



ACTA DE EVALUACIÓN DE LA TESIS DOCTORAL

Año académico 2016/17

DOCTORANDO: TALABANTE RAMÍREZ, CARLOS
D.N.I./PASAPORTE: ****6021M

PROGRAMA DE DOCTORADO: D330 DOCTORADO EN ECOLOGÍA. CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS
DEPARTAMENTO DE: Ciencias de la Vida
TITULACIÓN DE DOCTOR EN: DOCTOR/A POR LA UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

En el día de hoy 11/07/17, reunido el tribunal de evaluación nombrado por la Comisión de Estudios Oficiales de Posgrado y Doctorado de la Universidad y constituido por los miembros que suscriben la presente Acta, el aspirante defendió su Tesis Doctoral, elaborada bajo la dirección de MANUEL PEINADO LORCA // JUAN LUIS AGUIRRE MARTÍNEZ.

Sobre el siguiente tema: *CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO DE LA BIOLOGIA DE LA ALONDRA RICOTI (CHERSOPHILUS DUPONTI) EN SU ÁREA DE DISTRIBUCIÓN IBÉRICA*

Finalizada la defensa y discusión de la tesis, el tribunal acordó otorgar la CALIFICACIÓN GLOBAL⁸ de (no apto, aprobado, notable y sobresaliente): SOBRESALIENTE

Alcalá de Henares, 11 de julio de 2017

EL PRESIDENTE

Fdo.: ARTURO BAZ RAMOS

EL SECRETARIO

Fdo.: JOSÉ LUIS VIEJO MONTESÍN

EL VOCAL

Fdo.: Juan Traba Díez

Con fecha 24 de julio de 2017 la Comisión Delegada de la Comisión de Estudios Oficiales de Posgrado, a la vista de los votos emitidos de manera anónima por el tribunal que ha juzgado la tesis, resuelve:

- Conceder la Mención de "Cum Laude"
- No conceder la Mención de "Cum Laude"

La Secretaria de la Comisión Delegada

FIRMA DEL ALUMNO

Fdo.: CARLOS TALABANTE RAMÍREZ

⁸ La calificación podrá ser "no apto" "aprobado" "notable" y "sobresaliente". El tribunal podrá otorgar la mención de "cum laude" si la calificación global es de sobresaliente y se emite en tal sentido el voto secreto positivo por unanimidad.

INCIDENCIAS / OBSERVACIONES:

27/03/2018

11/03/18

L. J. J.

11/03/18

11/03/18

11/03/18

11/03/18

11/03/18



Universidad
de Alcalá

COMISIÓN DE ESTUDIOS OFICIALES
DE POSGRADO Y DOCTORADO

En aplicación del art. 14.7 del RD. 99/2011 y el art. 14 del Reglamento de Elaboración, Autorización y Defensa de la Tesis Doctoral, la Comisión Delegada de la Comisión de Estudios Oficiales de Posgrado y Doctorado, en sesión pública de fecha 24 de julio, procedió al escrutinio de los votos emitidos por los miembros del tribunal de la tesis defendida por *TALABANTE RAMÍREZ, CARLOS*, el día 11 de julio de 2017, titulada *CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO DE LA BIOLOGIA DE LA ALONDRA RICOTI (CHERSOPHILUS DUPONTI) EN SU ÁREA DE DISTRIBUCIÓN IBÉRICA*, para determinar si a la misma se le concede la mención "cum laude", arrojando como resultado, 2 votos a favor y 1 en contra.

Por lo tanto, la Comisión de Estudios Oficiales de Posgrado resuelve no otorgar la Mención de "cum laude" a dicha Tesis.

Alcalá de Henares, 27 de julio de 2017
EL PRESIDENTE DE LA COMISIÓN DE ESTUDIOS
OFICIALES DE POSGRADO Y DOCTORADO



Firmado digitalmente por VELASCO
PEREZ.JUAN RAMON - DNI
03087239H
Fecha: 2017.07.30 19:11:56 +02'00'

Juan Ramón Velasco Pérez

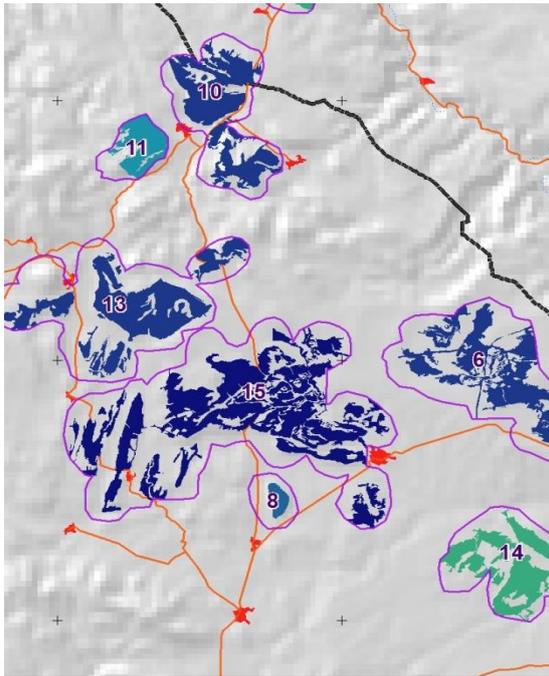
Copia por e-mail a:

Doctorando: TALABANTE RAMÍREZ, CARLOS

Secretario del Tribunal: JOSÉ LUIS VIEJO MONTESINOS.

Directores de Tesis: MANUEL PEINADO LORCA//JUAN LUIS AGUIRRE MARTÍNEZ

CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO DE LA BIOLOGÍA DE LA ALONDRA RICOTÍ (*Chersophilus duponti*) EN SU ÁREA DE DISTRIBUCIÓN IBÉRICA



Programa de Doctorado de Ecología, Conservación y Restauración de
Ecosistemas, Alcalá de Henares, 2017

Carlos Talabante Ramírez

CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO DE LA BIOLOGÍA DE LA ALONDRA RICOTÍ
(*Chersophilus dupontii*) EN SU ÁREA DE DISTRIBUCIÓN IBÉRICA



Programa de Doctorado de Ecología, Conservación y Restauración de Ecosistemas

Alcalá de Henares, 2017

Tesis doctoral defendida por
CARLOS TALABANTE RAMÍREZ

Directores de tesis
Dr. MANUEL PEINADO LORCA
Dr. JUAN LUIS AGUIRRE MARTÍNEZ

Manuel Peinado Lorca, Catedrático del Departamento de Ciencias de la Vida en el área de Biología Vegetal, y codirector de la presente Tesis doctoral.

HACE CONSTAR:

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado "Contribución al conocimiento de la biología de la alondra riojita (*Chersophilus dupontii*) en su área de distribución ibérica", ha sido realizado bajo su dirección por D. Carlos Talabante Ramírez dentro del Programa de Doctorado de Ecología, Conservación y Restauración de Ecosistemas. (D330), adscrito al Departamento de Ciencias de la Vida, de la Universidad de Alcalá. Esta tesis reúne todos los requisitos propios de este tipo de trabajo: rigor científico, aportaciones novedosas y aplicación de una metodología adecuada. Por lo tanto, doy mi Visto Bueno a la presentación de dicha Tesis Doctoral.

Alcalá de Henares, 30 de Mayo de 2017



Juan Luis Aguirre Martínez, Doctor en Ciencias Biológicas, Director Técnico de la Cátedra de Medio Ambiente de la Fundación General de la Universidad de Alcalá, y codirector de la presente Tesis doctoral,

HACE CONSTAR:

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado "Contribución al conocimiento de la biología de la alondra ricoti (*Chersophilus dupontii*) en su área de distribución ibérica", ha sido realizado bajo su dirección por D. Carlos Talabanto Ramírez dentro del Programa de Doctorado de Ecología, Conservación y Restauración de Ecosistemas, (D330), adscrito al Departamento de Ciencias de la Vida, de la Universidad de Alcalá. Esta tesis reúne todos los requisitos propios de este tipo de trabajo: rigor científico, aportaciones novedosas y aplicación de una metodología adecuada. Por lo tanto, doy mi Visto Bueno a la presentación de dicha Tesis Doctoral.

Alcalá de Henares, 30 de marzo de 2017



MICHEL HEYKOOP FUNG-A-YOU, Profesor Titular y Director del Departamento de Ciencias de la Vida de la Universidad de Alcalá,

INFORMA:

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado "Contribución al conocimiento de la biología de la atonbra ricotí (*Chrysophilus dupontii*) en su área de distribución ibérica", ha sido realizado por D. Carlos Talabante Ramírez dentro del Programa de Doctorado Ecología, Conservación y Restauración de Ecosistemas (D330), reúne todos los requisitos necesarios para su aprobación como Tesis doctoral, por acuerdo del Consejo de Departamento celebrado el día 4 de abril de 2017.

Alcalá de Henares, 4 de abril de 2017



Índice

Índice.....	10
1 Introducción general	14
1.1 Las alondras en el mundo	16
1.2 Una especie por conocer	19
1.2.1 Distribución de la alondra ricotí en España	21
1.2.1.1 Castilla-La Mancha	21
1.2.1.2 Castilla y León	21
1.2.1.3 Aragón	23
1.2.1.4 Andalucía	25
1.2.1.5 Murcia	26
1.2.1.6 Cataluña.....	27
1.2.1.7 Navarra.....	27
1.2.1.8 Comunidad Valenciana.....	28
1.2.2 Biología básica y selección de hábitat.....	29
1.3 Objetivos de la tesis doctoral	29
2 Metodología general de los diferentes capítulos	31
2.1 Zonas del estudio de hábitat.....	33
2.2 Metodología de censos en las zonas de Molina.....	36
2.3 Estudio de la vegetación	37
2.4 Metodología para el estudio de las condiciones bioclimáticas.....	38
2.5 Captura de las alondras y toma de datos de los ejemplares capturados	39
2.6 Metodología de análisis y determinación de las presas	44
2.7 Metodología de los muestreos de artrópodos.....	46
2.7.1 Muestreo de artrópodos epigeos mediante trampas de caída (pit-fall).....	46
2.7.2 Muestreo de artrópodos coprófagos mediante trampas específicas.....	47
2.8 Metodología de estudio de los artrópodos epizoos asociados a la alondra ricotí	48
2.9 Metodología del estudio de la conectividad.....	48
3 Resultados y discusión.....	54
3.1 Caracterización fitosociológica del hábitat de la alondra ricotí a lo largo de su área de distribución ibérica.....	56
3.1.1 Geología y suelos	56

3.1.2	Biogeografía.....	56
3.1.3	Bioclimatología	59
3.1.4	Composición florística y estructura de la vegetación	62
3.1.5	Comunidades vegetales y procesos sucesionales.....	71
3.1.5.1	Fitosociología: las comunidades vegetales a nivel de asociación	73
3.1.5.2	Aspectos sucesionales.....	79
3.1.6	Corolario.....	87
3.2	Caracterización biométrica de la alondra ricotí en las Parameras de Molina de Aragón 92	
3.2.1	Biometrías	93
3.2.2	Muda	94
3.2.3	Condición física de las alondras.....	96
3.3	Estudio de los epizosos asociados a la alondra ricotí.....	98
3.4	Dieta primaveral en los adultos de alondra ricotí	104
3.5	Conectividad de las poblaciones de alondra ricotí.....	113
3.5.1	Distancia entre subpoblaciones.....	116
3.5.3	Análisis de la conectividad.....	116
3.5.3.1	Densidad de alondras como atributo.....	117
3.5.3.1.1	Modelo con todas las parcelas.....	117
3.5.3.1.2	Modelo con las parcelas con población actual de alondras	118
3.5.3.2	Modelo con la superficie de las parcelas como atributo.	120
3.5.3.2.1	Análisis por índices de conectividad	120
3.5.3.2.2	Análisis de las principales manchas.....	120
3.5.3.3	Modelo de valor constante como atributo para todas las parcelas	123
3.5.3.3.1	Análisis de las principales manchas.....	123
3.5.3.3.2	Análisis por índices de conectividad	123
3.6	Efecto de los parques eólicos sobre las poblaciones de alondra ricotí	125
3.6.1.1	Parques eólicos	126
3.6.1.2	Otras zonas fuera de parques eólicos	127
4	Conclusiones.....	130
5	Agradecimientos	133
6	Bibliografía.....	138
7	Anexos	158
7.1	Resultados biométricos de las alondras capturadas en la comarca de Molina	159

7.2	Resultados de los muestreos de artrópodos mediante trampas pit-fall durante la primavera	163
7.3	Resultados de los muestreos de artrópodos mediante trampas específicas para la captura de coprófagos durante la primavera	164
7.4	Recopilación de trabajos publicados a partir de esta tesis doctoral	165

1 Introducción general



Pose erguida y actitud vigilante, caracterizan a la escasa alondra ricotí

1.1 Las alondras en el mundo

Desde poemas e historias de amor hasta complejos trabajos científicos, abundan las obras en las que las alondras han servido de involuntarias protagonistas. Por ese motivo, son aves que, al menos de nombre, resultan familiares a la mayoría de las personas. La paradoja es que, a pesar de ello, son un grupo de aves que aún presenta numerosos aspectos desconocidos. Esta tesis doctoral intenta arrojar luz sobre una especie amenazada de alondra, *Chersophilus duponti*, la alondra de Dupont o ricotí, cuyo esquivo comportamiento le ha valido el merecido título de “fantasma del páramo”.

La familia *Alaudidae*, que incluye a las alondras y otras aves similares, es una de las más diversas dentro del orden *Paseriformes* (Figura 1). Tomando como referencia la revisión más detallada sobre la familia (de Juana *et al.* 2004), el número total de especies asciende a 96. No obstante, recientes estudios genéticos como el de Spottiswoode *et al.* (2013), en su revisión del género *Heteromirafra*, o el de Drovetski *et al.* (2014) sobre el género *Eremophila*, por citar dos ejemplos recientes, están modificando a la baja o al alza el número de especies. Así las cosas, el número real de especies de alondras está aún por establecer (Alström 1998; Guillaumont *et al.* 2006, 2008; Stervander *et al.* 2016).



Figura 1. La mayoría de las especies de alondra crían directamente en el suelo. La imagen muestra un nido de alondra común con pollos pequeños. Autor: Carlos Talabante.

Habida cuenta del elevado número de especies africanas (se estima un número de alrededor de 78), es lógico situar el centro de especiación original de las alondras en África, donde se

habrían producido varios focos de diversificación. La diversidad de especies en ese continente es más elevada en regiones áridas y semiáridas, con dos centros principales de endemismos. Uno de ellos se encuentra en las regiones áridas del noreste de Kenia, Etiopía y Somalia, con 23 de las 34 presentes, endémicas o casi endémicas. La segunda zona en importancia se encuentra en las regiones áridas del suroeste (Sudáfrica, Namibia y Bostwana), en las que 26 de 31 especies son endémicas o casi endémicas. En términos generales, 60 de las 78 especies de alondras africanas se consideran endemismos subsaharianos (de Juana *et al.* 2004).

Eurasia, con 37 especies, es la segunda zona en importancia a escala mundial. En Eurasia aparecen dos especies cuya distribución resulta interesante a nivel mundial: la alondra cornuda o lapona (*Eremophila alpestris*), la única especie presente también en el Neártico, y la alondra australiana (*Mirafra javanica*), el único representante de la familia en Oceanía (de Juana *et al.* 2004). En el Paleártico occidental la diversidad de aláuidos está también por fijar, lo que se debe en buena medida a las controvertidas poblaciones norteafricanas de cogujada común (*Galerida cristata*), considerada por algunos autores como especie diferenciada (*Galerida macrorhyncha*) (Guillaumet *et al.* 2005; Gill y Donsker 2012). Dentro de *Galerida macrorhyncha* tampoco están confirmadas las relaciones filogenéticas entre las poblaciones magrebíes (Gill y Donsker 2017).

En cualquier caso, la taxonomía clásica considera que en Europa habitan veinte especies habituales de aláuidos (de Juana *et al.* 2004). De ellas, ocho están presentes en la Península Ibérica (Mullarney *et al.* 2007), de las cuales dos están incluidas en el género *Galerida*, mientras que el resto de los géneros (*Alauda*, *Lullula*, *Melanocorypha*, *Alaudala*, *Calandrella* y *Chersophilus*) cuentan con una sola especie (Alström *et al.* 2013; de Juana *et al.* 2004). Esta tesis doctoral tiene como objeto de estudio a la única especie reconocida del género *Chersophilus*, la alondra ricotí [*Chersophilus duponti* (Vieillot 1820)] (Figura 2).

La alondra de Dupont o alondra ricotí (a la que nos referiremos a veces simplemente como ricotí) es el único representante de un género que se diferenció hace entre 7,5 y 10 millones de años (Alström *et al.* 2013). Aunque actualmente se encuentra perfectamente enclavada dentro del género *Chersophilus*, en el pasado, basándose especialmente en su comportamiento y la morfología del pico (Meinertzhagen's 1951), estuvo incluida en el género *Certhilauda* junto con los géneros *Alaemon* y *Chersomanes*. Recientes estudios moleculares consideran que la ricotí es filogenéticamente muy próxima a *Eremalauda dunni*, la alondra de Dunn (Alström *et al.* 2013). Esta especie habita las regiones desérticas del norte de África (de Juana *et al.* 2004).



Figura 2. Macho adulto de alondra ricotí. Es destacable su largo y decurvado pico, lo que la diferencia del resto de alondras ibéricas. Autor: Carlos Talabante.

El área de distribución de la ricotí está restringida a la Península Ibérica y al norte de África, por lo que forma parte de un elevado número de animales y plantas circunmediterráneas que son consideradas como endemismos iberonorteafricanos. Actualmente solo existen poblaciones reproductoras conocidas en España, Marruecos, Argelia, Túnez, Libia y Egipto (Garza *et al.* 2003). Es una especie politípica que cuenta con dos subespecies: *C. duponti duponti* y *C. duponti margaritae*. La subespecie nominal está distribuida por España y el norte de Marruecos, Argelia y Túnez. Se caracteriza por su tonalidad más oscura y el pico algo más corto. La subespecie *margaritae*, que presenta colores más pálidos y una longitud de pico ligeramente mayor, se distribuye, a grandes rasgos, por la región oriental del Magreb. No obstante, las características diferenciadoras entre ambas son poco evidentes en sus zonas de contacto, por lo que sus respectivos límites de distribución no están claramente definidos (de Juana *et al.* 2004).

Ambas subespecies presentan una coloración parda similar a la de otros aláudidos. Es característico de la especie el pico moderadamente largo y decurvado, la uña posterior corta y las rectrices R6 y R5 en gran parte blancas (Figuras 2 y 3). Apenas cuenta con dimorfismo sexual, aunque los machos tienden a ser ligeramente más grandes que las hembras (de Juana *et al.* 2004).



Figura 3. El hábitat de la alondra ricotí está formado principalmente por matorrales de baja altura como este de porte almohadillado dominado por *Genista pumila* subsp. *rigidissima* de las paramenras celtibérico-alcarreñas. Autor: Carlos Talabante.

1.2 Una especie por conocer

Entre los grupos de aves esteparias con poblaciones más en retroceso se encuentran los miembros de la familia Alaudidae, considerado el grupo de aves más amenazado de Europa (Burfield 2005). Dentro de la familia, la alondra de Dupont es una de las aves más raras del Paleártico Occidental (Cramp 1988) y una de las más sensibles a las perturbaciones de su hábitat (Aguirre *et al.* 2016). En la actualidad, sus poblaciones, que van de 14.000 a 15.000 territorios (Suárez 2010), están restringidas a algunas zonas disyuntas de España y el norte de África (García *et al.* 2008; Suárez 2010; Garza y Traba 2016). El hábitat se ha perdido o degradado en muchas partes de la metapoblación ibérica de la especie.

Mientras que el conocimiento sobre las poblaciones de las especies en el norte de África sigue siendo escaso (García *et al.* 2008), las poblaciones españolas se han estimado alrededor de 2.000 machos reproductores (Tella *et al.* 2005; Suárez 2010). Con base en los datos del censo recolectados en 2004-2007, la metapoblación española fue evaluada con precisión en 3.500-4.200 machos cantores (Suárez y Garza 2007), con disminuciones observadas en algunas áreas (Garza 2010) y extinciones de subpoblaciones locales ocurridas durante las dos últimas décadas (Tella *et al.* 2005). Recientemente se estimó que la tendencia de la metapoblación española estaba disminuyendo en al menos un 10% en diez años (BirdLife International 2016).

En consecuencia, fue incluida como "En Peligro" en el Libro Rojo Español (Garza *et al.* 2004) y considerada "Casi Amenazada" en la Lista Roja Europea de Aves (BirdLife International 2016).

Las principales poblaciones españolas aparecen en regiones remotas de algunas de las provincias administrativas más despobladas de España, con densidades de población que son hasta diez veces menores que el promedio nacional, caracterizados también por una fuerte migración rural hacia las ciudades con el consiguiente abandono de actividades agrícolas y ganaderas tradicionales (Bover y Velilla 1999). Quedan muy pocos lugares con grandes manchas de vegetación óptima para las alondras, que están principalmente ubicadas en los altos páramos del centro de España. En la mayoría de la Península Ibérica el hábitat de la especie se ha reducido a una serie de fragmentos aislados de vegetación natural distribuidas en vastas extensiones de cultivos de secano, barbechos y tierras baldías. La pérdida de hábitat y la fragmentación han sido suficientes para extinguir la especie de muchas áreas, y en las últimas dos décadas ha habido desapariciones de subpoblaciones locales y se ha reducido el número de individuos en algunas poblaciones que todavía se mantienen (Tella *et al.* 2005).

Con el objetivo de identificar las prioridades de las investigaciones en conservación de las aves esteparias, Morales y Traba (2016) realizaron una prospección bibliográfica usando el portal "Thomson Reuters Web of Science" (WOS) y la revista *Ardeola*. Concluyeron que la mayoría de los estudios (22,17%) dedicados a las aves esteparias se centraban en la selección del hábitat, mientras que el aspecto menos estudiado (2,17%) era el de la relación que guardan las especies con su nicho ecológico y el efecto del clima sobre ellas.

En ese mismo estudio se muestra que la atención dedicada a la alondra ricotí entre 1954 y 2014 dio como resultado veinte publicaciones científicas. La mayoría de los estudios se dedicaron a la realización de censos, la verificación de su estatus poblacional y la distribución ibérica, seguidos por los de selección de hábitat. Aunque la alondra ricotí es una especie relativamente bien conocida si la comparamos con otros paseriformes de hábitos esteparios de los que apenas se tiene conocimiento alguno, existen numerosas lagunas acerca de su biología básica. Actualmente se tienen bastantes datos acerca de su distribución ibérica y del número de efectivos aproximado en cada región, aunque este conocimiento es dispar en cada una de las zonas que ocupa. Los recientes *workshops* de la alondra ricotí realizados en Padul (Granada) en 2015 y en la Universidad Autónoma de Madrid en 2016, sirvieron para poner en común el estado actual del conocimiento sobre la especie.

Un dato sorprendente, y que refleja muy bien la dificultad de trabajar con la especie, es que hasta los años ochenta del pasado siglo no se tuvo constancia de su presencia como especie reproductora en la Península Ibérica (Aragües y Herranz 1983). Desde entonces, el número de citas se fue incrementando. Hoy, el conocimiento de las poblaciones peninsulares es bastante detallado. La especie se reparte de manera desigual por las Comunidades autónomas de Castilla-La Mancha, Castilla y León, Aragón, Navarra, Cataluña, Comunidad Valenciana, Murcia y Andalucía.

El censo nacional muestra que Aragón es en la actualidad la comunidad autónoma con mayor número de efectivos, que suponen el 46% de la población estimada. Castilla y León acoge el 32% y Castilla-La Mancha el 16%. Estas tres comunidades autónomas acogen en conjunto al 94% de los efectivos conocidos en la Península Ibérica (Suárez 2010).

1.2.1 Distribución de la alondra ricotí en España

1.2.1.1 Castilla-La Mancha

Castilla-La Mancha acoge una parte importante de la población ibérica de alondra ricotí. Su distribución se concentra principalmente en el noroeste de Guadalajara. Otras poblaciones, más dispersas y con un número muy inferior de efectivos, se reparten por las provincias de Toledo, Albacete y Cuenca (Suárez 2010).

En la provincia de Guadalajara ha sido estudiada en profundidad, especialmente en la comarca del Señorío de Molina de Aragón, que acoge el núcleo poblacional más importante de toda Castilla-La Mancha. En esta comarca se ha realizado un seguimiento pormenorizado en los últimos ocho años, que se estableció como medida de compensación por la instalación de parques eólicos (Talabante 2013; Aguirre *et al.* 2015).

El segundo núcleo de importancia en Guadalajara es la continuación meridional de la población del sur de Soria (Suárez 2010). No menos importante es la población de una zona alrededor de Riba de Saelices y Alcolea del Pinar. Esta población sufre importantes problemas de fragmentación de hábitat, aunque se ha confirmado una buena conectividad entre poblaciones vecinas (García-Antón *et al.* 2015).

La provincia de Cuenca acoge varias subpoblaciones muy fragmentadas entre sí y que sufren una importante alteración del hábitat. Poco se sabe en detalle de las poblaciones conquenses, que Suárez (2010) estimó entre 164 y 197 machos territoriales con tendencias claramente negativas. La provincia de Albacete cuenta con tres poblaciones gravemente afectadas por la alteración de su hábitat, instalación de parques eólicos y actividades militares. Actualmente se estima una población mínima de 28 machos territoriales para toda la provincia (Cañizares-Mata *et al.* 2016).

Para finalizar con Castilla-La Mancha, Toledo acoge en la actualidad una única población de ricotí asentada en el municipio de Quero, la cual está afectada por inundaciones periódicas y alteración del hábitat (Pérez-Granados *et al.* 2013b).

1.2.1.2 Castilla y León

Las poblaciones de alondra ricotí en Castilla y León se distribuyen principalmente en dos grandes zonas: los matorrales zamoranos de la Sierra de la Culebra y los Arribes del Duero y alrededores, y el Sistema Ibérico soriano. Hay también pequeñas poblaciones aisladas en Palencia, Burgos y Segovia.



Figura 4. Las comunidades de caméfitos como esta de *Lino appressi-Genistetum pumilae* en las parameras sorianas, constituyen unos de los hábitats preferidos por la alondra ricotí. Autor: Carlos Talabante.

La provincia de Zamora acoge una de las poblaciones más singulares, tanto desde el punto de vista del hábitat, puesto que se trata del único territorio en el que la ricotí se asienta sobre comunidades típicas de sustratos paleozoicos ácidos, como desde la perspectiva de su aislamiento geográfico (García de la Morena *et al.* 2015; Aguirre *et al.* 2016). La población se localiza principalmente en la zona comprendida entre Zamora capital-Arribes del Duero y la Sierra de la Culebra. En esta zona se concitan unas seis poblaciones divididas a su vez en 29 subpoblaciones. Aunque no se conoce con precisión ni la tendencia poblacional ni el número real de efectivos, hay constancia de que el total de territorios es bastante exiguo. Suárez (2010) ofreció una estimación de entre 66 y 72 territorios regentados por machos, si bien consideró que la población quizá sea algo mayor debido a que no están censados todos los rodales con hábitat adecuado para la especie.

La población más cercana a las zamoranas es la de los páramos de El Cerrato, en la provincia de Palencia. En esta zona se ha estimado una población comprendida entre seis y ocho machos territoriales, aunque de las dos manchas principales de esta zona una se ha extinguido y la otra está sufriendo una gran presión antrópica (Suárez 2010, Aguirre *et al.* 2016).

En Burgos, la especie ha sido ampliamente estudiada por Palma (2006), quien ha documentado un descenso alarmante para las dos poblaciones conocidas de la provincia (páramos de Corcos y Casanova). Palma y Lüders (2015) denunciaron que la población de Casanova se encuentra “casi segura extinta”, mientras que concluyeron que en los páramos de

Corcos, aunque su situación era más estable, presentaba una “tendencia negativa constatada”. En ambos casos, y como ocurre con la población de El Cerrato palentino, las causas de estos declives están relacionados con la pérdida de hábitat.

En Segovia, las poblaciones están relegadas a las zonas de páramo cercanas a los ríos Duratón y Riaza. Ambas poblaciones han tenido un seguimiento exhaustivo, al menos desde los años 90 del siglo pasado, lo que ha permitido tener una adecuada visión de sus tendencias poblacionales. La población de las hoces del Duratón ha sido estudiada con detalle por Arroyo *et al* (1992) y Arroyo y Garza (1995). Por su parte, las citas de las hoces del Riaza, han sido recogidas en los informes del seguimiento del espacio natural (Fernández y Fernández-Arroyo 2005), aunque el método de censo no permite hacer comparativas fiables con otros métodos. En cualquiera de los casos, la población segoviana en su conjunto muestra claros síntomas de declive, como puede atestiguarse por el descenso poblacional del 74,4% en un periodo de diez años para la zona de las hoces del Duratón (Suárez 2010).

Soria es la provincia castellano leonesa con mayor número de efectivos y poblaciones (Figura 4). El principal bastión poblacional se concentra en la comarca denominada Soria Sur-Altos de Alcolea del Pinar. Más al norte, las poblaciones sorianas, repartidas principalmente por la comarca de Soria y Tierra de Ágreda, están más fragmentadas. Soria Sur-Altos de Alcolea del Pinar ha sido objeto de un importante seguimiento a lo largo de estos últimos años. Dentro de esta amplia comarca, el mayor esfuerzo se ha hecho en la zona conocida como Altos de Barahona-Páramos de Blocona y Medinaceli, donde se han estudiado aspectos como la conectividad, tendencias poblacionales o número de efectivos (Garza *et al.* 2011; Gómez-Catasús *et al.* 2015). De manera general, la población soriana en su conjunto se encuentra en regresión, con algunas subpoblaciones de tendencia estable. En la mayoría de los casos, y como ocurre con varias poblaciones ibéricas, el declive de la población soriana está relacionado con las alteraciones del hábitat. Actualmente la Universidad Autónoma de Madrid está desarrollando un proyecto financiado con fondos LIFE en la comarca Soria Sur que, entre otros aspectos, tratará de comprender de una manera más precisa el hábitat frecuentado por la especie, con el fin de comprender sus relaciones con el medio a escala de microhábitat.

1.2.1.3 Aragón

En Aragón la especie está registrada en sus tres provincias, y en las tres se ha subrayado un declive poblacional generalizado (Suárez 2010), aunque datos recientes también aportan recuperaciones en algunas localidades.



Figura 5. Pseudoestepas de Ballobar-Ontiñena en Huesca, cuya comunidad vegetal dominante corresponde a la asociación halófila *Suaedetum braun-blanquetii* en la que dominan *Suaeda vera* subsp. *braun-blanquetii* y *Atriplex halimus*. Autor: Carlos Talabante.

En la provincia de Huesca la evolución poblacional durante los últimos años ha sido estudiada por Pelayo y Sampietro (2016). El estudio se centra en la población de las pseudoestepas de Ballobar y Ontiñena, en los que se han realizado censos sistemáticos desde 2007. En esta población se ha apreciado una ligera tendencia positiva en el periodo 2007-2015, lo que contrasta con lo apuntado para otras localidades oscenses. A nivel general, la población de Huesca ha sufrido un drástico declive desde los datos aportados por Aragües (1992), lo que ha conducido a la extinción de varias subpoblaciones y a la consideración general de que las poblaciones de esa provincia están muy fragmentadas y en vías de desaparición (Pelayo y Sampietro 2016) (Figura 5).

En la provincia de Zaragoza se conocen trece poblaciones, varias de ellas compartidas con las limítrofes Guadalajara y Teruel. Las poblaciones zaragozanas se organizan principalmente en dos grandes sectores: el Sistema Ibérico y la Depresión del Ebro. Las alondras de la Depresión del Ebro se concentran en cuatro grupos principales: parameras de Calatayud, Monegros, Campo de Belchite y valle medio del Ebro, aguas arriba de la ciudad de Zaragoza. Fuera de estos núcleos principales, aparece en poblaciones fragmentadas. Suárez (2010), quien subraya que la provincia de Zaragoza es la región donde se tiene una idea más precisa de la regresión de la especie, al menos desde los censos de Aragües (*l.c.*), estima el conjunto de la población zaragozana en unos 682-849 territorios. A pesar de esta tendencia negativa, Tella *et al.* (2005)

confirman la recuperación de alguna población previamente dada como extinta. Pelayo y Sampietro (2016) indican una tendencia estable o ligeramente positiva para la comarca del Campo de Belchite respecto a los datos aportados por Tella *et al.* (2005).

Teruel incluye poblaciones compartidas con las provincias de Zaragoza, Guadalajara y con las del enclave valenciano del Rincón de Ademuz. La mayoría de las poblaciones turolenses se ubican en zonas de altas parameras o altiplanos, a diferencia de las de la cercana provincia de Zaragoza, que están en su mayoría ubicadas en las tierras bajas de la Depresión del Ebro. Aunque las diferentes metodologías usadas para el censo impiden formular tendencias poblacionales precisas, los datos indican una disminución de su área de distribución (Aragües 1992; Sampietro 2000; Suárez 2010). A pesar de ello, la provincia de Teruel encierra el mayor número de efectivos provinciales a nivel español, con una población estimada entre 940 y 1.027 territorios (Suárez 2010).

1.2.1.4 Andalucía

Actualmente el censo andaluz se limita a cuatro poblaciones dispersas en las provincias de Granada y Almería (Garrido *et al.* 2015). La tendencia negativa de las poblaciones andaluzas ha sido la tónica general desde principios del siglo XX, como ponen de relieve las citas de las provincias de Málaga, Sevilla y Cádiz (Suárez 2010).

A lo largo de los últimos años la tendencia ha sido muy fluctuante, aunque de manera general ha presentado una marcada tendencia negativa. Las poblaciones andaluzas presentan dos características propias que las hacen exclusivas frente a las del resto de la Península Ibérica. En primer lugar, son poblaciones muy pequeñas y con un elevado grado de aislamiento entre ellas (González-Broco 2014). En segundo lugar, las poblaciones andaluzas aparecen en hábitats muy dispares entre sí. En varios casos los hábitats son similares a los encontrados en el norte de África, mientras que otras aparecen en ambientes más propios y similares a los del Sistema Ibérico.

Desde 2006, la Junta de Andalucía realiza el seguimiento de la especie y la gestión de su hábitat en Granada y, muy especialmente, en Almería. Los datos de 2015 han confirmado su presencia tan solo en tres localidades de Almería (Amoladeras, Tabernas-Sorbas y Sierra de Gádor) y una de Granada (Padul). En el año 2009 se citó la presencia de al menos tres machos en la granadina sierra de Baza, a unos 1.950 msnm (González-Miras *et al.* 2010). La población almeriense ha decrecido desde los 31 machos detectados en 2012 a los diecinueve de 2015. En el caso de Granada, la especie contaba con diecisiete machos territoriales en 1998 y ninguno durante 2014. Finalmente, en 2015 se capturó un ejemplar en las Lomas de Padul, lo que puede indicar una posible recuperación o que la especie había pasado desapercibida con anterioridad (Garrido *et al.* 2015). De cualquier manera, la especie sufre un alarmante declive poblacional en toda Andalucía, donde está catalogada como “Vulnerable a la Extinción” aunque se ha presentado la propuesta de su recalificación a la categoría de “En Peligro” (González-Broco *et al.* 2015).

1.2.1.5 Murcia

Las primeras citas en Murcia se registraron en el sudeste de la región, en Gea y Truyols (Brotons 1989). Desde entonces, las citas han sido constantes. Hoy en día la ricotí cuenta con una única población localizada en los espartales de la Sierra del Picarcho, en Cieza (Hernández y Aledo 2012), aunque Ortuño (2012) baraja la posibilidad de que también se encuentre al norte de la provincia, en el término municipal de Yecla (Figura 6).

Los datos aportados por Hernández y Aledo (*l.c*) cifran la población murciana en unos dieciocho territorios, una cifra similar a la obtenida años atrás (Hernández y Aledo 2011). A ella habría que añadir los tres o cuatro territorios citados por Ortuño (*l.c.*) al norte de la región. Herranz *et al.* (1994) cifraron la población total de la especie en unos 35 territorios para toda la región de Murcia, un número similar al de Suárez (2010), que cita entre 25 y 35 territorios.

Desde el año 2008 se estima la población murciana en la zona de la Sierra del Picarcho en unos 18 territorios, por lo que los datos actuales de Hernández y Aledo (2012) y Cremades *et al.* (2016) apuntan a una cierta estabilidad poblacional. No obstante, siguen existiendo graves problemas como el alto grado de aislamiento y el pequeño tamaño de las poblaciones. Las poblaciones más cercanas a las murcianas se sitúan en la provincia de Albacete, a distancias de 65 km (Hoya Gonzalo) y a 100 km (El Bonillo-El Ballestero). Las de la provincia de Almería, las segundas más cercanas, se encuentran a 145 km. Desde el punto de vista de la calidad del hábitat, los llanos y espartales de la Sierra del Picarcho parecen ser el resultado de un incendio que se produjo en la pasada década de los noventa. Actualmente, la vegetación se encuentra en fase de recuperación, por lo que cambios sustanciales en la composición florística y/o estructural de la vegetación del Picarcho pueden abocar a la extinción local de la especie.



Figura 6. Espartales mesomediterráneos murcianos (*Helictotricho filifolii*-*Stipetum tenacissimae*) con la Sierra del Picarcho al fondo. Autor: Carlos Talabante.

1.2.1.6 Cataluña

La presencia de la ricotí en Cataluña es quizá una de las más interesantes en la Península Ibérica, ya que se ha documentado bastante bien la extinción de una población de tamaño medio. La especie era habitual en la provincia de Lleida, en la Timoneda d'Alfès. En este pequeño altiplano de vegetación pseudoesteparia de bajo porte dominada por tomillos, a los que alude el nombre de la localidad, la población estaba alejada unos 40 km de las poblaciones de Ballobar, Huesca.

En 1994, la población se estimó en unos 50-60 territorios, que siete años después habían descendido hasta trece o diecisiete (Área de Biodiversitat 2001; Bota y Ponjuan 2002). Este alarmante declive poblacional fue el preludio de su extinción en la zona, que tuvo lugar en 2005, año en que solo se detectó un único ejemplar.

En 2015, diez años después de su más que probable extinción en la Timoneda, se volvieron a detectar al menos cuatro machos con comportamiento reproductor (Bota *et al.* 2016), lo que significa que la ricotí ha logrado una efectiva recolonización en la provincia de Lleida (Figura 7).



Figura 7. Comunidad extremadamente antropizada de *Thymus vulgaris* en la Timoneda d'Alfès, único reducto de la alondra ricotí en Cataluña. Estas pseudoestepas fueron incluidas por Braun-Blanquet y Bolòs (1958) en la asociación *Sideritetum cavanillesi*. Las dominantes son *Thymus vulgaris* (timó, en catalán, que da nombre a la localidad) y *Stipa parviflora*. Autor: Carlos Talabante.

1.2.1.7 Navarra

Las primeras observaciones en Navarra datan de 1987, cuando fue detectada por Ceballos *et al.* (1988a) en las Bardenas Reales. El mismo año se encontró otra población algo más al sur,

en el aeródromo militar de Ablitas (Ceballos *et al.* 1988b). A estas dos poblaciones habría que sumar la detectada al sudeste de Ablitas, muy cerca del aeródromo militar (Elósegui 1989). Esta población ha sido ampliamente estudiada en Nogues-Bravo y Agirre (2006).

A grandes rasgos, la distribución navarra de la especie no ha variado sustancialmente desde entonces: hay dos grandes núcleos, Bardenas Reales y las pseudoestepas de Ablitas (Elósegui 1997). En un estudio llevado a cabo por Agirre (2016), que ofrece la distribución actual en toda Navarra, se documenta su desaparición de la Balsa de El Pulguer en 2007, y del aeródromo de Ablitas en 2013 (ambas zonas incluidas dentro del área esteparia de Ablitas). De esta manera, la población actual de alondra ricotí en Navarra quedaría limitada a la Bardena Blanca (dentro del Parque Natural de las Bardenas Reales) y al ZEC de Ablitas (Peñadil, Montecillo y Monterrey). Numéricamente, la población se considera estable desde 2006, con unos efectivos que fluctúan entre los 110-125 machos territoriales de 2013 hasta los 115-129 de 2015 (Agirre 2016).

1.2.1.8 Comunidad Valenciana

La única población de alondra ricotí de la Comunidad Valenciana se encuentra ubicada en el Rincón de Ademuz, un enclave valenciano en las serranías turolenses y conqueses del Sistema Ibérico meridional, y de ahí la íntima relación de continuidad con las poblaciones de Cuenca y Teruel. La población se conoce desde 1988 (Garza y Suárez 1990), aunque su distribución fue ampliada posteriormente por Campos (2003). Los datos de Pérez-Granados y López-Iborra (2013) apuntan a un declive continuado en esta zona (Figura 8).



Figura 8. Las poblaciones de alondra ricotí de la Comunidad Valenciana sufren por la conversión de zonas de matorral en campos de cultivo. En la imagen, la población de Pedro Izquierdo. Autor: Carlos Talabante.

1.2.2 Biología básica y selección de hábitat

En vista de lo expuesto, parece claro que la distribución ibérica de la ricotí ha sido bien estudiada y, pese a ser una especie que presenta una gran dificultad de censar, los datos poblacionales son bastante exhaustivos. Sin embargo, no ocurre lo mismo con otros aspectos ecológicos y biológicos de la alondra.

Su patrón de selección de hábitat ha sido ampliamente estudiado en las regiones donde la especie ocupa los hábitats más típicos, como son los ambientes de matorral supramediterráneo (Suárez 2010) y especialmente en las poblaciones del sur de Soria, tanto a nivel general como de microhábitat (Garza *et al.* 2006; Traba *et al.* 2015). Ambos apuntan una marcada selección hacia el matorral de caméfitos dispersos. Resultados similares se han obtenido en las poblaciones del valle del Ebro, donde Vögeli *et al.* (2010b) citan a la especie en ambientes similares a los sorianos (estructuralmente hablando), pero de tipo más abierto.

Los estudios sobre las preferencias de hábitat de la alondra ricotí son más escasos para otras poblaciones. El hábitat de las poblaciones andaluzas y del sudeste ibérico ha sido descrito por Martín-Vivaldi *et al.* (1999; 2006). De manera excepcional, el hábitat ocupado por las poblaciones de Zamora y Palencia ha sido estudiado en profundidad por Talabante *et al.* (2014) y Aguirre *et al.* (2016), donde se describe la composición florística de estos hábitats.

Sin embargo, a medida que profundizamos en otros aspectos de la biología de la ricotí, el conocimiento es significativamente menor. Entre otros, hay una notable escasez de datos acerca de sus hábitos reproductores y alimenticios. La biología de la reproducción ha sido poco estudiada en las poblaciones ibéricas y apenas existen datos sobre las norteafricanas. Por su parte, la dieta ha sido estudiada menos aún y no se ha tratado para las poblaciones africanas. Una vez más, estos aspectos han sido estudiados ampliamente en otras alondras europeas, como es el caso de la alondra común, de la que existen numerosas referencias (Donald 2004; Donald *et al.* 2001a, 2001b; Kuiper *et al.* 2013, 2015).

