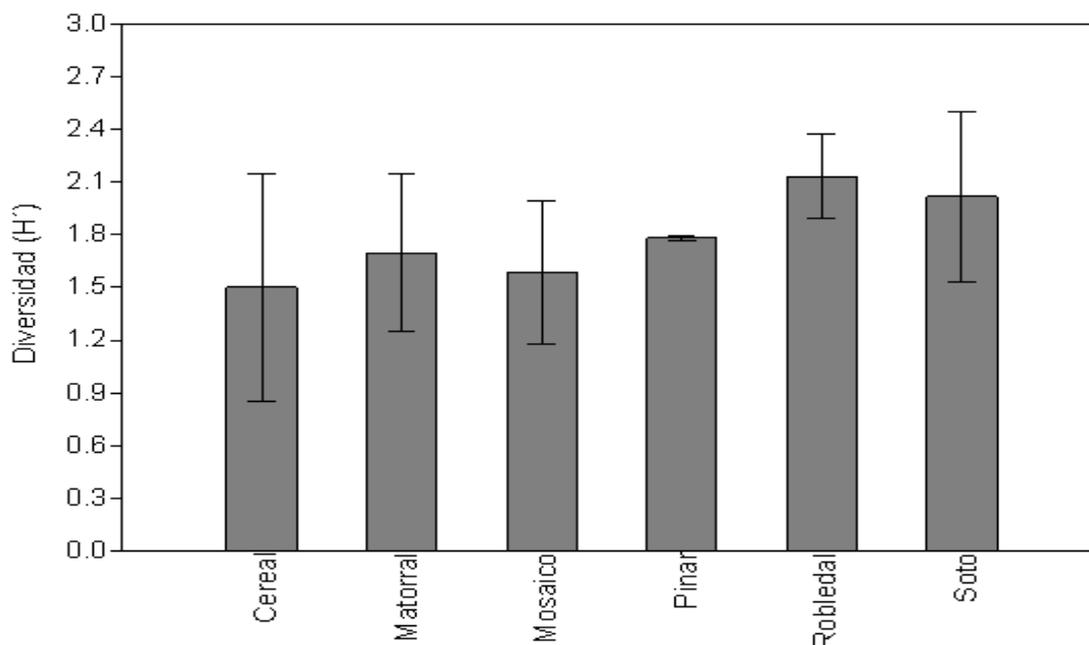
Gráfica 6. Relación del nº de individuos en periodo invernral en función del hábitat.

Se han detectado diferencias significativas entre los diferentes hábitats, siendo mayor la riqueza específica (S) estival en el robledal y el soto y menor en el cereal y el matorral ($\text{Chi}^2=14,12$, $p <0,05$; gráfica 7).



Gráfica 7. Relación del nº de especies en periodo invernral en función del hábitat.

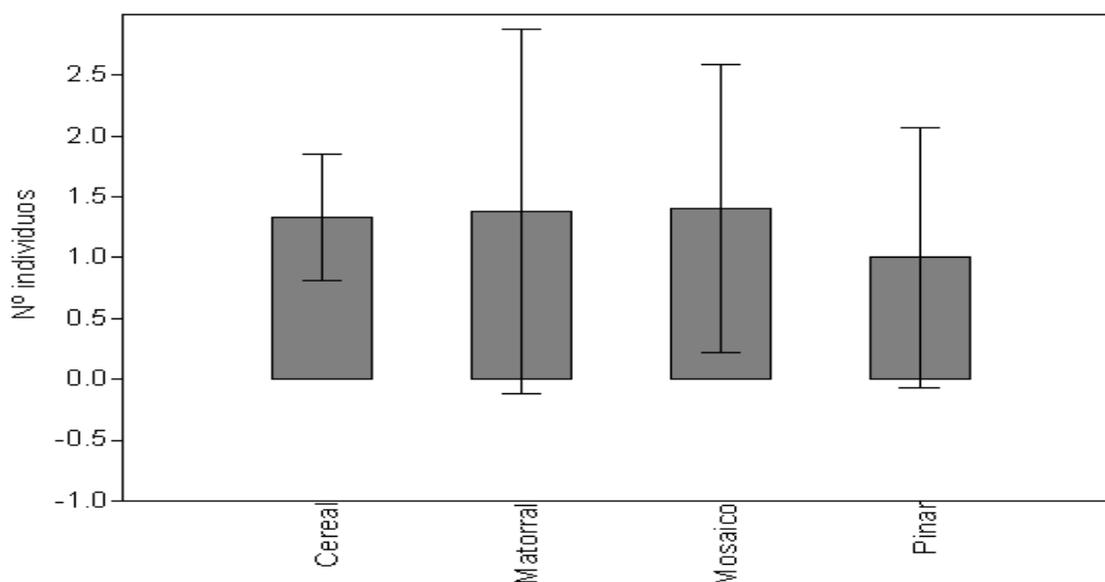
No se han detectado diferencias significativas entre los diferentes hábitats, pero se observa una tendencia más favorable de la diversidad hacia las masas arboladas de robles y soto ($\chi^2 = 8,64$, $p > 0,05$; gráfica 8).



Gráfica 8. Relación de la diversidad en periodo invernal en función del hábitat.

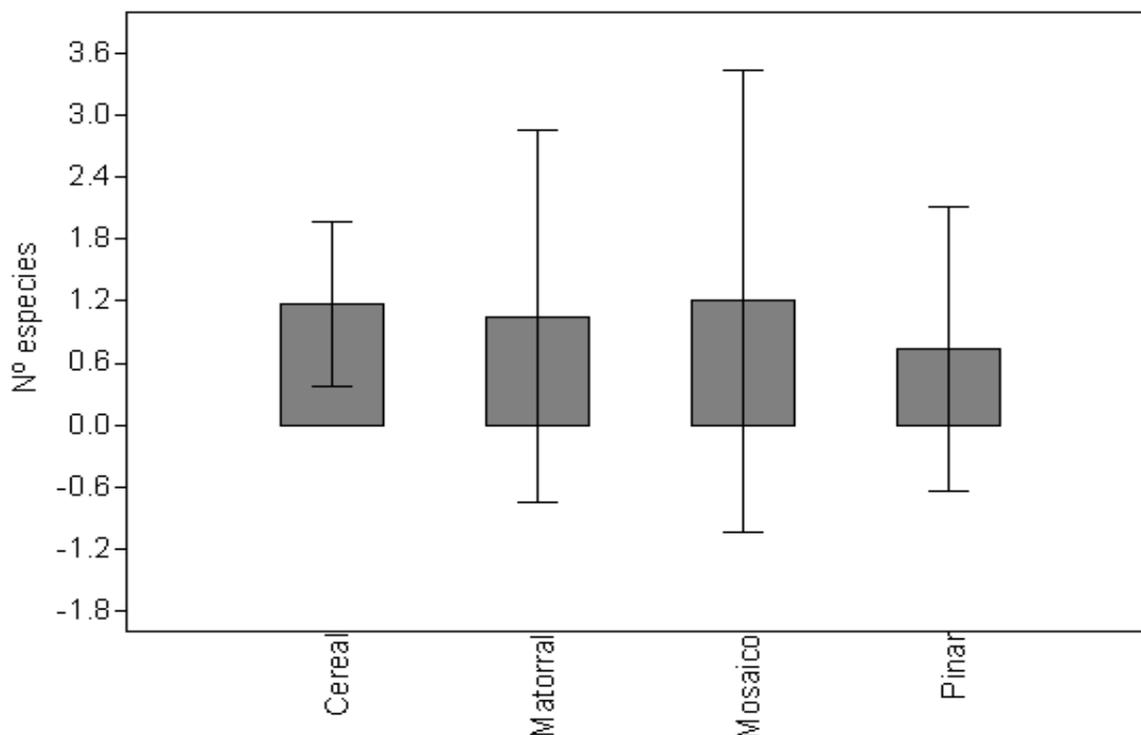
Aves nocturnas

No se han detectado diferencias significativas entre los diferentes hábitats, siendo el índice de abundancia muy parecido en todos los ambientes ($\chi^2 = 1,25$, $p > 0,05$; gráfica 9).



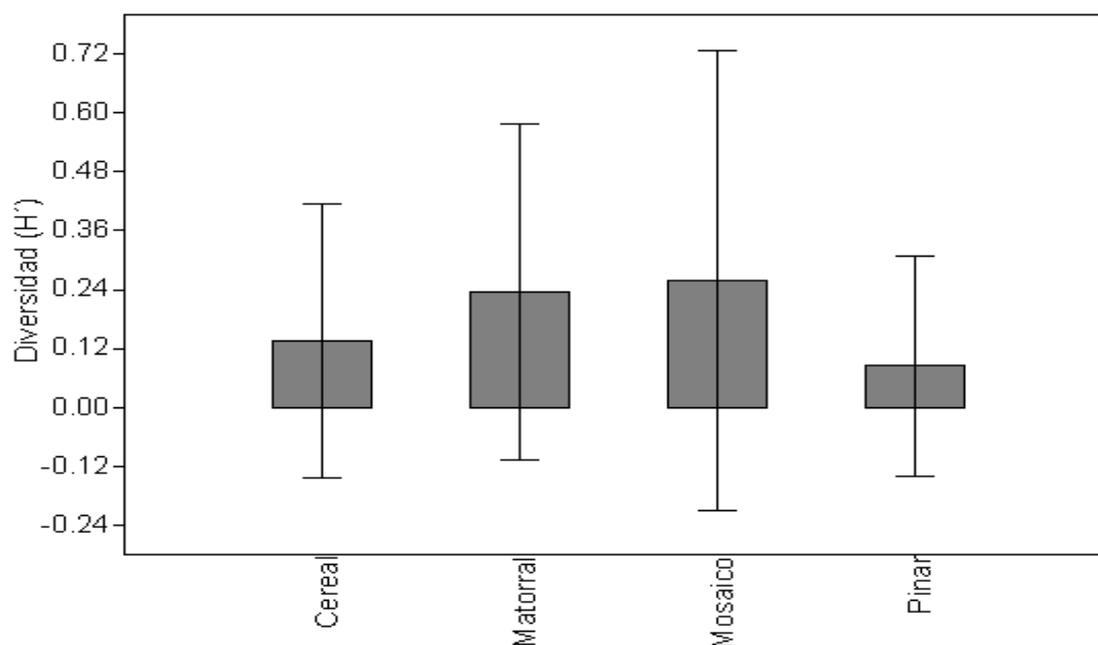
Gráfica 9. Relación del nº de individuos nocturnos en función del hábitat

No se han detectado diferencias significativas entre los diferentes hábitats, siendo la riqueza específica muy parecida en todos los ambientes ($\text{Chi}^2 = 1,82$, $p > 0,05$; gráfica 10).



Gráfica 10. Relación del nº de especies nocturnas en función del hábitat.

No se han detectado diferencias significativas entre los diferentes hábitats, pero se observa una tendencia más favorable de la diversidad hacia los ambientes más heterogéneos (matorral y mosaico) ($\text{Chi}^2 = 1,74$, $p > 0,05$; gráfica 11).



Gráfica 11. Relación de la diversidad nocturna en función del hábitat.

Selección del hábitat de las diferentes especies

En la **tabla 4** se muestra la selección de las especies sobre el uso de los diferentes hábitats presentes en el área de estudio (ver anexo 1).

La clasificación de los hábitats en función del número y el porcentaje de especies que los han seleccionado positivamente, es la siguiente: Viales, 97 especies (93,27%); Matorral, 92 especies (88,46%); Huerta, 59 especies (56,73%); Aguas, 36 especies (34,62%); Forestal, 27 especies (25,96%); Leñosos, 4 especies (3,85%); Humanizado, 1 especie (0,96%) y Tierra arable, ninguna especie (0%).

La clasificación de los hábitats en función del número y el porcentaje de especies que los han seleccionado negativamente, es la siguiente: Humanizado, 97 especies (93,27%); Tierra arable, 68 especies (65,38%); Forestal, 54 especies (51,92%); Leñosos, 48 especies (46,15%); Aguas, 44 especies (42,31%); Huerta, 38 especies (36,54%); Matorral, 2 especies (1,92%) y Viales, 2 especies (1,92%).

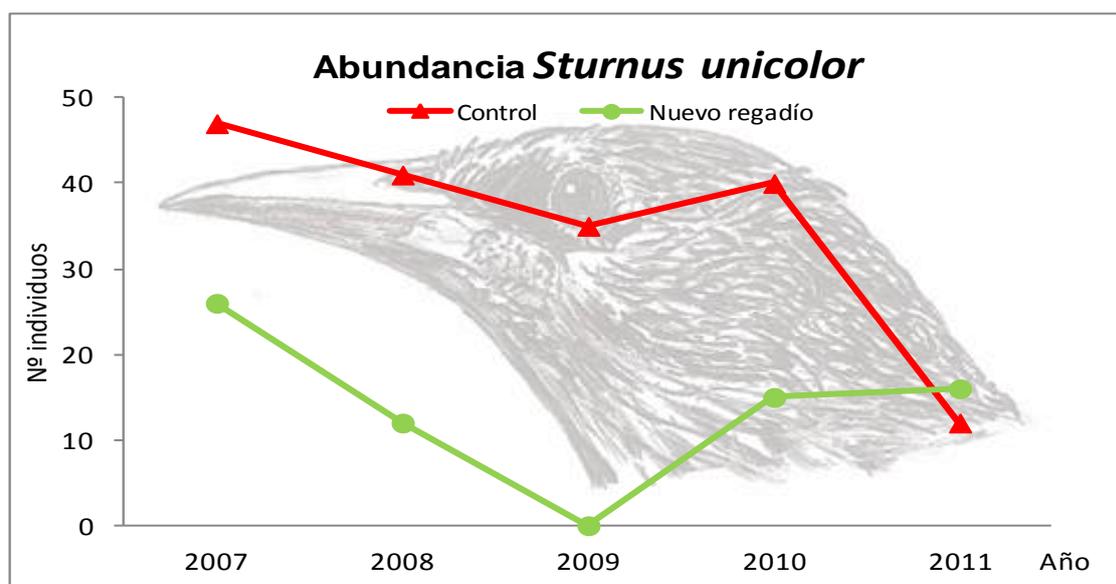


3.2.2 Artificial (instauración de nuevos regadíos)

3.2.2.1 Variación de la composición general.

No existen diferencias significativas entre la abundancia en la zona control y la zona de nuevos regadíos antes de la instauración de estos salvo para el estornino negro (*Sturnus unicolor*):

	2007- 08			2010 -11		
<i>S. unicolor</i>	Z 1,972613	p 0,048540	n 40	Z 0,423390	p 0,672011	n 40

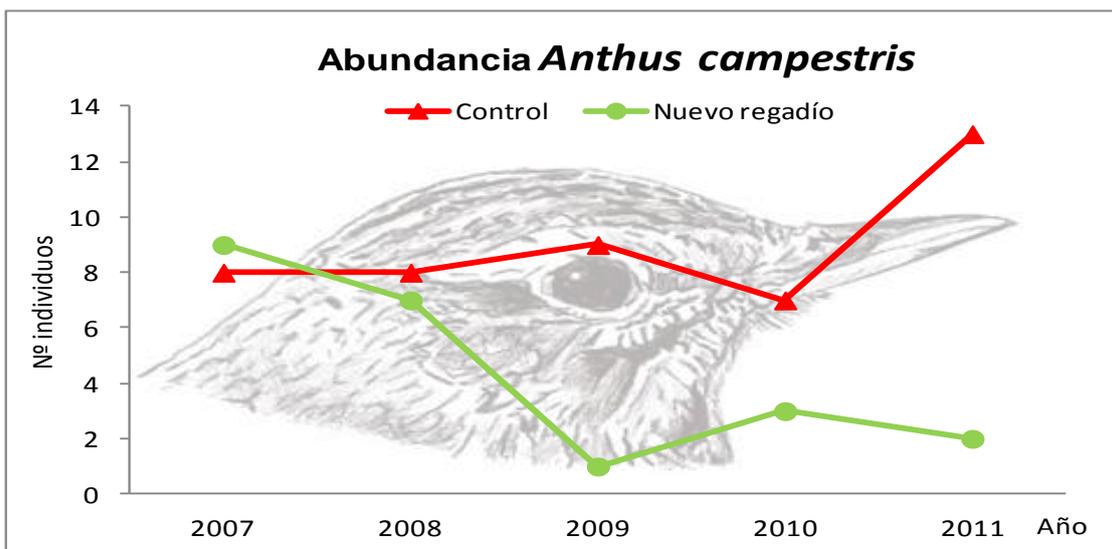


Gráfica 12. Tendencia poblacional de estornino negro durante los años de estudio.