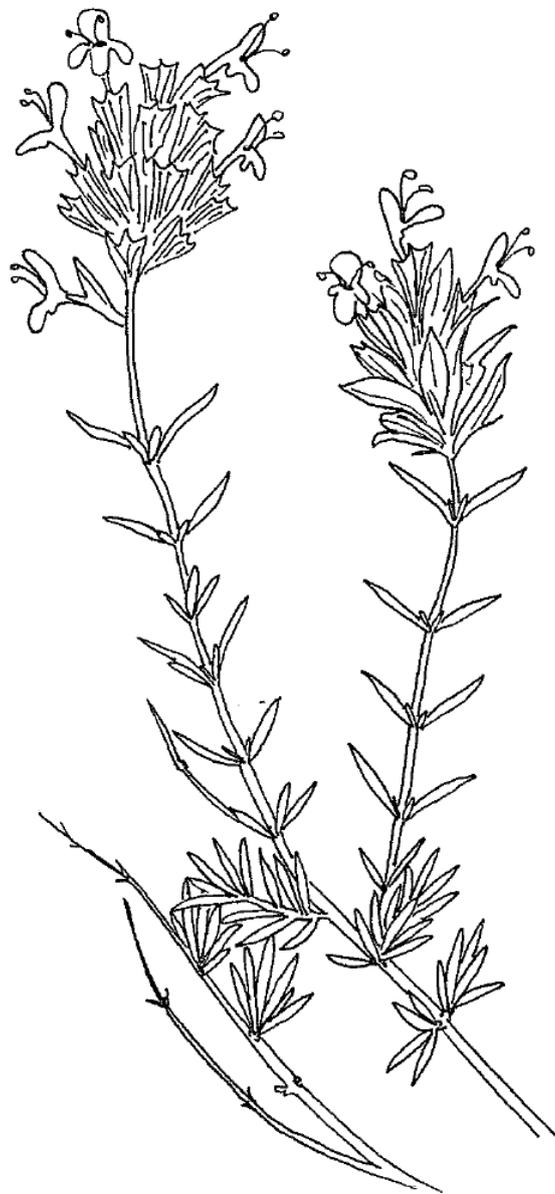
Por tanto, cuando se aborda el estudio de la ricotí, entre los muchos desafíos destaca el de ampliar el conocimiento de su biología, de sus relaciones con otras especies y con los medios en los que habita. Estos datos básicos son muy importantes para el futuro del ave, tal y como se ha puesto de manifiesto en los últimos encuentros de los expertos, en los cuales se ha estimado que el esfuerzo investigador debe dirigirse a los aspectos biológicos fundamentales. Arrojar alguna luz, entre otros, sobre estos aspectos constituye el objetivo de esta tesis doctoral.

1.3 Objetivos de la tesis doctoral

- Caracterizar desde el punto de vista florístico, fitosociológico y estructural los hábitats en los que está presente la alondra ricotí a lo largo de toda su área de distribución ibérica.

- Describir la dieta de las aves adultas durante el periodo primaveral para el área de las parameras de Molina y de Soria Sur.
- Caracterizar la comunidad de artrópodos epizoos presentes en el plumaje de la alondra ricotí para el área de las parameras de Molina.
- Describir biométricamente y aportar datos sobre la acumulación de reservas grasas y proteicas en sus tejidos en la población de ricotíes de la comarca de las parameras de Molina.
- Mostrar la conectividad efectiva que se presenta a nivel subpoblacional en la comarca de las parameras de Molina y sus zonas aledañas.
- Contribuir al conocimiento de la evolución poblacional en zonas con y sin instalaciones de parques eólicos.

2 Metodología general de los diferentes capítulos



En gran parte de los hábitats frecuentados por la alondra ricotí, nos encontramos con diferentes especies de tomillos, en este caso, Thymus hyemalis.

2.1 Zonas del estudio de hábitat

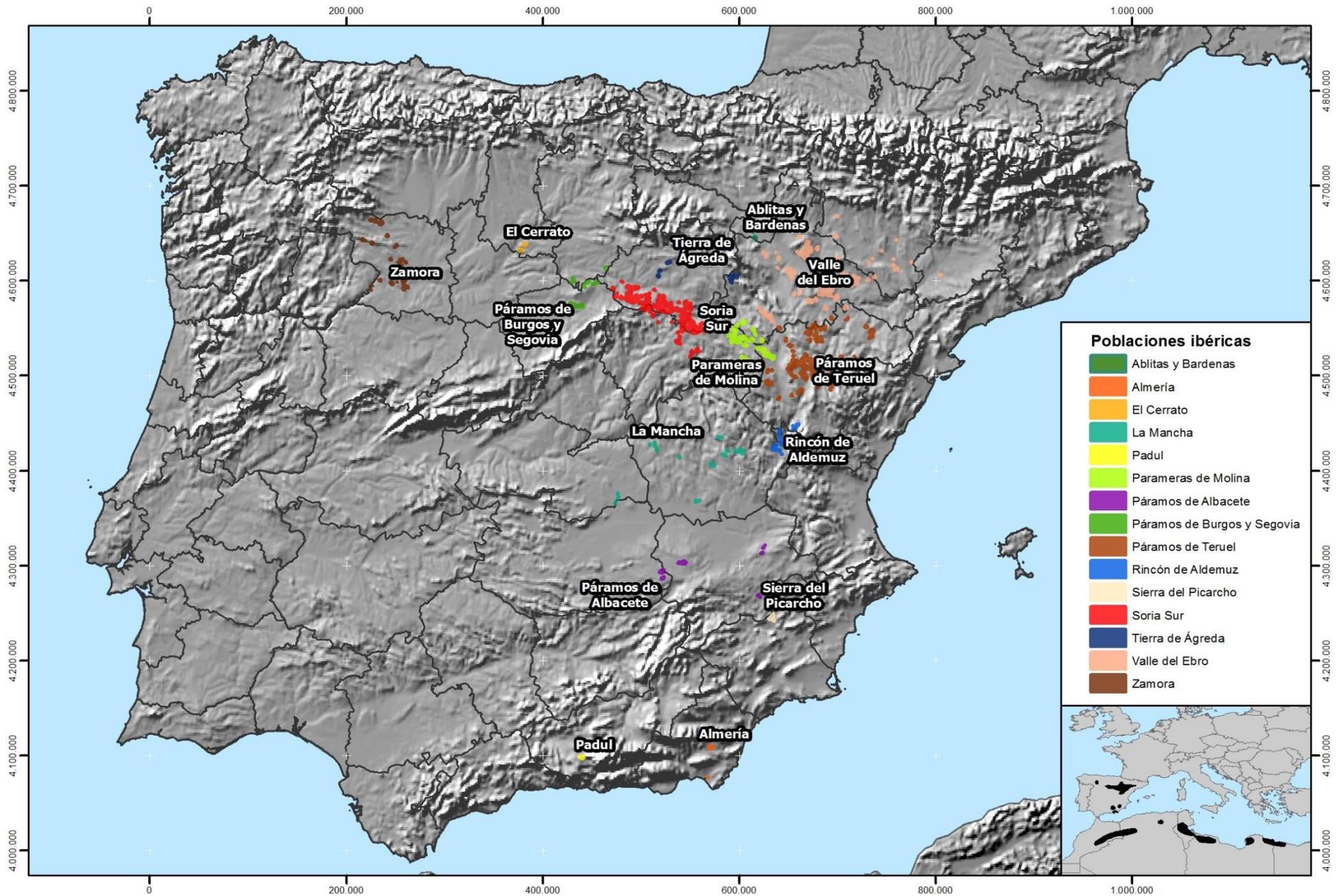
La zona de estudio abarca la totalidad del área de distribución conocida de la alondra ricotí en la Península Ibérica, tal como se detalla en Suárez y Garza (2007) y en Suárez (2010). Además, se han estudiado otras zonas no incluidas en ambas publicaciones, como en el caso de la provincia de Lérida, cuyas poblaciones de alondra ricotí fueron redescubiertas en 2015 (Bota *et al.* 2016). La nomenclatura utilizada para denominar cada una de las zonas de estudio es principalmente la recogida en Suárez (2010). En cada una de esas zonas se seleccionaron las localidades que sigue ocupando la especie o en la que su extinción se considera reciente. En este último caso, se ha procurado que en las localidades seleccionadas no hayan variado excesivamente las condiciones de hábitat, sino que se encuentren en condiciones similares a cuando la especie estaba presente. Con estas premisas, las zonas de estudio son las siguientes (Tabla 1):

Comunidad Autónoma	Provincia	Localidad	
Andalucía	Granada	Lomas de El Padul	
	Almería	Tabernas-Sorbas	
		Las Amoladeras	
Región de Murcia	Murcia	Sierra del Picarcho	
Castilla-La Mancha	Albacete	El Bonillo-El Balletero	
		Hoya Gonzalo	
		Saladar de Cordovilla	
	Toledo	Albardinal de Quero	
	Cuenca	Uclés-Saelices	
		Zafra de Záncara	
	Guadalajara	Parameras de Molina de Aragón	
		Tordelpalo-Morenilla	
	Castilla y León	Zamora	Donadillo-Peque
			Tábara
Losacio-Carbajales			
Zamora Oeste			
Cozcurrita-Mámoles			
Sierra de los Cantadores			
Palencia			Páramos de El Cerrato
Segovia		Hoces del Duratón	
		Hoces del Riaza	
Burgos		Páramo de Casanova	

Comunidad Autónoma	Provincia	Localidad
	Soria	Dévanos
		Pozalmuro
		Aldealpozo
		Las Fraguas
		Nafría La Llana-Fuentelárbol
		Soria Sur-Altos de Alcolea del Pinar
Comunidad Foral de Navarra	Navarra	Páramos de Ablitas
		Bardenas Reales
Aragón	Huesca	Ballobar
	Zaragoza	Campo de San Gregorio
		Rueda de Jalón
		Val de Urrea
		Los Monegros
		Aranda de Moncayo
		Torrelapaja-Malanquilla
		Campo de Belchite
		Longares
		Montón-Calatayud
		Lécera
		Llumes
		Campillo de Aragón
		Torralba de los Frailes-Cubel
	Teruel	Altiplano de Teruel
		Blancas-Odón
Cataluña	Lleida	Timoneda de Alfès
Comunidad Valenciana	Valencia	Rincón de Ademuz

Tabla 1. Localidades de muestreo consideradas en este trabajo.

En la página siguiente se muestra un mapa de la Península Ibérica con las localidades muestradas para la realización de esta tesis doctoral: Ablitas y Bardenas (localidades de Ablitas y Bardenas Reales), Almería (Las Maoladeras y Tabernas-Sorbas), El Cerrato (páramos de El Cerrato palentino), La Mancha (localidades de Quero, Uclés-Saelices y Zafra de Záncara), Padul (localidad de Padul), Parameras de Molina, Páramos de Albacete (El Bonillo-El Balletero, Saladar de la Cordovilla, y Hoya Gonzalo), Páramos de Burgos y Segovia (Hoces del Riaza, del Duratón y páramo de Casanova), Páramos de Teruel (Altiplano de Teruel y Blancas-Odón), Rincón de Ademuz, Sierra del Picarcho, Soria Sur (incluye las de Soria sur y Guadalajara norte), Tierra de Ágreda (incluye el resto de poblaciones soraianas), Valle del Ebro (valle del Ebro en Zaragoza, Huesca y Lleida) y Zamora (poblaciones zamoranas).



2.2 Metodología de censos en las zonas de Molina

La metodología de censo de la especie sigue las directrices recogidas en Suárez y Garza (2007) y Suárez (2010). Dicha metodología consiste en definir las zonas ocupadas por la especie mediante la obtención de una cartografía de machos territoriales. Estos censos se realizan en la época de celo, cuando las vocalizaciones que hacen los machos antes del amanecer son más evidentes. En la zona de estudio el periodo de celo abarca desde mediados de febrero a mediados de junio.

Dada la dificultad de localizar visualmente a los individuos, su presencia se detecta por su canto. Aunque el canto y el reclamo pueden oírse a lo largo de todo el día, la máxima actividad tiene lugar al despuntar el día. Ese es el momento en el que prácticamente todos los individuos presentes en un determinado territorio cantan al unísono. Los machos empiezan a cantar en noche cerrada y el número máximo de cantos se registra aproximadamente entre una hora y unos treinta minutos antes del amanecer. Según nuestras observaciones hay un segundo pico de actividad sonora que tiene lugar entre una y dos horas antes del anochecer.

Además de los ejemplares detectados por el canto matutino o vespertino, para detectar poblaciones que no hubieran cantado por distintos motivos, como pudieran ser unas condiciones climáticas adversas o un parón en el periodo de celo, hemos utilizado un reclamo electrónico.

Los ejemplares detectados mediante el canto o el reclamo electrónico se registran mediante el uso de GPS a lo largo de un recorrido o transecto previamente fijado. Los transectos están considerados como uno de los métodos más adecuados para el monitoreo de paseriformes (Sutherland 2006) y recientemente se ha defendido como el mejor método para censar a esta especie (Pérez-Granados y López-Iborra 2017). El tipo de transecto elegido es el de tipo lineal en banda variable. Este tipo de transectos permite la inclusión de todos los ejemplares detectados por el censador, sea cual sea la distancia a la que se encuentren de este. Debido a que el canto durante el periodo reproductor es una señal inequívoca de comportamiento territorial por parte de los machos, los censos van dirigidos al recuento de machos, por lo que es necesario tener en cuenta que los resultados no deben interpretarse como número total de individuos, sino como número de territorios defendidos por machos.

Los registros obtenidos son georeferenciados con GPS y posteriormente se tratan mediante un Sistema de Información Geográfica (ArcView 10.1), de tal forma que se establecen los territorios potenciales. De acuerdo con el método empleado por Rivas y Moreno-Rueda (2006), el territorio mínimo se ajustó a un círculo de 170 m de radio en torno al punto registrado. El territorio potencial se ajusta al círculo de ese radio, salvo que las condiciones de hábitat cambien bruscamente y sean incompatibles con los habituales de la alondra. Así pues, se eliminaron de estos círculos hábitats como campos de cultivo o zonas forestadas. De esta manera, combinando ambos tipos de censos (transectos y mapeos de territorios) se obtiene

una visión aproximada de la distribución espacial de los territorios en base a un número mínimo de machos territoriales.

2.3 Estudio de la vegetación

El trabajo de campo para el estudio de la vegetación se basa en inventarios fitosociológicos siguiendo la metodología clásica utilizada por Braun-Blanquet (1979). Los inventarios fueron tomados tanto en zonas con presencia actual de la especie como en aquellos en los que se ha considerado extinguida recientemente. En este último caso, las localidades debían presentar comunidades vegetales con una estructura similar a la citada cuando fue detectada la especie.

Los datos edáficos y geológicos, de cada una de las zonas de estudio, fueron tomados previamente a partir de bibliografía y recursos cartográficos. En cada uno de los puntos de inventario se tomaron los datos referentes a la altitud (msnm), orientación, pendiente del terreno (%) y pedregosidad (%). El tamaño de la parcela de muestreo se basó en el concepto del área mínima para inventarios fitosociológicos, estimándolo según lo expuesto por Westhoff y van der Maarel (1973). Teniendo en cuenta que los muestreos se dirigieron sobre superficies ocupadas principalmente por especies arbustivas, la superficie de muestreo fue la parcela de 10 x 10 metros (Westhoff y van der Maarel 1973). Las coberturas fueron estimadas para las plantas vasculares perennes siguiendo la escala ordinal de Braun-Blanquet (1979) modificada por Peinado *et al.* (2011) (Tabla 2).

Índice	Cobertura
r	Presencia en la zona puntual y de carácter esporádico
+	Menos del 1% de cobertura
1	Del 1% al 20%
2 ^a	Del 20% al 30%
2b	Del 30% al 40%
3	Del 40% al 60%
4	Del 60% al 80%
5	Del 80% al 100%

Tabla 2. Correspondencia de coberturas y su codificación para la realización de los inventarios fitosociológicos según Peinado *et al.* (2011).

Siempre que fue posible, las plantas fueron identificadas *in situ* utilizando las floras regionales o bien por conocimiento directo. Aquellas especies de más difícil identificación fueron determinadas en laboratorio, en ocasiones usando pliegos de herbario como material de comparación. La nomenclatura usada es la seguida por Flora Ibérica (Castroviejo 1986-2015). La nomenclatura fitosociológica es la usada por Peinado *et al.* (2008). En total se realizaron 167 inventarios, que incluyeron 233 taxones a nivel de especie, subespecie o variedad, según los casos.

Para los análisis estadísticos los valores de coberturas obtenidos por la metodología de Braun-Blanquet (1979) fueron transformadas según se muestra a continuación (Tabla 3):

Los análisis fueron llevados a cabo mediante el programa estadístico SPSS v22.0. La clasificación numérica de los inventarios estuvo basada en distancias Euclídeas y calculadas por el comando “Average Linkage Clustering” de SPSS, el cual está basado en la distancia mínima entre individuos y grupos afines.

Utilizando los porcentajes de presencia y cobertura de las especies citadas, cada uno de los grupos de inventarios unidos por el clúster fue asignado a una asociación incluida en el listado sintaxonómico de España y Portugal (Rivas-Martínez *et al.* 2001, 2002). Los códigos de los Hábitats Europeos para las asociaciones de vegetación fueron identificados con el Manual de Hábitats de la Unión Europea (EUR 2013). Finalmente, cada asociación fue asignada a una de las series de vegetación registrada en las series de mapas de vegetación de España (Rivas-Martínez *et al.* 2011) (Tabla 4).

Índice original	Índice transformado
r	No considerado para los análisis
+	1
1	2
2 ^a	4
2b	4
3	6
4	7
5	8

Tabla 3. Índices fitosociológicos transformados para su posterior análisis según Peinado *et al.* (2011).

2.4 Metodología para el estudio de las condiciones bioclimáticas

Para cada punto de muestreo obtuvimos la temperatura media del mes más cálido (Tmax), temperatura media mínima del mes más frío (Tmin) y precipitación anual. Estos datos fueron tomados a partir del atlas climático digital de la Península Ibérica (Ninyerola *et al.* 2005). Los datos fueron usados para calcular los parámetros e índices desarrollados en los resultados, y que están incluidos en las clasificaciones de Holdrige (1982) y Rivas-Martínez *et al.* (2011).

Con ello, cada punto de muestreo fue adscrito a un macroclima y un bioclima siguiendo el sistema de clasificación de Rivas-Martínez *et al.* 2011. Esta clasificación presenta varios niveles: macroclima, bioclima, termotipo y ombrotipo. Dentro de cada bioclima, las variaciones de termotipos y ombrotipos hacen posible distinguir los cinturones bioclimáticos.

Usando la versión online del mapa de vegetación de Rivas-Martínez (1987), cada punto de muestreo fue localizado en un sector bioclimático y asignado a un tipo particular de vegetación potencial natural. Este tipo de vegetación está definido como la comunidad de plantas que debería establecerse en ese lugar si la secuencia sucesional fuese completada sin la intervención humana (Ricotta *et al.* 2002).

Índice	Descripción del índice
Biot	Biotemperatura.
Evp	Evapotranspiración.
Hevi	Índice de evapotranspiración de Holdrige ($Hevi = Evp/P$) ¹
Ic	Índice de continentalidad ($Ic = Tmax-Tmin$) ²
Io	Índice ombrotérmico ($Io = Pp/Tp$) ²
Io ₂	Índice ombrotérmico de los dos meses consecutivos más secos
Io ₃	Índice ombrotérmico de los tres meses consecutivos más secos
Io ₄	Índice ombrotérmico de los tres meses consecutivos más secos, más el previo
Σio	Índice ombrotérmico acumulado ($Io_{ac} = Io_2 + Io_3 + Io_4$)
It	Índice de termicidad ($It = 10 [T + m + M]$)
P	Precipitaciones medias anuales
Pp	Precipitación positiva
T	Temperatura media anual
Tmax	Temperatura media del mes más cálido
Tmin	Temperatura media del mes más frío
Tp	Temperatura positiva

Tabla 4. Índices utilizados para la caracterización bioclimática de las regiones donde habita la alondra ricotí. Modificado a partir de Holdrige (1982) y Rivas-Martínez *et al.* (2011).

2.5 Captura de las alondras y toma de datos de los ejemplares capturados

Se desarrolló un intenso esfuerzo en capturar ejemplares de ricotí. Los individuos se capturaron mediante cepos-malla y, excepcionalmente, con redes japonesas. Ambos métodos de captura no ponen en riesgo la vida de los ejemplares capturados, aunque les supone, obviamente, un estrés producido por la captura.

Los cepos-malla se colocaron en el suelo en grupos de tres o cuatro en torno a un reclamo electrónico que reproduce el canto de la alondra. Cada uno de los cepos contaba con una larva de escarabajo tenebriónido (usamos indistintamente larvas de *Tenebrio mollitor* o de *Zoophoba morio*) que actuaba de cebo una vez la alondra había sido atraída a la vecindad de los cepos gracias al reclamo (Figura 9).



Figura 9. Ejemplar de alondra ricotí capturado mediante un cepo-malla. Autor: Alejandro Aparicio.

Las capturas mediante cepos-malla se realizaron unas cuatro horas después del amanecer y unas dos horas antes de la puesta del ocaso. Los cepos se revisaron cada 30 minutos y, en el caso de que no se hubiese capturado algún ejemplar, se recolocaban en otro lugar. Este método de trampeo, el más utilizado para capturar pequeñas aves terrestres, es también el más eficaz para la captura de la ricotí (Suárez 2010). Con este método además de ricotís se capturaron accidentalmente otras especies como alondra común (*Alauda arvensis*), terrera común (*Calandrella brachydactyla*), collalba gris (*Oenanthe oenanthe*), curruca tomillera (*Sylvia conspicillata*) y tarabilla común (*Saxicola torquata*).

El trampeo mediante redes japonesas, el método más utilizado para la captura de pequeños passeriformes (Pinilla 2000), es un método poco utilizado para la captura de la alondra ricotí. Durante nuestro estudio se dispusieron dos redes japonesas en zonas de alta densidad de alondras. La longitud conjunta de las redes fue de 30 metros lineales. Al pie de ambas redes se colocó un reclamo electrónico. En este caso, y a diferencia de los cepos, las redes eran instaladas tres horas antes del amanecer, y se retiraban una hora después de este. Las redes se revisaban cada 30 minutos para verificar si se había capturado algún ejemplar.

Todos los ejemplares de alondra ricotí capturados mediante uno u otro método fueron sexados y datados siguiendo la metodología especializada (Svensson 2009; Vögeli *et al.* 2007). A continuación, se tomaron varias medidas biométricas. Las medidas tomadas a cada ejemplar fueron siempre las mismas y realizadas en todos los casos por el autor de esta tesis para evitar sesgos en la toma de datos. A cada una de las alondras capturadas se le midieron los siguientes parámetros:

- **Medidas de tipo esquelético:** en este grupo se incluyen las medidas del tarso, longitud de la cabeza más el pico, culmen, altura del pico (“pico-alto”) y anchura del pico (“pico-ancho”); estas dos últimas medidas tomadas en la base del pico. Todas las medidas están expresadas en milímetros (mm). Las medidas de tipo esquelético están menos sujetas a afecciones ambientales, como puede ser el desgaste. La toma de medidas siguió la metodología de Svensson (2009).
- **Medidas de tipo no esquelético o de regiones queratinizadas:** en este grupo se incluyen las medidas del cuerpo que no están directamente relacionadas con sus elementos óseos. Son las plumas y las uñas, formadas fundamentalmente por queratina, lo que las expone más al desgaste ambiental. No obstante, tales medidas son útiles para caracterizar fenotípicamente a cada individuo. Las medidas tomadas fueron: la longitud del ala en cuerda máxima, plumas primarias P9-P1, pluma secundaria S1, longitud de las rectrices y longitud de la uña posterior. Todas estas medidas fueron anotadas en milímetros. Este tipo de medidas ofrecen datos interesantes sobre la condición física del ave durante el periodo de captura, ya que las plumas se mudan al menos una vez al año. La medida de la uña posterior es un carácter diagnóstico de numerosas especies de las familias *Alaudidae* y *Motacillidae* (Alström y Mild 2003; Svensson 2009). Como en el caso anterior, la toma de medidas sigue la metodología mostrada por Svensson (2009). La nomenclatura de los distintos tipos de plumas se detalla en las figuras 10-12.
- **Otras medidas:** además se tomaron medidas de peso (en gramos) y del estado físico del ave, siguiendo a Pinilla (2000), en el caso de la acumulación de tejido muscular, y a Kaiser (1993), en el de la acumulación de tejido adiposo (Tablas 5 y 6).

Valor de músculo	Condición del ave
0	Quilla muy patente. Sin apenas músculos pectorales.
1	Quilla patente. Músculos pectorales patentes.
2	Quilla apenas visible. Músculos pectorales muy desarrollados.
3	Quilla no visible. Músculos pectorales proyectándose por encima de la quilla.

Tabla 5. Valoración de los niveles de músculo pectoral. Modificado a partir de Pinilla (2000)

Valor de grasa	Condición del ave
0	Sin grasa visible.
1	Trazos de grasa en el seno interclavicular.
2	Trazos de grasa en el seno interclavicular y vientre.
3	Seno interclavicular relleno de grasa y trazos de grasa en vientre y flancos.
4	Seno interclavicular y vientre rellenos de grasa; ambas regiones unidas de manera discontinua por la grasa de los flancos.

Valor de grasa	Condición del ave
5	Seno interclavicular y vientre rellenos de grasa; ambas regiones unidas de manera continua por la grasa de los flancos.
6	Partes inferiores totalmente llenas de grasa excepto una gran zona en la región central del cuerpo del ave, ocupada por tejido muscular.
7	Partes inferiores totalmente llenas de grasa. Tejido muscular visible sólo en la parte central del cuerpo.
8	Partes inferiores totalmente llenas de grasa. Tejido muscular no visible.

Tabla 6. Valoración de los niveles de grasa subcutánea. Modificado a partir de Kaiser (1993)

El estudio de la muda de las alondras se llevó a cabo siguiendo la metodología propuesta por Pinilla (2000), que básicamente consiste en otorgar a cada pluma un valor entre 0 y 5 en función de su estado de crecimiento. El valor 0 se otorga a una pluma vieja y 5 a una pluma totalmente crecida. Los valores intermedios se describen a continuación (Tabla 7):

Valor de muda	Condición de la pluma
0	Pluma vieja o ausente.
1	Pluma en crecimiento con cañón en su totalidad.
2	Pluma en crecimiento con cañón cubriendo más del 50% de la longitud total de la pluma.
3	Pluma en crecimiento con cañón cubriendo menos del 50% de la longitud total de la pluma.
4	Pluma en crecimiento con restos de cañón en la base de la misma.
5	Pluma totalmente crecida.

Tabla 7. Valoración del estado de las plumas en función de su crecimiento. Modificado a partir de Pinilla (2000)

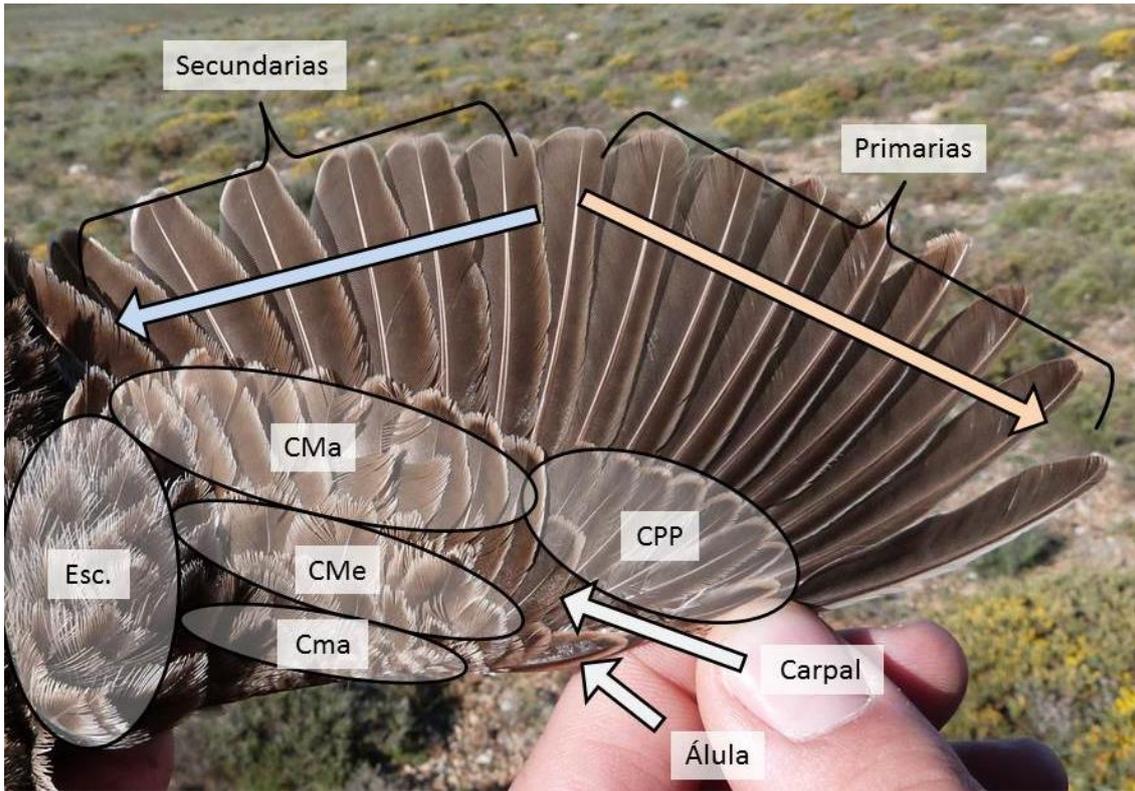


Figura 10. Identificación de los principales grupos de plumas en el ala de la alondra ricotí: primarias (plumas primarias), secundarias (plumas secundarias), Esc. (plumas escapulares), Cma (cobertoras mayores), Cme (cobertoras medianas), Cma (cobertoras marginales o pequeñas), CPP (cobertoras primarias), Carpal (cobertora carpal) y Álula (grupo de tres plumas denominadas en conjunto "álula"). La flecha de color azul indica la secuencia de muda de las plumas secundarias (desde la más externa al cuerpo, a la más cercana a éste) y la de color anaranjado indica la muda de las primarias (desde la más cercana al cuerpo, a la más distal de éste). Autor: Carlos Talabante.

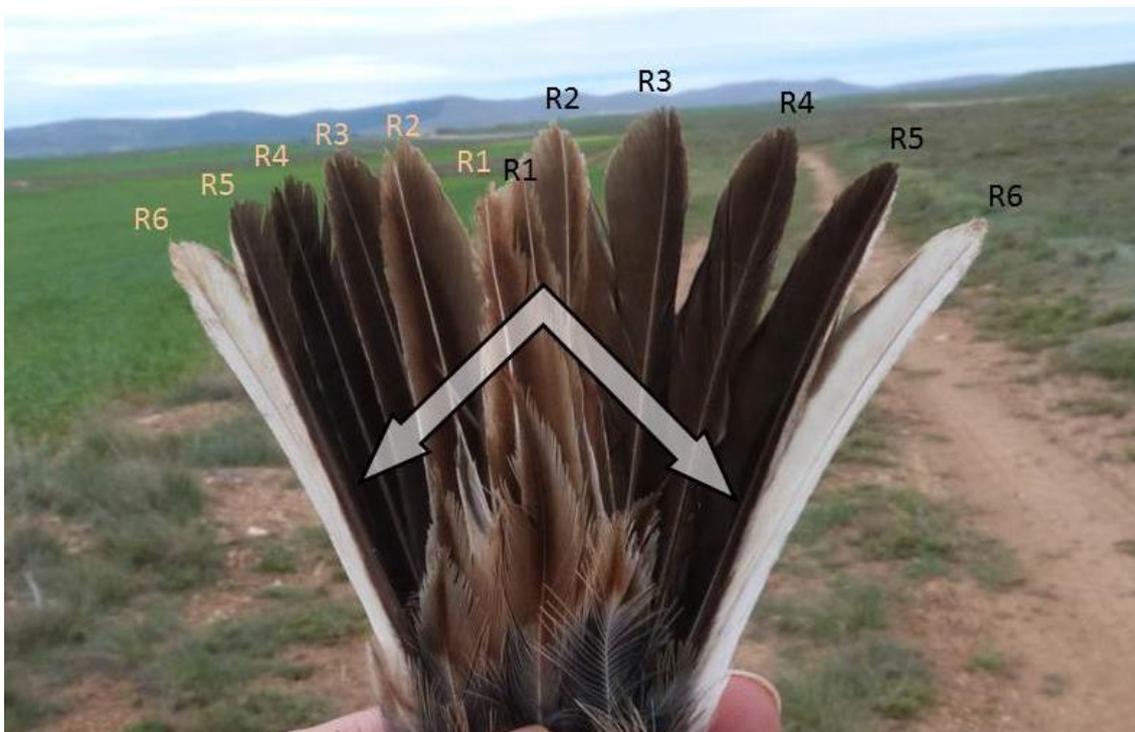


Figura 11. Identificación de las plumas de la cola o rectrices de una alondra ricotí. R1-6 (negro) rectrices del lado izquierdo, R1-6 (anaranjado) rectrices del lado derecho de la cola. Las flechas indican la secuencia de muda de las rectrices, las cuales se mudan de manera centrífuga. Autor: Carlos Talabante.

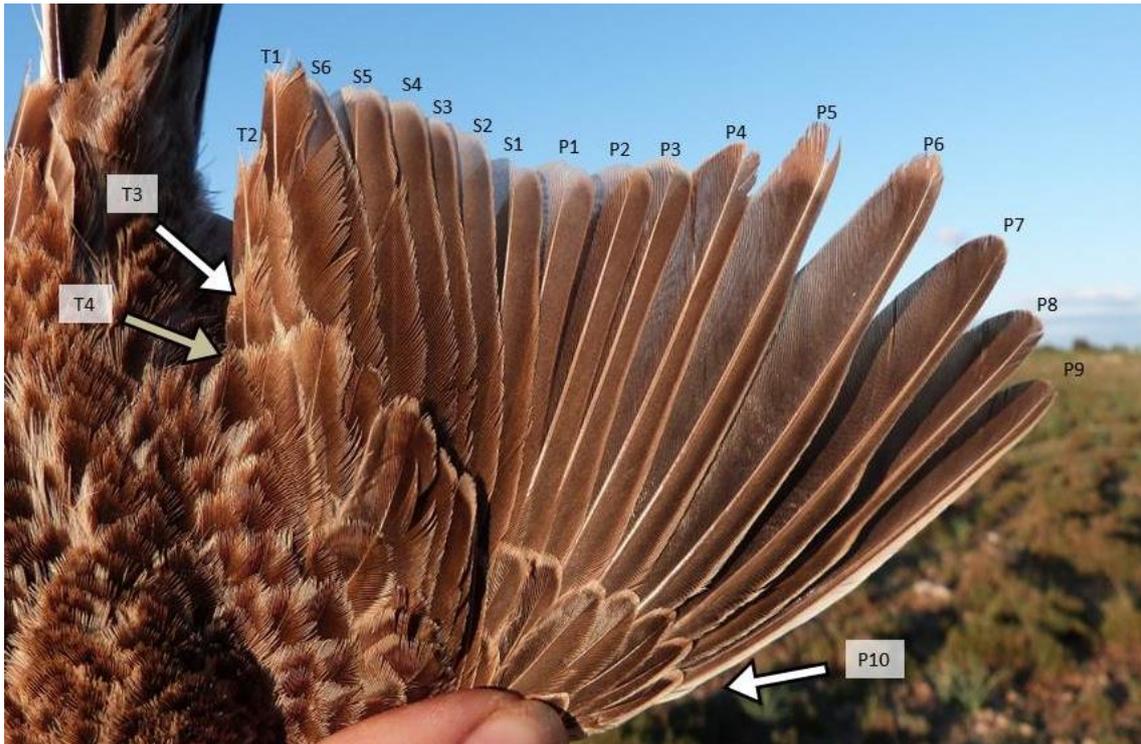


Figura 12. Numeración seguida para la identificación de las plumas de vuelo: P (plumas primarias), S (plumas secundarias) y T (plumas terciarias). La P10 presenta un tamaño reducido, y con frecuencia se encuentra cubierta por las cobertoras primarias. La T4 aparece indicada mediante una flecha de otro color, indicando que se encuentra cubierta, en este caso, por las plumas escapulares y cobertoras mayores internas. Los alúdididos se encuentran entre los pocos passeriformes europeos que cuentan con cuatro plumas terciarias en lugar de las tres habituales en el resto de familias europeas. Autor: Carlos Talabante.

2.6 Metodología de análisis y determinación de las presas

La dieta de las alondras se estudió mediante el análisis visual de los restos de alimentación encontrados en las heces. El corto tracto digestivo propio de las alondras hace que las presas no queden muy disgregadas en su trayecto (Donald 2004). Gracias a ello, es posible ofrecer, con una observación minuciosa y juicio experto para determinar fracciones corporales de artrópodos, una visión directa bastante acertada de la dieta del ave. El método permite una eficaz determinación taxonómica de numerosos restos y es un método poco invasivo en comparación con otros (Talabante *et al.* 2015a). Además, la determinación visual de las presas resulta más económica que las técnicas de determinación masiva (como el *metabarcoding*). El estudio de la dieta a partir de los restos encontrados en los excrementos ha sido llevado a cabo con resultados excelentes tanto en aves como en mamíferos (*cf.* Palomares y Delibes 1991).

De esta manera, la identificación de componentes animales en la dieta, principalmente artrópodos, pero también moluscos con concha, puede realizarse de forma satisfactoria mediante un examen visual de los excrementos. Para poder diferenciar las distintas partes de los animales que sirvan para la determinación de los restos se usaron lupas binoculares. Antes de hacerlo, es necesario preparar los excrementos mediante la disgregación de los mismos, un proceso que se facilita mediante la adición de etanol de 70%, ya que los excrementos son hidrófobos cuando están secos y el etanol favorece su manipulación. Esta sencilla técnica ayuda, además, a la separación fácil de los restos de interés de los desechables. La

metodología usada para la preparación de los excrementos es similar a la empleada para el estudio de egagrópilas de rapaces (para una descripción más detallada, *cf.* Zarco *et al.* 2016 y Penteriani *et al.* 2008).

Los restos de interés que se han usado para la identificación de los taxones corresponden a las partes más quitinizadas y, por consiguiente, más duras del cuerpo del animal. En el caso de los insectos, estos restos fueron principalmente el pronoto (*Coleoptera*), el clípeo (*Coleoptera*), artejos locomotores (*Coleoptera*, *Orthoptera*, *Dictioptera*), apéndices masticadores (*Orthoptera*, larvas de varios grupos taxonómicos), caracteres determinantes de taxones particulares (como los cercos de los dermápteros), e incluso individuos completos (*Formicidae*). En los arácnidos, la parte corporal usada para la determinación taxonómica de cada grupo fue principalmente el prosoma.

Existen grupos taxonómicos que presentan cuerpos poco quitinizados a lo largo de toda su vida (anélidos, por ejemplo; *cf.* Brusca y Brusca 2005), mientras que otros presentan estados de desarrollo con poca cantidad de quitina en sus cuerpos (como los coleópteros o lepidópteros en sus fases preimaginales; *cf.* Brusca y Brusca 2005). En estos casos es posible una aceptable identificación taxonómica de los restos al menos hasta el nivel de orden o familia. Las partes más interesantes para la determinación de estos grupos son las quetas o sedas de los anélidos o los aparatos bucales y genas de larvas de artrópodos, como en el caso de coleópteros y lepidópteros, respectivamente (Brusca y Brusca *l.c.*).

Los restos considerados de interés para la identificación de las presas fueron clasificados anatómicamente. De esta manera se obtuvo un número mínimo de ejemplares consumidos por la alondra. Este es un método adecuado de cuantificación de restos encontrados en la dieta a través del estudio de excrementos y egagrópilas, donde se puede estimar un número mínimo de ejemplares que pasaron por el tracto digestivo del sujeto de estudio.

Los restos fueron cotejados con colecciones científicas de referencia sobre la entomofauna de la zona de estudio. Las colecciones entomológicas consultadas han sido las del propio autor de esta tesis y las del Área de Zoología del Departamento de Ciencias de la Vida de la Universidad de Alcalá. El proceso de asignación taxonómica fue completado mediante bibliografía especializada en cada grupo taxonómico (Barrientos 2005; Martín-Piera y López-Colón 2000; Veiga y Martín-Piera 1988) y la consulta a entomólogos especializados en grupos concretos (José Ignacio López-Colón *Geotrupidae* y *Scarabeidae*, y Vicente M. Ortuño *Carabidae*).

Para el estudio de la dieta se han usado datos de alondras capturadas en las parameras de Molina (equipo de la Universidad de Alcalá) y de las de Soria Sur (equipo de la Universidad Autónoma de Madrid). En ambos casos se obtuvieron excrementos de los ejemplares capturados durante las jornadas de anillamiento. Los excrementos se conservaron deshidratados en papel secante hasta su llegada al laboratorio. El análisis de laboratorio se llevó a cabo disgregándolos cuidadosamente bajo lupa binocular y separando las partes del

cuerpo de los artrópodos para su determinación taxonómica. El proceso de caracterización se completó mediante el uso de bibliografía específica sobre determinados grupos taxonómicos de artrópodos o mediante la comparación directa con colecciones científicas de referencia. Para calcular la biomasa aportada por cada taxón, se procedió a pesar en seco cada uno de ellos mediante una balanza digital con precisión 0,01 gramos.

2.7 Metodología de los muestreos de artrópodos

Para estudiar la cantidad de artrópodos epigeos presentes en la zona de estudio se hicieron dos tipos de muestreos específicos, los cuales se desarrollan a continuación:

2.7.1 Muestreo de artrópodos epigeos mediante trampas de caída (pit-fall)

Para los muestreos de artrópodos epigeos se usaron trampas de caída. Las trampas usadas en nuestro estudio fueron contenedores de plástico transparente de 230 ml de capacidad, 7 cm de diámetro y 10 cm de profundidad. Cada uno de ellos estaba provisto de agujeros en el tercio superior para su drenaje en caso de lluvia. Las trampas se enterraron en el suelo protegidas por un tubo de PVC para evitar el colapso de las mismas (Figura 13). En cada trampa se añadieron 175 ml de solución conservante de etilenglicol con agua al 40%. Fueron instaladas 90 trampas repartidas en triadas a lo largo de 30 puntos de muestreo. Es decir, cada uno de los puntos de muestreo incluía una tríada de trampas. Cada una de las trampas distaba diez metros entre sí, y las tríadas unos 400 metros. Esta metodología fue sugerida por el Grupo de Ecología Terrestre de la Universidad Autónoma de Madrid, para un estudio comparativo entre las zonas de Soria y las de Guadalajara.