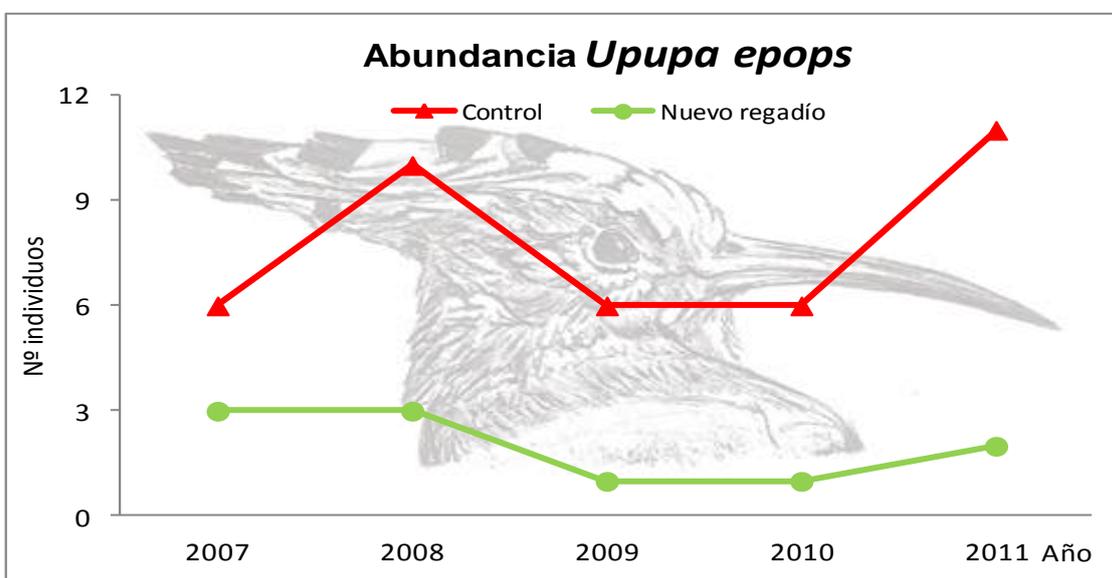
No existen diferencias significativas entre la abundancia en la zona control y la zona de nuevos regadíos durante la instauración de estos para ninguna de las especies detectadas.

Existen diferencias significativas entre la abundancia en la zona control y la zona de nuevos regadíos tras la instauración de estos para las siguientes especies:

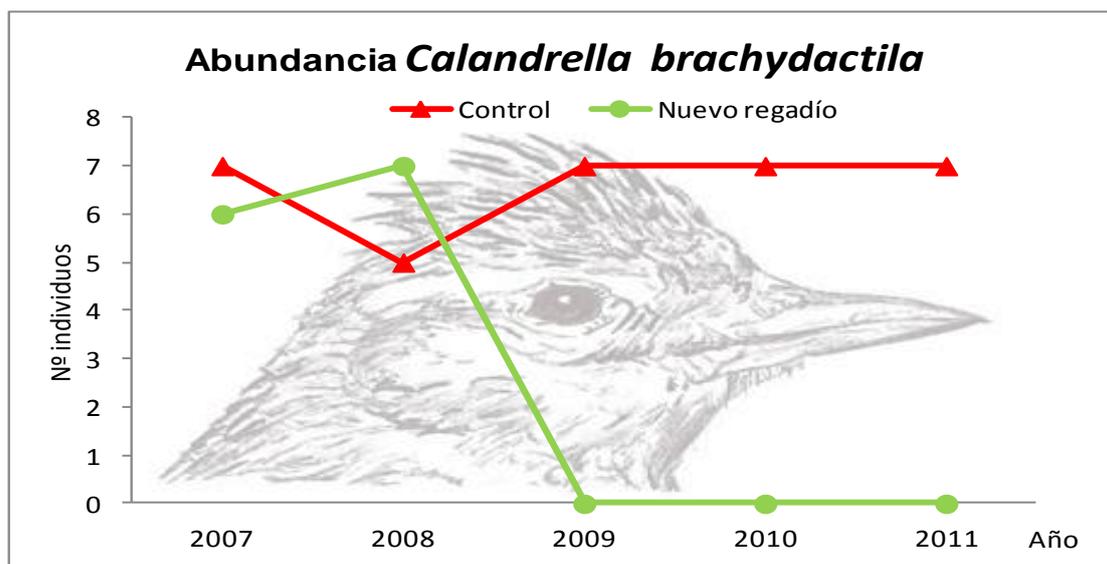
	2007- 08			2010 -11		
<i>A. campestris</i>	Z -0,115	p 0,908	n 40	Z 2,646	p 0,008	n 40
<i>U. epops</i>	Z 1,597	p 0,110	n 40	Z 2,449	p 0,014	n 40
<i>C. brachydactyla</i>	Z -0,048	p 0,962	n 40	Z 2,117	p 0,034	n 40
<i>O. hispanica</i>	Z 0,269	p 0,788	n 40	Z 1,925	p 0,054	n 40
<i>L. megarhynchos</i>	Z 0,635	p 0,525	n 40	Z 1,814	p 0,070	n 40
<i>E. calandra</i>	Z 1,424	p 0,154	n 40	Z 1,708	p 0,088	n 40



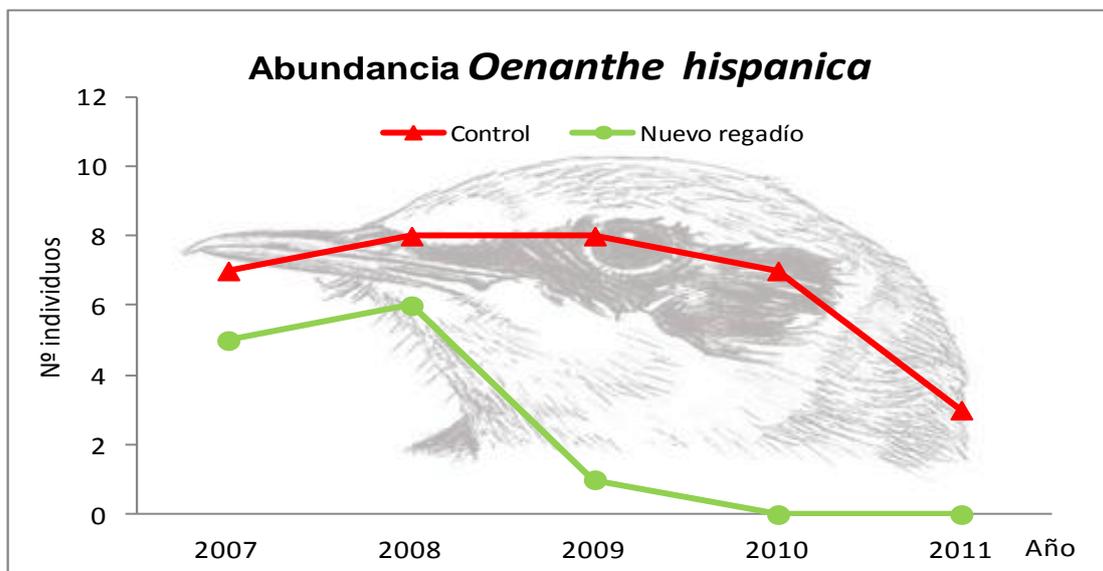
Gráfica 13. Tendencia poblacional de bisbita campestre durante los años de estudio.



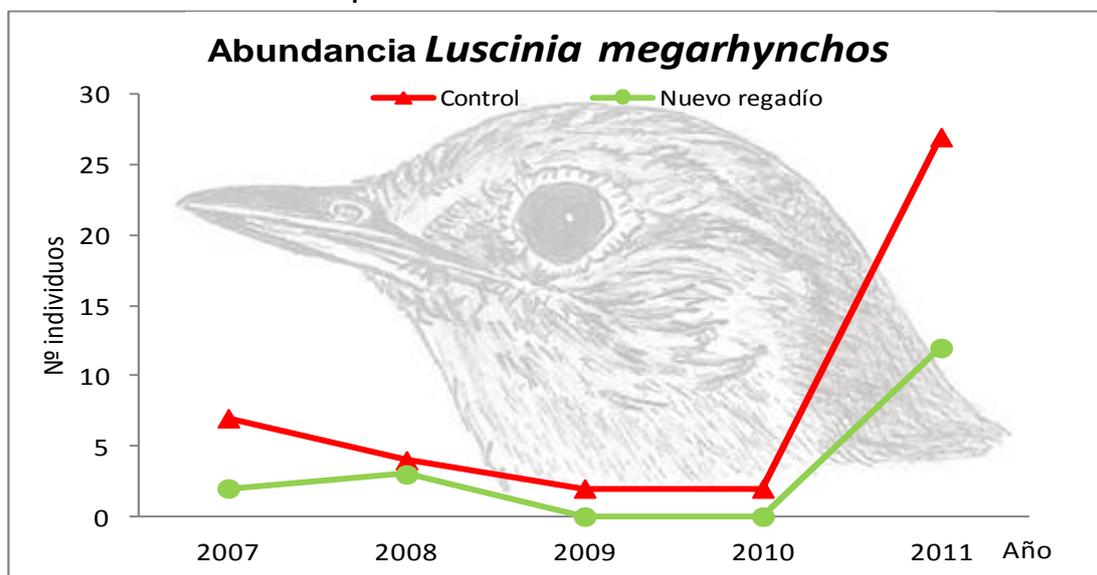
Gráfica 14. Tendencia poblacional de abubilla durante los años de estudio.



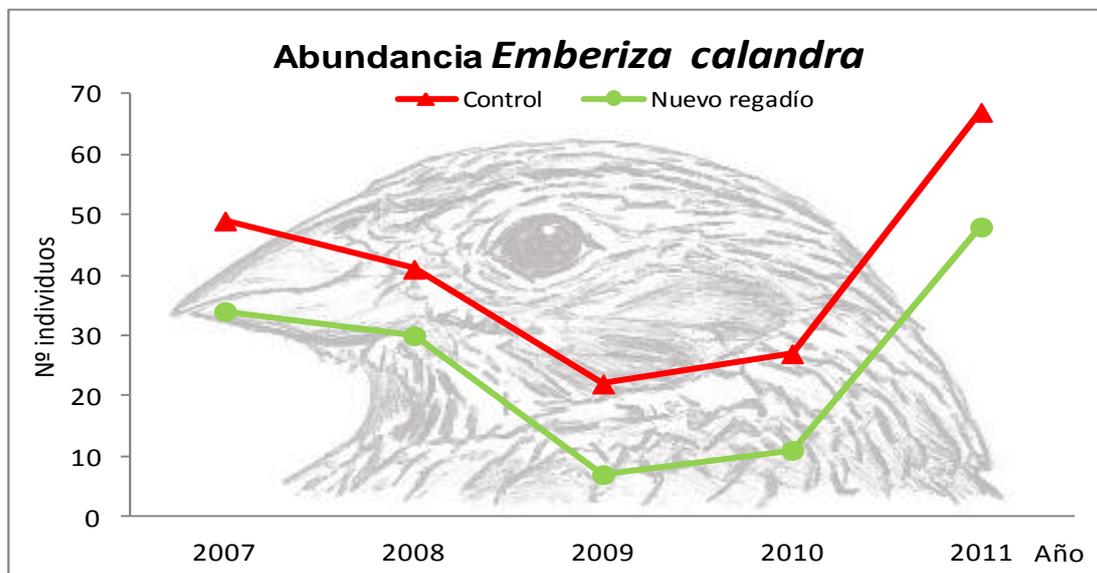
Gráfica 15. Tendencia poblacional de terrera común durante los años de estudio.



Gráfica 16. Tendencia poblacional de collalba rubia durante los años de estudio.



Gráfica 17. Tendencia poblacional de ruiseñor común durante los años de estudio.



Gráfica 18. Tendencia poblacional de escribano triguero durante los años de estudio.

3.2.2.2 Información general de las tendencias poblacionales.

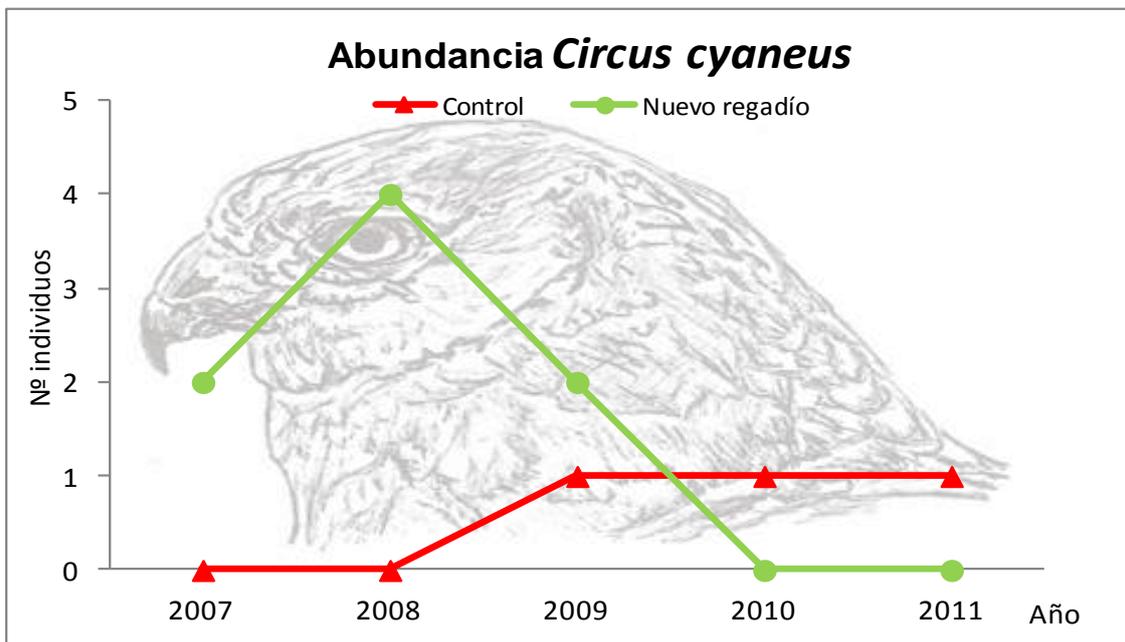
En la **tabla 5** (ver anexo1) se expone la tendencia poblacional de las diferentes especies de la zona de estudio en periodo estival o reproductor, diferenciando entre la zona control (agrosistema de secano) y en la zona de nuevo regadío.

Para la zona control las tendencias poblacionales se resumen de la siguiente manera: 11 especies (18,97%) con un brusco descenso de la población (flecha roja hacia abajo); 9 especies (15,52%) con un descenso moderado de la población (flecha naranja hacia abajo); 19 especies (32,76%) con una población estable (flecha naranja horizontal); 14 especies (24,14%) con un aumento moderado de la población (flecha naranja hacia arriba y 5 especies (8,62%) con un aumento brusco de la población (flecha roja hacia arriba).

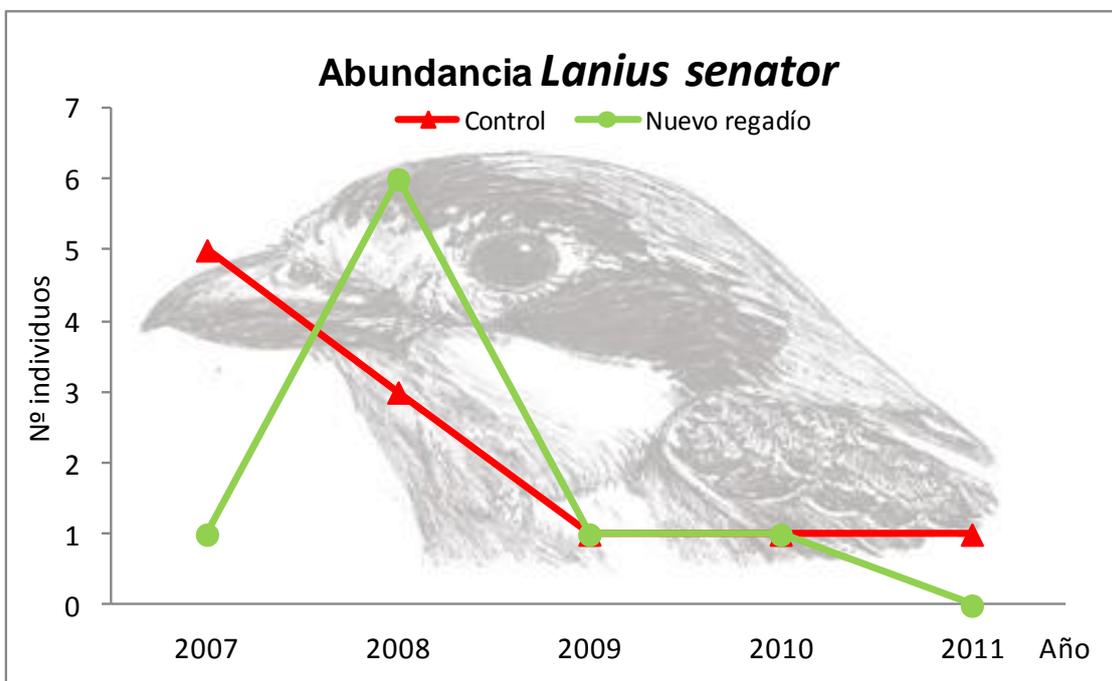
Para la zona de nuevo regadío las tendencias poblacionales se resumen de la siguiente manera: 10 especies (17,24%) con un brusco descenso de la población (flecha roja hacia abajo); 12 especies (20,79%) con un descenso moderado de la población (flecha naranja hacia abajo); 17 especies (29,31%) con una población estable (flecha naranja horizontal); 13 especies (22,41%) con un aumento moderado de la población (flecha naranja hacia arriba y 6 especies (10,34%) con un aumento brusco de la población (flecha roja hacia arriba).