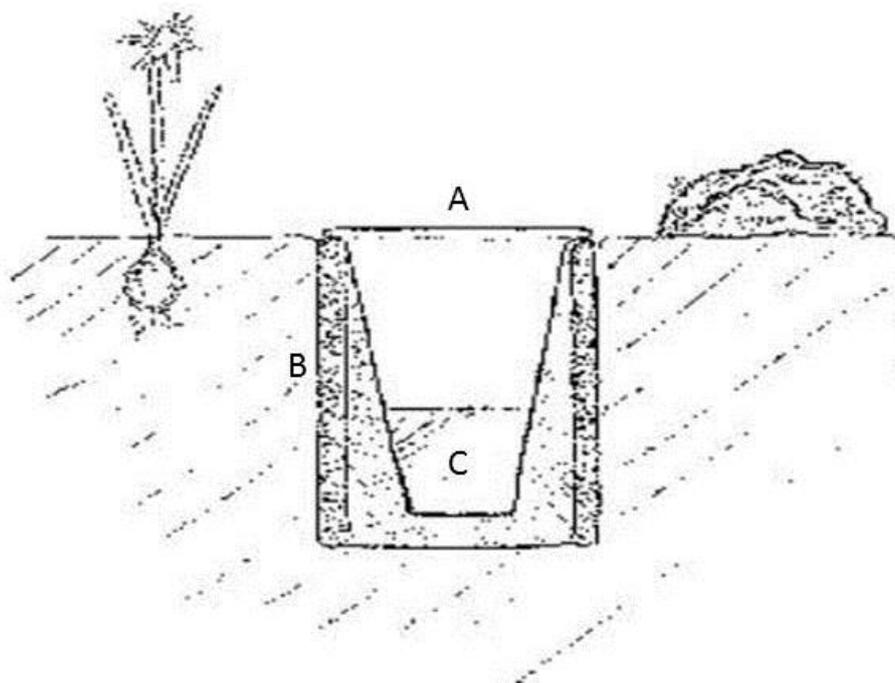


Figura 13. Esquema de la trampa de caída (pit-fall). A: Recipiente de plástico donde caen los artrópodos; B: Tubo de PVC para evitar su colapso del recipiente de plástico, el cual se aloja en su interior; C: Líquido conservante. Autor: Carlos Talabante (modificado a partir de Lobo *et al.* 1988).

Las trampas permanecieron activas durante una semana. Transcurrido ese tiempo los artrópodos capturados se traspasaron a botes herméticos tipo duquesa con etanol al 70% para su conservación hasta el laboratorio.

2.7.2 Muestreo de artrópodos coprófagos mediante trampas específicas

Atendiendo a la importancia que podría tener este grupo de artrópodos en la dieta de la especie (Talabante *et al.* 2015a), se realizó un muestreo específico de artrópodos de hábitos coprófagos ya que estos no salen bien representados en las trampas de caída. En cada uno de los puntos de muestreo de trampas de caída se instaló además una trampa específica para artrópodos coprófagos.

Cada una de ellas constaba de dos piezas desechables: un contenedor de aluminio y en su centro un contenedor de plástico invertido, sobre el que se colocó la masa de excrementos. El contenedor de aluminio se colocaba enrasado en el suelo para interceptar el paso de artrópodos. El líquido conservante de este tipo de trampa fue similar al usado para las de tipo *pit-fall*. En este caso se usó cebo atrayente para la captura de las especies coprófagas. El tipo de cebo usado fueron unos 200 g (aproximadamente) de excremento de caballo (Figura 14). Cada una de las trampas se mantuvo en el campo tan solo un día. Los resultados de las capturas fueron recogidos transcurridas 24 horas desde la instalación de cada trampa. De la misma manera que en el caso de las trampas *pit-fall*, las muestras fueron conservadas en etanol al 70% hasta su análisis en el laboratorio.

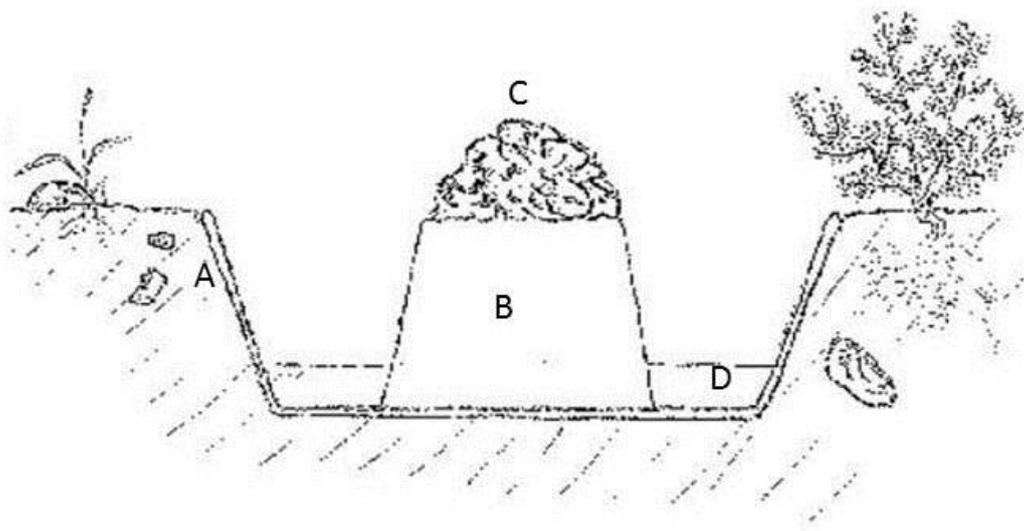


Figura 14. Esquema de la trampa de caída de coprófagos. A: Recipiente de aluminio donde caen los artrópodos; B: Recipiente invertido de plástico que soporta el excremento; C: Excremento atrayente de los artrópodos coprófagos; D: Líquido conservante. Autor: Carlos Talabante (modificado a partir de Lobo *et al.* 1988).

Ambos tipos de muestreo se realizaron en el mes de mayo de 2016 con la intención de profundizar en el estudio de la comunidad de artrópodos epigeos de este periodo del año que pudieran formar parte de la dieta de la alondra y comparar nuestros datos con los recogidos en un estudio similar realizado por el equipo de la Universidad Autónoma de Madrid.

2.8 Metodología de estudio de los artrópodos epizoos asociados a la alondra ricotí

Los artrópodos epizoos fueron recogidos directamente sobre el plumaje del ave siguiendo la metodología de Clayton y Walther (1997), Clayton y Drown (2001), Martín Mateo (1994) y Talabante *et al.* (2015b). Estos autores recomiendan una búsqueda minuciosa entre las plumas del ave buscando en varias regiones corporales. Esta precaución se debe a que, para evitar la competencia interespecífica, las distintas especies de artrópodos asociados a las plumas explotan determinadas regiones corporales de su hospedante.

Los ejemplares de artrópodos recolectados fueron introducidos en botes herméticos con 1,5 ml de etanol al 96% para su conservación hasta el laboratorio. En cada bote se registró el número de especímenes recolectados en el hospedador y la región del cuerpo donde se encontraron. Además, se anotó la fecha y localidad de captura, así como los datos de edad y sexo del hospedador.

La determinación de la mayoría de los ejemplares se realizó mediante un examen visual a través de lupas binoculares. Los artrópodos recogidos fueron conservados *in toto* en etanol del 96%. Los ejemplares se identificaron a nivel de especie o género siempre que la conservación del espécimen lo permitiese. Aquellos taxones de más difícil identificación fueron determinados a nivel de “morfoespecies” y etiquetados como “unidades taxonómicas reconocibles” (UTRs; Oliver y Beattie 1993). Los datos registrados para cada uno de los especímenes identificados fueron la fecha y localidad de recolección, así como el nombre del recolector y de la persona que lo identificó. Para evitar sesgos en la identificación, todos los especímenes fueron determinados por el doctorando. En casos especiales se remitió para su confirmación a especialistas en determinado grupo. La nomenclatura de los diferentes taxones sigue a Hutson (1984), Martín Mateo (2002, 2009) y Theodor y Oldroyd (1964).

2.9 Metodología del estudio de la conectividad

El estudio mostrado en el apartado de la conectividad de las poblaciones de alondra ricotí ha sido realizado en la ZEPA “Lagunas y Parameras del Señorío de Molina” y las manchas adecuadas de vegetación próximas a esta zona. Además, se consideró que el estudio debía hacerse incluyendo también las poblaciones limítrofes de Zaragoza y Teruel, por lo que la delimitación quedó como se describe a continuación:

- Por el Este con el valle del Jiloca como barrera natural.
- Por el Oeste, las poblaciones de Riba de Saelices y de los Altos de Alcolea del Pinar.
- Al Noroeste se incluyó la zona con población de alondras de Calatayud.
- Al Sur las poblaciones de Gea de Albarracín.

La zona de estudio elegida para hacer el análisis de conectividad entre poblaciones, contiene seis grandes núcleos poblacionales, según Suárez (2010). La nomenclatura seguida para denominar las distintas poblaciones se ha tomado a partir de Suárez (2010). Para realizar el análisis de conectividad, las poblaciones se dividieron a su vez en 21 subpoblaciones (Figura

15). La delimitación de las subpoblaciones se ajustó a las zonas con hábitat potencial para el ave. En la zona predominan los matorrales pulvinulares dominados por *Genista pumila* subsp. *rigidissima*, pero en ocasiones también por *Erinacea anthyllis* o por tomillares.

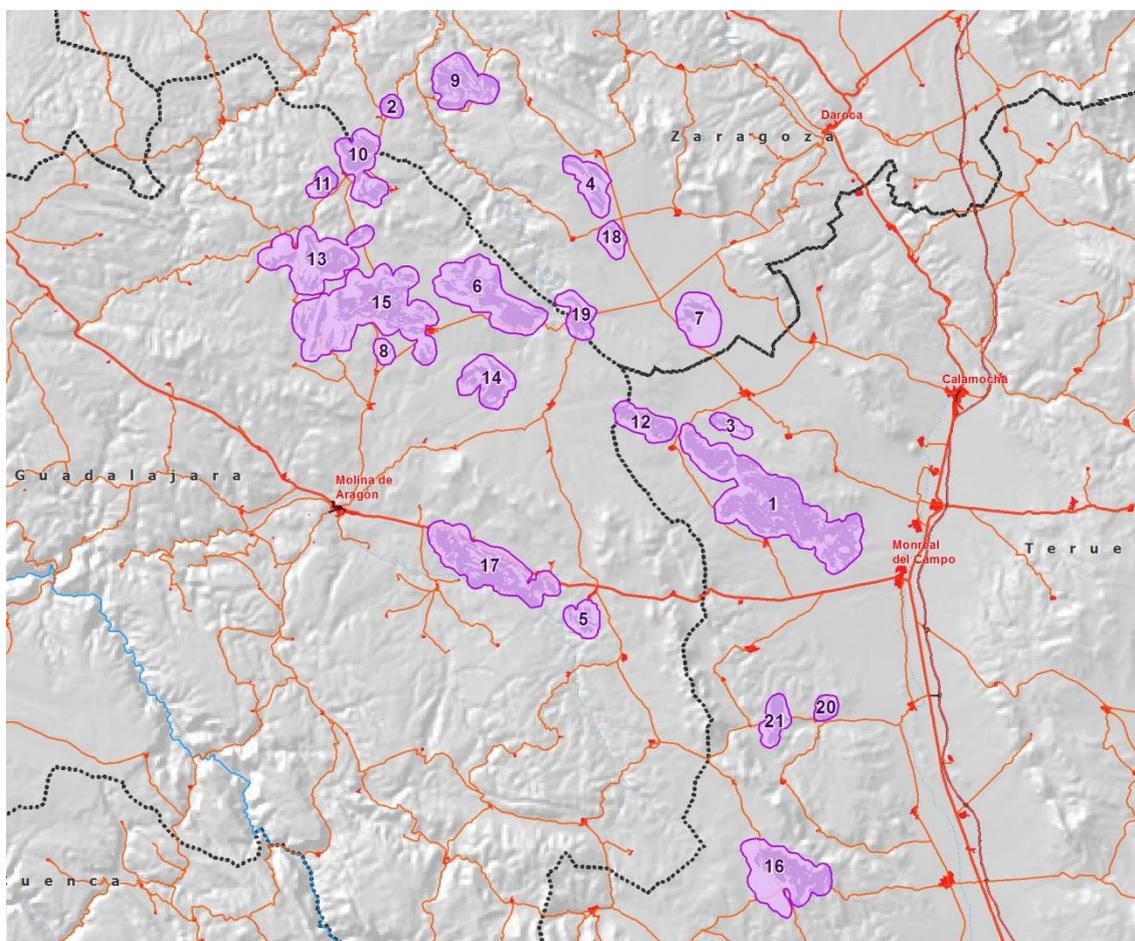


Figura 15. Subpoblaciones consideradas para este estudio: 1: Blancas-Odón Este, 2: Campillo de Aragón, 3: Cerro de Lázaro, 4: Cubel-Cruz del Otero, 5: El Pobo de Dueñas, 6: Embid-La Punta, 7: Ermita Gallocanta, 8: Loma La Fuente, 9: Llumes, 10: Milmarcos-Norte, 11: Milmarcos-Sur, 12: Odón-Oeste, 13: Parameras de Molina-Centro, 14: Parameras de Molina-Este, 15: Parameras de Molina-Sur, 16: Pozondón, 17: Tordelpalo-Morenilla, 18: Torralba de los Frailes-El Cabezo, 19: Torralba de los Frailes-Venta del Cuerno, 20: Villar de Salz-Este, 21: Villar de Salz-Oeste.

El primer paso para el estudio fue delimitar las parcelas de hábitat potencial de la ricotí mediante fotointerpretación de las ortofotografías PNOA (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea) actualizadas a fecha de Junio de 2012. Como apoyo, se utilizó también la cartografía base del Inventario Forestal Nacional (IFN3). La fotointerpretación se realizó utilizando el software ArcGIS 10.1. La escala mínima de trabajo para la generación de la cartografía base fue 1:20.000.

A continuación, siguiendo la selección de hábitats de la especie (Suárez 2010) y la experiencia previa que se tiene de la especie en la zona, se diferenció en el campo los distintos tipos de matorral. De esa forma se seleccionó como hábitats preferentes los cambrionales pulvinulares y los tomillares, los cuales se unificaron posteriormente bajo la categoría “Matorral”. Con esta delimitación, la superficie de cada una de estas subpoblaciones se ajustó más a la realidad, ya

que se eliminaron manchas de hábitat menos óptimo para la especie, como campos de cultivo o zonas forestadas.

Para hallar la conectividad funcional entre las parcelas con hábitat adecuado se usó el software Conefor 2.6 (Saura y Torné 2009, 2012), con el que se calculó el índice de probabilidad de conectividad (PC) de Saura y Pascual-Hortal (2007). El índice considera la distancia máxima entre parcelas de matorral que puede recorrer la especie y la probabilidad de que recorra dicha distancia. Por tanto, indica la probabilidad de que dos puntos seleccionados al azar en el hábitat queden situados en zonas interconectadas. El índice viene dado por la siguiente fórmula:

$$PC = \frac{\sum a_i \cdot a_j \cdot p^{*ij}}{A_L^2} = \frac{PC \text{ num}}{A_L^2}$$

donde a_i y a_j son los atributos de la tesela, A_L es el máximo atributo del paisaje, y p^{*ij} es el máximo producto de probabilidad (Saura y Pascual-Hortal *l.c.*).

El propósito de la aplicación Conefor es el de crear escenarios teóricos a partir de los cuales se puedan llevar a cabo experiencias de restauración de hábitat teniendo en cuenta los requerimientos de hábitat de una especie y su rango de dispersión (Saura y Torné 2009, 2012). El algoritmo resume los pasos a seguir para poder seleccionar parcelas que sean importantes para la conectividad de la especie, siempre partiendo de los requisitos de hábitat de la alondra ricotí (Figura 16).

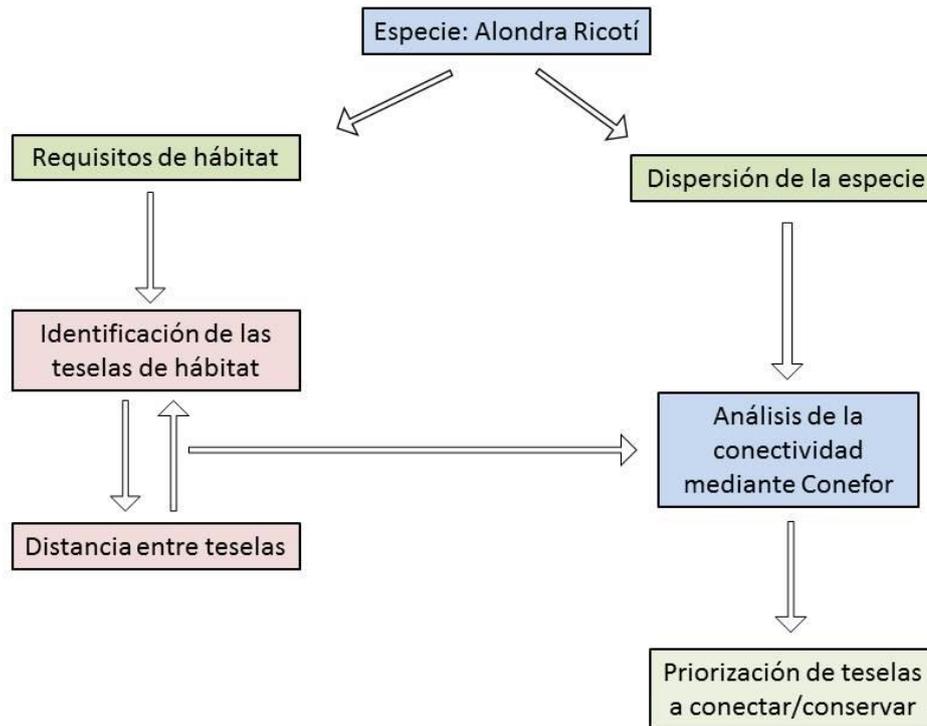


Figura 16. Pasos a seguir para el estudio de la conectividad de una especie mediante Conefor. Autor: Carlos Talabante.

Dentro del índice *PC*, el índice resumen del modelo, se integran otros tres que configuran la conectividad dentro de cada parcela y su relación con el resto del entorno de hábitats ocupados por la especie (Saura y Rubio 2010). Estos índices son *Pcintra*, *Pcflux* y *Pconnector*.

- El índice *Pcintra* determina cómo es la conectividad dentro de cada parcela, indicando cómo se producen las conexiones entre los diferentes factores internos.
- El índice *Pcflux* determina cómo es la conectividad para una determinada parcela cuando actúa como punto de inicio o de final de los movimientos de un determinado organismo entre otras parcelas. Este índice determina el valor de las parcelas que no son determinantes en la unión de dos o más de ellas, pero si son zona de paso en la conectividad.
- El índice *Pconnector* es semejante al *Pcflux*, pero *Pconnector* supone la conectividad que aporta una determinada parcela cuando la misma supone un punto de paso obligatorio entre dos o más parcelas.

Aunque estos tres índices son partes integrantes del índice *PC*, se mostrarán por separado para ver cómo afecta cada uno de ellos a la conectividad de la estructura espacial de las parcelas.

Para el análisis de la conectividad mediante Conefor es necesario incluir dos datos de partida que tienen que ver tanto con la especie objeto de estudio como características propias de las

parcelas. Estos son: la distancia de dispersión de la especie en cuestión y la idoneidad de cada una de las parcelas estudiadas.

La distancia de dispersión es la distancia que es capaz de recorrer una especie desde su punto de origen natal, a la búsqueda, principalmente, de nuevos territorios. En el caso de la alondra ricotí se cuenta con varias distancias de dispersión, fruto de unos pocos estudios, que van desde poco más de un kilómetro hasta más de 80 (Suárez 2010), aunque esta última distancia constituye un caso excepcional. Para nuestro estudio se plantearon seis distancias hipotéticas de dispersión (150, 500, 750, 1.000, 5.000 y 10.000 metros desde cada una de las parcelas) que cubren parte de este espectro de posibilidades y ofrecen una visión en conjunto más real de lo que pudiera ocurrir en la zona. Los análisis se realizaron tomando como referencia la distancia Euclídea desde cada una de las 21 parcelas analizadas.

Para todos los casos de distancias hipotéticas se realizaron dos tipos de modelos de dispersión. El primero incluyó a todas las parcelas consideradas en el estudio. Todas ellas representan un hábitat idóneo para la especie, aunque no haya sido confirmada presencia de la especie. El segundo modelo incluyó en el análisis de aquellas parcelas en las que el hábitat es el idóneo y, que además, cuentan con presencia confirmada de ricotís. Incluye a todas las parcelas estudiadas, excepto a las parcelas 5 (El Pobo de Dueñas), 7 (Ermita Gallocanta) y 14. (Parameras de Molina Este).

Además de ello, es necesario ofrecer un valor de idoneidad a cada una de las 21 parcelas consideradas. Hacerlo permite verificar lo favorables que son cada una de ellas para que las ocupe la ricotí durante sus movimientos dispersivos. En nuestro caso se tuvieron en cuenta valores de densidad de aves, que se calculó según el número de ejemplares por cada 10 hectáreas de parcela. El número de ejemplares se obtuvo de los censos realizados por la Cátedra de Medio Ambiente desde el año 2009 hasta el 2014 (Cátedra de Medio Ambiente 2009-2014) y considerando siempre el número más alto de ejemplares para cada una de las parcelas. En aquellas parcelas para las que no se dispuso de datos de censos propios, se usaron los datos de censos existentes para cada una de ellas publicados por Suárez (2010).

Teniendo en cuenta que la calidad del hábitat dentro de cada parcela puede variar subjetivamente para cada ave en dispersión [*a priori* los matorrales de *Genista pumila* subsp. *rigidissima* son de mejor calidad para la especie que los tomillares (Suárez 2010)], se optó por dar tres tipos de atributos a las parcelas consideradas:

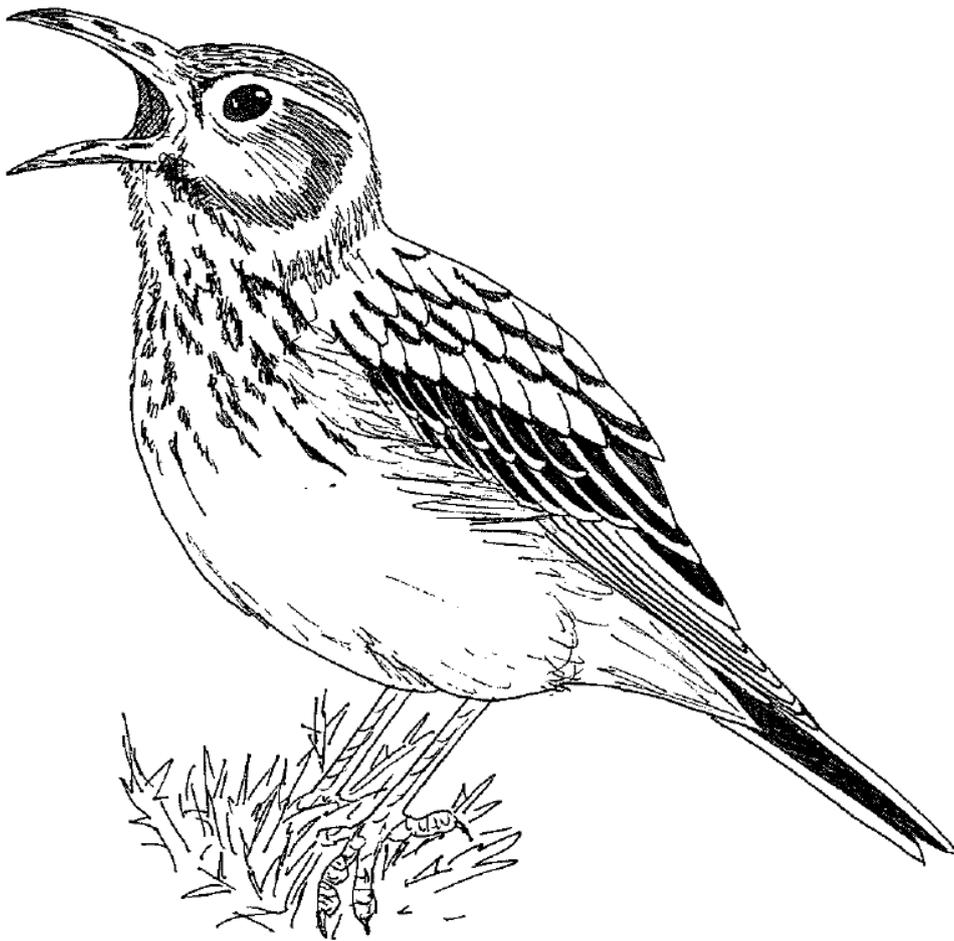
- Atributo “superficie”: Para evitar sesgos en la variación de las densidades de las aves entre distintos censos, se tomó como valor único el atributo de la superficie de cada mancha de hábitat.
- Atributo “densidad”: Para evitar desviaciones en cuanto a la densidad de aves (relacionado con la calidad de hábitat) y la distancia entre las distintas subpoblaciones, se procedió a realizar un modelo hipotético de dispersión/calidad de la mancha en el que todas las subpoblaciones tuviesen el mismo valor de densidad de aves. El valor

usado en todas ellas fue de 100. Al tener todas las manchas la misma calidad en lo que se refiere a la densidad de aves, se evitaron sesgos en este sentido, atendiendo solo a factores espaciales de dispersión.

- Atributo “valor único”: Se procedió a realizar un modelo hipotético de dispersión/calidad de la mancha, en el que todas las subpoblaciones tuviesen el mismo valor de atributo. El valor usado en todas ellas fue de 100. De esta manera, al tener todas las manchas la misma calidad, el modelo trabaja con la distribución espacial de las parcelas. Es decir, este modelo refleja los valores de las parcelas fundamentalmente por su situación geográfica. A este modelo se le ha denominado “parcelas de valor único”, para diferenciarlo de los valores numéricos de dispersión mencionados anteriormente.

De esta manera se consideraron cuatro modelos de análisis de conectividad: dos en los que solo se tienen en cuenta la distancia entre parcelas y la distancia de dispersión de la especie (modelos de parcelas parciales y totales), y dos en los que además se tiene en cuenta la densidad de aves y la superficie de cada parcela (modelos de atributo “superficie” y de “densidad”). Los cuatro modelos fueron analizados con los tres índices de conectividad PC.

3 Resultados y discusión



El característico canto de la alondra ricotí ha dado lugar a numerosos nombres locales que aluden a su voz.

3.1 Caracterización fitosociológica del hábitat de la alondra ricotí a lo largo de su área de distribución ibérica

3.1.1 Geología y suelos

Mientras que alrededor del 85% de los territorios de alondra ricotí ibéricos y norteafricanos están emplazados sobre sustratos calizos y dolomíticos mesozoicos o sobre sedimentos miocénicos en el valle del Ebro, la mayoría de los territorios noroccidentales, localizados alrededor del valle del Duero, se sitúan sobre sustratos ácidos paleozoicos, principalmente sobre pizarras, cuarcitas o granitos.

Los suelos en los cuales habitan la mayoría de las alondras son leptosoles, principalmente de tipo rendzina sobre rocas calcáreas y ránker sobre rocas ácidas. Son suelos muy superficiales cuando se originan sobre rocas compactas o suelos más profundos cuando lo hacen sobre sustratos pedregosos o ricos en gravas. En áreas calcáreas con alta pluviometría, se desarrollan luvisoles en terrenos cársticos sobre arcillas miocénicas. Cuando estas arcillas están muy lixiviadas, los matorrales basófilos incluyen especies silicícolas como *Cistus ladanifer* o *C. laurifolius*. Los leptosoles y muchos luvisoles crómicos pétreos son suelos poco atractivos para la agricultura de secano debido a su incapacidad para retener el agua, pero son muy adecuados para el pastoreo extensivo (IUSS Working Grupo WRB 2015), una característica que probablemente ha preservado las poblaciones de alondra en pequeñas manchas rodeadas de zonas con fuerte presión agrícola.

En los depósitos aluviales, coluviales y eólicos no consolidados del Mioceno de la Depresión del Ebro predominan los gipsisoles. En los gipsisoles profundos susceptibles de ser irrigados pueden plantarse una amplia gama de cultivos, pero en gran parte de la Cuenca del Ebro los rendimientos son escasos en los lugares donde los horizontes petrogípsicos, es decir, las costras yesíferas, están a poca profundidad. Por lo tanto, desde la Edad Media grandes áreas de gipsisoles están en uso para el pastoreo extensivo.

3.1.2 Biogeografía

El mapa de la Figura 17 muestra la distribución biogeográfica de la alondra ricotí en la Península Ibérica. No hay poblaciones de alondras de Dupont en la porción peninsular correspondiente a la región Eurosiberiana. Tanto las poblaciones norteafricanas como ibéricas se encuentran en la región Mediterránea, cuyo clima, caracterizado por una prolongada sequía estival, parece más favorable para el período reproductivo y post-reproductivo del ave.

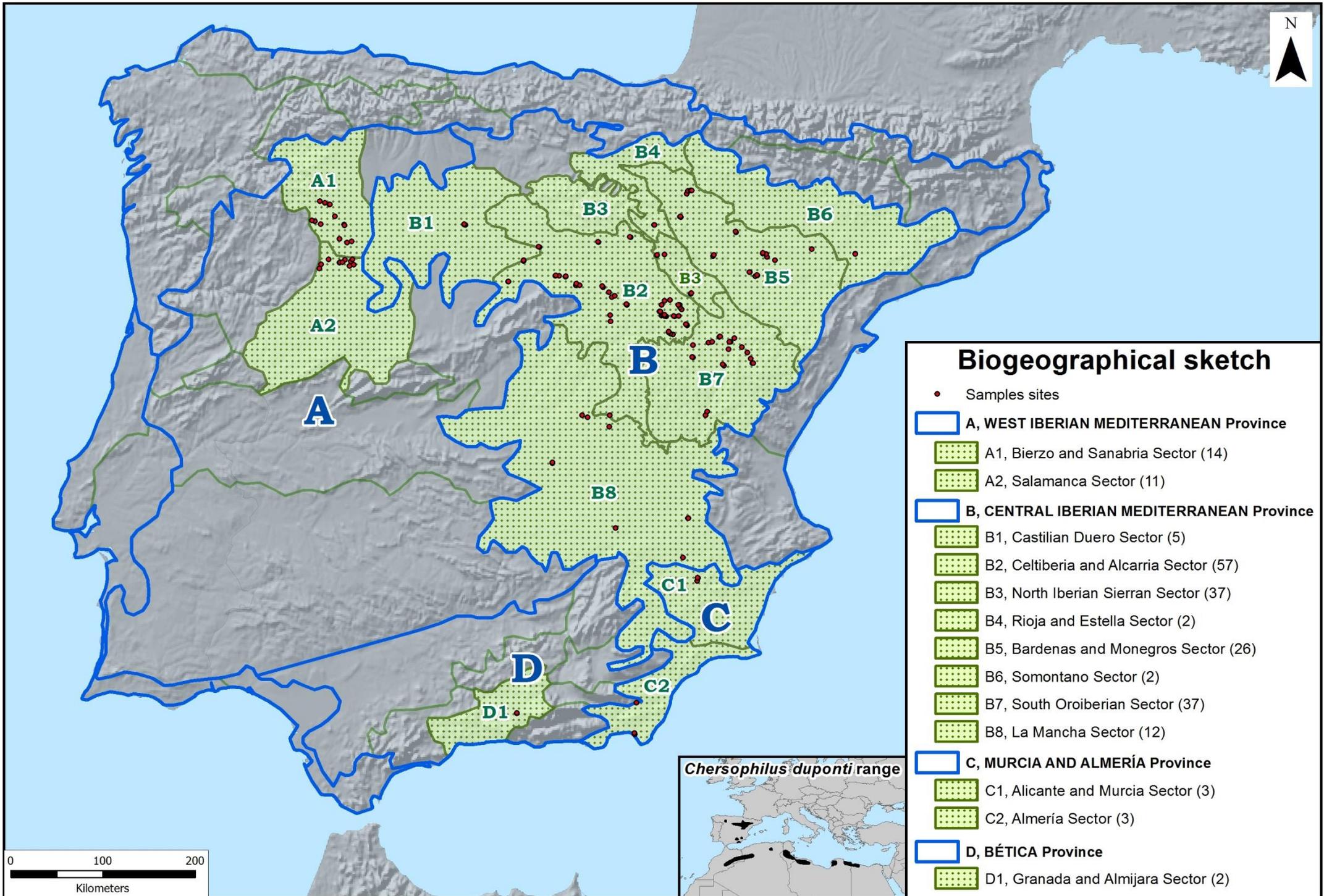
Las poblaciones ibéricas se concentran principalmente en dos provincias biogeográficas: Mediterránea Ibérica Central y Mediterránea Ibérica Occidental (Figura 17), siguiendo un eje que coincide con las montañas y las parameras del Sistema Ibérico y con la cuenca principal del Sistema, la del valle del Ebro.

Fuera de ese, las poblaciones más importantes se encuentran en la subprovincia de Carpetano-Leonesa, que son las poblaciones de alondras más occidentales. Estas poblaciones, a su vez, están a 75 km de sus vecinas más cercanas del Sistema Ibérico,

situadas en Palencia. A pesar de esta separación geográfica entre estas poblaciones, la conexión entre ellas podría ser el Corredor de la Bureba, una vasta llanura limitada por altas montañas que conecta el valle del Ebro, tributario de la cuenca mediterránea, con el valle del Duero, tributario de la atlántica. En este corredor se sitúan las poblaciones humanas más antiguas de Europa (Arsuaga *et al.* 2014) y ha sido un lugar intensamente colonizado al menos desde la época romana, por lo que ahora está completamente transformado por las actividades agrícolas, que probablemente extinguieron a las poblaciones originarias de ricotí e interrumpen la posible conectividad entre las poblaciones oriental y occidental.

Las pequeñas poblaciones de las provincias Bética y Murciano-Almeriense constituyen sendas disyunciones en el conjunto de las poblaciones ibéricas. Ambas provincias tuvieron una conexión con el norte de África durante la crisis árida messiniense, causa principal de que la flora y la fauna de las dos provincias presenten relaciones con las norteafricanas, incluyendo un número destacable de endemismos ibero-norteafricanos (Peinado *et al.* 1992). Eso sugiere que las poblaciones ibéricas más meridionales de ricotí estarían más relacionadas con las del norte de África, mientras que el abrupto eje paleozoico de Sierra Morena actuaría separando las poblaciones andaluzas de las del resto de la Península Ibérica.

Figura 17 (página siguiente). Esquema realizado a partir del mapa biogeográfico de Rivas-Martínez *et al.* (2017b) a nivel de sector. Los puntos rojos son las localidades inventariadas. Las cifras entre paréntesis son el número de sitios muestreados en cada sector. Las zonas coloreadas en verde son los sectores biogeográficos en los que ha sido citada la ricotí.



3.1.3 Bioclimatología

El mapa de la Figura 18 muestra los termotipos y ombrotipos para cada uno de los lugares muestreados. La Tabla 8 resume las relaciones de la vegetación con termotipos y ombrotipos. En todos los puntos de muestreo, la precipitación (P) fue siempre inferior al doble de la temperatura media anual ($P < 2T$) durante el bimestre más cálido del año. Por definición, el macrobioclima Mediterráneo está caracterizado por, al menos, dos meses secos consecutivos durante el periodo cálido del año, y un mes es definido como seco si las precipitaciones son menores a dos veces su temperatura ($P < 2T$) medidas en mm y °C, respectivamente (Walter 1985). Por lo tanto, las poblaciones ibéricas y norteafricanas de ricotí viven bajo condiciones de clima Mediterráneo, y de ahí también la exclusión del ave de los territorios eurosiberianos ibérico-septentrionales, en los que en al menos un mes del verano $P > 2T$.

En lo que se refiere al conjunto de precipitaciones, aunque el rango de precipitación media anual en los puntos muestreados oscila entre los 284 y los 915 mm, la mayoría de ellos (90%) están dentro de los umbrales de 367 a 775 mm. Atendiendo a los ombrotipos de la clasificación de Rivas-Martínez *et al.* (2011), 81 inventarios se incluyen en el ombrotipo subhúmedo [P: 431-775 mm; Índice ombrotérmico (Io): 3,6 a 6; Evapotranspiración media (EVPT): 629], 69 en el seco (P: 367-556; Io: 2-3,5; EVPT media: 754), 15 en el semiárido (P: 384-369; Io 1-2; EVPT media: 934), y dos en el húmedo (P: 915-898; Io > 6; EVPT media: 655).

El rango medio de la biotemperatura (Biot) es también muy amplio, pues fluctúa entre 19,3 en los lugares más cálidos, a 9,5 en los más fríos. No obstante, la mayoría de los lugares corresponden a regiones frías incluidas en los termotipos Supramediterráneo (73%; Biot: 11,1) y Mesomediterráneo (25,7%; Biot: 14). El termotipo Termomediterráneo (Biot: 19) solamente aparece en dos de los puntos de muestreo. Ambos puntos se encuentran en la provincia de Almería, en la localidad conocida como Las Amoladeras.

Con la excepción de esas dos poblaciones costeras en Almería y de otra población situada en algunos relieves suaves del piso Oromediterráneo inferior del sector Oroibérico Meridional, la alondra habita en las franjas supra y mesomediterráneas de algunas de las zonas de clima más extremadamente continental y frío de toda la Península Ibérica. En todas ellas hay, además, un prolongado periodo de sequía estival, particularmente acusado en la Depresión del Ebro y en la provincia Murciano-Almeriense.

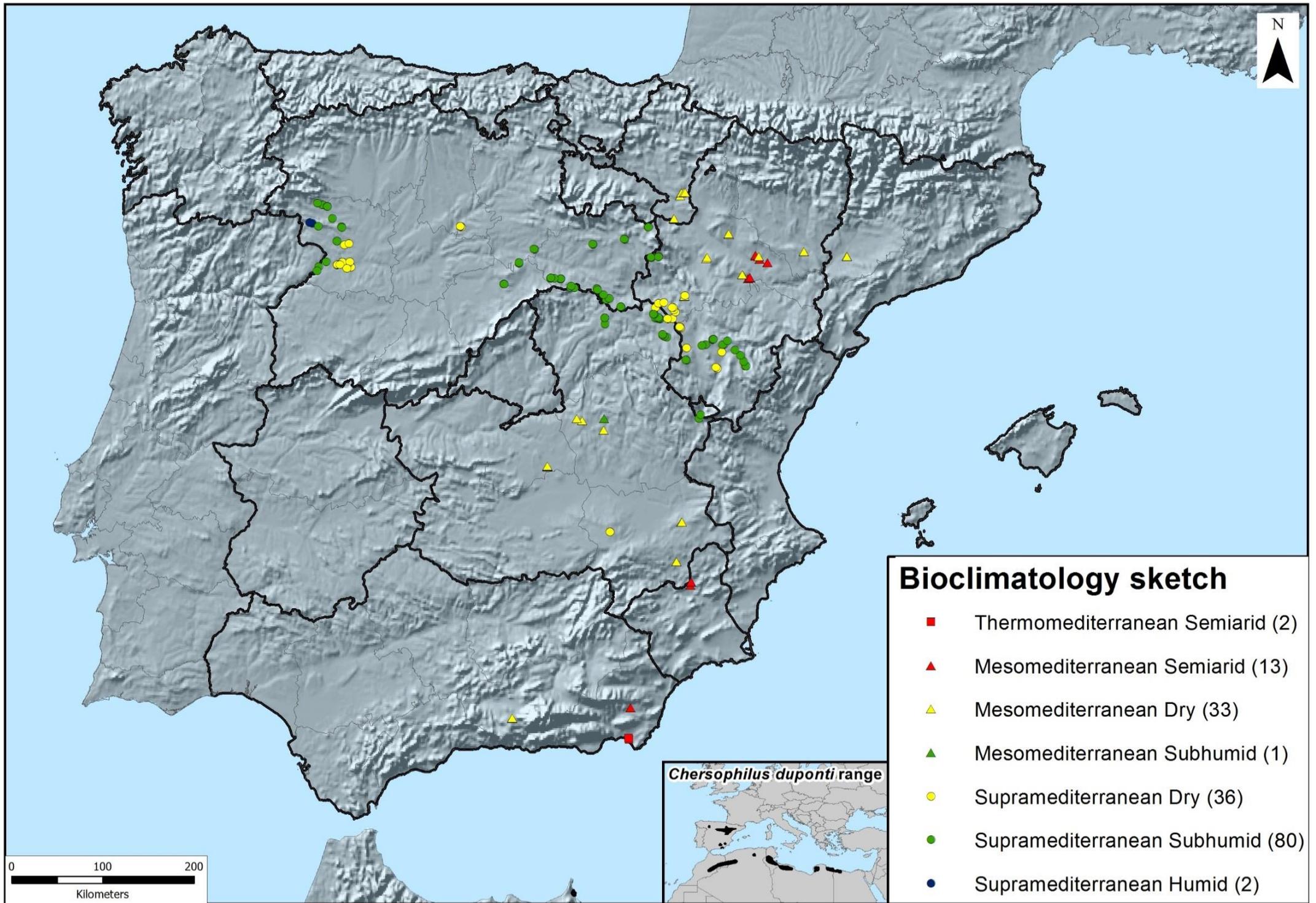
Las poblaciones de alondra ricotí están centradas principalmente sobre el alto páramo ibérico del sector Celtibérico-Alcarreño y en las montañas de los sectores Oroibérico Meridional e Ibérico Septentrional. En todos estos lugares las comunidades vegetales están expuestas a condiciones climatológicas extremas (Peinado *et al.* 2008). Algunas zonas Oroibéricas presentan temperaturas medias inferiores a 8-9 °C. En algunas de estas zonas, como en las parameras de Molina, se registran más de 120 días de heladas al año (Peinado *et al.* 2017). Molina de Aragón, junto con Calamocha y Teruel, forman el triángulo considerado como la “España helada”, en el que se registran frecuentemente temperaturas inferiores a los -20°C (Aupí 2005). Por su parte, las poblaciones supramediterráneas zamoranas se sitúan en las

penillanuras paleozoicas de la Meseta Central, tributarias del río Duero, una de las zonas de clima continental más extremo de la Península Ibérica (Aupí l.c.).

El núcleo central de las alondras mesomediterráneas se encuentra situado en las cuencas salobres y yesíferas de la Depresión del Ebro, una extensa planicie que representa una vegetación y un clima únicos en Europa (de Bolòs 1987). La Depresión está situada en la sombra de lluvias del Sistema Ibérico, del Prepirineo y de las montañas costeras catalanas, lo que acarrea que sea un territorio con acusada sequía estival y extrema continentalidad. Otra característica relacionada con estas condiciones es la frecuencia e intensidad con que se producen episodios de inversión térmica. Esto provoca efectos de enfriamiento del terreno que incrementan la continentalidad de la zona y favorece la presencia de especies como *Juniperus thurifera*, y la ausencia de otras más termófilas como *Quercus rotundifolia*.