3.2.2.3 Variación en el tiempo de las especies más representativas de los agrosistemas.

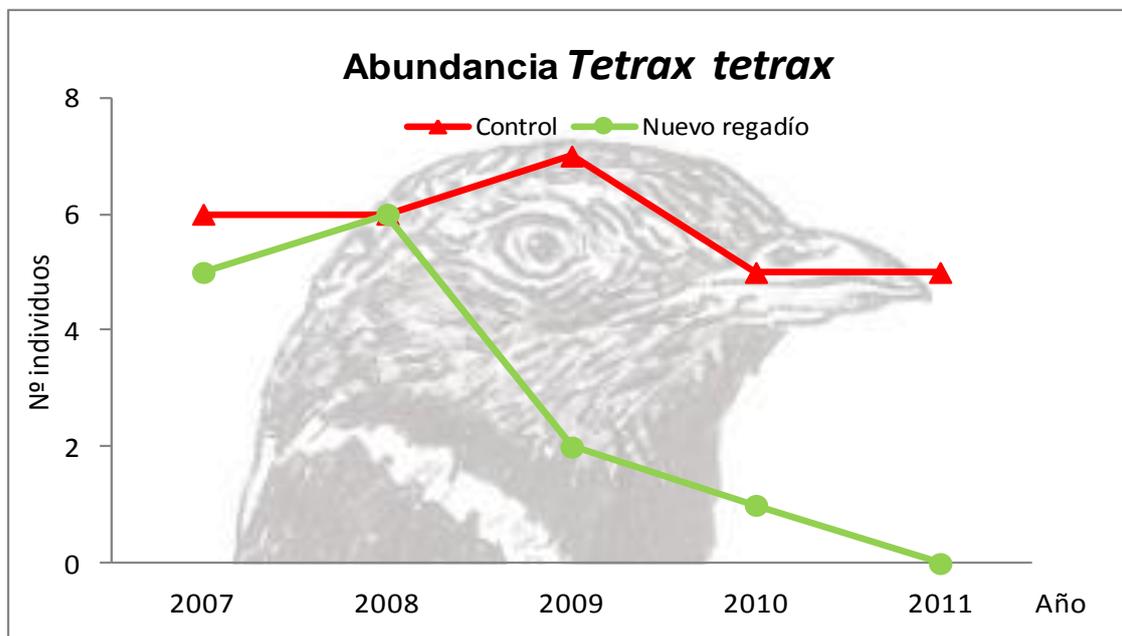
Además de las gráficas mostradas anteriormente de las especies que han sufrido una variación poblacional significativa o casi significativa debido a modificaciones antrópicas del medio, creemos oportuno añadir en este apartado del trabajo a aquellas especies ligadas fuertemente a los agrosistemas extensivos de secano que, aunque estadísticamente no presentan datos significativos, si han visto modificada de manera notoria su abundancia tras la instauración de los nuevos regadíos



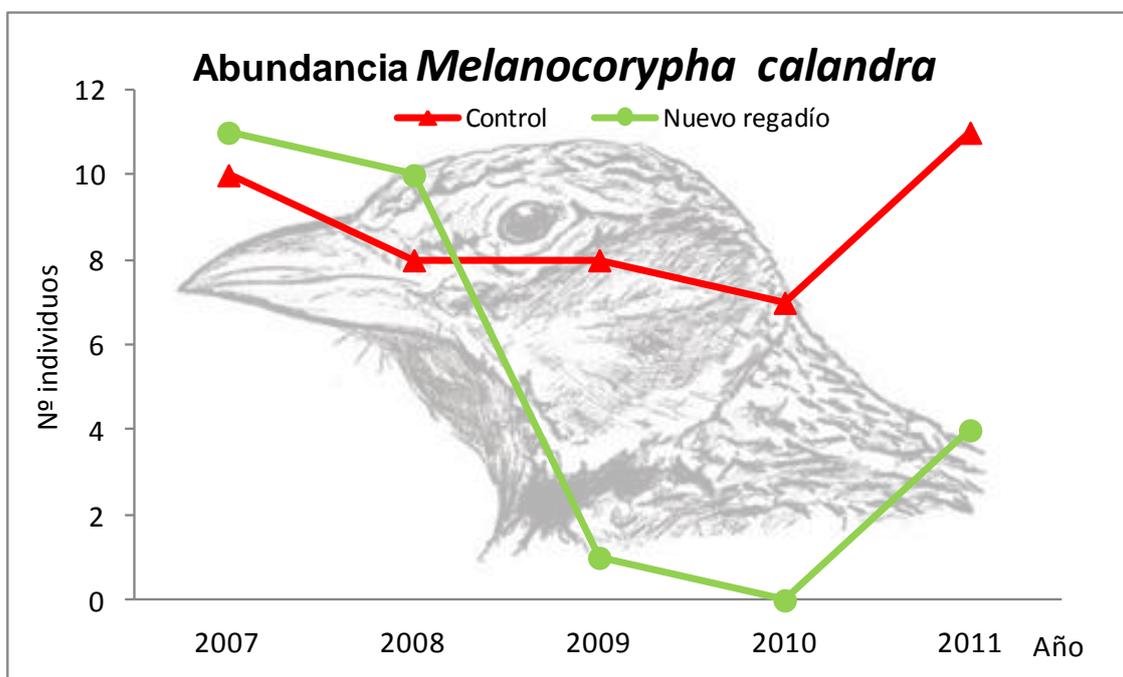
Gráfica 19. Tendencia poblacional de aguilucho pálido durante los años de estudio



Gráfica 20. Tendencia poblacional de alcaudón común durante los años de estudio.



Gráfica 21. Tendencia poblacional de sisón común durante los años de estudio.



Gráfica 22. Tendencia poblacional de calandria común durante los años de estudio.

4. DISCUSIÓN

Composición

Este trabajo muestra la compleja estructura de la comunidad de aves que representa la zona de estudio, con una gran riqueza específica y con una gran variedad de modelos de distribución así como de abundancia de las diferentes especies localizadas, característico del piso bioclimático en el que se encuentra (SEO/BirdLife, 2004; SEO/BirdLife, 2012c).

Las especies que dominan la zona de estudio son en general propias de áreas despejadas o de medios ecotónicos (Gainzarain, 1996). La presencia de aves forestales comienza a ser notoria, en semejanza con lo que ocurre en los medios agrícolas con paisaje en mosaico del centro y norte de Europa (Moller, 1983; O'Connor and Shrub, 1986) o de sectores más húmedos de la península Ibérica (Carrascal and Telleria, 1988).

En el transcurso de la realización del estudio, no se han encontrado especies fuera de su rango biogeográfico, ni especies catalogadas o citadas como "rareza" en la lista de las aves de España (SEO/BirdLife, 2012d).

Se observa una gran diferencia entre la ornitocenosis invernante y la reproductora (sólo *Carduelis cannabina* aparece entre las especies más abundantes en ambas), lo que indica una elevada estacionalidad de la comunidad. El dominio corresponde en primavera a tres especies de aves granívoras propias de espacios abiertos, seguidas por dos insectívoros que ocupan zonas de matorral. Mientras que durante la temporada invernal el predominio numérico corresponde a especies fuertemente gregarias y de dieta eminentemente fitófaga, lo que se corresponde con lo observado en otros sistemas agrícolas, que mantienen durante esta época elevadas densidades de aves de dieta granívora y frugívora (Gainzarain, 1996).

La única especie diurna que aparece citada dentro de las 5 especies más abundantes y más ampliamente distribuidas en el área de estudio, tanto para el periodo estival como para el periodo invernal es el pardillo común (*Carduelis cannabina*), fringílido de distribución típicamente europea, que ocupa las zonas climáticas continentales esteparias, mediterráneas y eurosiberianas templadas y septentrionales. Rehúye de las superficies de arbolado denso, y ocupa preferentemente las áreas arbustivas. En ambientes

antropógenos (como es nuestro caso) se reparte bien por eriales, barbechos, viñas, plantaciones y viveros, pero evita el contacto directo con núcleos urbanos y regadíos (Borrás and Senar, 2003).

En el caso de las aves nocturnas, la especie que muestra una mayor distribución y abundancia en la zona de estudio es el autillo europeo (*Otus scops*), rapaz nocturna de pequeño tamaño, ampliamente distribuida por toda la península ibérica. Evita los bosques densos, aunque selecciona zonas boscosas tales como alcornocales, dehesas, cultivos de frutales o pinares y robledales abiertos, y alcanza las máximas densidades en zonas agrícolas con setos y árboles intercalados, en los sotos, en áreas de matorral mediterráneo y en parques de pueblos y ciudades (SEO/BirdLife, 1999) presentes estos últimos en nuestra zona de estudio.

Las especies de aves estivales con una mayor abundancia y distribución, coinciden con otros trabajos análogos en los cuales también se presentan como especies dominantes la cogujada común (*Galerida cristata*) (De Juana and García, 2005; Peiró, 1996), la perdiz roja (*Alectoris rufa*) (Peiró, 1996), el escribano triguero (*Emberiza calandra*) (Delgado and Moreira, 2000; Gainzarain, 1996; De Juana and García, 2005) y el pardillo común (*Carduelis cannabina*) (Gainzarain, 1996). En áreas más lejanas y con menos parentesco, existen diferencias en cuanto a la predominancia de especies, siendo la paloma bravía (*Columba livia*) y el gorrión moruno (*Passer hispanoliensis*) las más abundantes para la isla de Tenerife (Carrascal and Palomino, 2005) o el gorrión molinero (*Passer montanus*), el estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) y la alondra común (*Alauda arvensis*) para los campos de cultivo del este de Europa o la paloma torcaz (*Columba palumbus*) y la alondra común (*Alauda arvensis*) en las islas británicas (András and Batáry, 2011).