En la provincia Bética, las poblaciones de Padul están situadas en una meseta muy influenciada por los vientos fríos nocturnos que descienden de la vecina Sierra Nevada. En la provincia Murciano-Almeriense, con la excepción de los dos lugares costeros incluidos en el piso Termomediterráneo, las restantes cuatro localidades se sitúan en algunas de las zonas interiores más continentales y frías de dicha provincia.

Figura 18 (página siguiente). Pisos bioclimáticos y lugares inventariados. Los números entre paréntesis son los lugares inventariados en cada piso bioclimático. Los pisos bioclimáticos según Rivas-Martínez *et al.* (2011).



3.1.4 Composición florística y estructura de la vegetación

La Figura 19 muestra los grupos obtenidos en la ALC, mientras que la Tabla 9 resume la composición florística de los mismos. La ausencia de especies comunes en muchos de los inventarios indica la relativa independencia de la alondra con respecto a la composición florística de las comunidades en las que campa. De hecho, salvo *Thymus vulgaris*, solamente diez de las especies están en más de un 20% de los inventarios (Tablas 8 y 10). En casi todos los inventarios aparece una u otra especie de *Thymus* (*T. mastichina*, *T. zygis*, *T. mastigophorus* y *T. leptohyllus*), arbustos aromáticos que tienen una estrategia basada en la producción de monoterpenos que, como se comenta más adelante, inhiben la germinación, el crecimiento y la supervivencia de otras plantas, lo que los convierte en un componente habitual de los matorrales mediterráneos en zonas aclaradas por el pastoreo (Ehlers *et al.* 2014; Linhart *et al.* 2015).

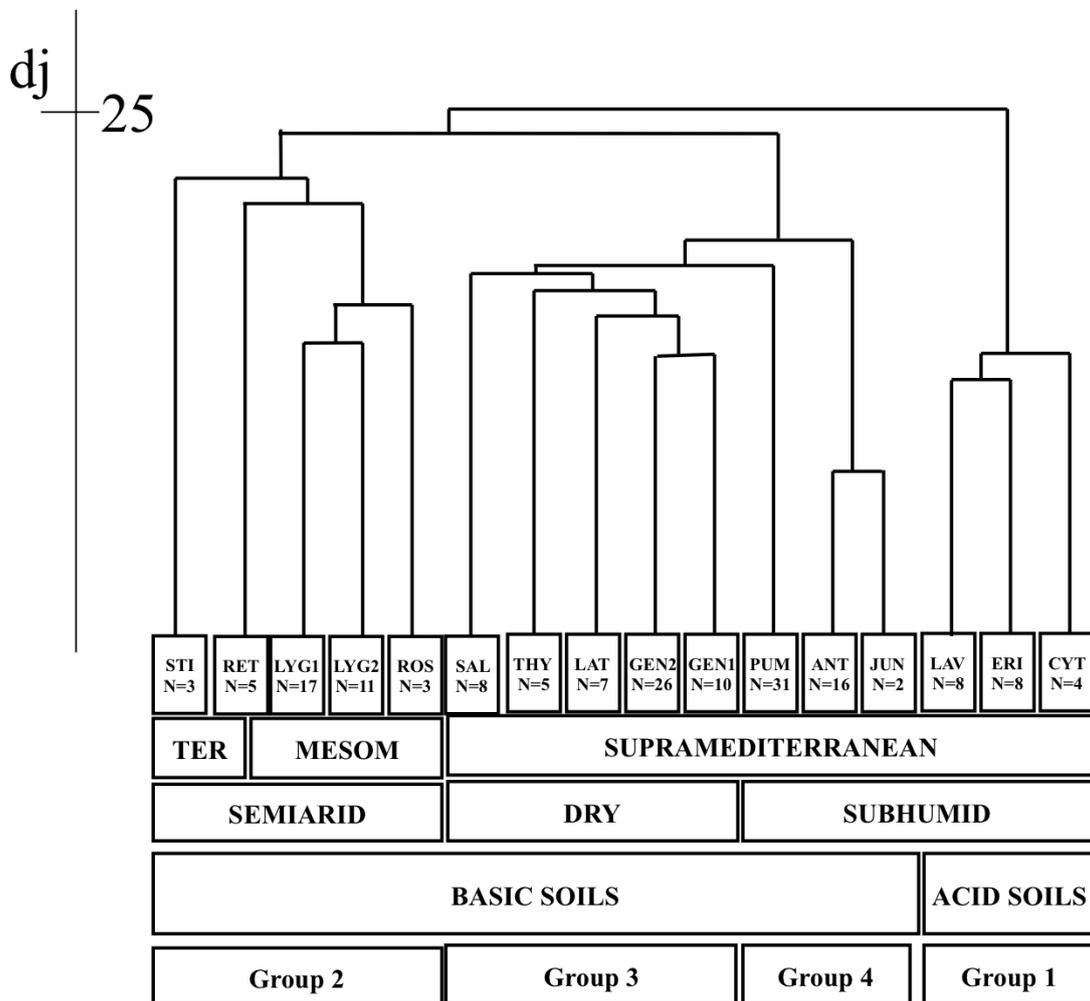


Figura 19. Clúster realizado para identificar los distintos tipos de hábitat usados por la alondra ricotí en la Península Ibérica. Autor: Juan Luis Aguirre.

Termotipo	Ombrotipo	Series	Vegetación potencial natural	Código ALC	Serie de matorral (Red Natura 2000)
Supramediterráneo (122)	Húmedo (2)	<i>Genisto falcatae-Quercus pyrenaicae</i> S. (9)	Bosques de <i>Quercus marcescentes</i>	ERI	<i>Halimio ocymoidis-Ericetum umbellatae</i> [4030] <i>Genistello tridentatae-Ericetum aragonensis</i> [4030]
	Subhúmedo (80)	<i>Cephalanthero longifoliae-Quercus fagineae</i> S. (13)		THY, LAT, SAL,	<i>Lino differentis-Salvietum lavandulifoliae</i> [4090]
		<i>Viola willkommii-Quercus fagineae</i> S. (14)		GEN1, GEN2, PUM	<i>Lino appressi-Genistetum rigidissimae</i> [4090]
		<i>Junipereto hemisphaerico-thuriferae</i> S. (4)	ANT	<i>Saturejo gracilis-Erinaceetum anthyllidis</i> [4090]	
		Seco (38)	<i>Junipero thuriferae-Quercus rotundifoliae</i> S. (62)	THY, LAT, SAL, GEN1, GEN2	<i>Lino differentis-Salvietum lavandulifoliae</i> [4090]
	PUM			<i>Lino appressi-Genistetum rigidissimae</i> [4090] <i>Salvio lavandulifoliae-Genistetum pumilae</i> [4090]	
	<i>Genisto hystricis-Quercus rotundifoliae</i> S. (16)		Encinares	LAV CYT	<i>Lavandulo pedunculatae-Genistetum hystricis</i> [9340]
	<i>Junipereto phoeniceo-thuriferae</i> S. (4)		Bosques de <i>Juniperus</i>	GYP	<i>Helianthemo thibaudii-Gypsophiletum hispanicae</i> [1520]
	Semiárido (2)			LYG	<i>Stipo parviflorae-Lygeetum sparti</i> [1520]
	Mesomediterráneo (43)	Semiárido (11)	<i>Rhamno lycioidis-Quercus cocciferae</i> S. (28)	Coscojares	STIP
Seco (31)		<i>Paeonio coriaceae-Quercus rotundifoliae</i> S. (2)	Encinares	RET	<i>Helianthemo visciduli-Anthyllidetum argyrophyllae</i> [4090]
		<i>Quercus rotundifoliae</i> S. (2)		THY, LAT, SAL,	<i>Lino differentis-Salvietum lavandulifoliae</i> [4090]
Subhúmedo (1)		<i>Asparago acutifolii-Quercus rotundifoliae</i> S. (12)		GEN1, GEN2	
Termomediterráneo (2)	Semiárido (2)	<i>Zizipho loti</i> S. (2)		Matorrales espinosos	RET

Tabla 8. Relaciones entre termotipos, ombrotipos, series de vegetación y sucesiones de matorral.

Aunque la homogeneidad florística es baja, existe una gran similitud en las formas de vida o biotipos (Tabla 10). La mayoría son plantas tolerantes al estrés (Grime 1985), principalmente caméfitos de menos de 80 cm con ramificaciones más o menos leñosas, que representan el 80,7% de las especies registradas. La gran mayoría de ellos son arbustos enanos y semi-arbustos (fruticosas), que crecen separados, dejando amplios espacios entre ellos. El número de caméfitos gramínoides como *Stipa tenacissima* o *Lygeum spartum* es mucho menor, pero en términos de cobertura representan el 14% del valor agregado de todos los grupos y en algunos de los subgrupos son el biotipo dominante.

GROUPS	GROUP 1			GROUP 2				GROUP 3					GROUP 4		
	LAV	CYT	ERI	LYG	GYP	RET	STI	THY	LAT	SAL	GEN2	GEN1	PUM	ANT	JUN
Number of relevés	7	9	8	20	10	5	2	10	13	8	17	7	31	13	2
Altitude (msl)	677	728	857	399	364	548	370	1067	1133	973	1062	1077	1167	1331	1434
Vegetation height (cm)	79	46	47	48	43	47	80	27	38	31	32	38	32	31	38
Coverage (%)	77	51	80	53	47	55	63	67	58	66	61	56	68	56	60
Stoneiss (%)	9	4	11	8	1	4	3	15	18	22	24	10	25	18	18
<i>Cistus ladanifer</i> (ph)	V	II	I												
<i>Lavandula stoechas</i> ssp. <i>pedunculata</i> (ch)	V	V	I												
<i>Genista florida</i> ssp. <i>polygaliphylla</i> (ph)	III														
<i>Thymus mastichina</i> (ch)	II	V						II	II	I					
<i>Cytisus scoparius</i> (ph)		V													
<i>Quercus ilex</i> ssp. <i>ballota</i> (ph)	II	IV	I			III		I	II	II	I		I	I	
<i>Dactylis glomerata</i> ssp. <i>hispanica</i> (gch)		III		I											
<i>Helianthemum cinereum</i> ssp. <i>rotundifolium</i> (ch)		III							III		I	II	II	II	
<i>Genista hystrix</i> (ph)		III													
<i>Santolina rosmarinifolia</i> (ch)		III													
<i>Daphne gnidium</i> (ph)	I	III													
<i>Halimium ocymoides</i> (ch)	I		V												
<i>Erica umbellata</i> (ch)	I		V												
<i>Erica australis</i> ssp. <i>aragonensis</i> (ph)			IV												
<i>Hallimium lasianthum</i> ssp. <i>alyssoides</i> (ch)			IV												
<i>Pterospartum tridentatum</i> ssp. <i>tridentatum</i> (ch)		II	IV												
<i>Lygeum spartum</i> (gch)				V	V										
<i>Salsola vermiculata</i> (ch)				IV	III										
<i>Artemisia herba-alba</i> (ch)				V	II	V									

<i>Suaeda vera</i> ssp. <i>braun-blanquetii</i> (ch)	III	I					0	I											
<i>Helianthemum squamatum</i> (ch)	I	V																	
<i>Gypsophila sthrutium</i> ssp. <i>hispanica</i> (ch)	I	V						I											
<i>Ononis tridentata</i> ssp. <i>tridentata</i> (ch)	I	IV																	
<i>Stipa offneri</i> (gch)	III	IV			III	I	IV	II					I	IV	V				
<i>Teucrium capitatum</i> ssp. <i>capitatum</i> (ch)	II	IV			III		IV	I					I	II					
<i>Sedum sediforme</i> (ch)	I	IV					I	II	I			I	I						
<i>Herniaria fruticosa</i> (ch)	III	III																	
<i>Plantago albicans</i> (he)	II	III																	
<i>Launaea fragilis</i> (ch)	I	III																	
<i>Helianthemum syriacum</i> (ch)	I	III																	
<i>Helychrisum stoechas</i> (ch)		II	V		III	I	II	II											
<i>Thymelaea hirsuta</i> (ph)			V																
<i>Thymus hyemalis</i> (ch)			IV																
<i>Andryala ragusina</i> (ch)			V																
<i>Retama sphaerocarpa</i> (ph)			V																
<i>Stipa tenacissima</i> (gch)			IV	V									I						
<i>Asphodelus albus</i> (he)			III	III	I								I						I
<i>Asparagus horridus</i> (ch)	I		II	III															
<i>Fumana thymifolia</i> (ch)	I		III	III	II	I	I	I					I						
<i>Thymus vulgaris</i> (ch)	I	III	II	III	V	V	V	V	II	V	III	V							
<i>Eryngium campestre</i> (he)	III	I			IV	IV	I	III	V	IV	IV	IV	V						
<i>Genista scorpius</i> (ph)	I	I			I	IV	V	V	V	II	V	V							
<i>Festuca hystrix</i> (he)	II				II	IV	IV	III	III	V	V	V							
<i>Lavandula latifolia</i> (ch)					II	V	V	IV	II	II									
<i>Helianthemum cinereum</i> var. <i>paniculatum</i> (ch)	I		III		III	I	V	II		IV	II	III							
<i>Salvia lavandulifolia</i> (ch)	I				II	I	V	I	II	I	I								

<i>Santolina chamaecyparissus</i> (ch)					III	II	IV	III	I	I	I	
<i>Sideritis pungens</i> (ch)					I	I	IV	I	I	I		
<i>Thymus zygis</i> subsp. <i>zygis</i> (ch)	II	II	III		III	I	III	I	V	I	I	
<i>Phlomis lychnitis</i> (ch)				III	III	II	IV	III	IV	II	I	
<i>Marrubium supinum</i> (ch)					I	I	II	II	III	II	I	
<i>Euphorbia nicaeensis</i> (ch)				III	II			I	III	II		
<i>Genista pumila</i> ssp. <i>rigidissima</i> (ch)					I			I		V	II	
<i>Stipa celakowskyi</i> (gch)	I				I	III		II	III	V	II	
<i>Satureja montana</i> (ch)					II	II	I	III	I	IV	IV	
<i>Erinacea anthyllis</i> (ch)							I	I		I	V	
<i>Potentilla cinerea</i> (he)								I		I	V	V
<i>Thymus leptophyllus</i> (ch)											IV	
<i>Koeleria vallesiana</i> (he)		I	I		I		II	I	I	II	IV	V
<i>Helianthemum canum</i> (ch)										I	IV	
<i>Poa ligulata</i> (he)								I		II	IV	V
<i>Prunus prostrata</i> (ch)											II	V
<i>Juniperus sabina</i> (ch)												V
<i>Astragalus depressus</i> (he)												V

Tabla 9. Resumen de la composición florística de los grupos creados por el ALC. Grupo 1: matorrales acidófilos del noroeste del área de distribución de la alondra ricotí. Grupo 2: matorrales semiáridos y gipsícolas. Grupo 3: matorrales calcícolas meso y supramediterráneos semicontinentales. Grupo 4: matorrales de caméfitos calcícolas. Números romanos siguiendo la nomenclatura de Bran-Blanquet (1979) (I: 1-20; II: 21-40; III: 41-60; IV: 61-80; V: 81-100). Altitud, altura de la vegetación, cobertura y pedregosidad, datos medios para cada subgrupo. Abreviaturas en especies: ch, chamaephyte; gch, graminoid chamaephyte; he, hemicryptophyte; ph, phanerophyte.

Aunque desde un punto de vista estrictamente ecofisiológico no están relacionadas con las estepas euroasiáticas del Zonobioma VII de Walter (Walter y Breckle 2002), la dominancia fisionómica de los caméfitos, nanofanerófitos y gramíneas es la razón por la cual la serie de fragmentos aislados de tamaño variable que constituyen el hábitat de la alondra ricotí ha inducido a que estas comunidades sean consideradas como "steppe remnants" (Vögeli *et al.* 2016), debido a su similitud con la vegetación estépica de Europa central y oriental. Esa idea ha ido desapareciendo progresivamente a medida que se han realizado estudios detallados a lo largo del siglo XX (Huguet del Villar 1925, Terradas 1986) y se acepta hoy que la cuenca del Ebro, como los territorios del norte de África habitados por la alondra ricotí, son territorios mediterráneos en términos de clima, flora y vegetación, aunque tiene algunas características de las estepas de Asia central, con las que probablemente estuvieron conectados en algunos períodos del Terciario.

Biotipos	n	%
Árboles	5	2.3
Matorral	161	66.8
Matorral espinoso	33	25.4
Matorral aromático	38	29.2
Otros matorrales	90	55.9
Nanofanerófitos (altura 0.8-2m)	31	19.2
Caméfitos (altura < 0.8m)	130	80.7
Arbustos espinosos	71	32.7
Arbustos medios	47	21.7
Formaciones arbóreas bajas	5	2.3
Graminoides	7	3.2
Herbáceas perennes	67	32.2
Hemicriptófitos	56	25.8
Cesposos	33	58.9
Escaposos	23	41.1
Geófitos	11	4.7
Cobertura conjunta		
Caméfitos (matorrales)		61
Caméfitos graminoides		14
Hemicriptófitos		16
Fanerófitos		9

Tabla 10. Biotipos vegetales según Muller-Dombois y Emberger (1978). n: número de especies por inventario. %: Porcentaje total de especies registradas.

Los arbustos espinosos y muchos arbustos aromáticos pertenecientes principalmente a la familia Lamiáceas y a otras familias que poseen taninos, alcaloides y terpenos, predominan entre los caméfitos. Tanto las plantas espinosas como las aromáticas son, en general, despreciadas por los herbívoros silvestres y por el ganado excepto en los años en los que los pastos terofíticos y hemicriptofíticos no se desarrollan adecuadamente por la escasez o la

ausencia de precipitaciones. Además, una vez desaparecidos los brotes verdes de cañas y hojas, los caméfitos gramínoideos son especies muy indigestas, pobres en proteínas brutas y de baja palatabilidad (Le Houérou 1980; Montoya 1996; San Miguel *et al.* 2004).



Figura 25. Comunidad de brezal formado por especies del género *Erica*, como *Erica aragonensis* y *Erica umbellata*, junto con *Calluna vulgaris* en la Sierra de la Culebra (Zamora). Autor: Carlos Talabante.

Las especies mediterráneas de los géneros *Thymus*, *Teucrium*, *Salvia*, *Lavandula* y varios otros producen y liberan en grandes cantidades una gran variedad de mezclas de terpenos altamente volátiles (Wells, 1964; Muller 1965; Ormeño *et al.* 2007). Los terpenos son un arma química destinada a una estrategia de supervivencia, ya que favorecen la defensa de las plantas contra factores de estrés bióticos (herbívoros, patógenos) y abióticos como la sequía o la insolación (Gouinguene y Turlings 2002), además de modular las interacciones entre plantas competidoras (Gniazdowska y Bogatek 2005). La competencia entre las plantas es un factor ecológico importante que ha sido frecuentemente citado en el área mediterránea (Sardans *et al.* 2004).

El papel de los terpenos y de otros compuestos aromáticos como antiherbívoros y como sustancias alelopáticas que inhiben el crecimiento de otras plantas es esencial para explicar la estructura de los matorrales mediterráneos (Blondel y Aronson 1999). Los caméfitos aromáticos dominantes o subdominantes en la mayoría de los hábitats elegidos por la alondra ricotí liberan estas sustancias alelopáticas en el suelo creando a su alrededor un halo desprovisto de vegetación leñosa que constituye el microhábitat ideal para las alondras que

anidan a ras de tierra (Pérez-Granados *et al.* 2016), las cuales prefieren para anidar los espacios despejados bajo caméfitos de ramas abiertas y hojas pequeñas (Suárez *et al.* 1993; Yanes *et al.* 1996).

Mientras que los terpenos inhiben el crecimiento de muchas plantas que compiten directamente con las aromáticas, también estimulan el crecimiento de otras (Ehlers *et al.* 2014) y ese parece ser el caso de los abundantes hemicriptófitos como *Festuca hystrix*, *Poa ligulata*, *Koeleria vallesiana* y algunas especies de *Stipa*, que crecen abundantemente en los claros del matorral. Estos hemicriptófitos son el pasto para ovejas y cabras, y también para los herbívoros silvestres, principalmente corzos (*Capreolus capreolus*), que vagan por los territorios de la alondra después de los períodos de lluvias de primavera y otoño.



Figura 26. Densa formación de *Cistus ladanifer* en la Sierra de Cantadores (Zamora). En este tipo de hábitat, *Cistus ladanifer* supone la especie dominante, formando comunidades muy densas y hábitats atípicos para la alondra ricotí fuera de la norma general. Autor: Carlos Talabante.

El excremento del ganado es otro elemento esencial para el sustento de la alondra ricotí. Según nuestras observaciones, más del 50% de la dieta de las alondras adultas se basa en la ingesta de coleópteros coprófagos que se alimentan de heces de herbívoros (Talabante 2015; véase también el siguiente apartado). Los escarabajos coprófagos son, a su vez, presa de las abundantes arañas, especialmente licósidas, que constituyen otros componentes principales de la dieta de la ricotí. Se establece así una cadena trófica, aún por cuatificar, de la que también forman parte las fases juveniles de muchos saltamontes (otros componentes habituales de la dieta de las alondras) que, aunque repelidas por los arbustos aromáticos, prosperan

abundantemente a expensas del abundante y jugoso rebrote verde producido por los hemicriptófitos.

La presencia en los matorrales de algunos nanofanerófitos y caméfitos fijadores de nitrógeno (*Astragalus*, *Cytisus*, *Genista*, *Ononis*, *Retama*), además de ser muy apetecidos por el ganado, mejora la calidad de los suelos y contribuye al mantenimiento de una estructura en la que las actividades humanas (deforestación, ganadería) resultan fundamentales para la ricotí. Como se comenta más abajo, en ausencia de perturbación estas especies de talla media y alta pueden hacerse dominantes y densificar la estructura, haciendo el hábitat menos óptimo para la especie. Por último, la presencia y la cobertura de los árboles en los muestreos es muy pequeña. Solamente en un grupo de inventarios los árboles representan un 5% de la cobertura y, en todos los casos, se trata de ejemplares colonizadores en estadios todavía de rebrotes.

3.1.5 Comunidades vegetales y procesos sucesionales

El conocimiento básico de la composición florística, estructura, dinámica y clasificación fitosociológica de los hábitats naturales y seminaturales es fundamental para la conservación de especies y áreas de interés biológico, y están ganando reconocimiento en la esfera de la implementación de la política ambiental. Aunque el conocimiento geobotánico de las plantas sigue siendo el núcleo del enfoque fitosociológico, los análisis fitosociológicos encuentran cada vez más aplicaciones en la planificación y gestión del territorio y son a menudo un paso necesario en la preparación de planes de conservación de la naturaleza y la biodiversidad. La vegetación refleja las condiciones ecológicas que imperan en un área dada, y, lo que es más importante, los cambios en estas condiciones bajo influencias ambientales y humanas. Un buen conocimiento del estado, la estructura y la composición y distribución de los hábitats es, por lo tanto, un elemento importante para la toma de decisiones a medio y largo plazo (Yeo *et al.* 1998).



Figura 27. *Cytisus multiflorus* aparece en alguno de los inventarios realizados en la provincia de Zamora. En ellos, aparece acompañado de otras especies como *Cytisus scoparius*, *Stipa gigantea* y *Lavandula pedunculata*. Autor: Carlos Talabante.

Debido a que la alondra ricotí es extremadamente selectiva para elegir el medio en el que vive (Vögeli *et al.* 2010, 2016), sus hábitats se encuentran entre los menos conocidos en toda Europa y muchas cuestiones relacionadas con su comportamiento y hábitat siguen todavía por resolver (Garza y Traba 2016). Las dos últimas reuniones de expertos celebradas en 2015 y 2016 han puesto de relieve la necesidad de mejorar los conocimientos sobre los aspectos biológicos básicos de la ricotí, incluidas sus preferencias de hábitat.

En este apartado, las comunidades vegetales habitadas por la alondra ricotí se describen desde un punto de vista florístico, estructural y sucesional. Desde el punto de vista fitosociológico las comunidades vegetales se delimitan a nivel de asociación, se integran en su correspondiente serie de vegetación y se ubican en la lista de hábitats de la Unión Europea (EUR 2013).

Nuestros resultados podrían ayudar a proponer acciones prácticas para la recuperación de las poblaciones de ricotíes, ya que permiten conocer la composición florística y estructural de la vegetación que ahora ocupa o podría ocupar en el futuro. Además, considerando que los procesos sucesionales están determinados por la evolución de la vegetación en el tiempo, conocerlos es útil para aclarar las amenazas concretas que la sucesión natural podría causar en la estructura del hábitat y desarrollar objetivos precisos de recuperación del ave a través de la conservación y el manejo de las comunidades vegetales.

3.1.5.1 Fitosociología: las comunidades vegetales a nivel de asociación

Los hábitats ocupados por la ricotí están dominados por herbáceas perennes y arbustos de cinco clases fitosociológicas (según Rivas-Martínez *et al.* 2001, 2002) cuya distribución es Mediterránea y Atlántico oriental: *Rosmarinetea officinalis* (matorrales calcícolas, gipsófilos o dolomíticas), *Cisto-Lavanduletea* (matorrales silícícolas o calcífugos, dominados fundamentalmente por cistáceas y labiadas), *Calluno-Ulicetea* (brezales oceánicos de distribución atlántica occidental) y *Festuco hystricis-Ononidetea striatae* (pastizales basófilos ricos en hemicriptófitos y nanocaméfitos pulvinulares que crecen en suelos por lo general afectados por crioturbación), *Lygeo-Stipetea* (lastonares, espartales y atochales dominados por gramíneas camefíticas del género *Stipa* y por *Lygeum spartum*, que por lo general reemplazan a las comunidades de *Rosmarinetea officinalis* en suelos profundos. La alondra ricotí ha sido registrada en comunidades de estas cinco clases, aunque sus mayores poblaciones viven en matorrales de *Rosmarinetea officinalis*.

Como expusimos en el apartado anterior, los resultados del clúster muestran cuatro grupos florísticos y dieciséis subgrupos.

El Grupo 1 reunió tres subgrupos formados por comunidades acidófilas.

El subgrupo ERI, cuyos inventarios se tomaron en la zona más noroccidental de todas las ocupadas por la ricotí, reúne brezales silícícolas co-dominados por varias especies características de *Calluno-Ulicetea*. Aunque la composición florística de este subgrupo es homogénea, el análisis fitosociológico permite distinguir dos asociaciones diferentes: los inventarios dominados por *Erica aragonensis* corresponden a la asociación silícícola ampliamente distribuida por el oeste peninsular *Genistello tridentatae-Ericetum aragonensis*. La presencia de la ricotí en esos brezales parece estar relacionada con las facitaciones más abiertas, menos densas (para una descripción más detallada véase Aguirre *et al.* 2016). El segundo grupo, que tienen unos porcentajes menores de *E. aragonensis* y en que abunda *Erica umbellata*, corresponde a los típicos nanobrezales de la asociación *Halimio ocymoidis-Ericetum umbellatae*, que hemos inventariado en los leptosoles de la Sierra de la Culebra.

Subgrupo LAV: En áreas más continentales y menos lluviosas, los brezales de *Calluno-Ulicetea* son reemplazados por jarales de la clase *Cisto-Lavanduletea*, que incluye matorrales que por lo general reemplazan a bosques esclerófilos o marcescentes degradados por el fuego o la explotación maderera con la consiguiente degradación de los suelos forestales (Rivas-Martínez 1979). En el área de estudio, los jarales están representados por la asociación *Lavandulo pedunculatae-Genistetum hystricis* (subgrupo LAV) dominada por *Cistus ladanifer* y pocas especies más, entre las que destacan *Lavandula stoechas* subsp. *pedunculata* y rebrotes arbustivos de *Quercus rotundifolia*.



Figura 28. Matorral de las lomas de Padul, en las faldas de Sierra Nevada (Granada). En este tipo de matorral aparecen los endemismos béticos *Lavandula lanata* y *Genista speciosa*, junto con otras especies más repartidas por la geografía ibérica como *Thymus zygis* o *Thymelaea hirsuta*. Autor: Carlos Talabante.

El subgrupo CYT también corresponde a comunidades de *Lavandulo pedunculatae-Genistetum hystricis*, pero con mayor diversidad de especies y la presencia en todos los inventarios, aunque con baja cobertura, del nanofanerófito *Cytisus scoparius*. Esas comunidades aparecen en parcelas constituidas por manchas más densas dominadas por *C. scoparius*, que emergen entre otras más extendidas y abiertas dominadas por caméfitos. Los inventarios fueron tomados en los Arribes del Duero, en un mosaico paisajístico de colinas suaves compuesto de granjas, bosquetes densos y matorrales, en los que las actividades de las alondras deben tener lugar en los espacios más abiertos dominados por *Thymus mastichina* y *L. stoechas* subsp. *pedunculata* en los suelos arenosos que aparecen entre las manchas con *C. scoparius* y/o *C. multiflorus*. Los rebrotes de *Q. rotundifolia* indican el inicio de la recuperación del bosque original. Esos inventarios fueron tomados en suelos arenosos procedentes de la erosión de granitos paleozoicos y están relacionados con la subasociación *Lavandulo pedunculatae-Genistetum hystricis cytisetosum scoparii*, descrita en esa misma zona y sobre idénticos sustratos (Navarro y Valle 1982).

El Grupo 2, formado por los subgrupos LYG y GYP, corresponde a pastizales perennes y matorrales xerofíticos seco-semiáridos y basófilos dominados o co-dominados por *Lygeum spartum*, que se distribuyen por el valle del Ebro, principalmente en el sector Bardenas-Monegros. Los pastizales camefíticos del subgrupo LYG, localmente denominados "albardinares" por el albardín *L. spartum* corresponden a la asociación *Stipo parviflorae-Lygeetum sparti*, que por lo general prospera en zonas de pendientes suaves y en espacios

donde se forman suelos algo más evolucionados que en la empinada ladera de alrededor, y en las que se acumulan depósitos de partículas finas de origen eólico y de los transportes gravitacionales de ladera. Cuando en esas depresiones se acumulan sales, el albardinar presenta una fisionomía mixta por la co-dominancia del caméfito halófilo *Suaeda vera* subsp. *braun-blanqueti*. El incremento de nitratos provocado por las actividades agropecuarias, facilita la co-dominancia de *Artemisia herba-alba* y *Salsola vermiculata*, dos caméfitos micrófilos, característicos de los matorrales halonitrófilos de *Pegano-Salsoletea*, que son también muy comunes en las seudoestepas norteafricanas e irano-turanianas. De hecho, una buena parte de las plantas de los albardineros que en Europa están confinadas a las llanuras ibéricas, son comunes en los pastizales xerofíticos de las parameras de Marruecos, Argelia y Túnez (Braun-Blanquet y Bolòs 1958), coincidiendo con el área de distribución norteafricana de la alondra ricotí.

En el subgrupo GYP, que corresponde a la asociación *Helianthemo thibaudii-Gypsophiletum hispanicae* y aparece en suelos yesíferos (gypsisols) desarrollados sobre laderas suaves, *L. spartum* es también una planta constante, pero en este caso acompañada de los caméfitos gipsícolas *Gypsophila sturium* subsp. *hispanica*, *Helianthemum squamatum*, *Herniaria fruticosa*, *Launaea fragilis*, *L. pumila* y *Ononis tridentata*, que prosperan en leptosoles originados de rocas evaporíticas ricas en sulfatos. Junto a esos gipsófitos estenoicos, estrictos o preferentes, aparece un grupo de matas basófilas menos estenoicas como *Genista scorpius*, *Linum suffruticosum*, *Rosmarinus officinalis*, *Thymus vulgaris*, *Helianthemum syriacum*, *Fumana ericifolia*, etcétera, que son también comunes en los matorrales del Grupo 3.

En el Grupo 3 se reunieron comunidades dominadas por caméfitos y nanofanerófitos basófilos, entre los que abundan arbustos espinosos y/o aromáticos, con hojas pequeñas glandulosas y/o pilosas, típicos de las garrigas o matorrales calcícolas circunmediterráneos. En este tipo de comunidades, que constituyen uno de los paisajes más característicos de toda la región Mediterránea desde Portugal a Oriente Medio, se concentra una elevada proporción de taxones endémicos e indicadores de las distintas unidades biogeográficas que componen la región Mediterránea. Tales comunidades tienen dos orígenes principales: o bien se trata de etapas secundarias regresivas de los bosques originales debidas a la acción del fuego o a las actividades antropozoógenas, o bien son comunidades naturales permanentes en lugares secos, soleados y con pendientes abruptas con suelos esqueléticos de tipo leptosol o litosol donde la clímax forestal no puede instalarse.



Figura 29. Los suelos arenosos cercanos a la costa de Las Amoladeras, junto al Cabo de Gata (Almería), constituyen un hábitat de importancia para la alondra ricotí. En este tipo de medios ocupa hábitats formados por *Thymus hyemalis*, entre otras especies. Autor: Carlos Talabante.

La mayoría de los subgrupos del Grupo 3 corresponden a diferentes faciociones de la amplia asociación *Lino differentis-Salvietum lavandulifoliae*, muy extendida en el sector Celtibérico-Alcarreño, un matorral bajo y muy diversificado que actúa como etapa regresiva de bosques de encinas y quejigos (Peinado *et al.* 2008). En la asociación predominan sobre todo los arbustos aromáticos de la familia Lamiaceae y espinosos de la familia Fabaceae, adaptados a resistir la presión de los herbívoros: *Astragalus turolensis*, *Genista scorpius*, *Lavandula angustifolia* subsp. *turolensis*, *L. latifolia*, *Salvia lavandulifolia* subsp. *lavandulifolia*, *Satureja intricata* subsp. *gracilis*, *Sideritis pungens* subsp. *pungens*, *S. spinulosa*, *Teucrium expansum*, *T. gnaphalodes* subsp. *ilerdense*, *Thymus loscosii*, *T. vulgaris* y *T. zygis* subsp. *zygis*. Bajo estos arbustos prosperan después de las lluvias primaverales pastizales dominados por terófitos y hemicriptófitos.

Las diferentes faciociones del *Lino differentis-Salvietum lavandulifoliae* que fueron separadas en el ALC como subgrupos son, en su mayoría, consecuencia del diferente grado de intensidad de las alteraciones antropozoógenas y reciben diferentes nombres populares que aluden a la dominancia de unas u otras especies: THY (tomillares), cuando dominan las especies del género *Thymus* (tomillos), principalmente *T. vulgaris* y *T. zygis*, y por lo general se trata de las etapas más pastoreadas o de las pioneras de segunda o tercera generación de la sucesión progresiva tras un laboreo intenso del terreno; LAV, son los espliegares (del espliego

Lavandula latifolia), que son etapas con una mayor biomasa y, por tanto, más evolucionadas; SAL, (salviares, por la salvia, *Salvia lavandulifolia*), por lo general ligadas a las zonas de menor altitud o a las solanas; GEN1 y GEN2 son aulagares, unas etapas más evolucionadas, con mayor biomasa, cobertura y diversidad florística en las que paisajísticamente domina la aulaga *Genista scorpius*.

El Grupo 4 reúne matorrales de zonas altas, supramediterráneas u oromediterráneo inferiores, dominados por arbustos xerofíticos pulvulares y espinosos, de tendencias criófilas y quionóforas, que crecen como comunidades permanentes en suelos esqueléticos de tipo leptosol en los que son habituales las crioturbaciones. Este tipo de matorrales, comunes en la alta montaña mediterránea, están muy extendidos en las zonas continentales, frías y venteadas, de las parameras ibéricas y de las montañas circundantes. Dentro del grupo se delimitaron dos subgrupos que obedecen al predominio de *Erinacea anthyllis* (ANT) o de *Genista pumila* subsp. *rigidissima* (PUM). Esta última es la especie característica de la asociación mesomediterránea superior y supramediterránea *Lino appressi-Genistetum rigidissimae*. En Albacete, *Lino appressi-Genistetum rigidissimae* es sustituida por su vicariante biogeográfica *Salvia lavandulifoliae-Genistetum pumilae*, en la que se presenta *G. pumila* subsp. *pumila*.

En el piso supramediterráneo superior, y sobre todo en el oromediterráneo inferior, de las altas montañas del Sistema Ibérico, las comunidades dominadas por las flores azules del erizón *Erinacea anthyllis* (*Satureja gracilis-Erinaceetum anthyllidis*) sustituyen a las amarillentas del *Lino appressi-Genistetum rigidissimae*. Aunque en esos dos subgrupos las plantas visualmente dominantes son distintas, ambos comparten muchas plantas y presentan una estructura muy similar. Las formas semiesféricas espinosas de los dos caméfitos dominantes, que dejan abundantes espacios entre ellas, sobresalen en el paisaje. En los claros, donde aparecen muestras evidentes de la crioturbación, crecen pastizales densos y ricos en hemisporofitos y nanocaméfitos pulvulares tales como *Anthyllis montana*, *Festuca hystrix*, *Koeleria vallesiana*, *Satureja montana*, *Thymus leptophyllus*, *Potentilla cinerea*, *Helianthemum canum* y otras especies características del orden supra-oromediterráneo *Festuco hystricis-Poetalia ligulatae*. Estos pastizales, que verdean después del deshielo y de las lluvias primaverales, son el sustento de la ganadería de cabras y ovejas que recorren durante el verano las altas montañas y las parameras ibéricas, como vestigios de la antigua trashumancia de la Mesta castellana.

Tres inventarios fueron reunidos en el subgrupo ROS, dominado por el romero *Rosmarinus officinalis*, y corresponde a unas comunidades basófilas de talla media (53 cm) y baja cobertura (43%). *R. officinalis* es un arbusto muy frecuente en todas las garrigas mediterráneas, así que resulta sorprendente su escasez en los territorios ocupados por la ricotí.



Figura 30. Matorral con escasa cobertura de vegetación en las hoces del río Duratón (Segovia). Aquí las especies florísticas dominantes son la *Genista scorpius* y el *Thymus mastichina*. Autor: Carlos Talabante.

El subgrupo RET reunió cinco inventarios tomados en Granada y Almería, las áreas más meridionales europeas que ocupa la ricotí. Los inventarios proceden de dos lugares de altitudes muy diferentes (20 msnm en Almería a más de 1,000 en Padul, Granada), y presentan una composición florística muy heterogénea, lo que sugiere que su reunión en este subgrupo se deba a la presencia de *Helichrysum stoechas*, *Retama sphaerocarpa* y *Thymelaea hirsuta*, tres plantas inexistentes en otros inventarios. Un análisis más detallado de los inventarios de este subgrupo permite distinguir entre asociaciones ya descritas. Los inventarios del Padul comparten la presencia de los endemismos béticos *Genista speciosa* y *Lavandula lanata*, especies diferenciales de la alianza dolomíticola *Lavandulion lanatae*, representada en área inventariada por la asociación *Helianthemo visciduli-Anthyllidetum argyrophyllae* (Martínez-Parras *et al.* 1983 sub *Centaureo bombycinae-Lavyuletum lanatae*).

Los inventarios de Almería comparten *Thymus hyemalis*, una especie característica de los tomillares murciano-almerienses de la alianza *Thymo-Siderition leucanthae*. La presencia en dos de esos inventarios de *Ziziphus lotus* indica su articulación dentro de la vegetación potencial de la asociación termomediterránea e inframediterránea almeriense *Ziziphetum loti* (Peinado *et al.* 1992). En el tercer inventario domina *Stipa tenacissima*, lo que le aproxima a los tres inventarios del subgrupo STI tomados en Murcia, en los cuales *S. tenacissima* alcanza una cobertura superior al 50%. Los inventarios con *S. tenacissima*, que corresponden a la asociación mesomediterránea *Helictotricho filifolii-Stipetum tenacissimae*, son estructuralmente

muy similares a los espartales xerofíticos norteafricanos descritos por García *et al.* (2008), en los cuales vive también la alondra ricotí.

Unas comunidades muy características son los sabinares rastreros, unos matorrales dominados por *Juniperus sabina* (JUN). En las altas mesetas turolenses, a una altitud media de 1.434 m, la más elevada de todos los grupos, observamos a la alondra ricotí en los claros de estas comunidades de porte fastigiado horizontal en las que, además de *J. sabina*, aparecen, entre otras, *Potentilla cinerea*, *Thymus leptophyllus*, *Koeleria vallesiana* y *Prunus prostrata*. Esos sabinares rastreros fueron descritos por Rivas Goday y Borja (1961) como etapas regresivas de los pinares adehesados de las cumbres de Jabalambre (*Junipero sabinae-Pinetum ibericae erodietosum cheilanthifoliae*).

3.1.5.2 Aspectos sucesionales

En los territorios ibéricos donde vive la ricotí, las formaciones clímax son bosques más o menos abiertos dominados generalmente por especies de *Quercus* o de *Juniperus*. No obstante, como explicaremos más abajo, hay varios factores que impiden la evolución hacia la etapa forestal madura. Como resultado de ello, dominan lo que Clements (1916) llamó “subclímaxes”, es decir, unas clímax aparentes que se mantienen más o menos prolongadamente en el tiempo. Este tipo de subclímax, que están constituidas por etapas seriales más o menos cercanas a la etapa final o madura, dependen por completo de la repetición o del mantenimiento temporal del factor que impide su evolución dinámica. En caso de que desaparezca aquel, también desaparecerán ellas como consecuencia de la evolución hacia la vegetación potencial natural.

A diferencia de lo que ocurre en las pluvisilvas, en las cuales el mayor grado de biodiversidad se concentra en el bosque maduro bajo condiciones de máxima estabilidad dinámica, la región Mediterránea ha sido alterada por el hombre y sus actividades desde tiempos ancestrales y, a pesar de ello, es muy rica en especies, muchas de ellas endémicas, pero pocas ligadas a las etapas climáticas. La mayoría de esas especies aparecen en las etapas seriales, subclimáticas, es decir, en los estadios afectados por la explotación natural o artificial de los recursos. De ahí que muchas de esas comunidades deban conservarse y manejarse para que se mantengan en condiciones de relativa inestabilidad (Downes 1969).

Desde el Neolítico los pueblos mediterráneos han apeado grandes extensiones de bosques primarios mediante el hacha, el arado y el fuego controlado para conseguir tierras de cultivo y pastizales para sus cabañas ganaderas. Al hacerlo, han generado comunidades vegetales en equilibrio tanto con el medio como con las alteraciones antrópicas (Grime 2001), y han originado sistemas agrosilvopastorales como las dehesas y los matorrales apícolas, exclusivos de la cuenca Mediterránea, que mantienen a muchas poblaciones de aves (Díaz *et al.* 1997). En la mayor parte de los casos, esas comunidades secundarias son dinámicamente inestables y requieren del manejo humano para mantenerse evitando su transformación natural. En definitiva, para mantenerse requieren un cierto nivel de explotación por pastoreo, laboreo, silvicultura o fuego controlado.

Desde un punto de vista sucesional y en relación con sus respectivas series de vegetación (Tablas 8, 9 y 10), en la región Mediterránea pueden reconocerse varios tipos de matorrales, que por lo general desde el punto de vista dinámico se agrupan en tres tipos seriales principales: muy evolucionados, ligeramente evolucionados y permanentes (Ceballos 1945). La característica fundamental de estos tipos depende fundamentalmente de las formas de vida dominantes en la macrovegetación, ya sean arbustos altos (macro y meso fanerófitos), arbustos medios nanofanerófitos), pulvínulos, etcétera.

En los matorrales muy evolucionados, que prosperan en suelos no excesivamente erosionados y con un horizonte húmico, que son climácicos bajo ombroclima semiárido y actúan como mantos forestales seriales de bosques siempreverdes, marcescentes o caducifolios con ombroclimas superiores al seco (Rivas-Martínez *et al.* 2002), dominan arbustos de talla alta (meso- y macrofanerófitos) en los que sobresalen piornos y otras leguminosas micrófilas o áfilas fijadoras del nitrógeno de los géneros *Cytisus*, *Genista*, *Adenocarpus*, *Retama*, arbustos espinosos (*Rosa*, *Rubus*, *Prunus*, *Crataegus*) y/o esclerófilos y lauroides (*Arbutus*, *Quercus*, *Rhamnus*, *Pistacia* o *Viburnum*), que forman masas densas e impenetrables entre las que emergen aquí y allá los árboles de la clímax forestal. Tales matorrales sucesionales a los bosques son etapas seriales muy próximas a la clímax hacia la que pueden evolucionar con relativa rapidez habida cuenta de la relativa buena calidad de los suelos y de las condiciones nemorales creadas por los dominantes. Se incluyen en las clases fitosociológicas *Cytisetea scopario-striatae*, *Rhamno-Prunetea* y en el orden *Pistacio-Rhamnetalia alaterni* (*Quercetea ilicis*). La ricotí no está presente o es muy escasa en ese tipo de matorrales.

Los matorrales seriales ligeramente evolucionados son comunidades con una estructura sencilla: los caméfitos y algunos nanofanerófitos son los dominantes exclusivos. Representan las etapas iniciales de sus respectivas series de vegetación, en las que actúan reemplazando a los bosques y a los matorrales anteriores. Son comunidades pioneras, constituidas por especies heliófilas y colonizadoras que, como aparecen como consecuencia de procesos de degradación que suelen traer consigo la erosión y el lavado de los elementos más finos de los horizontes edáficos superiores y la pérdida de gran parte de la materia orgánica, se establecen en suelos total o parcialmente despojados de su horizonte superior, pobres en materia orgánica, poco fértiles, y con una textura y una estructura desfavorable para las especies más exigentes del matorral más evolucionado.

La sucesión progresiva de los matorrales ligeramente evolucionados es teóricamente más rápida porque las especies dominantes son típicas "plantas tolerantes al estrés" (Grime 1985). Son pioneras heliófilas que se regeneran mal bajo dosel, incluso del suyo porque no toleran la sombra. Son capaces de limitar la competencia porque disminuyen o impiden la germinación de las especies de las etapas más evolucionadas, incluyendo las de las clímax regionales, mediante la liberación de metabolitos secundarios alelopáticos. En resumen, estos matorrales seriales poseen estrategias de auto perpetuación que, junto con su capacidad alelopática, a

menudo están estrechamente relacionadas con el laboreo y el manejo tradicionales, los incendios y con las presiones de los herbívoros, que les resultan favorables por su capacidad de resiliencia y porque impiden su reemplazo por comunidades más evolucionadas.

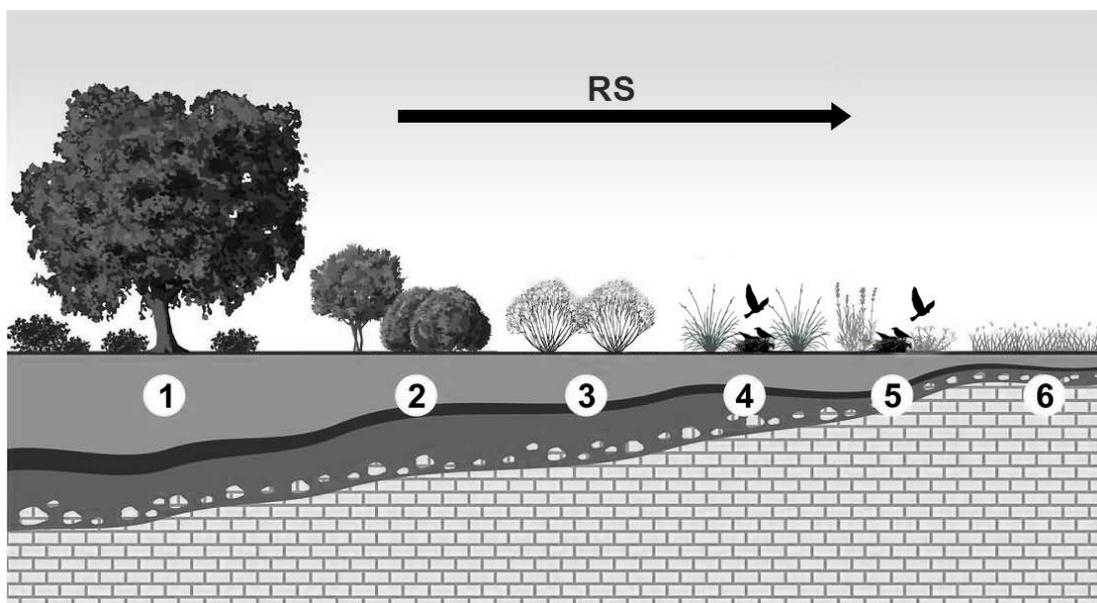


Figura 21. Etapas seriales más significativas de la serie mesomediterránea seco-subhúmeda *Asparago acutifolii-Quercus rotundifoliae* S.: 1, encinar perennifolio (*Asparago acutifolii-Quercetum rotundifoliae*). 2, matorral alto (*Daphnognidii-Quercetum cocciferae*). 3, subgrupo RET (*Genista scorpii-Retametum sphaerocarphae*). 4, grupo STI (*Arrhenathero erianthi-Stipetum tenacissimae*). 5, faciones THY, LAV, SAL, GEN de la asociación *Lino differentis-Salvietum lavandulifoliae*. 6, pastizales xerofíticos de caméfitos gramínoideos (*Ruto angustifoliae-Brachypodietum ramosi*). RS: Sucesión regresiva. Las alondras anidan en las comunidades 4 y 5.

En este tipo de matorrales poco evolucionados se incluyen los grupos 1 y 3 y los subgrupos STI y RET separados en el ALC. En estos matorrales el tamaño medio de los caméfitos es inferior a 40 cm, y los nanofanerófitos leguminosos como *Genista scorpius*, *Retama sphaerocarpha* o *Cytisus scoparius*, indicadores de estadios más evolucionados, no cubren más del 20%.

Este tipo de matorrales proviene de las actividades de pastoreo migratorio periódico, principalmente de ovejas y cabras, pero también del dallado de herbívoros silvestres tales como ciervos, ciervos y conejos, o de los recientes episodios de incendios o de limpieza y labranza de bosques y matorrales altos, factores que limitan cuando no impiden su evolución hacia los matorrales altos de leguminosas ya sea porque la perturbación sea reciente o por el efecto de ralentización del pastoreo. Si cesan esas perturbaciones, comienza el proceso de "matorralización", es decir, la evolución progresiva marcada por el desarrollo de arbustos leguminosos altos, que densifican la espesura y disminuyen los claros, con la consiguiente pérdida de los microhábitats preferidos por las alondras.

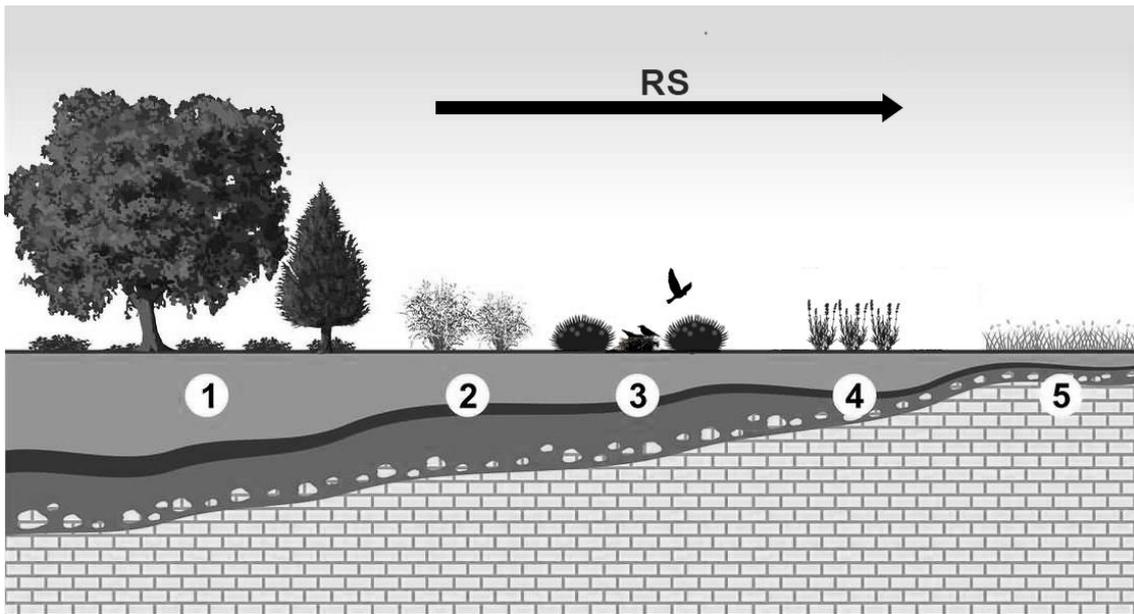


Figura 22. Etapas seriales más significativas de la serie supramediterránea *Junipero thuriferae-Quercus rotundifoliae* S.): 1, bosque mixto de encinas y sabinas (*Junipero thuriferae-Quercetum rotundifoliae*). 2, mantos forestales espinosos (*Rosetum micrantho-agrestis*). 3, grupos PUM (*Lino appressi-Genistetum rigidissimae*) o ERI (*Saturejo gracilis-Erinaceetum anthyllidis*). 4, grupo THY (*Lino differentis-Salvietum lavandulifoliae*). 5, pastizales hemcriptofíticos (*Festucetum hystricis*). RS: Sucesión regresiva. Las alondras anidan en 3.

Solamente la actuación constante que favorezca la ralentización de los procesos dinámicos progresivos puede detener la evolución de estos matorrales y mantenerlos en el estado óptimo para las alondras, porque en ausencia de perturbaciones la "matorralización" puede ser muy rápida. Por otra parte, una perturbación excesiva como la que provoca el desmonte para fines agrícolas genera comunidades pioneras y oportunistas dominadas por herbáceas de talla baja y pequeña cobertura, que no son adecuadas para la alondra, por lo que el equilibrio en la perturbación es fundamental para el mantenimiento de una estructura vegetal adecuada para el ave.

Por su parte, los matorrales permanentes no muestran una tendencia dinámica progresiva rápida, es decir, no tienden a evolucionar hacia el bosque clímax regional o lo hacen muy lentamente. Se localizan en lugares donde las condiciones climáticas (frío, aridez, viento, nieve, etc.) o edáficas (leptosoles, crestas, dolomías, yesos, salinidad, pendientes pronunciadas, etc.) no permiten el desarrollo rápido de la vegetación clímax. En España, las formaciones de erizones y otras comunidades pulvulares espinosas (*Xeroacanthion*) se sitúan por un lado en el límite altitudinal del bosque, la "timberline", donde pueden representar la vegetación permanente, y, por otro lado, pueden ser etapas de degradación de los bosques en sus niveles altitudinales más altos. Son características de la montaña mediterránea y contienen generalmente un porcentaje alto de plantas endémicas. Su hábito almohadillado es el resultado de una larga selección de protección contra los herbívoros (Ruiz de la Torre 1985).

La alondra ricotí ha sido registrada en dos tipos de comunidades permanentes: las de zonas frías (subgrupos ERI, JUN y PUM) y las de zonas yesíferas (subgrupos LYG y GYP). En las primeras dominan caméfitos semiesféricos o almohadillados como *Erinacea anthyllis* o *Genista*

pumila, junto con arbustos y semiarbustos muy palatables para el ganado como *Lithodora fruticosa* y varias especies de géneros tales como *Helianthemum*, *Anthyllis*, *Coronilla*, *Hippocrepis* o *Ononis* (Montoya 1996; San Miguel *et al.* 2004). Las gramíneas hemicriptofíticas de *Festuco hystricis-Poetalia ligulatae*, que suponen un valioso recurso estratégico como forraje para el ganado y los animales silvestres, (Reiné *et al.* 2004), ocupan los claros intercalados entre que dejan los caméfitos y nanofanerófitos de las clases *Rosmarinetea officinalis* y *Festuco-Ononidetea*, cuya cobertura no suele exceder el 40%.

En lugares donde hay signos de sucesión progresiva, esta se manifiesta por la presencia de rebrotes de los árboles de la clímax forestal. Sin embargo, las duras condiciones climáticas y edáficas hacen que esta evolución sea extremadamente lenta, y que a menudo se interrumpa por el ramoneo del ganado en retoños de los árboles. Las desfavorables condiciones ecológicas han impedido que los hábitats ocupados por las comunidades permanentes sean utilizados para la agricultura, y hayan sido reservados para ovejas y cabras, cuya actividad mantiene los matorrales en una situación subclimática que parece ser óptima para la alondra.

Las perturbaciones humanas que afectan a estos territorios son la instalación de parques eólicos, los cambios en el uso del territorio por aumento de la superficie de los cultivos gracias a la labranza con maquinaria pesada y las políticas de reforestación con pinos que se están desarrollando en algunas áreas. Sin embargo, debido a la presencia de flora y fauna de alto valor ecológico y con frecuencia endémica y a su baja resiliencia, las comunidades permanentes vinculadas a las parameras y a la alta montaña ibérica han sido incluidas en la Directiva de Hábitats de la Comisión Europea (Rivas Martínez *et al.* 2004). La conservación de estas comunidades, que han coevolucionado durante milenios con culturas pastoriles, requiere una acción controlada del ganado o de los herbívoros silvestres, del fuego y a veces incluso de la gestión de baja intensidad (Ruiz de la Torre 1985). Como señalan Pérez-Granados *et al.* (2013, 2016), la quema prescrita puede ser utilizada para crear nuevos hábitats abiertos que puedan ser posteriormente colonizados por la alondra especie.

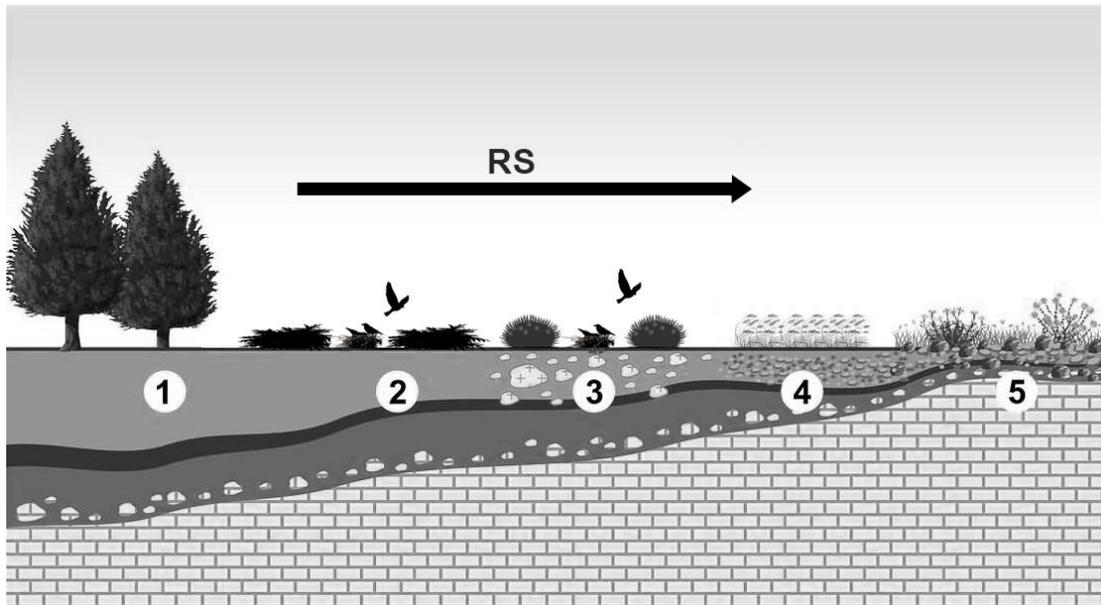


Figura 23. Etapas seriales más significativas de la serie supramediterránea *Junipero hemisphaericae-thuriferae* S.: 1, Sabinar abierto (*Juniperetum hemisphaericae-thuriferae*). 2, grupo JUN, sabinares rastreros *Juniperus sabina*. 3, grupo PUM (*Lino appressi-Genistetum rigidissima*) o ERI (*Saturejo gracilis-Erinaceetum anthyllidis*). 4, pastizales hemicriptofíticos (*Festucetum hystricis*). 5, pastizales crioxerófilos en suelos crioturbados (*Paronychio capitatae-Artemisietum lanatae*). RS: Sucesión regresiva. Las alondras aparecen en 2 y 3.

Los matorrales permanentes de los gipsisoles originados en rocas madre triásicas o terciarias de la cuenca mediterránea ibérica se incluyen en el orden Gypsophiletalia (*Rosmarineta officinalis*). En el ALC estos matorrales se incluyeron en los subgrupos LYG y GYP, cuyos inventarios provienen principalmente de la Depresión del Ebro, donde se sitúan las mayores poblaciones la gran población de alondra ricotí. En el fondo de los lagos salados temporales poco profundos que cubrieron esta cuenca sedimentaria endorreica se produjo una sedimentación lacustre intensa a lo largo de todo el Terciario. Ese régimen sedimentario determinó que en el centro de la Depresión existen materiales de sedimentación química (evaporitas) como yeso, sales o calizas, estas últimas en los estratos superiores de las colinas donde se instalan los coscojares de la asociación *Rhamno lycioidis-Quercetum cocciferae*.

En el sector central de la Depresión del Ebro, principalmente en el distrito de Los Monegros, la vegetación natural es un sabinar, pero la deforestación secular del área ha hecho que en la actualidad queden muy pocos lugares con esa vegetación clímax. Las principales especies en condiciones óptimas son *Juniperus thurifera* y *J. phoenicea*, que forman unos bosquetes abiertos de apariencia estépica cuya fisionomía es similar a la de algunas áreas del norte de África (Argelia, Marruecos, Túnez) donde vive *C. duponti*.

Los coscojares de *Quercus coccifera* están también ampliamente representados en la cuenca del Ebro, pero dispersos en las colinas y laderas donde no son posibles las actividades agrícolas. Por lo general, la especie dominante es *Q. coccifera*, que casi siempre está acompañado por *Rhamnus lycioides*, *Rhamnus alaternus*, *Juniperus oxycedrus*, *Juniperus phoenicea* y *Pinus halepensis*. La fisionomía de esta vegetación es la de un matorral alto y denso del que a menudo emergen los pinos, que confieren el aspecto de un matorral arbolado

o incluso de un verdadero bosque de pinos. La asociación es *Rhamno lycioidis-Quercetum cocciferae*, ampliamente distribuida por los territorios calcáreos centrales de la Península Ibérica, que constituye la vegetación potencial natural en la parte central de la cuenca del Ebro (sector Bardenas-Monegros), donde ocupa una franja altitudinal situada entre 400 y 700 msnm. Los sustratos son generalmente margas, calizas o yesos, en todo caso basófilos y ricos en carbonatos. Los ejemplos de esta vegetación abundan en toda la cuenca del Ebro, donde cubren parcialmente las colinas que tradicionalmente han sido dedicadas al pastoreo. En los últimos tiempos, el abandono del medio rural y la liberación de la presión del pastoreo han provocado una recuperación de esta vegetación en todo el territorio.

Las comunidades seriales regresivas de sabinares y de coscojares (LYG y GYP) florecen en áreas frías bajo ombroclima semiárido o seco inferior, en suelos poco evolucionados, ricos en yeso y por lo tanto tóxicos para la mayoría de las plantas. Aunque podrían evolucionar a largo plazo, son comunidades permanentes en las que la sucesión es extraordinariamente lenta y se ralentiza o se evita por la presión del ganado. De hecho, como señala Ruiz de la Torre (1985), la conservación de los matorrales y albardinares yesíferos requiere el uso del pastoreo y de un manejo moderado.

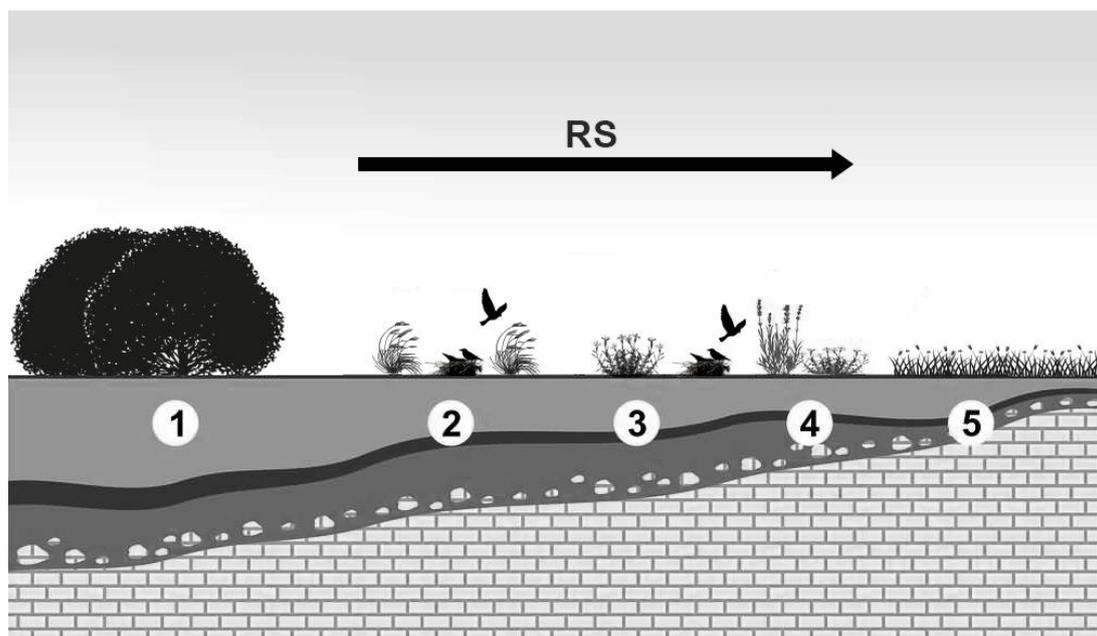


Figura 24. Etapas seriales más significativas de la serie mesomediterránea *Rhamno lycioidis-Quercus cocciferae* S. en gypsisoles: 1, coscojar (*Rhamno lycioidis-Quercus cocciferae*). 2, Grupo LYG, albardinares (*Stipa parviflorae-Lygeetum sparti*). 3, Grupo GYP matorrales jaboneros (*Helianthemum thibaudii-Gypsophiletum hispanicae*) 4, matorrales camefíticos halonitrófilos de *Pegano-Salsoletea*. 5, prados terofíticos (*Sedo gypsicolae-Ctenopsion*). RS: Sucesión regresiva. Las alondras aparecen en 2, 3 y 4.

L. spartum fue muy utilizado en la antigüedad para utilizar sus fibras consistentes pero flexibles para hacer cuerdas, alpargatas y cestas. Además, durante décadas, al menos hasta la segunda mitad del siglo pasado, se utilizó en la industria del papel (Braun-Blanquet y Bolós 1958), lo que causó graves daños a los albardinares y, por lo tanto, a los potenciales territorios de alondras. Hoy en día, la principal amenaza para el mantenimiento de estas comunidades suele ser la transformación agrícola, especialmente si hay proyectos de riego o de

concentración parcelaria, lo que es posible solo en áreas ocupadas por comunidades del tipo LYG. Debido a que las comunidades GYP prosperan en áreas con suelos esqueléticos (leptosoles yesíferos o de costra), no son susceptibles de ser transformadas en cultivos. Además, los matorrales del grupo GYP son un hábitat clasificado como Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) definido en la Directiva de Hábitats de la Comisión Europea, que, por lo tanto, tienen algún tipo de protección regional.

Las comunidades de *J. sabina* (JUN) pueden corresponder a unidades fitosociológicas muy diversas. Responden perfectamente a las características generales de los matorrales permanentes y proporcionan refugio a la fauna y flora de su entorno y contribuyen a la creación y protección del suelo, así como a estabilizar el ecosistema al que pertenecen. Sin embargo, la baja palatabilidad y calidad nutritiva de su forraje (Reiné *et al.* 2004) y su posibilidad de ser sustituidos por comunidades herbáceas, hace que con frecuencia sean objeto de quemas intencionadas por parte de los pastores. Estas quemas favorecen los procesos erosivos y sus resultados son difícilmente reversibles, al menos en zonas de alta montaña. Por eso, es habitual que estas comunidades parezcan refugiarse en roquedos o pedrizas donde el fuego no llega. Probablemente las comunidades de mayor interés productivo de este tipo sean las de *J. sabina*, que alternan en las altas parameras con pastos basófilos crioturbados de baja talla (orden *Festuco-Poetalia ligulatae*), pero de alta calidad nutritiva para el ganado doméstico y la fauna silvestre (Gómez-Sal y Oliver 1981).



Figura 31. Formación de matorral de muy escaso porte, fruto de un intenso pastoreo. La imagen corresponde a la zona de Saelices-Uclés (Cuenca), donde aparecen especies como *Thymus vulgaris* y diversos *Teucrium*. Autor: Carlos Talabante.

3.1.6 Corolario

Las poblaciones ibéricas de alondra ricotí se asientan en algunas de las zonas más remotas, inhóspitas y despobladas de Europa occidental, caracterizadas desde el punto de vista socioeconómico por actividades agrícolas primarias y desde el punto de vista demográfico por la migración de la población joven hacia las ciudades. Esta tendencia migratoria amenaza la existencia del ave, muy adaptada a ciertos tipos de comunidades vegetales que dependen para su mantenimiento espacio-temporal de las actividades humanas tradicionales.

Las poblaciones españolas más numerosas de la alondra ricotí se encuentran en las altas planicies ibéricas y en las montañas del Sistema Ibérico, en las frías tierras de la Submeseta Septentrional y en la Depresión del Ebro. En estas tres zonas, las comunidades vegetales están expuestas a condiciones climáticas extremas, como los inviernos fríos, los veranos extremadamente calurosos y secos, los vientos fuertes, las nevadas prolongadas, las bajas precipitaciones y la intensa luz solar, entre otros factores adversos. Estas características climáticas adversas se combinan con la mala calidad del suelo (rendzinas, rankers, leptosuelos y litosuelos), formando un paisaje de vegetación en el que las subclímax de matorral constituyen el elemento dominante.

De acuerdo con las características climáticas regionales, las áreas ocupadas por la ricotí corresponden a territorios cuya vegetación potencial son bosques de quercíneas o mixtos de quercíneas y sabinas, aunque en gran parte del territorio han desaparecido por las actividades deforestadora. En los lugares en los que la clímax forestal no pudo desarrollarse o fue eliminada, aparecen comunidades de matorrales permanentes que son subclímax regionales o locales. Esos mismos matorrales, caracterizados por el predominio de caméfitos adaptados a la herbivoría, se expandieron como consecuencia primero de la desaparición de los bosques y después como consecuencia de la selección hecha por el ganado y los herbívoros salvajes.

La existencia de alondra parece ser incompatible con la presencia del menos atisbo de dosel forestal. Aunque en algunas parcelas inventariadas aparecen esporádicamente árboles, la cobertura que aportan es muy baja y, además, la práctica totalidad de los árboles inventariados son individuos de poca talla, algunos de ellos de colonización reciente y otros sometidos a control permanente del ganado. Tampoco aparecen alondras en los matorrales muy evolucionados cercanos a la clímax, en los que el predominio de meso- y macrofanerófitos constituye en sí mismo un microhábitat sombrío similar al de un bosque climácico.

La ricotí tampoco ha sido censada en espacios abiertos como cultivos cerealistas, barbechos o pastizales, lo que parece estar relacionado con los hábitos de anidamiento de muchas alondras de los matorrales y pseudoestepas ibéricas, que suelen anidar bajo el dosel de caméfitos ramificados.

Las poblaciones de alondra aparecen siempre en zonas llanas cubiertas por matorrales seriales que presentan una estructura muy similar: predominio de chaméfitos con una altura media cercana a los 40 cm; la cobertura de los caméfitos, incluyendo los gramínoideos supone el 75%.

Entre los caméfitos abundan los arbustos espinosos y, sobretodo, los aromáticos que generan sustancias alelopáticas inhibitoras del crecimiento las cuales, junto con el aclarado que provocan los herbívoros al ingerir los rebrotes jóvenes, producen abundantes claros en el matorral. Esos claros son aprovechados para la aparición de pastos primaverales y otoñales que constituyen un forraje estacional óptimo para el ganado en los años con un régimen normal de precipitaciones. En los años de sequía, el ganado ingiere los brotes jóvenes de las sufruticosas y las yemas de las ramas de los arbustos y de los nanofanerófitos, lo que ralentiza la sucesión progresiva e impide la densificación del matorral.



Figura 32. Típica formación de matorral de cambrón de las parameras de Molina (Guadalajara). Destacan en color amarillo las flores de la *Genista pumila* subsp. *Rigidissima*, junto con otras especies florísticas tales como *Asphodelus albus* y *Aphyllantes monspelliensis*. Autor: Carlos Talabante.

La existencia espacio temporal de estos matorrales está garantizada. Constituyen un paisaje habitual en toda España donde cubren millones de hectáreas. A pesar de esa abundancia, uno de los graves problemas para la conservación de la ricotí es la selección que hace de las zonas llanas para anidar, por lo que los hábitats potenciales se reducen significativamente. Además de que España es el tercer país más montañoso de Europa, las zonas llanas son las que primero se cultivan o se urbanizan. Por ello, las zonas altas de las parameras ibéricas, unas mesetas de elevada altitud, poco utilizadas agrícolamente por la baja rentabilidad que generan, lo que ha hecho que se hayan usado para la ganadería extensiva, se han convertido en el primer refugio de la especie. En el caso de las zonas con yesos de la Depresión del Ebro, además de presentar un clima extremadamente continental, la toxicidad de los suelos hace que también resulten poco rentables con un uso tradicional basado en el secano y en la ganadería trashumante de ovejas y cabras. No obstante, gran parte de la Depresión del Ebro está sometida a presiones agrícolas y urbanas ligadas a proyectos de regadíos que han mermado y

están mermando los albardinares de *Lygeum spartum*, uno de los hábitats preferidos por la ricotí.

Como no constituyen la clímax estable, los matorrales en los que vive la ricotí tienden a evolucionar de forma natural. Desde el punto de vista sucesional, la ricotí aparece en dos tipos principales de matorrales: los permanentes y los seriales poco evolucionados. En los primeros, la sucesión progresiva es extraordinariamente lenta. En el caso de los matorrales almohadillados supra-oromediterráneos son comunidades muy estables, asentados en crestas venteadas y sobre suelos esqueléticos, y suelen estar sometidas a pastoreo extensivo, con procesos de colonización muy lentos. En el caso de las zonas de yesos, además de estar pastoreados, la sucesión es lenta ya que son medios donde la precipitación es escasa y los suelos son muy desfavorables para el desarrollo de etapas forestales. La conservación de los matorrales gipsófilos requiere con frecuencia la utilización del pastoreo. No obstante, si se someten a un pastoreo excesivo deviene en comunidades muy abiertas con pocos matorrales, que pierden la estructura óptima para la ricotí.



Figura 33. Formaciones rastreras de *Juniperus sabina* con presencia de ricotí en el altiplano turolense. Autor: Juan Luis Aguirre

En los matorrales seriales poco evolucionados, la evolución de la vegetación en ausencia de perturbaciones puede ser muy rápida, por lo que la desaparición de actividades tradicionales puede resultar en una transformación rápida hacia etapas más evolucionadas de matorral y, con ello, en extinciones de algunas de las manchas ocupadas por la ricotí. Por eso, el mantenimiento de las labores que han sustentado la economía rural en estos matorrales, el

mantenimiento ganadero tradicional resulta fundamental para la conservación de alondra ricotí en este tipo de matorrales.

Cuando lo que se desea es favorecer a estas comunidades, bien incrementando su superficie o bien su calidad o vigor, suele bastar con dejar actuar a la sucesión natural cuando se parte desde barbechos, o aplicar tratamientos que imiten a las perturbaciones que provocan su existencia: fuego controlado y laboreo moderado. De hecho, en algunas comarcas españolas hay una verdadera “cultura del fuego” para garantizar la existencia casi permanente de flores en estas comunidades con objetivos apícolas (Montserrat y Fillat 2004). Si se aplican tratamientos de desbroce, la recuperación del matorral suele ser muy rápida: en 3-5 años la recuperación suele ser total, e incluso la comunidad incrementa su vigor. Por eso, esos tratamientos pueden ser considerados de rejuvenecimiento o revitalización de estos matorrales favorecen su desarrollo y garantizan su persistencia, en vez de hacerlas desaparecer.

El abandono de campos de cultivo y la consiguiente “matorralización” de los mismos después de las etapas iniciales de pastizales pioneros puede significar nuevas oportunidades de colonización en estas áreas. También los incendios u otras perturbaciones puntuales intensas generarán nuevas oportunidades para las especies de matorral cuando se desarrolle el proceso de colonización de estas zonas.

Por el contrario, la disminución de este tipo de matorrales motivada por las políticas agrarias comunitarias (superficies obligatorias de barbechos, reforestaciones, subvenciones para olivares y viñedos, aumento de regadíos) constituye la principal amenaza para la conservación de la ricotí que está ligada a un tipo de matorrales muy concreto que, en contra de lo que pudiera parecer, están sujetos a un fuerte grado de intervención humana. Aunque hoy se trata de zonas fundamentalmente dedicadas a la ganadería extensiva de ovejas y cabras, al menos hasta la segunda mitad del siglo pasado eran tierras agrícolas en régimen de secano; las migraciones rurales provocaron el abandono de los cultivos y la consiguiente expansión del matorral favorable como hábitat para la ricotí.

Con la entrada en vigor de las políticas agrarias comunitarias, la situación comenzó a invertirse a finales del siglo XX y principios del XXI debido principalmente a las roturaciones tanto de las antiguas tierras agrícolas como de terrenos que nunca lo fueron. Como consecuencia, el hábitat de la especie se encuentra en regresión por la ampliación de la superficie de cultivo (secano y regadío) o destinada a la reforestación, circunstancias que también han afectado a otras aves esteparias (sobre la incidencia de las políticas agrarias comunitarias sobre estas aves véase Suárez y Herranz 2004).

La situación de la alondra ricotí, declarada como vulnerable a nivel estatal, pero con poblaciones minúsculas en algunas comunidades autónomas, requiere un esfuerzo para el mantenimiento y mejora de sus poblaciones. El estudio desarrollado demuestra que la especie es bastante flexible respecto a las comunidades que habita y que es mucho más dependiente

de la estructura de la vegetación que de la composición florística, pero en cada zona suele seleccionar principalmente un determinado tipo de comunidad vegetal.

Desde este punto de vista, la réplica de esta estructura puede ser sencilla y rápida por lo que las medidas de gestión del territorio para la mejora de sus poblaciones son bastante accesibles para la Administración con una mínima gestión del territorio basada en el aprovechamiento tradicional del territorio. El equilibrio entre perturbación y sucesión es clave para mantener los hábitats y quizás el principal problema radique en encontrar zonas topográficas acordes con los requerimientos de la especie.

Mantener o ampliar la extensión de las manchas de hábitat para asegurar la viabilidad de la metapoblación de la ricotí debería ser una prioridad. Reducir la densidad de árboles en áreas planas y fomentar la presencia de arbustos pequeños y medianos, limpiar ciertas especies de genístas y promover el pastoreo extensivo tradicional de bajo nivel, debería incrementar la disponibilidad de hábitats para la especie y con ellos el número de territorios potenciales dentro de una subpoblación.

También es importante desarrollar esfuerzos para evitar que continúen las perturbaciones más frecuentes que se han encontrado a lo largo del estudio, roturaciones, reforestaciones con pinos, parques eólicos y construcción de infraestructuras viarias fragmentadoras del territorio.



Figura 34. Matorral de *Halimio ocymoidis-Ericetum umbellatae* con especies de *Erica* y *Halimium ocymoides*, como especies más representativas. Este tipo de comunidad vegetal está ampliamente distribuida en el sector noroccidental del área de distribución de la alondra ricotí. Autor: Carlos Talabante.

3.2 Caracterización biométrica de la alondra ricotí en las Parameras de Molina de Aragón

La caracterización biométrica es fundamental en la biología de organismos, porque, entre otros aspectos, es una herramienta taxonómica fundamental. Las aves son un grupo ampliamente descrito en la bibliografía científica especializada (por ejemplo *cf.* Svensson 2009). Sin embargo, la mayoría de los estudios biométricos de aves se reducen a las medidas tomadas habitualmente durante las jornadas de anillamiento científico, como son la medida del ala o el peso (Gosler *et al.* 1998). En muchos casos, la escasez de medidas biométricas se acentúa por la dificultad de captura de determinadas especies, lo que se traduce en tamaños muestrales pequeños.

De manera general, las alondras son especies poco capturadas para su estudio en mano (Aranguren *et al.* 2009). Una revisión del número de anillamientos realizados en España desde la década de 1950 hasta la actualidad arroja un total de 2.057 alondras comunes y 1.669 alondras ricotí. Ambas cifras son muy escasas si las comparamos con otras especies más capturadas como el petirrojo europeo (*Erithacus rubecula*), con 355.170 anillamientos para el mismo periodo (SEO/BirdLife 2016). Estas cifras ponen de manifiesto la escasez de datos que se tienen de las alondras ibéricas en términos de anillamiento científico y estudio en mano.

Además, la información recogida sobre la muda de las alondras es escasa y en la mayoría de los casos se limita a las especies más frecuentes de distribución centroeuropea (Donald 2004; Svensson 2009). En el caso que nos ocupa, la información disponible es bastante imprecisa desde el punto de vista fenológico (Svensson 2009). En la actualidad, solamente existe un estudio que aborda la muda de la ricotí, en el que se incluyen datos tanto de las poblaciones ibéricas como norteafricanas (Justribó *et al.* 2009).

El interés principal de este apartado de tesis es dar a conocer la variación biométrica de los ejemplares de alondra ricotí capturados en el área de las parameras de Molina, así como de ofrecer datos sobre su muda y estado físico para el periodo primaveral. Los objetivos principales son:

- Ampliar el conocimiento acerca de las medidas biométricas de la alondra ricotí.
- Aportar datos biométricos de la alondra poco mencionadas en la literatura científica especializada.
- Ofrecer información sobre el patrón de muda de plumas corporales anterior a la muda completa de verano de aves adultas.
- Exponer la evolución de las reservas de grasa subcutánea y de tejido muscular pectoral durante la época de reproducción.

Las alondras han sido capturadas en las parameras de la comarca del Señorío de Molina, mediante el uso de cepos-malla. Para evitar distorsiones derivadas del sesgo en la toma de medidas, tanto el manejo de las aves como su posterior toma de datos fueron realizados en todos los casos por el doctorando. En este apartado se exponen datos de un total de 71

ejemplares, de los cuales 69 eran machos adultos, uno una hembra adulta y otro un ejemplar joven de sexo indeterminado. En todos los casos, se contó con las pertinentes autorizaciones de captura y manejo de alondras ricotí expedidas por la Junta de Comunidades de Castilla La Mancha.

3.2.1 Biometrías

Los datos biométricos obtenidos para los 69 machos adultos capturados se muestran a continuación:

	Ala	Peso	P9	P8	P7	P6	P5	P4	P3	P2	P1	S1	Cola
N	69	55	69	68	67	62	53	69	69	68	69	69	69
Media	100,53	40,44	73,70	75,80	77,19	77,31	74,68	68,67	65,47	64,18	62,83	64,01	64,02
Máximo	114,50	47,05	78,00	81,00	81,50	82,50	79,00	75,00	70,00	68,00	66,00	67,00	68,00
Mínimo	95,00	35,10	69,00	71,50	73,00	72,50	68,00	63,50	59,00	60,50	56,50	59,00	59,50

Tabla 11. Biometrías de regiones emplumadas en mm. P: plumas primarias; S: plumas secundarias.

	Tarso	Cabeza	Culmen	Pico-cráneo	Pico-alto	Pico-ancho	Uña
N	69	69	69	22	22	22	59
Media	23,84	44,22	19,90	23,99	6,43	7,63	9,14
Máximo	26,20	46,70	21,90	25,3	7,20	8,80	12,00
Mínimo	20,60	40,80	18,20	23	5,90	6,80	6,10

Tabla 12. Biometrías de regiones no emplumadas en mm.

Las medidas de la única hembra adulta capturada y el joven de sexo indeterminado se muestran a continuación:

	Ala	Peso	P9	P8	P7	P6	P5	P4	P3	P2	P1	S1	Cola
Hembra	92	41,1	66	68,5	70	69	64,5	64,5	61	60	59	59	55
Joven	95	-	68	69	70	69	66	60	58	59	56	59	56

Tabla 13. Biometrías de regiones plumadas para la hembra adulta y el joven. Medidas tomadas en mm.

	Tarso	Cabeza	Culmen	Pico-cráneo	Pico-alto	Pico-ancho	Uña
Hembra	23,6	43,1	18,1	-	-	-	10,1
Joven	23,1	43,5	19,5	-	-	-	9

Tabla 14. Biometrías de regiones no plumadas para la hembra adulta y el joven. Medidas tomadas en mm.

Los datos mostrados en esta sección están dentro de los parámetros habituales de variación de los machos de alondra ricotí citados en la bibliografía (Suárez 2010; Svensson 2009; Vögelli

et al., 2007). En la figura 35 se recoge una muestra fenotípica de los patrones de longitud de picos de los ejemplares capturados en la zona de Molina de Aragón.



Figura 35. Diferentes ejemplos de alondras ricotí capturadas para este estudio. En ellos se aprecia la diversidad en los tonos del plumaje y en la longitud del pico. Autor: Carlos Talabante.

3.2.2 Muda

Los aláudidos europeos realizan una única muda a lo largo del año, involucra a la totalidad del plumaje (es decir, es completa) y afecta tanto a aves adultas como a jóvenes (de Juana *et al.*

2004; Svensson 2009). La muda de la ricotí acontece a finales de la época de cría (a partir del mes de junio). Debido al período en el que se han realizado nuestras capturas (abril-junio), no ha sido posible capturar aves en muda completa activa (Figura 36). Sin embargo, sí se han podido obtener datos de interés en el momento previo a la misma, que se inicia con un recambio parcial de las plumas corporales, un proceso similar al que llevan a cabo numerosas especies de passeriformes que realizan una muda parcial previa a la completa (Svensson 2009).