Para el caso de las especies de aves invernantes más abundantes y con mayor distribución, también existen trabajos similares que coinciden con nuestro estudio, que muestran a la alondra común (*Alauda arvensis*) (Delgado and Moreira, 2000; Gainzarain, 1996; Tellería and Santos, 1985), estornino pinto (*Sturnus vulgaris*), pardillo común (*Carduelis cannabina*) y pinzón vulgar (*Fringilla coelebs*) (Gainzarain, 1996; Tellería and Santos, 1985). Sin embargo, otras especies habitualmente identificadas como predominantes en las comunidades de aves invernantes de los agrosistemas, como son la avefría

europaea (*Vanellus vanellus*), el chorlito dorado europeo (*Pluvialis apricaria*) o la bisbita pratense (*Anthus pratensis*) (Delgado and Moreira, 2000), han estado escasamente representadas en nuestro trabajo.

Las especies de aves nocturnas que han predominado en la zona de estudio, propias de los terrenos agrícolas, han sido: autillo europeo (*Otus scops*), mochuelo común (*Athene noctua*) y lechuza común (*Tyto alba*) (SEO/BirdLife, 1999).

Variación espacio-temporal natural

En periodo estival, la mayor riqueza específica se localiza en los medios menos intervenidos (soto y matorral), resulta explicable por la mayor adaptación de la avifauna en general a ocupar los hábitats naturales frente a medios “artificiales” como son los cultivos, intensamente manejados y orientados hacia la producción masiva y puntual de recursos muy concretos. Los campos de cultivo constituyen un medio de una acentuada simplicidad estructural, lo que sin duda también contribuye a explicar su pobreza en especies de aves, al menos durante la época de reproducción (Gainzarain, 1996). Sin embargo resulta especialmente notable la deserción por parte de las aves de los matorrales, que de albergar a una rica comunidad estival, pasan en invierno a reducir dicha riqueza (Gainzarain, 1996).

Respecto al periodo invernal, cabe decir que una de las características ecológicas más singulares de los pisos termo y mesomediterráneo es su gran capacidad de acogida de aves en este periodo anual, debido a que las lluvias otoño-invernales y las suaves temperaturas desencadenan una relativa productividad primaria y secundaria tras la pausa estival (Dicastri et al, 1981). A esto se le une la aparición de una serie de recursos tróficos inéditos en otras épocas del año, en especial la fructificación de numerosas especies de árboles y arbustos (entre otros, la encina y el olivo), que son aprovechados por una variable cohorte de especies invernantes que en determinados hábitats alcanzan grandes abundancias (Jordano, 1985).

Además, durante este periodo, los resultados reflejan la importancia de la presencia de los bosques más atemperados de los pisos Meso y Termomediterráneo, los matorrales, los olivares e incluso los cultivos, relevantes en el mantenimiento de la avifauna invernante (Telleria, 1992). La

presencia de pequeños fragmentos de hábitat forestal resulta muy interesante para mantener una cierta diversidad en los paisajes muy humanizados (Bennet et al, 2004; Duelli and Obrist, 2003) y muchas especies características de medios arbolados pueden encontrar recursos en ellos sólo con la implementación de adecuadas modificaciones en el diseño y el manejo de las plantaciones (Lindenmayer and Hobbs, 2004).

Por otro lado, las arboledas en márgenes de ríos (sotos), o los setos en las márgenes de arroyos, constituyen las únicas zonas con árboles y arbustos desarrollados en un paisaje dominado por cultivos. Estos medios sirven de refugio para descansar o dormir a numerosas especies que buscan el alimento en las áreas agrícolas próximas (p.e., *Emberiza calandra*, *Carduelis carduelis*, *Fringilla coelebs*) o constituyen islas en las que se concentran especies que manifiestan marcadas preferencias de hábitat por formaciones arboladas (p. e., *Erithacus rubecula*, *Parus major*, *Troglodytes troglodytes*, *Sylvia atricapilla*). Estos hechos, relacionados con la diversificación y aumento de la oferta trófica, el empleo de los entornos de ríos y arroyos como lugares de descanso o refugio y la concentración de aves en estos medios isla, podrían explicar el papel importante que desempeña el agua determinando la abundancia de aves, y ponen de manifiesto el gran papel que tienen ríos, arroyos, y zonas encharcadas en la conservación de la avifauna invernante en esta región (Carrascal et al, 2002).

A la luz de los resultados obtenidos, no se pueden establecer preferencias de hábitat para las especies nocturnas, aunque el índice de diversidad (H') muestra una tendencia más positiva sobre ambientes más heterogéneos como el matorral o el mosaico de cultivos (SEO/BirdLife, 1999). Esto puede ser debido al pequeño tamaño muestral que ofrecen las mismas en comparación a la de las aves diurnas que cuentan con una riqueza específica y unos niveles puntuales de abundancia mayores.

Los resultados obtenidos a partir de nuestro modelo de selección de hábitat de las diferentes especies aporta una comparación importante entre los hábitats naturales, que tienen un porcentaje más elevado de uso positivo por parte de las especies (a excepción del hábitat “huerta”) y los hábitats más artificiales, quedando demostrado el uso negativo de la mayoría de las especies (65,4 “tierra arable” y 93,2% “humanizado”) sobre estos hábitats con

cambios de uso del suelo que prevalecen en el tiempo (Gainzarain, 1996). Para el caso del hábitat denominado “viales”, se obtiene un porcentaje muy elevado de selección positiva, posiblemente debido a que la metodología de censo se realiza habitualmente desde este tipo de infraestructuras y por lo tanto el porcentaje de hábitat usado aparece en todos los puntos de la muestra, además suele estar localizado en márgenes de distintos ecosistemas, lo cual propicia un mayor tránsito de especies.

Este tipo de análisis, en el cual se quiere hacer una aproximación de un modelo de presencia de especie en relación a un hábitat predefinido, puede ofrecer una herramienta muy útil a la hora de predecir la respuesta de diversas especies a un cambio de uso del suelo (Vallecillo et al, 2007) y para el impacto potencial de otros cambios paisajísticos.

Variación espacio-temporal artificial

Mientras que durante los dos primeros años de estudio, anteriores a la instauración del nuevo regadío y el año central del mismo en el cual se empezaron las obras y la mecanización de parte de las tierras de cultivo, no se detectaron diferencias significativas mediante el análisis de datos en la abundancia de las especies detectadas, a excepción del estornino negro (*S. unicolor*), fue una vez puesta en marcha este nuevo modelo de explotación del territorio y por lo tanto un repentino cambio uso del suelo de la zona de estudio, cuando aparecen las diferencias significativas para seis especies diferentes de aves: bisbita campestre (*A.campestris*), Abubilla (*U.epops*), terrera común (*C.brachydactyla*), collalba rubia (*O.hispanica*), ruiseñor común (*L.megarhynchos*) y escribano triguero (*E.calandra*). Casi la totalidad de estas especies están fuertemente ligadas a agrosistemas de secano y junto con las especies mostradas en el apartado 3.2.2.3, demuestran la fuerte tendencia poblacional negativa en la zona de nuevo regadío en comparación con la zona control.

Respecto a la evolución de las tendencias poblacionales de las diferentes especies en la zona de estudio durante el periodo estival, podemos reseñar que a pesar de que los porcentajes de las categorías elegidas en las dos zonas diferenciadas sean muy parejas para todas ellas, en general se observa que las especies más afectadas en la zona control son aquellas con un

carácter más cosmopolita, especies comunes para casi todos los tipos de ecosistemas, mientras que las aquejadas en la zona de nuevo regadío son aquellas más ligadas a zonas agrícolas de secano tradicional (SEO/BirdLife, 2004).

Por último, respecto a las especies ligadas fuertemente a los agrosistemas extensivos de secano cuyas poblaciones más han descendido con la instauración del nuevo regadío, llegando incluso a desaparecer por completo, cabe mencionar que además de la gran transformación del paisaje y de la vegetación, es la pérdida de campos en barbecho y la rotación de cultivos típica de agrosistemas de secano en extensivo (pérdida y destrucción del hábitat de nidificación), lo que influye negativamente en las poblaciones de *Tetrax tetrax* (Delgado and Moreira, 1999; Moreira, 1999; Wolff et al, 2001), *Anthus campestris* (Grzybek et al, 2008), *Calandrella brachydactyla* (Delgado and Moreira, 1999), *Circus cyaneus* (Arroyo y García, 2007), *Melanocorypha calandra* (Moreira, 1999) y *Oenanthe hispanica* (Mestre et al, 1987).

5. CONCLUSIONES

Una vez analizada toda la información aportada en este estudio, así como los resultados obtenidos, podemos acabar citando un listado de conclusiones finales relacionadas con los objetivos marcados al principio del mismo:

5.1. El área de trabajo cuenta con una comunidad ornítica muy importante, con una gran diversidad específica, por lo que podría ser considerado como un hotspot a escala de la Península Ibérica.

5.2. Existe una notable variación a lo largo del año tanto en la composición de especies como en la distribución de las mismas en los distintos hábitats.

5.3. La mayor diversidad específica se encuentra asociada a los elementos singulares, como son las pequeñas manchas de matorral o la línea de soto ya que, en el ecotono de estas zonas, las especies propias de ambientes eurosiberianos se suman a las del agrosistema mediterráneo.

5.4. La instauración del regadío tiene un claro efecto negativo sobre algunas de las especies más representativas y amenazadas, hasta la práctica desaparición de varias en el área regada.

6. RECOMENDACIONES

- Seguir con la realización de la metodología de censo establecida durante el trabajo en la zona de estudio en años venideros, para poder comprobar la evolución de la comunidad de aves en su composición general así como en su distribución espacio-temporal.

-Considerar los resultados del presente trabajo a la hora de establecer medidas compensatorias, como por ejemplo el mantenimiento de pequeños parches de vegetación natural de regadíos en zonas bioclimáticas similares.

- Realizar un seguimiento más exhaustivo de aquellas especies de aves que han sufrido un mayor descenso poblacional debido al cambio de uso de suelo, con el objetivo de poder llegar a establecer medidas de gestión ambiental que ayuden a la recuperación de dichas poblaciones en el área de estudio así como en otras zonas o parajes con características similares.

7. AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Diego Villanúa toda la ayuda, apoyo y esfuerzo durante todo el periodo de elaboración de este trabajo, desde las salidas en el campo para la recogida de datos, el análisis estadístico, hasta la revisión continúa de los avances del mismo. También agradecer a Javier Lucientes la revisión y corrección del texto y por último a mi padre, Lorenzo Bintanel, por ofrecerse a decorar y aportar con sus dibujos un toque más estético al trabajo.

8. BIBLIOGRAFÍA

1. AEMET; Agencia Estatal de Meteorología. (2013). Gobierno de España; Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
2. Affre, J. (1976). Quelques réflexions sur les méthodes de dénombrement d'oiseaux une approche théorique du problème. *Alauda* 44 (4): 387-409.
3. Altieri, M.A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 74: 19-31.
4. András, B. and Batáry, P. (2011). The past and the future of farmlands in Hungary. *Bird Study*, 58 (3): 365-377.
5. Aproca (1998). La caza en la provincia de Ciudad Real. Ciudad Real.
6. Arroyo, B. and García, J. (2007). El aguilucho cenizo y el aguilucho pálido en España. Población en 2006 y metodología de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
7. Baessler, C. and Kloz, S. (2006). Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 115: 43-50.
8. Bennet, S.F., Hisnley, S.A., Bellamy, P.E., Swetnam, R.D. and Mac Nally, R. (2004). Do regional gradient in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods?. *Biological conservation* 119: 191-206.
9. Benton, T.G., Vickery, J.A. and Wildson, J.D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends Ecol. Evol.* 18: 182-188.
10. Bernabeu, R.L. (2000) Evaluación económica de la caza en Castilla-La Mancha, Ph.D. Thesis. Castilla-La Mancha University, Spain
11. Bezzel, E. (1985). Birdlife in intensively used rural and urban environments. *Ornis Fennica*, 62: 90-95.
12. Bignal, E.M. and McCracken, D.I. (1996). Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology*, 33: 413-424.
13. Birdlife international. (2000). European bird population estimates and trends. BirdLife Conservation Series N. 10.
14. Blondel, J. (1969). Méthodes de dénombrement des populations d'oiseaux. Probleme d'Ecologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres. Lamotle y Boulière ed. Masson y Cia, Paris.
15. Blondel, J.M. Ferry, C. and Frochot, B. (1970). La method des indeces ponctuels d'abundance (I.P.A.) or des relevés d'avifaune pa "stations d'ecoute". *Alauda*, 38: 55-71.

16. Boyazoglu, J. (1998). Livestock farming as a factor of environmental, social and economic stability with special reference to research. *Livestock. Production Science*, 57: 1-14.
17. Breckenridge, W.J. (1935). A bird census method. *Wilson Bull*, 47: 193-197.
18. Brotons, L., Manosa, S. and Estrada, J. (2004). Modelling the effects of irrigation schemes on the distribution of steppe birds in Mediterranean farmland. *Biodiversity and Conservation* 13: 1039-1058.
19. Buenestado, F.J., Ferreras, P., Blanco-Aguilar, J.A. and Villafuerte, R. (2009). Survival and causes of mortality among wild Red-legged Partridges *Alectoris rufa* in southern Spain: implications for conservation. *Ibis*, 151: 720-730.
20. Carrascal, L.M. and Telleria, J.L. (1988). Relación entre la estructura de la vegetación en los medios agrícolas del Norte de la Península Ibérica (País Vasco Atlántico). *Munibe*, 40:9-17.
21. Carrascal, L. M., Palomino, D. and Lobo, J. M. (2002). Patrones de preferencias de hábitat y de distribución y abundancia invernal de aves en el centro de España. Análisis y predicción del efecto de factores ecológicos. *Animal Biodiversity and Conservation*, 25(1): 7-40.
22. Carrascal, L. M. and Palomino, D. (2005). Preferencias de hábitat, densidad y diversidad de las comunidades de aves en Tenerife (Islas Canarias). *Animal Biodiversity and Conservation*, 28(2): 101–119.
23. Casas, F., Mougeot, F., Viñuela, J. and Bretagnolle, V. (2008). Effects of hunting on the behavior and spatial distribution of farmland birds: importance of hunting-free refuges in agricultural areas. *Animal Conservation*, 12(4): 346-354.
24. Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C. and Shrubbs, M. (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37: 771-788.
25. De Juana, E. (2004) Cambios en el estado de conservación de las aves de España, años 1954 a 2004. *Ardeola*, 51: 19-50.
26. Del Moral, J. C. (2009). El alimoche común en España. Población reproductora en 2008 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
27. Delgado, A. and Moreira, F. (1999). Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78: 65-76.
28. Delibes, M (1963). La caza de la perdiz roja. Ed. Lumen.
29. Diekötter, T., Billeter, R. and Crist, T.O. (2008). Effects of landscape connectivity on spatial distribution of insect diversity in agricultural mosaic landscapes. *Basic Appl Ecol*, 9: 298-307.
30. Donald, P.F., Green, R. E., and Heath, M. F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 268, pp. 2529.

31. Duelli, P. and Obrist, M.K. (2003). Regional biodiversity in an agricultural landscape: The contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology* 4: 129-138.
32. Fahrig, L. Baudry, J., Brotons, L.I., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M. and Martin, J.L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14: 101-112.
33. Fernández, R., Martín, A., Ortega, F. and Alés, E.E. (1992). Recent changes in landscape structure and function in a Mediterranean región of SW Spain (1950-1984). *Landscape Ecology*, 7: 3-18.
34. Fowler, J. and Cohen, L. (1999). *Estadística básica en ornitología*. SEO/BirdLife, 1999.
35. Gainzarain, J.A. (1996). Selección de hábitat de la avifauna en una comarca agrícola del Alto Valle del Ebro (Norte de España). *MUNIBE (Ciencias Naturales - Natur Zientziak)*, 48: 3-16.
36. García de la Morena, E. L, Bota, G., Ponjoan, A. and Morales, M. B. (2007). El sisón común en España. I Censo Nacional (2005). SEO/Birdlife, Madrid.
37. Gil-Tena, A., Torras, O. and Suara, S. (2008) Relationship between forest landscape and avian species richness in NE Spain. *Ardeola* 55(1), 27-40
38. Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W. and Balmford, A. (2005). Farming and the fate of wild nature. *Science* 307: 550-555.
39. Grzybek, J., Michalak, I., Oseiejuk, T.S. and Tryjanowski, P. (2008). Densities and habitat of the Tawny Pipit *Anthus campestris* in the Wielkolopska region (W Poland). *Acta Ornithologica*. 43(2): 221-225.
40. Hammer, O., Harper, D.A.T. and Ryan, P.D. (2001). Past: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 pp.
41. Herrero, J. and Snyder, R.L. (1997). Aridity and irrigation in Aragon, Spain. *Journal of Arid Environments* 35: 535-547.
42. Hossain, Z., Gurr, G.M., Wratten, S.D. and Raman, A. (2002). Habitat manipulation in lucerne *Medicago sativa*: arthropod population dynamics in harvested and "refuge" crop strips. *Journal of Applied Ecology*, 39: 445-454.
43. Järvinen, O. and Väisäne, R.A. (1975). Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. *Oikos*, 26: 316-322.
44. Jordano, P. (1985). El ciclo anual de los passeriformes frugívoros en el matorral mediterráneo del sur de España: importancia de su invernada y variaciones interanuales. *Ardeola* 32: 69-94.
45. Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B., and Siriwardena, G.M. (1999). The second silent spring? *Nature* 400, pp. 611-612.