La muda es un proceso complejo en la biología de las aves que conlleva un elevado gasto energético. Por ese motivo, debe ser un proceso ordenado y fenológicamente ajeno a otros procesos periódicos vitales que conlleven un elevado gasto energético, como la reproducción y la migración (Kjellén 1994; Newton 2008, 2009). En la mayoría de los passeriformes, la muda completa de las primarias tiene lugar desde la primaria 1 (P1) a la P10 (del interior al exterior del ala) y las secundarias desde la secundaria 1 (S1) a la S6 (del exterior al interior del ala). La muda de la ricotí ha sido estudiada por Justribó *et al.* (2009), quienes describen una muda completa convencional, con la salvedad de un ejemplar capturado en Marruecos que había empezado el centro de muda en la P4, lo que en este caso significó la presencia de dos frentes de muda activos en primarias (de P4 a P10 y de P4 a P1). La muda de las plumas secundarias siguió el patrón de recambio habitual.



Figura 36. Estudio de la muda en una alondra ricotí. Apenas se ven indicios de muda, pero sí se advierte un acusado desgaste de las plumas primarias P4-6. Autor: Carlos Talabante.

En nuestro caso, de las 70 alondras adultas capturadas, ninguna se encontraba en muda completa activa. No obstante, veinte de los ejemplares capturados (28,5%) mostraron signos de muda en las plumas corporales. De ellos, dieciocho (90%) solo presentaban muda en las plumas del dorso y la nuca, y dos ejemplares estaban, además, mudando las plumas de los flancos.

En la mayoría de los passeriformes, la muda de las plumas terciarias suele ocurrir antes que la de las secundarias y las primarias. En la alondra ricotí no está convenientemente descrito el patrón de recambio de las plumas terciarias. En Justribó *et al.* (2009) se cita que dichas plumas se recambian de manera simultánea antes de que concluya la muda de las secundarias. En nuestro estudio, el 10% de los ejemplares mostraron muda de las plumas terciarias. Este hecho podría deberse a dos motivos. Primero, a una posible pérdida de la pluma por accidente y su posterior recambio, lo que podría enmascarar un verdadero ciclo de muda. La segunda opción vendría dada por el propio patrón de muda de este grupo de plumas. En numerosos passeriformes la muda de las terciarias sufre un patrón de recambio anárquico, variando incluso a nivel individual (Svensson 2009).

Se ha descrito un patrón de muda de terciarias irregular en otras especies de passeriformes esteparios de pequeño tamaño como la curruca tomillera (*Sylvia conspicillata*; Talabante 2014). En esta especie la muda de las terciarias puede acontecer incluso antes del inicio de la muda de las secundarias, mientras que en otros casos no se llega a mudar la totalidad de las terciarias, lo que ocasiona mudas parciales. El patrón de muda parcial descrito en este apartado para la alondra ricotí es el habitual a lo presentado por numerosos passeriformes de pequeño tamaño (Svensson 2009; Talabante 2014).

3.2.3 Condición física de las alondras

La acumulación de grasa subcutánea y de tejido muscular pectoral ha resultado ser variable a lo largo de la primavera. Los valores mínimos para ambos parámetros se dieron a principio de primavera, mientras que el máximo se registró a mediados de esta estación (meses de abril y mayo). Este patrón puede estar relacionado directamente con su periodo reproductor. Teniendo en cuenta que las ricotís de la zona de estudio presentan un periodo de celo comprendido entre finales de febrero y finales de junio (*obs. pers.*), los valores máximos de acumulación de grasa y músculo coinciden con el momento álgido del periodo reproductor (Figura 37).

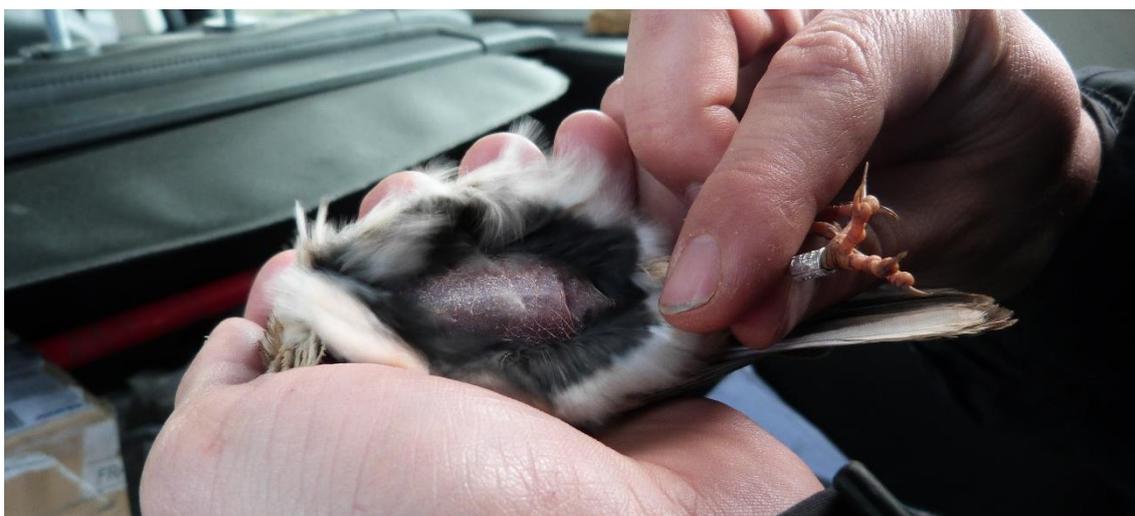
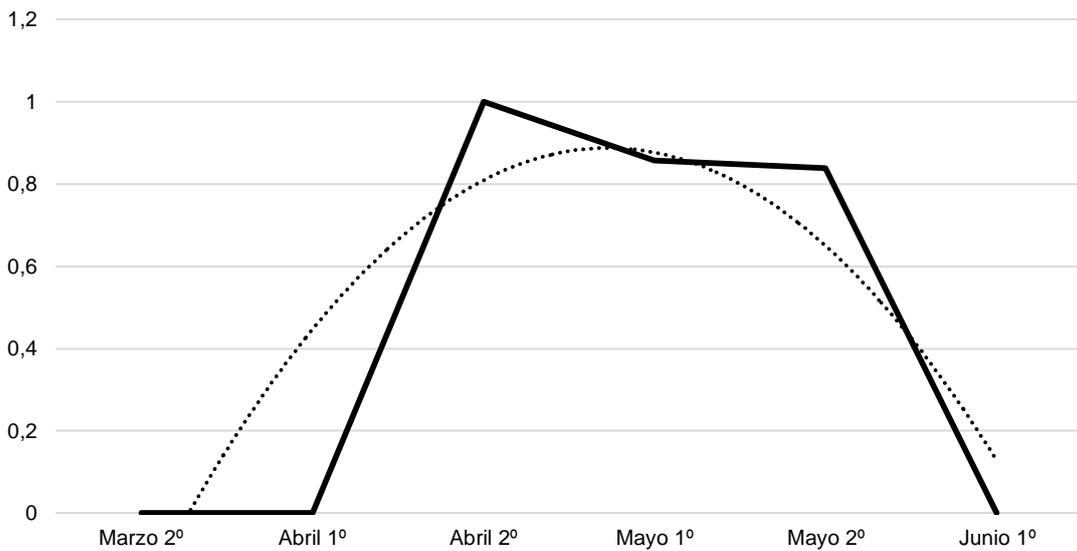
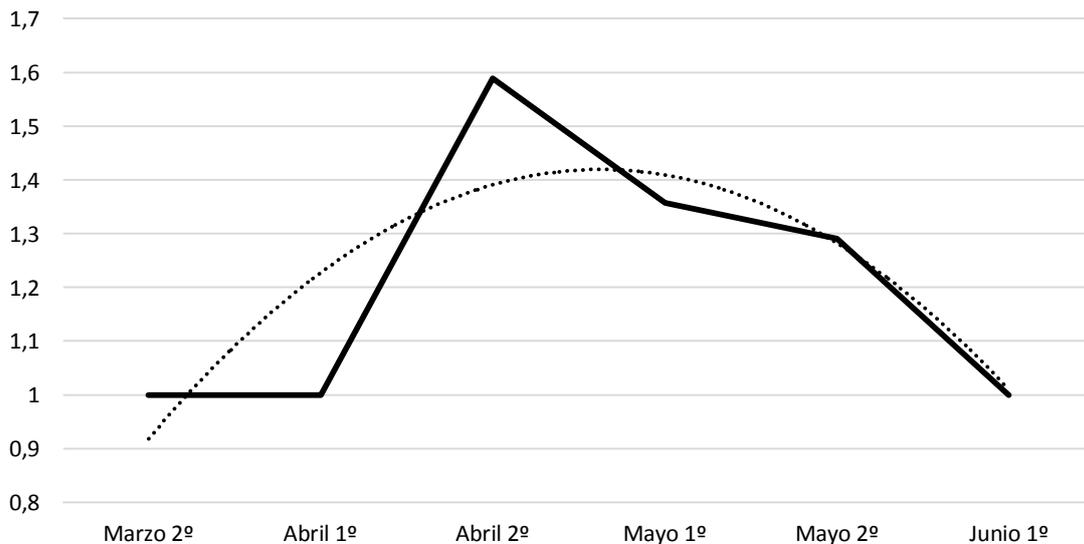


Figura 37. Análisis de los niveles de grasa subcutánea y músculo pectoral en un ejemplar de alondra ricotí. Se observa un nivel 2 de músculo y ausencia de grasa. Autor: Carlos Talabante.

Normalmente, la acumulación de los niveles grasos y musculares en otras especies alcanza valores mínimos al final de la migración y del periodo invernal. Los máximos se producen en las aves migradoras, especialmente en las de largo recorrido, tal y como sucede en numerosas especies de *Sylvia* (Shirihai *et al.* 2013). En éstas, estos niveles máximos se producen antes de las migraciones. En el caso de la alondra ricotí, al tratarse de una especie que parece ser eminentemente sedentaria (aunque todavía este aspecto está por clarificar), los niveles mínimos para ambos parámetros se deberían producir durante el invierno, ya que este periodo, *a priori*, contaría con menos aportes alimenticios lo que repercutiría negativamente sobre la acumulación de grasa.



Tasa de acumulación de grasa primaveral en la alondra ricotí. El gráfico se ajusta a una línea polinómica que sigue la ecuación: $y = -0,1476x^2 + 1,1012x - 1,1659$ ($R^2 = 0,7288$).



Tasa de acumulación de músculo primaveral en la alondra ricotí. El gráfico se ajusta a una línea polinómica que sigue la ecuación: $y = -0,0727x^2 + 0,5273x + 0,4633$ ($R^2 = 0,6699$).

Los datos expuestos en nuestro estudio apuntan a esta posibilidad. Los ejemplares capturados en marzo presentaban bajos niveles de grasa y músculo, los cuales se fueron incrementando a lo largo de la primavera. El incremento de los niveles de grasa y músculo durante la primavera puede estar relacionado por un mayor consumo de invertebrados, tal y como se cita para otros paseriformes (Shirihai *et al.* 2013). El descenso en los niveles de grasa y músculo a finales de la primavera coincide con el final de periodo reproductor, lo que bien pudiera estar relacionado con el estrés post-reproductivo y el gasto inherente a la reproducción. En resumen, las alondras de nuestra zona llegan al principio del periodo primaveral con grasa muy escasa, lo que podría indicar una ausencia de comida en los meses invernales o bien la llegada desde otras zonas, y van acumulando grasa según la primavera va avanzando, con la explosión de insectos. Posteriormente el gasto energético del periodo reproductor va consumiendo estas reservas llegando al mínimo al final del periodo.

3.3 Estudio de los epizoos asociados a la alondra ricotí

Las interacciones entre parásitos y hospedadores representan uno de los tipos de relación más extendidos en la naturaleza. Casi ningún ser vivo se encuentra libre de sufrir el ataque de alguna forma parásita a lo largo de su vida (Price 1980). Entender las relaciones que existen entre el hospedador y sus parásitos es de vital importancia para conocer las relaciones que éste tiene con su medio ambiente. No obstante, el conocimiento que existe sobre los factores que influyen en la prevalencia de los diferentes tipos de parásitos sobre sus hospedadores, es muy escaso. Definimos prevalencia, término tradicional en los estudios de parasitismo, como la proporción de individuos de una población de hospedadores que cuentan con un tipo de parásito y la frecuencia en la que éste aparece.

Numerosos artrópodos muestran asociaciones obligadas con sus hospedadores, entre las que se encuentran el parasitismo y el mutualismo (Galván *et al.* 2012). En ocasiones es complicado delimitar la línea que separa el parasitismo entre otros tipos de relaciones entre seres vivos (Cheng 1978). De hecho, existen organismos que pueden ser mutualistas o parásitos según las condiciones impuestas por el medio ambiente. Entre los parásitos y sus hospedadores se establece una carrera coevolutiva basada en la relación recíproca entre ambas partes. Esta relación recíproca entre parásito y hospedador lleva al planteamiento conocido como la “Hipótesis de la Reina Roja”, según la cual las especies implicadas en la relación llevan a cabo una intensa coevolución en la que deben “correr” (evolutivamente hablando) tan rápido como puedan para evitar la extinción (Van Valen 1973). Esta coevolución ha provocado que la diversidad de parásitos sea muy elevada y que exista una amplia especialización con respecto a cada uno de los hospedadores particulares.

Dependiendo del taxón, los parásitos se pueden alimentar de la sangre, la piel o las plumas de su hospedador. En otros casos, como sucede en determinados ácaros, se alimentan de los hongos y bacterias que proliferan sobre la piel y las plumas del hospedador, así como del aceite de la glándula uropigial (Blanco *et al.* 2001; Galván *et al.* 2006). Por tanto, la carga de parásitos en un ave puede tener diferentes consecuencias sobre el hospedador, influyendo en

su estado físico, fisiológico e incluso inmunológico (Anderson y May 1979; Ardia y Schat 2008; May y Anderson 1979; Moller y Erritzoe 1998; Owen *et al.* 2010; Wikel 1996).

Un factor importante que influye sobre la diversidad de parásitos en un ave son las condiciones abióticas que soporta el hospedador. Los endoparásitos dependen de condiciones fisiológicas estables en el interior del hospedador, pero los ectoparásitos resultan influenciados además por factores externos, como la humedad y la temperatura. El plumaje de las aves crea microhábitats diferenciados del ambiente externo, lo que favorece una mayor especialización de los ectoparásitos (Wiles *et al.* 2000). Además, la prevalencia de ectoparásitos en un ave depende en gran medida de otros factores como la edad, el sexo, la sociabilidad, la muda o la reproducción del hospedador (Hamstra y Badyeuv 2009).

Otro de los factores que puede influir en la prevalencia de los parásitos es la densidad de las poblaciones del hospedador. La mayoría de los parásitos presentan una distribución agregada, lo que significa que únicamente unos cuantos hospedadores de una determinada población mantienen a la inmensa mayoría de los parásitos (Merino y Potti 1995). De esta manera, se han detectado prevalencias de parásitos sanguíneos de hasta el 80%, en paseriformes ibéricos (Fargallo y Merino 1999; Merino *et al.* 1997). Así pues, al aumentar la densidad de la población de los hospedadores es esperable un incremento en la prevalencia de los parásitos. También hay ocasiones en las que poblaciones pequeñas de hospedadores de especies amenazadas pueden ser más susceptibles a las enfermedades transmitidas por los parásitos (Lyles y Dobson 1993).

Desde el punto de vista ecológico, la recuperación de un ecosistema alterado no se puede considerar completa hasta que no se haya reestablecido totalmente las relaciones preexistentes, incluyendo las relaciones parásito-hospedador. De esta manera, los parásitos son unos buenos bioindicadores del grado de recuperación y complejidad de las comunidades de hospedadores y del ecosistema en general. La pérdida de las relaciones parásito-hospedador, y en consecuencia, de los propios parásitos, implica una pérdida irreparable de biodiversidad (Windsor 1995).

Los ectoparásitos más frecuentes en las aves son los ácaros de las plumas (*Astigmata*), los piojos mordedores [*Mallophaga (Phthiraptera): Ischnocera y Amblycera*], las garrapatas (*Ixodidae* y *Argasidae*) y las moscas de las plumas de la familia *Hippoboscidae* (Cordero del Campillo *et al.* 1994; Marshall 1981).

En esta tesis se opta por la inclusión de las especies de artrópodos estudiadas en la alondra ricotí como “epizoos” más que “parásitos” o “ectoparásitos”, dada su condición tanto de especies parásitas como de especies mutualistas. Tal inclusión se basa en las siguientes consideraciones. El término “parásito” implica un tipo de relación en la que una de las partes se aprovecha de su hospedador sin aportarle beneficio alguno (Brusca y Brusca 2005). Varios autores han comprobado como determinados artrópodos, tradicionalmente considerados “parásitos” muestran hábitos mutualistas con la especie en la que viven. En este caso, las

especies mutualistas aportan beneficio a la especie sobre la que viven, favoreciéndose ambas partes (Brusca y Brusca 2005). Muchas especies de artrópodos mutualistas, como los citados ácaros, se alimentan de bacterias y hongos que se encuentran sobre las plumas del ave. Al hacer esto, mantienen el plumaje del ave limpio y en perfectas condiciones (Blanco *et al.* 2001).

El conocimiento de los epizootos es muy escaso en determinados grupos de aves e incluso nulo en muchos otros (Vögeli *et al.* 2010). En el caso de los alúridos en general, se ha estudiado con alguna profundidad a los endoparásitos, mientras que las referencias sobre los ectoparásitos se limitan a datos aislados sobre su diversidad (Suárez *et al.* 2009; Vögeli *et al.* 2010). No existen prácticamente datos sobre la fauna de epizootos de la alondra ricotí. Mientras se redacta este trabajo, solo existe bibliografía sobre sus patógenos sanguíneos (Vögeli *et al.* 2010), mientras que no se conoce dato alguno sobre la diversidad de ectoparásitos ni su prevalencia en la especie.

Teniendo en cuenta que la alondra ricotí es un paseriforme de distribución restringida a algunos territorios iberomauritánicos, gravemente amenazado (Garza y Traba 2016; Suárez 2010) y con aspectos de su ecología y biología escasamente conocidos, los estudios sobre sus epizootos pueden aportar una valiosa información que permita incrementar el conocimiento sobre el grado de contagio y conectividad que soportan sus poblaciones. Profundizar en ese conocimiento de la biomasa ectoparasitaria y de artrópodos mutualistas, además de ampliar los conocimientos básicos acerca de la especie, puede mejorar las estrategias de conservación en planes de conectividad o de mejora del hábitat. También será posible detectar si existen problemas parasitarios, es decir concentraciones tan altas en determinados ejemplares que pudieran poner en peligro la viabilidad de algunas poblaciones concretas. En este apartado los objetivos planteados son los siguientes:

- Describir la comunidad de epizootos que viven sobre la alondra ricotí.
- Estudiar la prevalencia con la que aparecen los distintos epizootos sobre la misma.

Para el análisis de los epizootos se han usado datos de los ejemplares capturados en las parameras de Molina. Como se expuso en el apartado de metodología, los ejemplares fueron capturados mediante cepeos-malla. La búsqueda de los artrópodos se realizó en todo el plumaje de las aves capturadas siguiendo Talabante *et al.* (2015b).

Los artrópodos detectados fueron recogidos mediante pinzas de punta fina e introducidos en botes herméticos con etanol al 70% para su transporte y posterior conservación en laboratorio (Figura 38). Posteriormente se identificaron los especímenes hasta la jerarquía taxonómica más cercana a la especie que nos fue posible.



Figura 38. Botes de plástico que contienen los artrópodos recogidos en el plumaje de la alondra ricotí tras ser identificados. Autor: Carlos Talabante.

De los 71 ejemplares de alondra ricotí capturados, 36 de ellos (50,7%) contaban con al menos un tipo de artrópodo asociado. Fueron identificados tres órdenes de artrópodos: *Phthiraptera*, *Diptera* y *Acarina*. La prevalencia de los diferentes tipos de artrópodos asociados al plumaje de las alondras se resume en la Tabla 15.

Orden (Suborden)	Familia	Género o especie	Prevalencia (%)	Región del cuerpo
<i>Diptera</i>	<i>Hippoboscidae</i>	<i>Ornithophila metallica</i>	1,41	Plumas del dorso
<i>Phthiraptera (Ischnocera)</i>	<i>Philopteridae</i>	<i>Philopterus</i> sp.	1,41	Plumas del dorso
		<i>Brueelia</i> sp.	15,49	Plumas del dorso, nuca y píleo
<i>Phthiraptera (Amblycera)</i>	<i>Menoponidae</i>	<i>Menacanthus</i> sp.	1,41	Plumas del dorso
<i>Acarina</i>	<i>Astigmata</i> ¹	<i>Acar</i> ¹	33,80	Plumas primarias y secundarias

Tabla 15. Diversidad de artrópodos asociados al plumaje de las alondras ricotí capturadas en la zona de Molina. ¹ En "Astigmata" y "Acar" no fue posible su asignación a niveles taxonómicos inferiores.

Dentro de los *Phthiraptera* se identificaron dos familias de piojos mordedores o malófagos (*Philopteridae* y *Menoponidae*) (Figuras 39 y 40). Dentro de la familia *Philopteridae* (suborden *Ischnocera*) se recolectaron ejemplares de los géneros *Philopterus* (Nitzsch 1818) y *Brueelia* (Kéler 1936). Solo se encontró un género dentro de la familia *Menoponidae* (suborden *Amblycera*), el género *Menacanthus* (Neumann 1912). También se encontró solo un tipo de mosca hipobóscida (familia *Hippoboscidae*), que fue identificada como *Ornithophila metallica*.

Finalmente, se encontraron ácaros de las plumas (*Acari: Astigmata*), principalmente en las plumas primarias, y en menor medida, en las secundarias.

Las alondras mostraron una media de $1,05 \pm 0,23$ especies de epizoos por ejemplar (rango=1-2). El porcentaje de alondras con un único tipo de artrópodo asociado fue de 47,88%, mientras que solo un 2,81% presentaron dos tipos. Los ácaros fueron los artrópodos más frecuentes, puesto que se encontraron en 24 de las aves (33,08%).

El método de muestreo, descrito por Martín Mateo (1994), ha resultado adecuado para el estudio de malófagos. Las especies de malófagos encontrados muestran hábitos parásitos, cuyos hábitos se ajustan a lo descrito por Martín Mateo (2002; 2009). La diversidad de especies de malófagos encontrada en la ricotí es alta, aunque existe una especie claramente dominante (*Brueelia* sp.). *Brueelia* es un género muy diversificado, con 23 especies en la fauna ibérica (Jiménez-González *et al.* 1981; Martín Mateo 2009), que aparece principalmente en passeriformes. Se ha descrito la presencia de *Brueelia parviguttata* en la cogujada común, *Galerida cristata*, (Soler-Cruz *et al.* 1979), una especie próxima filogenéticamente a la alondra ricotí (Alström *et al.* 2013).



Figura 39. Malófago del género *Brueelia* encontrado en el plumaje de la alondra ricotí. Las marcas amarillas representan cuadrículas de 1X1 mm. Autor: Carlos Talabante.

El género *Philoaterus* también está muy diversificado en la fauna ibérica (18 especies), que viven en un amplio espectro de hospedadores (Martín Mateo 2009). Hasta la fecha no se ha citado a este género como ectoparásito de aláudidos ibéricos, por lo que nuestra cita supone el primer registro de *Philoaterus* en esta familia de aves.

Por su parte, el género *Menacanthus* (con 12 especies registradas en la Península Ibérica; Martín Mateo 2002) es el único Amblycera identificado en este estudio. Soler Cruz y Guevara Benítez (1981) citan a *Menacanthus alaudae* en la cogujada común, la única referencia de este

género en aláudidos ibéricos. El registro de *Menacanthus* aportado por nosotros, aumenta el número de paseriformes hospedadores de este género de Amblycera en la fauna europea.



Figura 40. Malófago del género *Philopterus* encontrado en el plumaje de la alondra ricotí. Las marcas amarillas representan cuadrículas de 1X1 mm. Autor: Carlos Talabante.

La escasa diversidad de dípteros hipobóscidos observada concuerda con lo registrado en otras especies de aves (Tella *et al.* 1998). Las moscas hipobóscidas suelen huir del hospedador cuando éste se encuentra en peligro, por lo que el hecho de capturar a la alondra puede hacer que la muestra observada sea más reducida. No obstante, el método usado en este trabajo es útil para estudios de diversidad de este tipo de ectoparásitos (Tella *et al.* 1998). Además, las moscas hipobóscidas suelen presentar una prevalencia baja en la mayoría de sus hospedadores (McClure 1984; Senar *et al.* 1994), aunque puntualmente puede llegar a ser alta (Tella *et al.* 1998). La única especie registrada en este estudio, *Ornithophila metallica*, está citada exclusivamente en varios grupos de paseriformes y piciformes (Carles-Tolrá Hjorth-Andersen 2002; Cordero del Campillo *et al.* 1994; Maa 1969).

En cuanto a los ácaros Astigmata, aunque son un grupo habitual en las plumas de paseriformes (Proctor 2003), han sido poco citados en aláudidos. La única referencia sobre alondras ibéricas es la de una nueva especie de *Proctophyllodidae* sobre plumas de *Lullula arborea*, la alondra totovía (de Rojas *et al.* 1991). Tradicionalmente, se les ha considerado como parásitos de aves, pero estudios recientes sugieren que establecen relaciones de mutualismo que pueden resultar inocuos o, incluso, beneficiosos a sus aves hospedadoras (Blanco *et al.* 2001; Galván *et al.* 2012). Se ha documentado que los ácaros de las plumas son menos comunes en aves de medios áridos que en aquellas aves de medios más húmedos (Dubinin 1951). Los ácaros de las plumas se alimentan principalmente de esporas de hongos y bacterias que proliferan más en medios húmedos que en ambientes xéricos (Jovani *et al.* 2001;

Carrillo *et al.* 2007). Esto podría explicar la escasa prevalencia de ácaros de las plumas en las alondras ricotí, que aparecen sobre todo en ambientes esteparios y con déficit hídrico acusado.

Además, los ácaros de las plumas también se alimentan de las sustancias lipídicas producidas por la glándula uropigial de las aves. Galván y Sanz (2006) relacionaron el tamaño de la glándula uropigial con la cantidad de ácaros de las plumas, concluyendo que las aves con glándulas uropigiales más grandes contaban con mayor cantidad de ácaros de las plumas. En un estudio posterior, Galván *et al.* 2008, tras establecer que la glándula uropigial es de mayor tamaño en las especies migradoras que en las sedentarias, relacionaron la cantidad de ácaros de las plumas con los hábitos migratorios de cada especie: las aves sedentarias son las que tienen menos ácaros de las plumas por poseer la glándula uropigial más pequeña.

Los adultos de alondra ricotí son sedentarios la mayor parte del año, por lo que los resultados de baja carga de ácaros de las plumas obtenidos coinciden con lo observado por otros autores (Berthold 2001; Galván *et al.* 2008). Esta limitación de movimientos ha podido hacer que sus parásitos presenten una elevada endemidad hacia el ave, fruto de una coevolución muy intensa.

La diversidad de artrópodos asociados a la alondra ricotí ha resultado alta al compararla con especies similares y con las que a menudo comparte hábitat. En el caso de especies similares como la alondra común, la terrera común y la cogujada común la presencia de artrópodos asociados a su plumaje es menor. Esta comparación se sostiene en nuestros propios muestreos de esos paseriformes. En una muestra de 18 alondras comunes capturadas en la provincia de Guadalajara, tan solo fue registrado un tipo de artrópodo en cuatro ejemplares de alondra: ácaros de las plumas *Astigmata* (22,2% de las alondras). En siete ejemplares de terrera común, también capturados en la misma provincia, no se registró ningún tipo de artrópodo. Aunque en el caso de la terrera común la muestra es bastante reducida, en el caso de la alondra común se pone de manifiesto una menor prevalencia de artrópodos asociados en comparación con la ricotí. En una muestra de 63 alondras capturadas en la provincia de Soria, la prevalencia fue del 38,09%. Solo un 1,58% de las alondras presentaban *Brueelia* y un 7,93% ácaros en las plumas primarias. No se observaron otros epizootos de los colectados en las parameras de Molina, pero sí se observó una alta cantidad de ixódidos (en un 28,57% de las alondras que conforman la muestra). La presencia de este taxón no ha sido detectada en las alondras de Molina.

3.4 Dieta primaveral en los adultos de alondra ricotí

El conocimiento de los hábitos alimenticios es uno de los pilares básicos de la biología de cualquier especie. Conocerlos no solo aporta qué tipo de alimento necesita cada organismo, sino que también ofrece una idea de cómo éste se relaciona con su medio.

Según de Juana *et al.* (2004), de las 96 especies de alondras descritas en el mundo, de 70 de ellas se tiene un conocimiento aceptable en lo que se refiere la composición de su dieta. Dentro de las que se conocen, alrededor del 70% presentan una dieta mixta, basada en semillas e

invertebrados. Alrededor del 20% consumen adicionalmente material vegetal verde y solo el 10% son especialistas en el consumo de invertebrados, aunque incluso estas últimas pueden consumir ocasionalmente otro tipo de alimento. En cualquier caso, la tónica general seguida por la mayoría de las alondras es la dominancia de consumo de artrópodos durante el periodo estival, y de alimentos de origen vegetal durante el invernal.

A modo de ejemplo, en una población de calandria común estudiada en la península de Crimea durante el periodo reproductor, la frecuencia en el consumo de alimentos de origen animal alcanzó el 34%, frente al 24% para los de origen vegetal. Estos porcentajes pasaron al 1% y al 99%, respectivamente, durante la época invernal, lo que refleja una marcada preferencia durante el invierno hacia los alimentos vegetales con respecto a los de origen animal. En este mismo estudio se concluyó que el componente animal en la dieta de la terrera común durante el periodo estival puede alcanzar el 81% (Cramp 1988).

Por lo general, los estudios sobre la dieta de las alondras europeas no han alcanzado un gran nivel de detalle, sobre todo si se comparan con el de otras especies, especialmente con las rapaces. La excepción es la alondra común, sobre cuyos hábitos alimenticios hay una cumplida bibliografía ya que este aspecto ha sido estudiado ampliamente en Europa central, no solo desde el punto de vista nutricional, sino también desde la óptica del rendimiento energético que le reporta alimentarse en uno o en otro tipo de hábitat (Donald *et al.* 2001a, b, c; Kuiper *et al.* 2013).

Los estudios de la dieta de las alondras ibéricas son escasos en la bibliografía española, aunque el de la dieta de las alondras en general sea un tema relativamente bien conocido en otras regiones de Europa. Entre los estudios dedicados a la dieta de las alondras ibéricas adultas destacan los realizados en determinadas especies por Gil-Lletget (1927, 1928, 1945). Hubo de transcurrir medio siglo hasta los trabajos de Hódar (1995), el de Yanes *et al.* (1991) sobre la dieta de la cogujada montesina, o el de Vignes (1996) sobre la alondra común. El estudio de Suárez *et al.* (2009) revisa toda la información recogida en estos trabajos y otros más generales para configurar la dieta de las alondras ibéricas.

Dado que numerosas especies de alondras tienen una dieta insectívora o mixta granívora-insectívora, la presencia de excrementos de grandes mamíferos puede ser un recurso importante. Los excrementos de animales silvestres o del ganado doméstico, además de atraer la presencia de numerosas especies de artrópodos, contienen una cantidad importante de semillas sin digerir. Se tiene constancia de que al menos siete géneros de alondras en el mundo usan los excrementos de grandes mamíferos como recurso en la búsqueda de alimento (de Juana *et al.* 2004).

Los datos referentes a la dieta de los adultos de la ricotí son muy escasos. Sin aportar datos concretos, Brock (1970) la considera un passeriforme eminentemente insectívoro que también se puede alimentar de pequeñas semillas. Por otra parte, Cramp (1988) detalló los restos de alimentación encontrados en los estómagos de dos alondras ricotí del este de la Península

Ibérica analizados en el verano. Los principales restos corresponden a larvas de lepidópteros y, al menos, a doce coleópteros en estados imaginales, que corresponden a las familias *Carabidae*, *Tenebrionidae*, *Scarabeidae*, *Silphidae* y *Curculionidae*, todos ellos taxones con un elevado número de especies en la Península Ibérica (Barrientos 2005). En otra muestra de dos ejemplares capturados en la misma localidad se encontraron numerosas semillas (principalmente del género *Asphodelus*), coleópteros indeterminados, hormigas (*Formicidae*) y ortópteros. Cramp (1988) confirmó lo expuesto por Brock (1970) sobre la dieta omnívora de la alondra ricotí. No obstante, los datos sobre la alimentación de esta especie en ejemplares adultos siguen siendo escasos.

Aunque la información dedicada a la dieta de los pollos de alondra ricotí es algo más completa, se reduce a un único estudio, el de Herranz *et al.* (1993), en el que se detalla una dieta exclusivamente de origen animal. Los grupos taxonómicos más consumidos fueron ortópteros, lepidópteros, arácnidos y coleópteros. Aunque la mayoría de las presas presentaban hábitos epigeos, el mayor aporte de biomasa lo ofrecían las especies hipogeas. El estudio concluye que un importante aporte de la biomasa estaba dado por el consumo de arañas del género *Lycosa*.



Figura 41. Restos de presas conservados en botes herméticos para su posterior estudio en laboratorio. Autor: Carlos Talabante.

La alondra ricotí se alimenta principalmente de recursos epigeos o que ocultan en el horizonte más superficial del suelo. Es frecuente que utilice su pico largo y decurvado para cavar en suelos arenosos o en la base de las plantas para encontrar alimento. Smith (1965) y Aragüés (1992) describen cómo remueve excrementos de ganado para alimentarse de artrópodos coprófagos y de semillas no digeridas por el ganado. Similar comportamiento se ha registrado para la cogujada común (Suárez *et al.* 2009).

		Molina	% Molina	Soria	% Soria	Total	% Total
Arachnida	<i>Salticidae</i>	1	1,33	0	0,00	1	0,89
	Indeterminados	1	1,33	2	5,41	3	2,68
	Total Arachnida	2	2,67	2	5,41	4	3,57
Coleoptera	<i>Tenebrionidae</i>	4	5,33	0	0,00	4	3,57
	<i>Scarabeoidea. No Onthophagus</i>	14	18,67	5	13,51	19	16,96
	<i>Scarabeoidea. Género Onthophagus</i>	3	4,00	1	2,70	4	3,57
	<i>Histeridae</i>	0	0,00	1	2,70	1	0,89
	<i>Carabidae</i>	6	8,00	4	10,81	10	8,93
	<i>Cerambycidae</i>	1	1,33	0	0,00	1	0,89
	<i>Curculionidae</i>	1	1,33	0	0,00	1	0,89
	<i>Melolonthidae. Género Rhizotrogus</i>	3	4,00	0	0,00	3	2,68
	Indeterminados	1	1,33	10	27,03	11	9,82
	Total Coleoptera	33	44,00	21	56,76	54	48,21
Ortoptera	<i>Acrididae</i>	6	8,00	4	10,81	10	8,93
Diptera	<i>Tipulidae</i> (imagos)	1	1,33	0	0,00	1	0,89
Larvas	<i>Coleoptera</i> indeterminado	5	6,67	0	0,00	5	4,46
	<i>Lepidoptera</i> indeterminado	3	4,00	0	0,00	3	2,68
	Indeterminado	3	4,00	0	0,00	3	2,68
	Total larvas	11	14,67	0	0,00	11	9,82
Himenoptera	<i>Formicidae</i>	12	16,00	7	18,92	19	16,96
Dermaptera	<i>Forficulidae</i>	4	5,33	0	0,00	4	3,57
Dictioptera	<i>Mantidae</i>	0	0,00	2	5,41	2	1,79
Puestas	Puestas arácnido indeterminado	2	2,67	0	0,00	2	1,79
Indeterminados	Artrópodos indeterminados	3	4,00	1	2,70	4	3,57
Vegetal	Materia verde	1	1,33	0	0,00	1	0,89
		75		37		112	

Tabla 16. Composición de la dieta primaveral de adultos de alondra ricotí en las localidades estudiadas.

Se obtuvieron excrementos de 47 ejemplares de alondra, 32 de ellos de la comarca de las Parameras de Molina (Guadalajara) y quince de las parameras de Blocona-Medinaceli (Soria Sur) (Figura 41). Los excrementos procedentes de Soria fueron suministrados por el Grupo de Ecología Terrestre de la Universidad Autónoma de Madrid. Los restos encontrados en estos excrementos fueron atribuibles a un total de 112 presas: 75 para la zona de Molina de Aragón y

37 para Soria. En ambos casos la dieta fue mayoritariamente entomófaga. Tan solo apareció un ejemplar de alondra que había consumido materia vegetal. En ambas poblaciones la dieta está formada en primer lugar por coleópteros en estados imaginales y, en segundo lugar, por formícidos. Dentro del grupo de los coleópteros se han identificado ocho familias: *Tenebrionidae*, *Aphodidae*, *Scarabeidae*, *Carabidae*, *Histeridae*, *Cerambycidae*, *Curculionidae* y *Melolonthidae*. Porcentualmente, el grupo más consumido fue el de la superfamilia *Scarabeoidea*, en la que se incluyen las familias *Aphodidae*, *Scarabeidae* y *Melolonthidae*. En el caso de los formícidos, todos los ejemplares analizados correspondieron con imagos de menos de 7 mm de longitud (Figura 42).

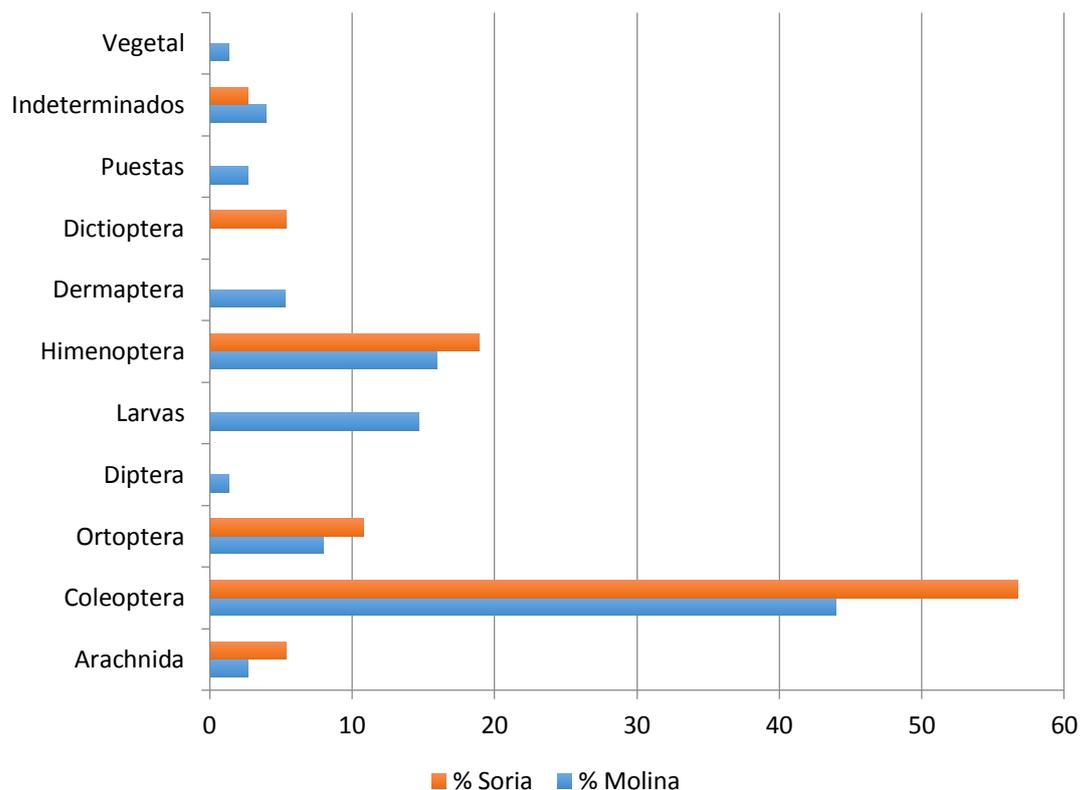


Figura 42. Comparación de la dieta de la alondra ricotí para las localidades Molina y Soria sur. En ambos casos, se observa que el consumo de coleópteros es muy elevado respecto a los demás grupos taxonómicos.

Les siguen en importancia los estados larvarios de lepidópteros y coleópteros, que suponen el 9,82% del total consumido (14,67% para Molina y 0% para Soria). También es notable el consumo de ortópteros de la familia *Acrididae*, que suponen hasta el 8% de las presas consumidas en Molina y el 10% de las de Soria. Finalmente, grupos como los arácnidos (*Arachnida*), los dípteros (*Diptera*), los dermápteros (*Dermaptera*), los dictiópteros (*Dictioptera*) y las puestas de artrópodos indeterminados representaron porcentajes inferiores al 10% en conjunto para ambas localidades estudiadas.

Según los datos recogidos por otros autores, los arácnidos son un elemento importante en la dieta de los pollos de aláudidos. Este grupo taxonómico alcanza algo más del 16% en la dieta de los pollos de alondra y terrera común, y del 28,95 y el 30,74 en los pollos de la cogujada

montesina y de la alondra ricotí, respectivamente (Suárez *et al.* 2009). Ese elevado porcentaje podría estar correlacionado con la morfología del pico. Los picos de la alondra común y la terrera común presentan una morfología adaptada a una dieta mixta granívora-entomófaga. Por su parte, los picos más largos de la cogujada montesina y, muy especialmente, el de la alondra ricotí están más adaptados a una dieta insectívora, porque resultan idóneos para la búsqueda de artrópodos hipogeos u ocultos en pequeños agujeros. Herranz *et al.* (1993) han documentado a adultos de alondra ricotí capturando arañas del género *Lycosa* –que después sirvieron para cebar a los pollos- en el interior de sus huras. En el mismo trabajo, el porcentaje de arácnidos alcanza el 19,4%, de los cuales el 14,6% corresponden a especies de la familia *Lycosidae*.

En los excrementos analizados se han identificado restos de arácnidos pertenecientes a la familia *Salticidae*. Nuestros datos indican que, a pesar de ser abundantes en las zonas estudiadas (*obs. pers.*), los arácnidos son escasos en la dieta de los adultos de alondra ricotí. Este mismo patrón ha sido observado en otras especies de aláudidos ibéricos. En la cogujada montesina, el consumo de arácnidos pasa del 28,95% de los pollos, al 9,8% en las aves adultas en época de cría (Hódar 1995). En el caso de la alondra común en época de cría, la frecuencia en el consumo de arácnidos por los pollos llega al 16,06%, mientras que es nulo en el caso de los adultos (Gil-Lletget 1927, 1928, 1945). Una variación tan drástica en el consumo de arácnidos entre pollos y adultos sugiere que los pollos requieren un mayor aporte energético durante su estancia en el nido hasta completar su desarrollo, aporte que encontrarían en los arácnidos.

La importancia de los coleópteros en la dieta de los aláudidos es una constante en gran parte de los estudios realizados sobre esta familia de passeriformes. En nuestro caso, los coleópteros se configuran como el recurso alimenticio más utilizado por la especie. De las ocho familias de coleópteros identificadas en los excrementos de alondra ricotí, destacan aquellas incluidas en la superfamilia *Scarabeoidea*, especialmente las familias *Aphodidae* y *Scarabeidae* (Figuras 43 y 44). Ambas familias cuentan con especies de hábitos coprófagos (Barrientos 2005). En una muestra de tres presas para la única población de Granada (Lomas del Padul), encontramos restos de un dermáptero y dos coleópteros de pequeño tamaño (*obs. pers.*).