46. Lachat, N., Aubry, S., Ferrari, N., Meia, J.S., Mermod, C. and Weber, J.M. (1993). Effectifs et activités du chat domestique (*Felis catus*) dans le Jura suisse. Z. Säugetierkunde, 58: 84-91.
47. Lack, P. (1992). Birds on Lowland Farms. London. HMSO.
48. Lindenmayer, D.B. and Hobbs, R.J. (2004). Fauna conservation in Australian plantation forests- A review. Biological Conservation 119: 151-168.
49. Lucio, A.J. (1998). Recuperación y gestión de la perdiz roja en España. Pp. 63-92, en La perdiz roja. FEDENCA, Madrid.
50. Marshall, E.J.P. and Moonen, A.C. (2002). Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment, 89(1-2): 5-21.
51. Martín, M., Escribano, M., Mesías, F.J., Rodríguez de Ledesma, A. and Pulido, F. (2001). Sistemas extensivos de producción animal. Arch. Zootec. 50: 465-489.
52. Massa, B., Lo Valvo, M. and Catalisano, A (1989). Bird communities on Mount Etna (Sicily, Italy). Bolletino di zoologia, 56:4, 349-356.
53. Meia, J. S., Aubry, S., Ferrari, N., Lachat, N., Mermod, C. and Weber, J.M. (1993). Observations nocturnes au phare dans le Jura bernois entre septembre 1988 et août 1991. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft in Bern, 50: 193-202.
54. Mestre, P., Peris, S., Santos, T., Suárez, F. and Soler, B. (1987). The decrease of the black-eared wheatear *Oenanthe hispanica* on the Iberian Peninsula. Bird Study, 34(3): 239-243.
55. Moller, A.P. (1983). Changes in Danish farmland habitats and their populations of breeding birds. Holarctic Ecology, 6: 95-100.
56. Moreira, F. (1999). Relationships between vegetation structure and breeding bird densities in fallow cereal steppes in Castro Verde, Portugal, Bird Study, 46(3):309-318.
57. O'Connor, R.J. and Shrubbs, M. (1986). Farming and birds. Cambridge University Press.
58. Peiró, V. (1996). La comunidad ornítica estival en un área degradada de maquia litoral en el este de la provincia de Alicante. Mediterránea. Serie de estudios biológicos: 45-53.
59. Peiró, V. and Blnac, C.P. (2011). Predicting the spring abundance distribution of red-legged partridge populations in agricultural regions using environmental models and application for game management. Folia Zoologica, 60(3): 203-2013.
60. Pescador, M and Peris, S.J. (1996). Selección del hábitat por la avutarda (*Otis tarda*) en campos agrícolas del centro-oeste de la Península Ibérica. Ecoiogfa, Nº 10, pp. 471-480.
61. Rands, M.R.W. (1986). The effect of nest site selection on nest predation in grey partridge *Perdix perdix* and red-legged partridge *Alectoris rufa*. Ornis Scandinavica 19: 35-40.
62. Ricci, J.C., Mathon, J.F., Garcia, A., Berger, F. and Esteve, J.P. (1990). Effect of habitat structure and nest selection on nest predation in red-legged partridges (*Alectoris rufa*) in french mediterranea farmlands. Gibier Faune Sauvage, 7: 321-253.

63. Robinson, R.A. and Sutherland, W.J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39: 157-076.
64. Rodríguez-Teijeiro, J.D., Sardà-Palomera, F., Alves, I., Bay, Y., Beça, A., Blanchy, B., Borgogne, B., Bourgeon, B., Colaço, P., Gleize, J., Guerreiro, A., Maghnouj, M., Rieutort, C., Roux, D., and Puigcerver, M., (2010). Monitoring and management of common quail *Coturnix coturnix* populations in their atlantic distribution area. *Ardeola* 57(especial), 2010, 135-144.
65. Ros, F., Alzaga, V., Torres, J., Leranoz, I., Cormenzana, A., Villanúa, D. and Castián, E. (2011). Evolución del hábitat de la perdiz roja; cambios en estructura 1956-1991-2008. *Proceedings of the I Workshop Perdiz roja y Agrosistemas*. Pamplona Febrero 2011.
66. Santos, T. and Suárez, F. (2005). Biogeography and population trends of Iberian steppe birds. Pp. 69-102. En: Bota, G., Morales, M. B., Mañosa, S. and Camprodon (Eds): *Ecology and conservation of steppe-land birds*, pp 69-102. Lynx Edicions. Centre Tecnologic Forestal de Catalunya. Barcelona.
67. SEO/BirdLife. (1999). Seguimiento de aves nocturnas en España. Programa NOCTUA. Informe 1998. SEO/BirdLife. Madrid.
68. SEO/BirdLife. (2004). Atlas de las aves reproductoras de España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.
69. SEO/BirdLife. (2010) Estado de Conservación de las Aves de España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.
70. SEO/BirdLife. (2012a). El Programa de Seguimiento de Aves comunes Reproductoras (SACRE). <http://www.seguimientodeaves.org/>
71. SEO/BirdLife. (2012b). Censo Nacional de Rapaces Forestales. <http://www.seo.org/2012/06/08/monografias-seuimiento-de-aves/>
72. SEO/BirdLife. (2012c). Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.
73. SEO/BirdLife. (2012d). Lista de las aves de España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.
74. SITNA. (2013). Sistema de Información Territorial de Navarra. Gobierno de Navarra.
75. Solonen, T. (2008). Larger broods in the northern goshawk *Accipiter gentilis* near urban areas in southern Finland. *Ornis Fenn.* 85: 118-125
76. Suárez, F., Naveso, M.A. and de Juana, E. (1997). Farming in the drylands of Spain: birds of the pseudosteppes. In: Pain, D. and Pienkowski, M.W. (Eds.). *Farming and Birds in Europe*. Academic Press, London: 297–330.
77. Suárez, F., Garza, V., Oñate, J.J., García de la Morena, E., Ramírez, A. and Morales, M. (2004). Adequacy of winter stubble maintenance for steppe passerine conservation in central Spain. *Agriculture Ecosystem and Environmental*, 104: 667-671.

78. Suárez-Seoane, S., Osborne, P.E. and Alonso, J.C. (2002). Large-scale habitat selection by agricultural steppe birds in Spain: identifying species–habitat responses using generalized additive models. *Journal of Applied Ecology*, 39(5): 755-771.
79. Taylor, I. (1992). *Barn Owls. Predation-prey relationships and conservation*. Cambridge University Press.
80. Tellería, J.L. (1977). Introducción a los métodos de estudio de las comunidades nidificantes de aves. *Ardeola* 24: 19-69.
81. Tellería, J.L. and Santos, T. (1985). Avifauna invernante en los medios agrícolas del norte de España I. Caracterización biogeográfica. *Ardeola* 32(2): 203-225.
82. Tucker, G.M. and Heath, M.F. (1994). *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series 3, Cambridge.
83. Ursua, E., Serrano, D. and Tella, J. L. (2005). Does land irrigation actually reduce foraging habitat for breeding lesser kestrels? The role of crop types. *Biological Conservation* 122: 643-648.
84. Vaduva, C., Fac, A. and Borlea, F. (2011). Avifauna of the grassland ecosystem from the periurban area of Timisoara in Hiernal Season. *Research Journal for the Agricultural Science*, 43(4): 180-185.
85. Vallecillo, S., Brotons, L. and Herrando, S. (2007). Assessing the response of open-habitat bird species to landscapes changes in Mediterranean mosaics. *Biodiversity and Conservation* (in press).
86. Villanúa, D., Acevedo, P., Escudero, M.A., Marco, J. and Gortazar, C. (2005). Factor affecting summer densities of the red-legged partridge (*Alectoris rufa*). 27th Congress of the International Union of Game Biologist, (IUGB) Congress Hannover, Alemania, 28 Agosto-3 Septiembre 2005.
87. Weber, J. M., Aubry, S., Lachat, N., Meia, J.S., Mermod, C. and Paratte, A. (1991). Fluctuations and behavior of foxes determined by nightlighting. Preliminary results. *Acta Theriol.*, 36 (3-4): 285-291.
88. Weibull, A.C., Bengtsson, J. and Nohlgren, E. (2000). Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, 23: 743-750.
89. Wilson, J.D., Morris, A.J., Arroyo, B.E., Clarck, S.C. and Bradbury, R.B. (1999). A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 75: 13-30.
90. Wolff, A., Paul, J.P., Martin, J.L. and Bretagnolle, V. (2001). The benefits of extensive agriculture to birds: the case of the little bustard. *Journal of Applied Ecology*, 38:963-975.

91. WWF/Adena (2006). Agricultura de Secano y Desarrollo Rural: Una Asignatura Pendiente. Propuesta de WWF/Adena sobre Medidas de Desarrollo Rural para los Agrosistemas de Secano.
92. Zuberogoitia, I. and Campos, L.F. (1998). Censusing owls in large areas: a comparison between methods. *Ardeola* 45(1): 47-53.