Figura 43. Coleóptero del género *Rhizotrogus* (familia *Melolonthidae*), taxón habitual en la dieta de los adultos de alondra ricotí. Ejemplar preparado para su estudio. Autor: Carlos Talabante.



Figura 44. Vista parcial de la colección de especies de *Onthophagus* colectados en las parameras de Molina. Esta serie de ejemplares ha servido para la comparación directa con los restos encontrados en los excrementos de alondra ricotí. Autor: Carlos Talabante.

Se han identificado varios restos de coleópteros del género *Onthophagus* (familia *Scarabeidae*). Éste es uno de los géneros más diversos en cuanto a número de especies en la Península Ibérica, donde hay citadas unas 28 (Martín-Piera y López-Colón 2000). Presentan hábitos exclusivamente coprófagos y muchas especies son coproestenópagas. En la zona de estudio hemos encontrado siete especies incluidas dentro del género *Onthophagus*: cinco

incluidas en el subgénero *Paleonthophagus* (*vacca*, *grossepunctatus*, *ovatus*, *lemur* y *similis*), una dentro de *Furconthophagus* (*furcatus*) y otra dentro de *Trichonthophagus* (*maki*) (Figura 44).

El consumo de especies de *Onthophagus* alcanza el 4% para las alondras de Molina y el 2,7% para las de Soria, lo que representa un 3,57% para el conjunto de la dieta. La presencia de *Onthophagus* en la comunidad de coleópteros epigeos durante la primavera alcanza el 2,34% en las trampas *pit-fall* y el 1,85% en las específicas de coprófagos. Los valores de presencia en la dieta de la alondra son relativamente altos si tenemos en cuenta que se trata de un único género de especies relativamente escasas en la zona de estudio.

La representación en la dieta de las especies de *Aphodidae*, está peor documentada, ya que estas especies son de menor tamaño y presentan tegumentos menos quitinizados (*obs. pers.*). En cualquier caso, *Aphodidae* es una familia con buena representación en la comunidad de coleópteros primaverales de hábitos epigeos en la zona de estudio: 0,10% en las trampas *pit-fall* y 3,77% en las de coprófagos para la zona de Molina. Debido a la dificultad para identificarlos, los miembros de la familia *Aphodidae* se han incluido bajo la denominación de “*Scarabeoidea* No *Onthophagus*”.

Las especies de la familia *Histeridae* acuden frecuentemente a los excrementos y a los cadáveres para alimentarse de pequeñas larvas de dípteros (Yélamos 2002). En este caso la presencia de histéridos en la dieta de la ricotí es escasa (0,89%), y bien pudieran ser capturados mientras que la alondra remueve los excrementos en busca de artrópodos coprófagos. Este grupo de coleópteros solo se ha encontrado en los restos analizados para las alondras sorianas.

En las parameras de Molina la presencia de ungulados silvestres es escasa. Solo el corzo (*Capreolus capreolus*) puede llegar a ser puntualmente común, pero en la mayoría de los casos se encuentra asociado a ambientes más forestales (*obs. pers.*). De esta manera, el mayor aporte de excrementos en ambientes de paramera lo produce el ganado doméstico, principalmente el ovino. Los coleópteros coprófagos presentes en la dieta de la alondra (género *Onthophagus* y familia *Aphodidae*, principalmente) son especies de hábitos polícoprófagos. Pero parece que en nuestra zona su alimentación se basa sobre todo en un importante consumo de xeroexcrementos tanto de especies silvestres (corzo y lagomorfos, principalmente), como domésticos (ovejas y cabras). Por tanto, en la zona de estudio la comunidad de artrópodos coprófagos depende en gran medida de los excrementos producidos por ovejas.

La presencia de pastoreo extensivo, por tanto, podría promover una complejidad en términos de diversidad y abundancia de los niveles tróficos, lo que favorecería la mayor presencia de invertebrados, muchos de los cuales son, a su vez, alimento de insectívoros como la alondra ricotí (Talabante *et al.* 2015a).

Desde el punto de vista de la ecología de las presas, la alondra ricotí selecciona preferentemente taxones de hábitos epigeos (82,61%) frente a los hipogeos (15,94%) y los voladores (1,44%). Esto concuerda con lo expuesto por Herranz *et al.* (1993) para la alimentación de los pollos. En ese estudio, los autores sumaron la importancia ofrecida por el grupo de taxones epigeos y los de “vegetación” (aludiendo en el trabajo a aquellos taxones que frecuentan la parte aérea de la vegetación), que arrojó un resultado del 62,2%, al que siguieron hipogeos (31,2%) y voladores (6,6%). En nuestro caso, los datos de los epigeos son mayores aún, con proporciones superiores al 80% de la dieta (Tabla 17).

	Epigeos (s.l.)	Hipogeos	Voladores	Fuente
Adultos	82,61%	15,94%	1,44%	Presente estudio
Pollos	62,2%	31,2%	6,6%	Herranz <i>et al.</i> (1993)

Tabla 17. Proporción de artrópodos consumidos por adultos y pollos de alondra ricotí en base a sus hábitos de ocupación de nicho, comparados con los datos mostrados en Herranz *et al.* (1993).

Conviene decir que hemos preferido denominar “epigeos” tanto a los taxones estrictamente epigeos como a los que se encuentran sobre la vegetación, por entender que ambos se sitúan por encima del suelo y, por lo tanto, por presentar hábitos epigeos. Además, varios de los taxones identificados en nuestro estudio como parte de la dieta muestran hábitos que pueden ser considerados como epigeos o como “vegetación” *sensu* Herranz *et al.* (1993). Tales son los casos de diversos *Salticidae* y *Curculionidae*.

El mencionado estudio de Herranz y colaboradores *mostró* que el mayor aporte de biomasa lo ofrecen las especies de hábitos hipogeos. Según ese estudio, son las arañas, seguidas por los ortópteros y los lepidópteros, estos últimos especialmente en estados preimaginales, las que aportan una mayor biomasa a la dieta de los pollos de alondra (Figura 45).



Figura 45. Ejemplar de alondra ricotí con una larva recién capturada. Los estados preimaginales de los insectos constituyen un importante recurso de biomasa para las alondras en primavera. Autor: Carlos Talabante.

En lo que se refiere a la cantidad de biomasa consumida por la ricotí en la comarca de Molina, el mayor aporte lo proporcionan las larvas de artrópodos, seguidas por coleópteros en estados imaginales. Entre las larvas, el mayor aporte de biomasa viene dado por las de insectos, en su mayoría de hábitos hipogeos (larvas de coleópteros, principalmente), lo cual concuerda con lo expuesto por Herranz *et al.* (1993) para los pollos. Tal y como describieron para la dieta de los pollos, los coleópteros han resultado ser el segundo aporte en importancia de biomasa para las alondras de Molina. Cabe destacar la importancia que representan los coleópteros del grupo *Scarabeoidea*. El resto de los grupos taxonómicos de artrópodos consumidos por la alondra ricotí en Molina, representaron cifras inferiores al 10% (Tabla 18).

Grupo taxonómico		Nº Molina	Biomasa Molina
<i>Coleoptera</i>	Indeterminados	1	0,81
	<i>Tenebrionidae</i>	4	5,41
	<i>Scarabeoidea</i> . No <i>Onthophagus</i>	14	18,95
	<i>Scarabeoidea</i> . Género <i>Onthophagus</i>	3	1,35
	<i>Carabidae</i>	6	2,71
	<i>Cerambycidae</i>	1	0,45
	<i>Curculionidae</i>	1	1,35
	<i>Melolonthidae</i> . Género <i>Rhizotrogus</i>	3	5,41
	Total Coleoptera	33	36,45
<i>Arachnida</i>	<i>Arachnida</i>	2	0,45
<i>Orthoptera</i>	<i>Acrididae</i>	6	9,02
<i>Diptera</i>	<i>Tipulidae</i> (imagos)	1	0,63
Larvas	Larvas	11	50,53
<i>Himenoptera</i>	<i>Formicidae</i>	12	0,39
<i>Dermaptera</i>	<i>Forficulidae</i>	4	0,28

Tabla 18. Importancia en base a la biomasa aportada por los artrópodos consumidos por la alondra ricotí en el área de Molina. Sólo se muestran los datos de la zona de Molina, ya que no ha sido posible la obtención de pesos fiables para las poblaciones de artrópodos de Soria Sur.

Para las poblaciones sorianas se ha observado que aproximadamente el 25% de la biomasa consumida está formada por coleópteros de diversas familias.

3.5 Conectividad de las poblaciones de alondra ricotí

La conectividad se define como el grado en que un paisaje favorece el movimiento de las especies y otros flujos ecológicos (Taylor *et al.* 1993). Dentro de la ecología de la conservación, a menudo aparece el dilema sobre si es mejor restaurar un medio o si lo correcto sería garantizar la conectividad entre áreas. Aunque ambas medidas son con frecuencia favorables, en otros casos es necesario discernir entre un tipo u otro de actuación. Desde que hace ya

tiempo se descubriera que el efecto isleo, es decir, el aislamiento, es uno de los más graves problemas para la conservación de la especie, la conectividad es una de las facetas más estudiadas en conservación de la biodiversidad. Los espacios naturales protegidos rodeados de zonas perturbadas suelen manifestar graves problemas de conservación precisamente por la ausencia de conectividad entre poblaciones.

En las poblaciones de especies silvestres, la conectividad es un proceso complejo que requiere un amplio conocimiento de los requisitos ecológicos de cada caso particular, como capacidades de dispersión, ecología de poblaciones, selección de hábitat, etc. (Bowman *et al.* 2002; Smith y Green 2005). Los estudios de conectividad de poblaciones no solo se están realizando sobre especies animales, sino que cada vez son más frecuentes en plantas (Molofsky y Ferdy 2005). En todos los casos se puede considerar como una herramienta muy versátil de estudio de poblaciones.

Actualmente, la conectividad de poblaciones sigue modelos matemáticos de interpretación más o menos fácil que permiten realizar patrones más exactos de la tendencia de las poblaciones objeto de estudio. El más usado actualmente es el de la Teoría de Grafos (Figura 46). Esta teoría trata a las poblaciones, nodos o teselas de hábitat, como los vértices de un prisma y a las posibles conexiones entre ellas (corredores ecológicos) como a las aristas que unen a dichos vértices. De esta manera, una población se muestra como una red de conexiones que comunica a las distintas subpoblaciones o teselas (vértices), a través de un sinfín de conexiones o corredores (aristas). Algunos índices de grafos proporcionan resultados similares a los modelos metapoblacionales utilizados para la toma de decisiones en planificación de estudios de diversa índole (Urban y Keitt 2001; Minor y Urban 2007; Visconti y Elkin 2009).

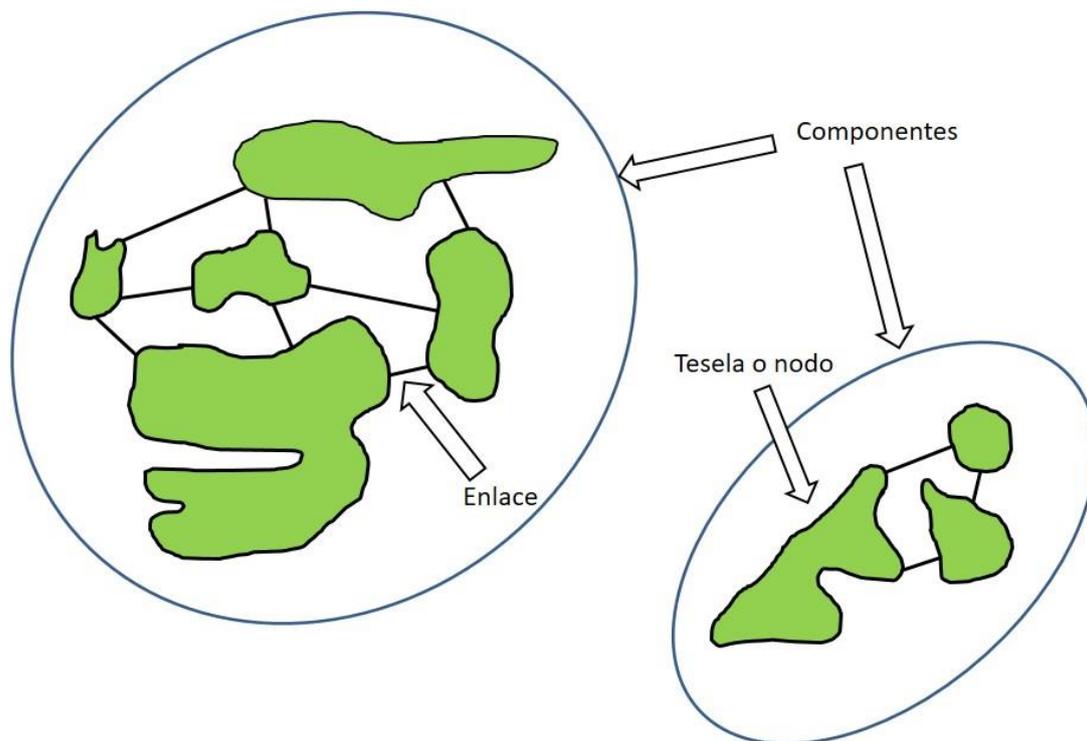


Figura 46. La teoría de grafos considera los nodos o teselas unidos por conexiones denominadas enlaces. Estos nodos, conectados por los enlaces, se agrupan a su vez en componentes. En nuestro caso, los nodos o teselas representan las manchas de matorral donde existe hábitat adecuado para la ricotí (con ejemplares en la actualidad o donde se haya extinguido recientemente); los enlaces representan la capacidad de conexión que existe entre el conjunto de nodos (conectividad funcional), y los componentes representan las subpoblaciones de alondra ricotí en la zona de estudio. Autor: Carlos Talabante.

Las poblaciones de un buen número de aves de medios esteparios y de áreas cultivadas están descendiendo alarmantemente en las últimas décadas. La Península Ibérica acoge las más importantes poblaciones de muchas de estas especies a nivel europeo, por lo que proteger estos hábitats o plantear acciones de mejora debería contemplarse como un compromiso de carácter internacional. Las mejoras en el hábitat de estas especies, así como una correcta restauración y/o gestión del medio estepario y agrícola, pueden favorecer a las especies que viven en él (Rey-Benayas y Bullock 2012). En el caso de esta tesis doctoral, una de las principales amenazas potenciales la alondra ricotí pudiera ser la escasez de conectividad entre sus poblaciones, sobre todo entre las poblaciones más aisladas (Suárez 2010).

Los ambientes de paramera en los que se centró el estudio, suelen coincidir con regiones deprimidas, económica y socialmente (INE 2016). En estas zonas se han transformado amplias zonas de matorral en campos de cultivo (SISPARES 2016), aunque también permanecen zonas con hábitat óptimo para la especie. Debido a la lentitud en la regeneración de estos ambientes de matorral, es poco probable la formación de nuevas teselas de hábitat adecuado a corto plazo.

El efecto de la matorralización de las tierras agrícolas abandonadas puede ser una oportunidad para una expansión del hábitat para la alondra. Por otro lado, con el fin de evitar cambios

importantes en la composición del matorral, es necesario mantener una carga ganadera acorde a las necesidades del medio. El incremento de las comunidades de herbáceas en detrimento del matorral o la llegada de las especies forestales o preforestales como las grandes leguminosas, podría perjudicar a la alondra, que habitualmente evita esos medios. Por ello el despoblamiento del mundo rural, y por ende, la falta de pastores y el abandono de la ganadería extensiva, ofrecen una nueva problemática para la especie que habita en zonas con una perturbación media, es decir, con la suficiente intensidad como para evitar la sucesión hacia el bosque pero no con tanta como para generar medios excesivamente herbáceos, en las que merman o desaparecen las especies del matorral.

Respecto a la importancia de la conectividad es necesario distinguir entre pérdida y fragmentación de hábitat. La alondra ricotí se encuentra amenazada por ambas, aunque no afectan de la misma manera a las mismas poblaciones ni se concitan en todos los casos. La pérdida o destrucción del hábitat de una especie supone la reducción en superficie de ese hábitat. Esta pérdida en superficie puede implicar una fragmentación en el paisaje o simplemente una reducción del mismo (se pierde hábitat por los bordes o se crean huecos en el interior de la tesela). Por su parte, la fragmentación siempre implica una reducción del hábitat (previa o simultánea) o al menos una reconstrucción de las teselas originales (Fahrig 2003).

A pesar de esto, solo una parte (en ocasiones pequeña) de los cambios espaciales que se pueden producir en la distribución y configuración del hábitat corresponden realmente a fragmentación (Bogaert *et al.* 2004). No obstante, es necesario destacar que la fragmentación del hábitat no es siempre negativa para las especies, ya que numerosas especies generalistas o adaptables, o aquellas que requieran de un paisaje mosaico, se pueden ver favorecidas por ciertos episodios de fragmentación (Brotons *et al.* 2005). Por lo tanto, la fragmentación del hábitat suele afectar negativamente a aquellas especies especializadas en determinados recursos, como es el caso de la alondra ricotí.

Teniendo en cuenta la rareza de la ricotí y la peculiaridad de los medios donde habita, es necesario plantear estrategias que garanticen la existencia de corredores ecológicos. Este estudio se plantea, por lo tanto, como una diagnosis de la conectividad de la especie en la zona estudiada.

3.5.1 Distancia entre subpoblaciones

La distancia mínima entre las subpoblaciones estudiadas es de 630,93 metros entre 13 (Parameras de Molina Centro) y 15 (Parameras de Molina Sur). Y la distancia máxima es de 65.526,74 metros entre 2 (Campillo de Aragón) y 16 (Pozondón).

3.5.3 Análisis de la conectividad

En total se han realizado tres análisis de la conectividad de estas subpoblaciones, la diferencia entre ellos radica en el atributo otorgado a cada parcela. Para ello se han usado los siguientes atributos:

- Densidad de alondras: Atributo de la calidad de las parcelas en función del número de machos por hectárea.
- Superficie: se asume que todas las parcelas tienen la misma calidad de hábitat y lo que define la calidad de las parcelas es la superficie.
- Valor único: todas las parcelas tienen el mismo valor, en este caso es de 100, es decir calidad de las parcelas uniforme.

3.5.3.1 Densidad de alondras como atributo

Se estudian los resultados de conectividad incluyendo como atributo del modelo el número de territorios defendidos por machos por parcela.

3.5.3.1.1 Modelo con todas las parcelas

Se consideran todas las parcelas de la zona en las que alguna vez se ha detectado alondra, incluyendo parcelas con presencia no confirmada en los últimos años (Suárez 2010). De los tres índices analizados con Conefor, los índices Flux y Connector (véase 2.9) son los que mejor definen la conectividad entre las manchas.

Con distancias de dispersión cortas (150 m) solo las parcelas 1 (Blancas-Odón Este), 12 (Odón Oeste), 13 (Parameras de Molina Centro) y 15 (Parameras de Molina Sur) mantienen algo de conectividad Flux entre las manchas, mientras que en los demás casos el valor es cero. Esto indica que las cuatro manchas mencionadas son las que pueden mantener algo de conectividad inter-parcelas a lo largo de todo el sistema a distancias de dispersión muy cortas.

A distancias de dispersión medias (500, 750 y 1.000 m) todas las parcelas con presencia de alondra mantienen índices de conectividad Flux superiores a cero, lo que implica que a partir de esas distancias de dispersión se mantienen las poblaciones conectadas entre sí. En estas distancias, empieza a ser importante el índice de conectividad Connector. Éste es mayor a cero en los casos de las parcelas 1 (Blancas-Odón Este), 6 (Embid-La Punta), 13 (Parameras de Molina Centro) y 15 (Parameras de Molina Sur). Esto supone que, a distancias medias, la conectividad en base al índice Connector empieza a ser importante para el sistema de parcelas.

En cuanto a distancias de dispersión grandes (5.000 y 10.000 m) todas las parcelas con presencia de alondras mantienen valores Flux superiores a cero. También en todas estas parcelas se presentan valores Connector superiores a cero. Además, parcelas como la 5 (El Pobo de Dueñas), 7 (Ermita de Gallocanta) y 14 (Parameras de Molina Este), en las que no hay presencia confirmada de alondra, o en las que los datos son escasos, tienen cierta importancia en la conectividad desde el punto de vista del índice Connector. Esto es debido a que estas parcelas pueden ser importantes como zonas de paso para ejemplares en movimiento entre las distintas parcelas con presencia más o menos estable de alondras. Estas zonas de paso o puente son los “stepping stones” en la terminología ecológica anglosajona (Baum *et al.* 2004; Saura *et al.* 2014).

3.5.3.1.2 Modelo con las parcelas con población actual de alondras

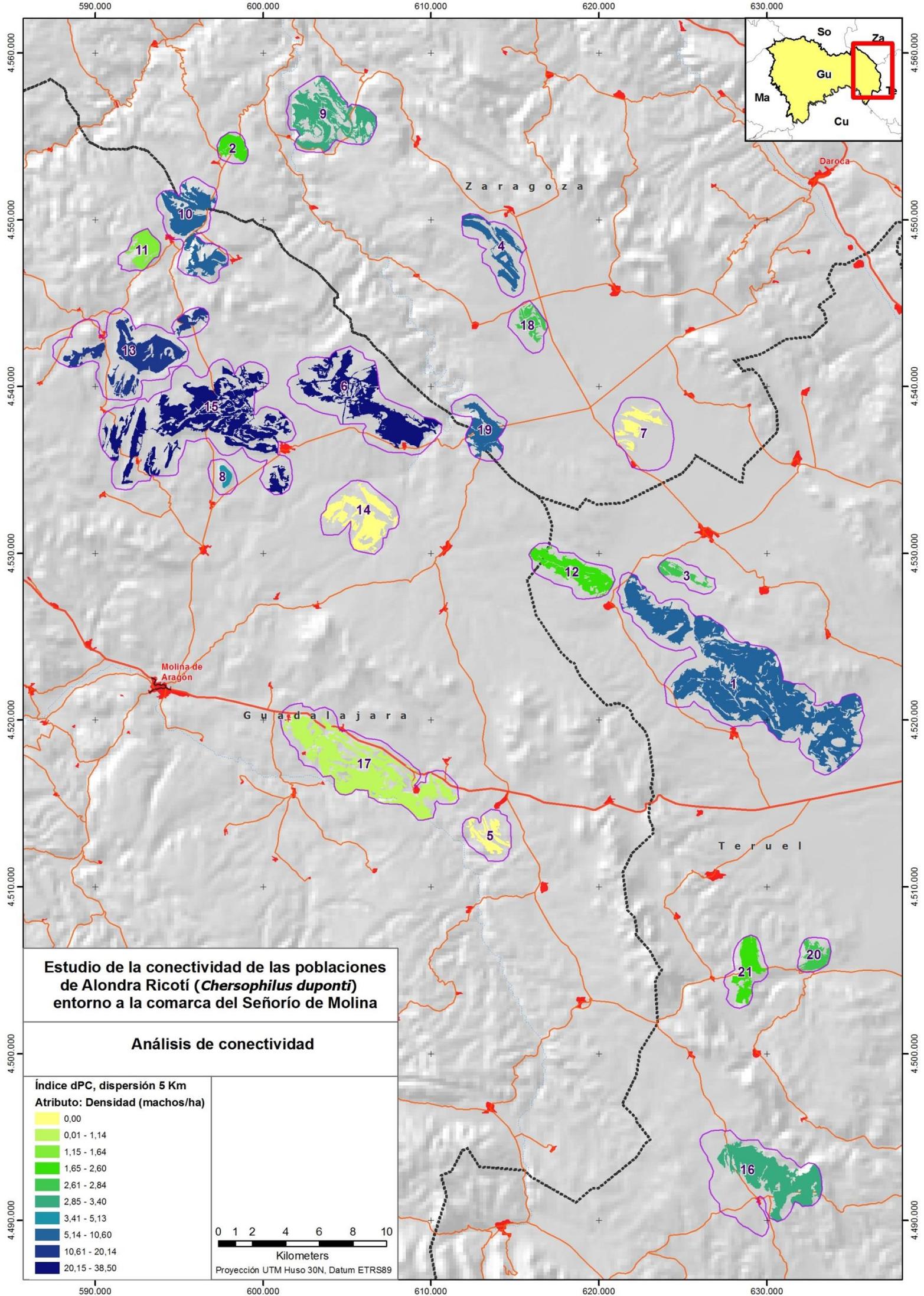
Se consideran solamente las parcelas en las que, de acuerdo con Suárez (2010), se tiene confirmada la presencia de alondra en los últimos años. Los valores de conectividad son semejantes a los anteriores. Utilizando el índice Flux las parcelas con mayor relevancia conectiva del sistema son las número 1 (Blancas-Odón Este), 12 (Odón Oeste), 13 (Parameras de Molina Centro) y 15 (Parameras de Molina Sur), en las que se presentan valores superiores a cero a bajas distancias de dispersión (150 m).

A distancias medias de dispersión (500, 750 y 1.000 m) son las parcelas 1 (Blancas-Odón Este), 6 (Embid-La Punta), 13 (Parameras de Molina Centro) y 15 (Parameras de Molina Sur) las de mayor importancia, ya que a partir de estas distancias empieza a ser importante el valor Connector (valores > 0). A estas distancias de dispersión, prácticamente todas las parcelas mantienen valores de Flux superiores a cero. Estos resultados son semejantes a los mostrados para el caso de todas las parcelas.

Se pone de manifiesto la importancia de las parcelas 1 (Blancas-Odón Este), 6 (Embid-La Punta), 12 (Odón Oeste), 13 (Parameras de Molina Centro) y 15 (Parameras de Molina Sur) de cara a la dispersión de la especie a distancias cortas (150 m) y medias (500, 750 y 1.000 m). Estas distancias de dispersión son las realizadas frecuentemente por los machos adultos reproductores dentro de cada mancha o entre manchas cercanas.

En el modelo con todas las parcelas o eliminando las que no tienen presencia confirmada, se mantienen en todos los esquemas de análisis por lo que no se han encontrado diferencias entre usar todas las parcelas o solo las que tienen presencia confirmada, por lo que se obviarán al exponer los resultados siguientes.

Figura 47. En la página siguiente se muestra un ejemplo de los resultados obtenidos tomando el atributo "Densidad" para una distancia de dispersión de 5 km.



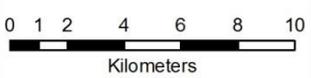
Estudio de la conectividad de las poblaciones de Alondra Ricotí (*Chersophilus duponti*) entorno a la comarca del Señorío de Molina

Análisis de conectividad

Índice dPC, dispersión 5 Km

Atributo: Densidad (machos/ha)

- 0,00
- 0,01 - 1,14
- 1,15 - 1,64
- 1,65 - 2,60
- 2,61 - 2,84
- 2,85 - 3,40
- 3,41 - 5,13
- 5,14 - 10,60
- 10,61 - 20,14
- 20,15 - 38,50



Proyección UTM Huso 30N, Datum ETRS89

3.5.3.2 Modelo con la superficie de las parcelas como atributo.

Los resultados muestran que las parcelas más grandes son las que tienen más importancia en la conectividad de la ricotía a diferentes distancias de dispersión. El orden de importancia en conectividad global de estas subpoblaciones es la siguiente: 1 (Blancas-Odón Este), 15 (Parameras de Molina Sur), 17 (Tordelpalo-Morenilla), 6 (Embid-La Punta), 13 (Parameras de Molina Centro), 12 (Odón-Oeste), como principales manchas.

3.5.3.2.1 Análisis por índices de conectividad

Las poblaciones con mayor superficie tienen más peso en la conectividad global como puede verse en el caso de Blancas-Odón Este y Parameras de Molina Sur.

Cuando analizamos las parcelas que suponen un punto de paso obligatorio con el factor Pconnector, se observa que adquieren relevancia las subpoblaciones 15 (Parameras de Molina Sur) y 13 (Parameras de Molina Centro), no solo por la superficie que representan, sino por su posición respecto al conjunto.

Sin embargo, se observa que Blancas-Odón Este, pese a tener una gran superficie y un importante peso en la conectividad global, no presenta valores altos de Pconnector, es decir, no supone un punto de paso obligatorio entre dos o más parcelas.

Si empleamos Pconnector para comparar subpoblaciones, se observa que las de mayor importancia aparecen por este orden de porcentajes de la superficie global:

- 15 (Parameras de Molina Sur): 12,46%.
- 6 (Embid-La Punta): 7,35%.
- 13 (Parameras de Molina Centro): 6,00%.
- 10 (Milmarcos-Norte): 4,74%.
- 12 (Odón-Oeste): 3,20%.
- 19 (Torralba de los Frailes-Venta del Cuerno): 2,27%.

Destaca Odón-Oeste, que con tan solo el 3,20% de la superficie se sitúa en el tercer puesto. Esto es debido a su posición centrada respecto al resto de las manchas. En todos los casos, el factor situación espacial de las parcelas respecto al conjunto, juega un papel muy importante de cara a la conectividad del sistema.

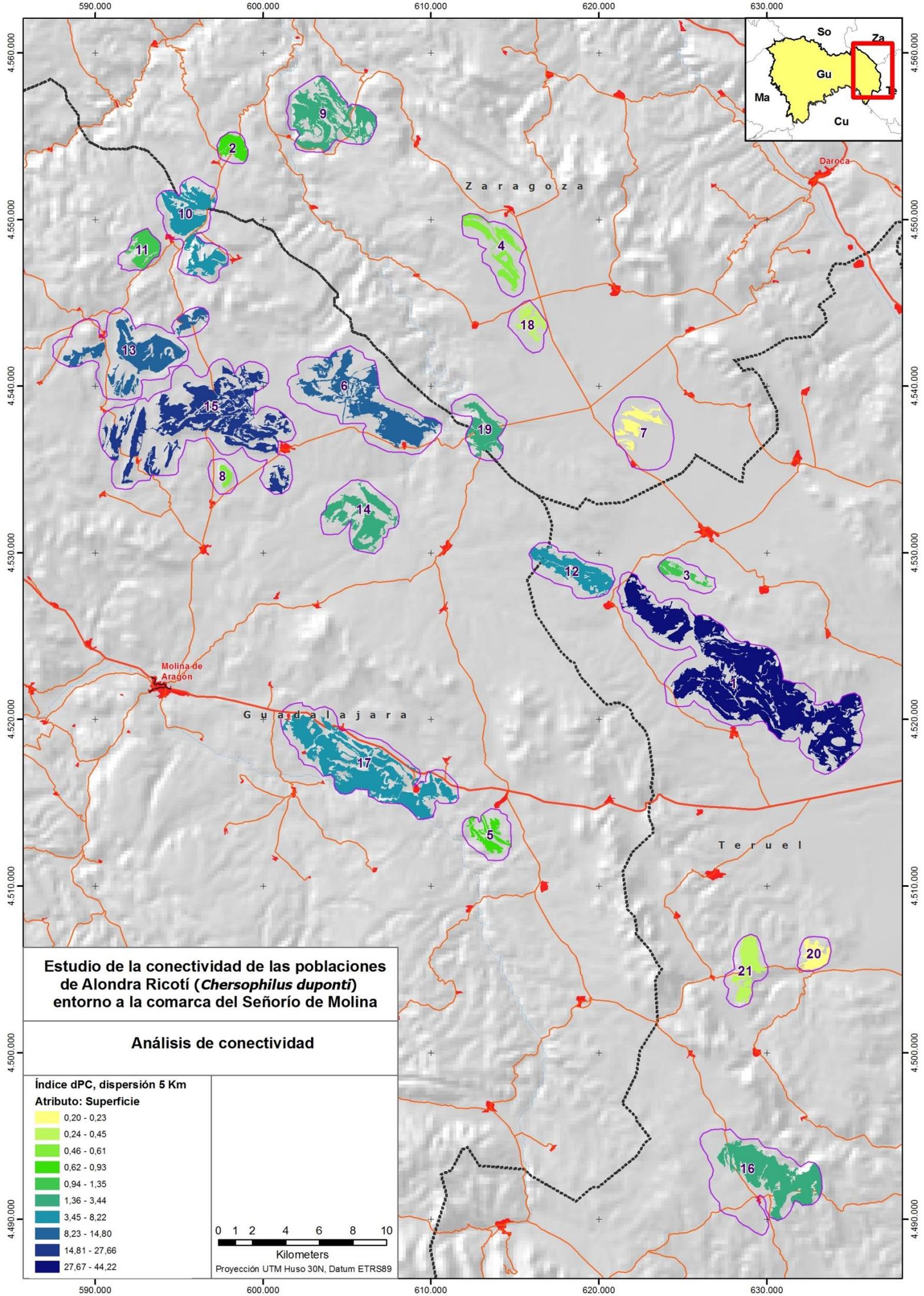
3.5.3.2.2 Análisis de las principales manchas

- 1 (Blancas-Odón Este). Con 3.868,03 Has representa el 23,85% de la superficie total analizada. Se mantiene estable en las primeras distancias y disminuye al final, pero siempre manteniéndose como la parcela más importante según este análisis. Cuanto mayor es la distancia de dispersión el índice dPCintra cae y el dPCflux aumenta.
- 15 (Parameras de Molina Sur), con 2.020,66 hectáreas representa el 12,46% de la superficie total analizada. A diferencia de la anterior, según aumenta la distancia de dispersión el índice dPC aumenta ligeramente hasta registrar un máximo a los 10 kilómetros. Cuanto mayor es la distancia de dispersión el índice dPCintra disminuye y

el dPCflux aumenta. La posición de esta mancha respecto al conjunto hace que el índice dPCconnector crezca notablemente hasta registrarse un máximo para el modelo de 10 kilómetros de distancia de dispersión.

- 17 (Tordelpalo-Morenilla), con 1.747,71 hectáreas representa el 10,78% de la superficie total analizada. La variación de los índices de conectividad es baja registrándose tan solo un aumento a partir de los 10 kilómetros.
- 6 (Embid-La Punta), con 1.192,73 hectáreas representa el 7,35% de la superficie total analizada. Se registra un aumento de los índices de conectividad P_{cflux} y P_{cconnector} a partir de los 1.000 metros.
- 13 (Parameras de Molina-Centro), con 973,14 hectáreas representa el 6,00% de la superficie total analizada. Se registra un aumento de los índices de conectividad P_{cflux} y P_{cconnector} a partir de los 1000 metros.

Figura 48. En la página siguiente se muestra un ejemplo de los resultados obtenidos tomando el atributo "Superficie" para una distancia de dispersión de 5 km.



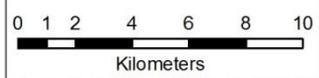
Estudio de la conectividad de las poblaciones de Alondra Ricotí (*Chersophilus duponti*) entorno a la comarca del Señorío de Molina

Análisis de conectividad

Índice dPC, dispersión 5 Km

Atributo: Superficie

- 0,20 - 0,23
- 0,24 - 0,45
- 0,46 - 0,61
- 0,62 - 0,93
- 0,94 - 1,35
- 1,36 - 3,44
- 3,45 - 8,22
- 8,23 - 14,80
- 14,81 - 27,66
- 27,67 - 44,22



Proyección UTM Huso 30N, Datum ETRS89

3.5.3.3 Modelo de valor constante como atributo para todas las parcelas

En este caso se ha realizado un análisis de valor único. El atributo dado a todas las manchas ha sido de 100. A continuación se analiza cada una de las subpoblaciones.

3.5.3.3.1 Análisis de las principales manchas

Las manchas que más importancia tienen en la conectividad usando este modelo, son las siguientes:

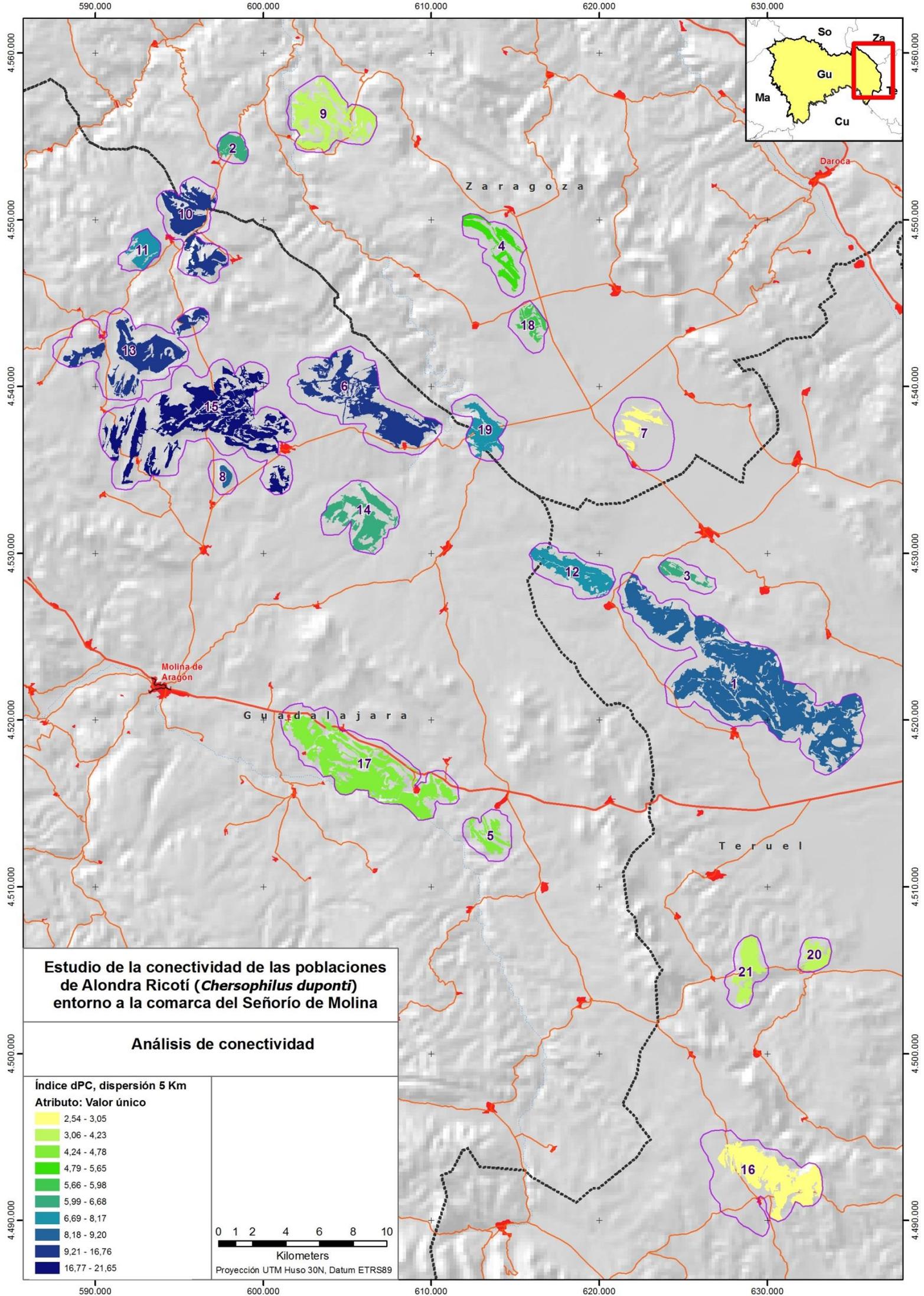
- 15 (Parameras de Molina Sur)
- 13 (Parameras de Molina Centro)
- 6 (Embid-La Punta)
- 10 (Milmarcos Norte).
- 19 (Torralba de los Frailes-Venta del Cuerno)

Estas manchas se encuentran bastante centralizadas respecto al conjunto. Tal y como era de esperar cuando se trabaja con un atributo único, los índices de conectividad priorizan la distribución espacial de las parcelas. El resultado es semejante al de atributo de superficie mostrado anteriormente. Sin embargo, poblaciones importantes en el anterior análisis, tales como 1 (Blancas Odón Este) no figuran como de importancia para este modelo. El motivo de ello es que la población de 1 se encuentra bastante alejada del resto de poblaciones importantes, por lo que en este caso vuelve a primar la configuración espacial respecto al conjunto de parcelas.

3.5.3.3.2 Análisis por índices de conectividad

Los valores de Pconnector se disparan a partir de los 1.000 m de distancia en todos los análisis realizados. El resultado obtenido para Pcntra, es único ya que al tener todos los atributos iguales no hay diferencias en la conectividad interna. A partir de los 1.000 m los índices Flux y Connector aumentan bruscamente. El motivo de esto es que a valores únicos empieza a ser relevante la distancia de dispersión y la configuración espacial del sistema.

Figura 49. En la página siguiente se muestra un ejemplo de los resultados obtenidos tomando el atributo "Valor único" para una distancia de dispersión de 5 km.



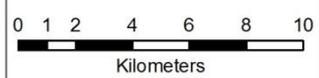
Estudio de la conectividad de las poblaciones de Alondra Ricotí (*Chersophilus duponti*) entorno a la comarca del Señorío de Molina

Análisis de conectividad

Índice dPC, dispersión 5 Km

Atributo: Valor único

- 2,54 - 3,05
- 3,06 - 4,23
- 4,24 - 4,78
- 4,79 - 5,65
- 5,66 - 5,98
- 5,99 - 6,68
- 6,69 - 8,17
- 8,18 - 9,20
- 9,21 - 16,76
- 16,77 - 21,65



Proyección UTM Huso 30N, Datum ETRS89

Como conclusión global del estudio podemos destacar que en cuanto las distancias de dispersión son bajas o medias (más de 500 metros) no encontramos problemas de conectividad en toda la zona, lo que nos lleva a concluir que el esfuerzo fundamental de conservación en la zona es mantener o mejorar el hábitat existente más que dedicar grandes esfuerzos a la generación de nuevas zonas. Esta conclusión es local y aplicable a la zona de estudio y sin duda cambiaría si ampliáramos la zona de estudio al conjunto de la distribución de la alondra en el conjunto del territorio ibérico.

3.6 Efecto de los parques eólicos sobre las poblaciones de alondra ricotí

El uso de las fuentes de energía eólica se ha incrementado actualmente en numerosos países, donde se proyectan e instalan la mayor parte de los parques eólicos. Aunque la creación de parques eólicos permite aprovechar un recurso renovable, como es el viento, y sin generar apenas contaminación, existen impactos directos e indirectos que éstos pueden producir en el medio ambiente. Un impacto muy evidente es la propia ocupación del suelo, provocando frecuentemente problemas de destrucción del hábitat y su vegetación (Figura 50).



Figura 50. La instalación de parques eólicos implica una enorme degradación del matorral donde habita la alondra ricotí. En esta imagen se muestran las obras durante la construcción del parque eólico de Lomagorda (Tartanedo, Guadalajara). Autor: Carlos Talabante.

Otro problema importante es la merma de la conectividad de las poblaciones animales que viven en el lugar. Sin embargo uno de los principales impactos producidos por la instalación de parques eólicos, y que más se ha estudiado, es el de las colisiones de aves con los

aerogeneradores (De Lucas *et al.* 2004; Drewitt y Langstone 2006; Percival 2003). La mayoría de los estudios que se centran en este impacto lo hacen en evaluar la afección que tienen los parques eólicos sobre las aves planeadoras, como grandes rapaces y cigüeñas (Barrios y Rodríguez 2004; Noguera *et al.* 2010). De manera más específica, algunos estudios abordan en detalle el efecto de los parques eólicos sobre las poblaciones de estas especies, o cómo pueden influir los diferentes elementos de los aerogeneradores en ellas y su riesgo de colisión.

El objetivo de este apartado es el de mostrar la evolución de las poblaciones de alondra ricotí en un área ocupada por parques eólicos en la comarca de las parameras de Molina y en sus zonas limítrofes donde no hay parques eólicos instalados. De manera más específica se pretenden cumplir los siguientes objetivos:

- Evaluar la tendencia poblacional de la alondra ricotí en zonas donde se han instalado parques eólicos para un periodo de ocho años (2009-2016).
- Evaluar la tendencia de la especie en zonas donde no se han instalado parques eólicos durante el mismo periodo de tiempo.
- Comparar ambas tendencias para el periodo 2009-2016.

3.6.1.1 Parques eólicos

Durante los ocho años de estudio, se ha observado que la población de alondra ricotí ha disminuido notablemente en zonas donde se han instalado parques eólicos.

	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Variación anual media
El Picazo	4	0	0	0	0	0	0	0	NEGATIVA (-100%) ¹
La Peña I	0	0	0	0	0	0	0	0	ESTABLE
La Peña II	1	0	0	0	0	0	2	0	NEGATIVA (-100%)
San Gil	9	3	2	1	2	2	3	2	NEGATIVA (-77,78%)
Lomagorda	7	2	1	0	0	0	0	0	NEGATIVA (-100%)
Total	21	5	3	1	2	2	5	2	NEGATIVA (-90,47%)

Tabla 19. Evolución de los territorios de alondra ricotí en los parques eólicos. El caso de “La Peña I” se incluye en esta tabla a pesar de no haber albergado nunca poblaciones de alondra ricotí. El motivo de su inclusión en esta tesis doctoral es que se ha dedicado esfuerzo en la búsqueda de alondras en este parque, pero el hábitat que presenta (encinar abierto) no cuenta con los requisitos de hábitat para albergar poblaciones de alondra. ¹En el caso de El Picazo, la población desapareció al año siguiente de la instalación del parque eólico. En el caso que nos ocupa, el dato correspondiente al valor negativo que aparece en la tabla, muestra la variación media para ese año 2009-2010.

El mayor esfuerzo de muestreo se ha realizado en los parques eólicos, con el fin de documentar los posibles cambios poblacionales que tuvieran lugar en ellos.

La tendencia negativa ha sido la tónica común a todos ellos. El descenso poblacional ha sido superior al 10% en todos los parques para el periodo 2009-2016. El parque eólico “El Picazo” sufrió la desaparición de todos los territorios ocupados por alondras en tan solo un año. Similar caso se ha documentado en el parque eólico “La Peña II”. En este parque eólico se observaron ejemplares en años posteriores (2015), cosa que no ha sucedido en El Picazo (Figura 51).

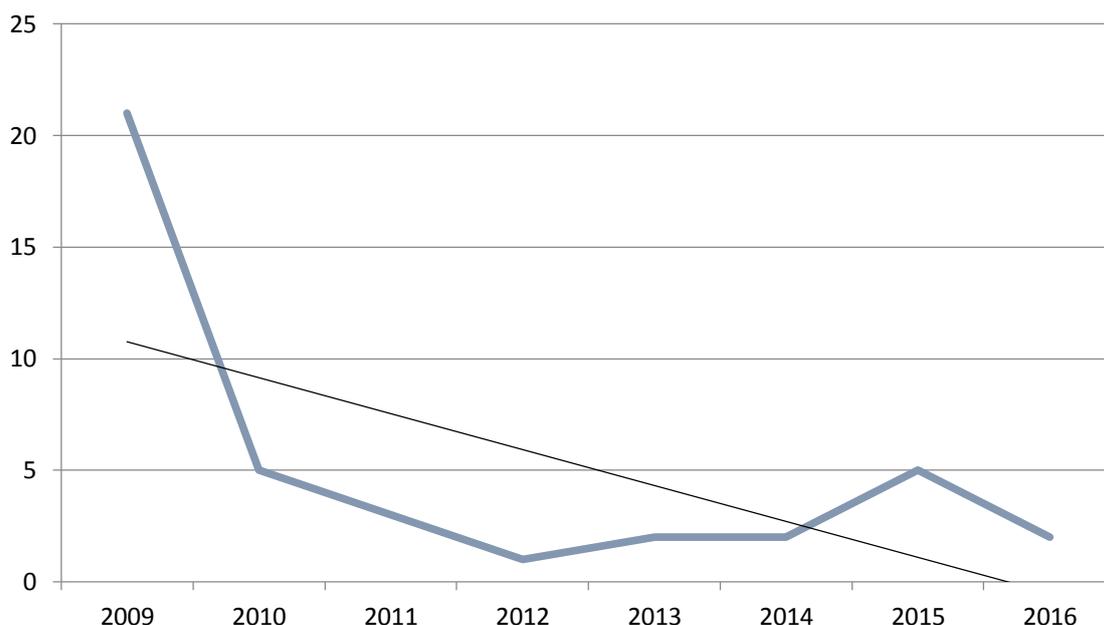


Figura 51. Evolución de la población de alondra ricotí asentada en zonas donde han sido instalados parques eólicos. La línea de tendencia sigue la ecuación: $y=-1,6071x+12,357$; $R^2=0,3582$.

El resto de parques eólicos ha sufrido un descenso continuo por la serie de años estudiada. Durante el último año de estudio (2016), tan solo el parque eólico “San Gil” contaba con territorios estables de alondra ricotí, habiéndose documentado un descenso del -90,47% para el conjunto de los parques eólicos a lo largo del periodo de estudio.

3.6.1.2 Otras zonas fuera de parques eólicos

La evolución del número de territorios detectados fuera de parques eólicos ha dependido según su condición de áreas ZEPA o de zonas sin ningún tipo de protección. En el caso de la ZEPA, la tendencia para el periodo de estudio ha sido claramente positiva, con un incremento medio anual del 6% (Figura 52).

	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Variación anual media
ZEPA E Hinojosa	8	10	16	26	27	32	28	24	POSITIVA (-12,5%)
ZEPA N Torrubia	4	6	5	6	5	7	9	10	POSITIVA (50%)
ZEPA W CM-210	-	13	23	30	21	23	33	41	POSITIVA (48,78%)
ZEPA E CM-210	-	14	25	31	34	18	26	30	POSITIVA (-13,33%)
ZEPA Embid	-	-	-	-	44	44	29	40	NEGATIVA (-10%)
Total	12	43	69	93	131	124	125	145	POSITIVA (9,65%)

Tabla 20. Evolución de los territorios de alondra ricotí en zonas ZEPA. El área protegida se corresponde con la ZEPA “Parameras y Lagunas del Señorío de Molina”. Aquí se ha hecho un desglose en varias zonas para entender mejor su evolución en cada una de los sectores que componen esta ZEPA. En todos los casos se muestran los datos de variación para el periodo 2013-2016, debido a que la metodología usada en los años previos no fue estandarizada para todas las zonas muestreadas.

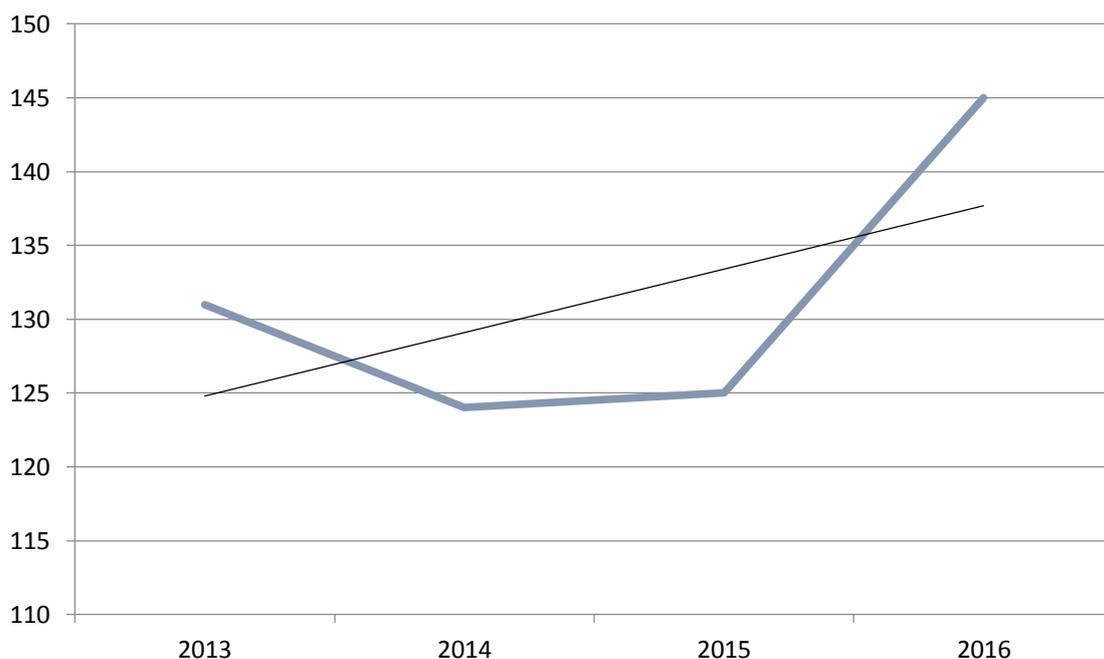


Figura 52. Evolución de la población de alondra ricotí asentada en zonas declaradas ZEPA. La línea de tendencia sigue la ecuación: $y=4,3x+120,5$; $R^2=0,3293$. Sólo se muestran los datos para el periodo comprendido entre 2013 y 2016, ya que los años previos no fueron censados para todas las localidades.

Tan solo la población denominada como “ZEPA Embid” ha sufrido un descenso medio anual del -10% desde el 2013. Tratando de nuevo al total de manchas ZEPA de manera conjunta, se aprecian ciertas fluctuaciones interanuales, las cuales, a pesar de ello, marcan una clara tendencia positiva para el periodo estudiado.

	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Variación anual media
Los Medianeros	5	2	3	6	3	4	3	3	NEGATIVA (-40%)
Loma de La Fuente	1	1	0	0	0	0	0	0	NEGATIVA (-100%)
Total	6	3	3	6	3	4	3	3	NEGATIVA (-50%)

Tabla 21. Evolución de los territorios de alondra ricotí en zonas no protegidas de la comarca de Molina.

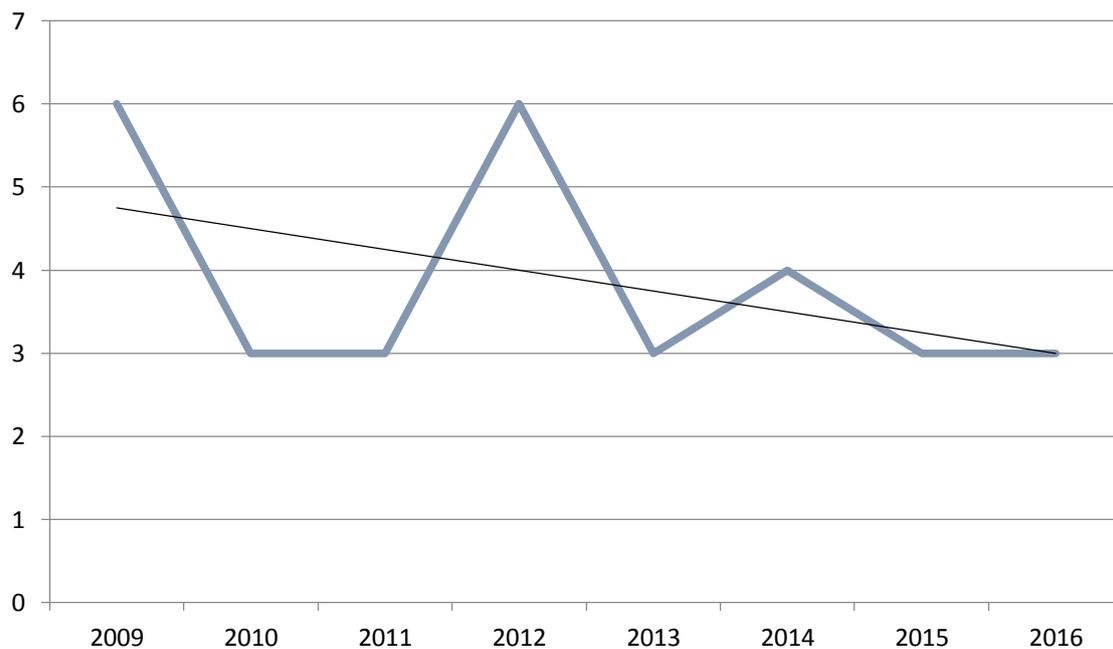
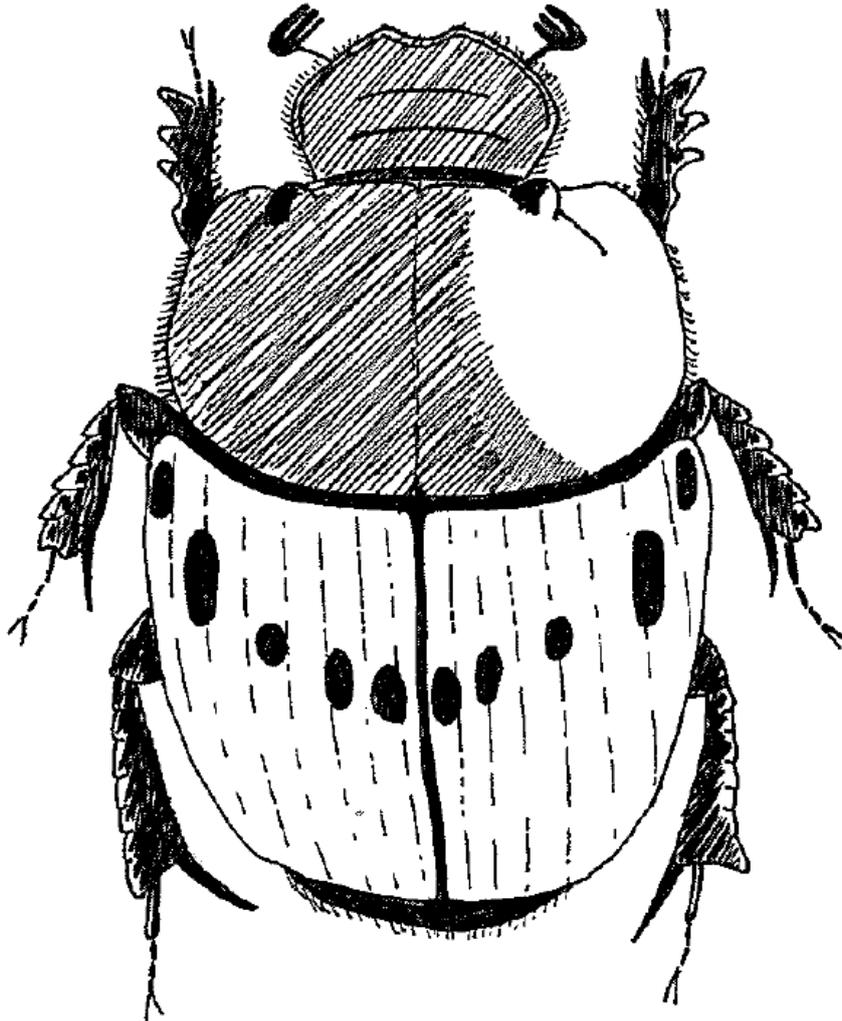


Figura 53. Evolución de la población de alondra ricotí asentada en zonas fuera de áreas ocupadas por parques eólicos y no protegidas como ZEPA. La línea de tendencia sigue la ecuación: $y = -0,25x + 5$; $R^2 = 0,2039$.

La situación de la alondra ricotí en zonas sin protección ZEPA presenta una tendencia negativa similar a la registrada en los parques eólicos. Aunque la tendencia negativa no es tan drástica como en el caso de los parques eólicos, se ha documentado un descenso superior al -10% en las dos zonas consideradas para el estudio realizado (Figura 53).

4 Conclusiones

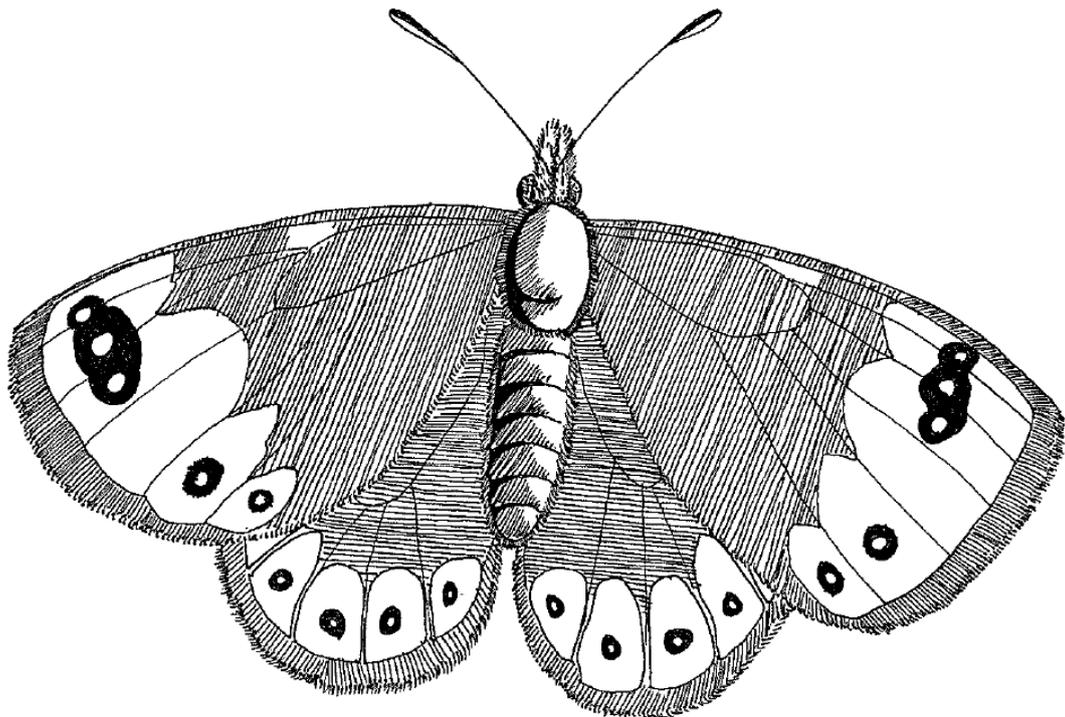


Onthophagus lemur, pequeño insecto que además de formar parte de la dieta de la alondra ricotí, ha servido para inspirar un apartado de esta tesis doctoral.

1. La mayoría de las poblaciones de alondra ricotí de la Península Ibérica se asientan sobre sustratos básicos. Tan sólo las poblaciones de Zamora lo hacen sobre sustratos ácidos. Éstas suponen el núcleo poblacional más noroccidental de toda su área de distribución.
2. Los hábitats ocupados por las alondras peninsulares se han agrupado en dieciséis subgrupos, los cuales están incluidos en cuatro grandes grupos. Todos ellos corresponden con matorrales de bajo porte, y en su mayoría, de baja cobertura. Sólo los jarales de *Cistus ladanifer* de la provincia de Zamora, que cuentan con poblaciones de alondra ricotí, presentan un porte mayor y una cobertura mas densa, siendo éste un hábitat atípico si lo comparamos con el resto de las poblaciones ibéricas.
3. Las ricotís se encuentran en comunidades de sustitución de dos tipos, matorrales de rápida evolución, ligados sobre todo a diferentes estadios de los aulagares y a las comunidades del noroeste peninsular, y comunidades permanentes de sucesión lenta, ligados sobre todo a los matorrales almohadillados ibéricos y a las comunidades de yesos.
4. Las medidas biométricas tomadas a los ejemplares capturados de alondra ricotí se ajustan a la variación mostrada por otros autores en otras regiones de su área de distribución ibérica.
5. El patrón de muda parcial -previo a la muda completa- es el habitual mostrado en otras especies de passeriformes.
6. La mayor cantidad de reservas de grasa subcutánea y músculo pectoral se acumula entre la segunda quincena del mes de abril y la segunda del mes de mayo. Este periodo coincide con el momento central de la reproducción de la alondra ricotí en la zona estudiada de las parameras de Molina.
7. La comunidad de artrópodos epizoos presentes en las alondras ricotís estudiadas asciende a tres especies de malófagos, una de díptero hipoboscido (*Hippoboscidae*), y al menos una de ácaro de las plumas (*Astigmata*). Además se advierte la presencia de al menos una especie de *Ixodidae* en la cercana población de Soria sur. Los datos presentados en esta tesis doctoral suponen el primer compendio de artrópodos epizoos asociados a la alondra ricotí.
8. Se cita por primera vez la presencia de malófagos del género *Philopterus* en aves de la familia *Alaudidae*. Este género de malófagos no había sido citado en esta familia de passeriformes, al menos en Europa, estando frecuentemente citado en otras familias de aves.
9. La alondra ricotí presenta una dieta primaveral entomófaga, en la que incluye una cantidad destacable de coleópteros en estados imaginales. La mayor parte de estos coleópteros están incluidos dentro del taxón *Scarabeioformia*, destacando la familia *Scarabeidae*, siendo llamativo también el consumo de diversas especies de coleópteros de la familia *Carabidae*.

10. Una parte importante de los coleópteros consumidos presentan hábitos coprófagos. Muchas de estas especies son estenófagas hacia determinados excrementos de mamíferos presentes en la zona de estudio. Estos coleópteros (principalmente del género *Onthophagus*) dependen de las heces del ganado ovino de la zona para completar su desarrollo. Por ello, la alondra ricotí se ve favorecida de manera indirecta por la presencia este tipo de ganado.
11. La población de alondra ricotí estudiada en la comarca de Molina de Aragón, cuenta con una excelente conectividad a nivel subpoblacional. Esta conectividad es mayor a distancia de dispersión grandes y distancias cortas entre las manchas de hábitat.
12. Existente un descenso poblacional muy acusado en las zonas donde han sido instalados parques eólicos (-90,47% para el periodo de estudio). Las zonas incluidas como áreas ZEPA cuentan con poblaciones estables de ricotí con una tendencia positiva del 9,65% para el periodo de estudio. Aquellas zonas que no están catalogadas como ZEPA y en las que no se han instalado parques eólicos, la tendencia es negativa, con un descenso del -50% para el periodo de estudio 2009-2016.

5 Agradecimientos



La escasa Erebia epystigne comparte con frecuencia hábitat con la alondra ricofí, siempre que existan especies de Stipa, de las que se alimentan sus orugas.

“Gracias a las personas que están y estuvieron en mi paseo, y se preocuparon por enseñarme a aprender a ilusionarme”

Anónimo. Copiado de una pared en Ciempozuelos (da tanto de sí el sudeste de Madrid, que hasta ilustrados tiene).

No cabe duda de que una de las secciones más visitadas (y en cierto modo, leídas) por los que reciben entre sus manos una tesis doctoral son los agradecimientos. Quizá sea por el hecho de pensar: «¿Me habrá citado? ¿Me habrá agradecido de tal o cual manera?, ¿Se acordará de mí?» En fin, no me querría extender demasiado en este aspecto que tan poco tiene que ver con las aves. Sin embargo, sí tiene mucho que ver con la gente que ayuda a otras personas y es por ello que me siento en la necesidad de dedicar unas palabras a todas y cada una de las personas que han hecho posible que ahora mismo esté escribiendo estas líneas.

En primer lugar, quiero agradecer a mis directores de tesis doctoral Manuel Peinado y Juan Luis Aguirre por la confianza que han mostrado en mí con el tema de la alondra. Gracias de corazón a la Cátedra de Medio Ambiente y al Departamento de Ciencias de la Vida de la UAH, por dejarme estar allí durante tantos y tantos años (según escribo esto... ¡ya son doce años!). Muchas gracias.

De modo particular me gustaría agradecer a las siguientes personas:

Alejandro Aparicio. Creo que no ha habido viaje alondril en el que no hayamos discutido (¡pero todo se solucionaba, querido lector!). Sin embargo, has sido, eres y serás (¡espero!) una de las personas por las que siento una mayor confianza, cariño, y por qué no decirlo, envidia sana, de cuantas he conocido. Y a pesar de nuestros modos de pensar tan dispares, eres de esas personas que siempre ha estado conmigo, especialmente en los momentos malos. Por todo ello, gran parte de esta tesis es tuya. Al escribir esto me vienen a la cabeza numerosas historias que hemos vivido juntos: ¿Te acuerdas de ese “magnífico” censo matinal de alondras que hicimos en El Picazo? fue mítico. En fin, muchas historias pequeñas. Y son estas cosas tan pequeñas las que forman parte de la vida. Muchísimas gracias por todo Álex.

Jesús Gómez. ¡Jesusito, Jesusito! Una de tus “virtudes” es tu escasa memoria ornitológica, ¿recuerdas? supongo que no. Así que no sé si recordarás cuál fue tu primera alondra de Dupont (y según escribo estas líneas, creo que la primera y única hasta el momento). Bueno, pues voy a refrescarte la memoria. Fue en la ZEPA E, un día (una tarde, más bien) algo lluvioso, con muchos escarabajos de San Juan (*Rhizotrogus sp.* para el lector avanzado) chocando contra los faros del coche y (¡atención!) con anillas plásticas de color blanco y rojo. Una alondra de Dupont rojiblanca. ¡Qué casualidad, como tu equipo! Y también fue una casualidad que nuestras vidas hayan coincidido a lo largo de todos estos años (y los que nos quedan, espero). Te agradezco mucho las interminables conversaciones telefónicas, hablando y hablando sobre la (las) tesis, y en general te agradezco, mucho más si cabe, que siempre hayas estado presente cuando se te necesita, en las alondras y en las no alondras. Muchas gracias.

Javier Gómez. Monfragüe, marismas de Santoña, sierra de Guadarrama, etc. ¡Qué de lugares hemos visitado juntos! ¿Pero te acuerdas dónde nos conocimos? Fue hace un porrón de años, y precisamente fue un porrón, híbrido de común y pardo, en mi querido Parque del Sudeste, el que creó nuestra amistad. Una amistad que desde entonces hasta ahora no ha hecho más que crecer y crecer. Y desde entonces no han faltado ante nuestras pupilas mosquiteros bilistados, lechuzas campestres, alondras de Dupont, vencejos cafres o mariposas de nombre innombrable, que han ido forjando una amistad que espero que dure muchísimos años más.

Alberto Larrán. Aún recuerdo mi primera Dupont. Fue en la subida a la mancha del 18 de San Gil (¡no es una fecha, es un lugar! es que somos así de modernos). Y esa alondra la vi por tí. Durante muchos años has sido mi compañero de campo y mi buen amigo, y espero que esto no acabe aquí. Mis inicios en el mundo de las dupones fueron de tu mano y por ello te estoy agradecido de por vida. Muchas gracias Alberto.

Cristina González. *“Agradecer también a Carlos Talabante, experto en alondra ricotí, toda la ayuda y asesoramiento que me ha brindado, nuestra amistad siempre mantendrá “conectadas” las alondras guadalajareñas con las andaluzas”*. No es que yo me esté agradeciendo a mi nada, querido lector, sino que es con esta frase con la que me topé cuando leí el trabajo fin de máster de Cristina. ¿Cómo se puede quedar uno al leer una cosa tan bonita? A mí, me encantó. Siempre decimos que han sido las alondras las que nos han unido, pero yo creo que no hay rendirle demasiada cuenta al pájaro. Ha sido tu manera de ser, el cómo eres, todo lo que me has ayudado en cada momento (de la tesis y la no tesis), los marujeos que hemos compartido juntos, todo eso, y no las alondras, lo que ha hecho que seas una de las personas por las que tengo un mayor cariño de todas. Muchas gracias por todo.

A Juan Traba y a Vicente Garza. Aunque ambos llegásteis tarde en mi carrera doctoral, hubo un antes y un después en este proceso académico. Y, además, ¿quién me iba a decir a mí que iba a compartir salidas –de campo y ociosas- con algunos de los más importantes estudiosos de la alondra del mundo mundial? Recuerdo ese primer contacto campestre que tuvimos, en el que yo tenía que coger dupones para mostraros cómo era el protocolo de muestreo de parásitos. ¡No caía ninguna en los cepos! Mi templanza habitual se había desvanecido y me encontraba especialmente alterado y nervioso. Menos mal que las dupones de Embid nunca fallan y finalmente pude capturar una. ¡De qué cosas se acuerda uno!, ¿verdad? Muchas gracias por todo a los dos.

A mi madre, a mi hermano, y aunque ya no se encuentre con nosotros, también a mi padre. Todos ellos me han apoyado a su manera y siempre me preguntaban que para qué sirve eso de ser doctor. Yo me intentaba convencer a mí mismo de que sabía la respuesta y por ello les hablaba y hablaba sobre las innumerables virtudes de las que gozaría un “Doctor en Biología experto en alondras”. Sin embargo, tampoco he tenido nunca muy claro para qué iba a servir eso de “ser doctor”. ¿Para encontrar un trabajo antes y mejor? ¿Para que me paguen más, o, mejor dicho, para que me paguen? No lo sé. Muchas posibilidades, intentaba explicar a mi familia. Muchas ventajas en cierto modo, del hecho de querer ser doctor. Solamente sé que

ahora empieza una nueva etapa en la que quiero que sigáis ahí como siempre habéis estado. Os quiero mucho.

Agradecer por supuesto, por supuestísimo, a todos los amigos que han pasado por mi vida a lo largo de estos años de tesis alondril. No puedo olvidarme de Marta Cruz (¡mi Martita!), de Antón Pérez (¡me he acordado de ti en los agradecimientos! aunque estés lejos siempre hay que acordarse de los buenos amigos, y para mí tu eres uno de ellos), de Eva Cuesta y nuestros cafés matinales (¡nunca los olvidaré!), de Beatriz Albarán, mi pelirroja favorita; a Manuel Rojo (Manu!), gracias por tu compañía al sur de Despeñaperros (¡y también al norte!); a Julia Gómez, por las tardes de verano que hemos pasado mirando bichos, y por ser como eres, eres genial; de los amigos de Álula: Sergio Sanz, Alfredo Ortega, Roberto Pedromingo, Óscar Llama... ¡os quiero mucho chicos!.

A José Ignacio López Colón y Vicente Ortuño por su asesoramiento en la determinación de los escarabajos que se me resistían. A todas las personas que de una manera u otra me han ayudado en la realización de este arduo trabajo, bien aportando datos o localidades, o simplemente animándome a continuar: Gerard Bota, David Giralt, Rafael Torralba, Jesús T. García, Alfonso Rodrigo, María José Valencia, José Alfredo Hernández, José Antonio López Donate y Eladio García de la Morena; a Josefina “Pepa” Barreiro y Luis Castello, del Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid, por permitirme estudiar las pieles de alondras y otras aves; a José María Rey-Benayas, por ser el director de mi proyecto de fin de Máster (también de alondras) y por apoyarme siempre a lo largo del desarrollo de la tesis; a Juan Carlos Arranz, por sus consejos con los SIG.

Agradecer también, cómo no, a muchas de las personas que están o han estado en el Departamento de Ciencias de la Vida de Biología de Alcalá: Gustavo Díaz y Julio Álvarez, por enseñarme el sistema de trabajo de los inventarios fitosociológicos; a Javier Rejos y Fernando Flores, por ayudarme en la “logística” que haya podido necesitar a lo largo de la tesis; a Rosi y Ana Guerrero, por estar al quite con los temas administrativos; a Carmen Bartolomé, por estar siempre apoyándome con la tesis y otros duelos; a Salvador Rebollo, por ayudarme en muchos aspectos de la tesis y de la vida en general. A Luis Monje, por ayudar en la elaboración de algunas de las figuras que amenizan esta tesis doctoral. A Maite Martín, por sus constantes preguntas sobre la “londra”; a Juan Baena, por dejarme “a oscuras” en la paramera una noche de junio. A Sandra Rico, por ayudarme en el último tramo de este duelo, que es una tesis doctoral. A todas las demás personas del departamento que siempre me han apoyado, o simplemente preguntado “¿qué tal estás?” (muchas veces eso es lo que necesitaba): Sagrario Montalbo, Carlos Illana, Gabriel Moreno; a Julia Checa, Natividad Blanco “Miriam”, que ayudaron en la realización de la fotografías de los malófagos. En general a todos los profesores que han pasado a lo largo de mi vida académica. Agradecer también a otros profesores, por el préstamo de material y por hacerme perder el tiempo durante unos cuantos años; mi sistema cardiovascular os agradece tantos paseos en vano.

Muchas gracias al personal del equipo de seguimiento de los procesos naturales de Doñana. Ellos fueron los que me “obligaron”, en el buen sentido, a que hiciera una tesis doctoral. A las personas de los lugares que nos han ido acogiendo durante las jornadas de campo, especialmente a la gente de Molina de Aragón: Carmen e hijos, Alina, el “troll”, “La Ribera”, agentes forestales de la comarca Molina-Alto Tajo (Gerardo, Mariano, Eugenio “Uge”), etc...

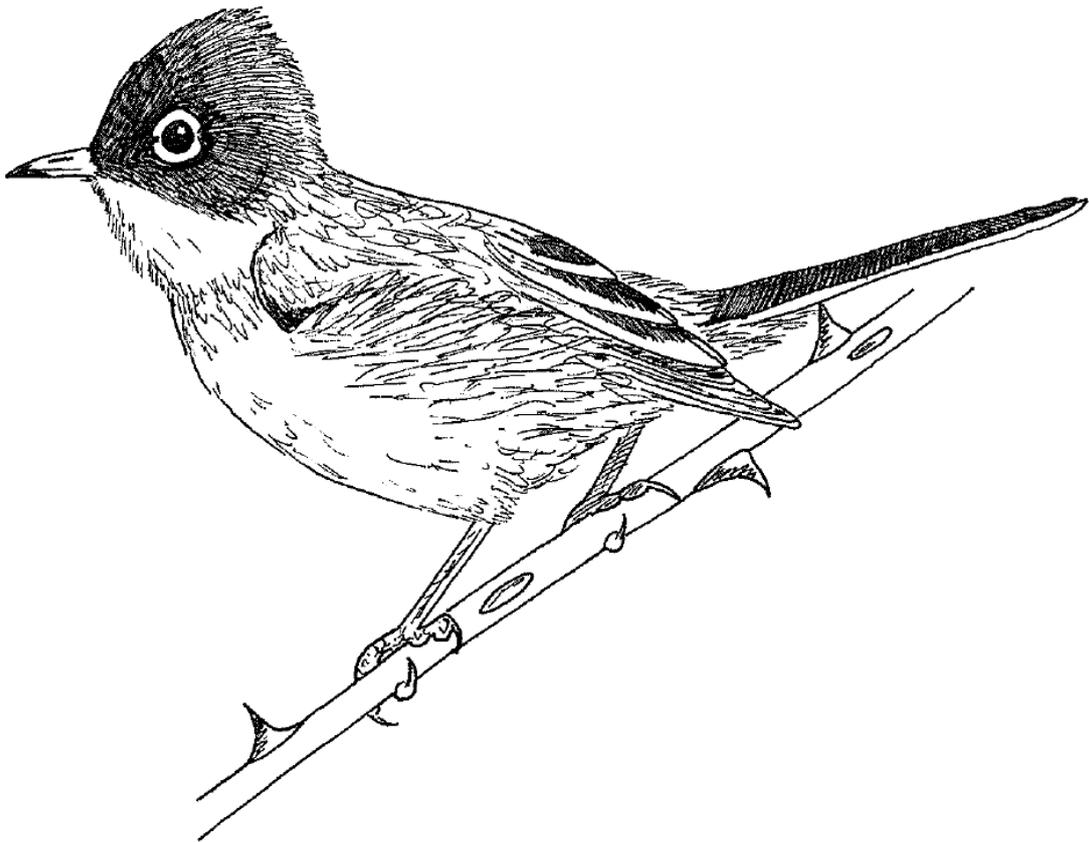
No quisiera acabar este apartado sin dedicar unas palabras a dos de las personas que han sido, son y serán, más importantes en mi vida: Consuelo Sánchez y José Luis Viejo. No exagero al decir (es cierto que no exagero) que toda mi vida laboral, gran parte de la académica y la mayor parte del lado “social” se lo debo a ellos. Ellos han sido desde mis 15 años mis mentores, las personas que de la manera más desinteresada posible más me han ayudado en todo lo que buenamente han podido. Aquí sí que no encuentro palabras que reflejen el profundo cariño que os tengo a ambos, ya que sin vosotros dos posiblemente ahora no estaría escribiendo estas líneas. Mi vida hubiese sido muy distinta si no nos hubiésemos topado por el camino. Así que todo agradecimiento que os pueda brindar se quedaría corto. Parte de esta tesis, y lo que es más importante, parte de mi vida, es gracias a vosotros. Muchas gracias por todo.

Agradecer a Alicia y su País de las Maravillas, por los buenos ratos que me ha hecho pasar; al Quijote y sus andanzas manchegas, porque sí, porque no hay libro mejor; a Félix Rodríguez de la Fuente, por dejarme tardes enteras pendiente de un VHS y enseñarme que Castilla tiene voz de chova piquirroja; a las aves, al campo, a la vida silvestre en general!; a las currucas tomilleras y su “trrrrrrrrrrrrr” que me penetra los oídos cada primavera; a los búhos reales y su afán por no dejar títere con cabeza; al sudeste de Madrid, por hacerme tal y como soy, a su imagen y semejanza; a la vida en general; y cómo no...a las alondras! Gracias.

“Déjate llevar por el viento, bate las alas cuando tengas que hacerlo, y ten siempre en mente la certeza de que... llegarás”

Bueno, pues como indica la frase anterior, y volando como una alondra, ¡ya he llegado! Y todo gracias a las personas citadas. Ahora bien, ¡lo que no sé es a dónde he llegado! El tiempo lo dirá.

6 Bibliografía



Sirva como pequeño homenaje a los otros personajes alados que comparten hábitat con la alondra ricotí: la curruca tomillera, típico representante de los matorrales bajos.

- AGIRRE, A. 2016. Población, distribución y tendencia de la alondra ricotí *Chersophilus duponti* durante el periodo reproductor 2006-2015 en Navarra. *II Workshop Grupo de Expertos en la Alondra Ricotí*. Madrid.
- AGUIRRE, J.L., APARICIO, A., TALABANTE, C. y LARRÁN, A. 2015. Programa de seguimiento de la población de Alondra Ricotí (*Chersophilus duponti*) en el entorno de los parques eólicos de Lomagorda, San Gil, El Picazo, La Peña I, La Peña II y en la ZEPA "Lagunas y Parameras del Señorío de Molina" (Guadalajara). Informe final de reproducción 2015.
- AGUIRRE, J.L., TALABANTE, C., APARICIO, A. y PEINADO, M. 2016. Floristic, Structural, and Conservation Analysis of the Habitats Occupied by Dupont's Lark, *Chersophilus duponti*, in the Northwest Edge of Its Distributional Range. *Open Journal of Ecology*, 6, 517-528.
- ALSTRÖM, P. 1998. Taxonomy of the *Mirafra assamica* complex. *Forktail*, 13: 97-107.
- ALSTRÖM, P. y MILD, K. 2003. Pipits and Wagtails of Europe, Asia and North America: identification and systematics. London: Christopher Helm. Princeton University Press. 496 pp.
- ALSTRÖM, P., BARNES, K.N., OLSSON, U., BARKER, F.K., BLOOMER, P., KHAN, A.A., QURESHI, M.A., GUILLAUMET, A., CROCHET, P.A. y RYAN, P.G. 2013. Multilocus phylogeny of the avian family Alaudidae (larks) reveals complex morphological evolution, non-monophyletic genera and hidden species diversity. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 69 (3) 1043-1056.
- ANDERSON, R.M. y MAY, R.M. 1979. Population biology of infectious diseases: Part I. *Nature* 280: 361-367.
- ARAGÜES, A. 1992. Estudio de la alondra de Dupont *Chersophilus duponti* en la región aragonesa. Tesis doctoral. Facultad de Veterinaria. Universidad de Zaragoza. Zaragoza.
- ARAGÜES, A. y HERRANZ, J. 1983. Dupont's lark in the Spanish steppes. *British Birds* 76, 57-62.
- ARANGUREN, I., JÁUREGI, J.I. y ARIZAGA, J. 2009. Resultados de la primera campaña de anillamiento de alondra común (*Alauda arvensis*) en paso migratorio postnupcial en Guipúzcoa. *Revista de Anillamiento* 24: 37-42.
- ARDIA, D.R. y SCHAT, K.A. 2008. Ecoimmunology. En: Davison, F., Kaspers, B. y Schat, K.A. (Eds.) Avian Immunology. Academic Press.
- ÀREA DE BIODIVERSITAT. 2001. Informe tècnic sobre l'estat de les poblacions d'alosa becada (*Chersophilus duponti*) a Catalunya. Centre Tecnològic Forestal. Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya. Lleida (informe inédito).
- ARROYO, B. y GARZA, V. 1995. Censo y seguimiento de las poblaciones reproductoras de algunas especies de aves en el Parque Natural de las Hoces del Río Duratón. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Castilla y León. Segovia (informe inédito).

- ARROYO, B., GARZA, V. y FERRERO, E. 1992. La avifauna del Parque Natural de las Hoces del Río Duratón. Rapaces diurnas, rapaces nocturnas y alondra de Dupont. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Castilla y León. Segovia (informe inédito).
- ARSUAGA, J.L., MARTÍNEZ, I., ARNOLD, L.J., ARANBURU, A., GRACIA-TÉLLEZ, A., SHARP, W.D., QUAM, R.M., FALGUÈRES, C., PANTOJA-PÉREZ, A., BISCHOFF, J., POZA-REY, E., PARÉS, J. M., CARRETERO, J.M., DEMURO, M., LORENZO, C., SALA, N., MARTINÓN-TORRES, M., GARCÍA, N., ALCÁZAR DE VELASCO, A., CUENCA-BESCÓS, G., GÓMEZ-OLIVENCIA, A., MORENO, D., PABLOS, A., SHEN, C-C, RODRÍGUEZ, L., ORTEGA, A.I, GARCÍA, R., BONMATÍ, A., BERMÚDEZ DE CASTRO, J.M. y CARBONELL, E. 2014. Neandertal roots: Cranial and chronological evidence from Sima de los Huesos. *Science* 344. 6190: 1358-1363.
- AUPÍ, V. 2005. Guía del clima de España. Omega, Barcelona.
- BARRIENTOS, J.A. 2005. Curso práctico de entomología. Universitat Autònoma de Barcelona. 947 pp.
- BARRIOS, L. y RODRÍGUEZ, A. 2004. Behavioural and environmental correlator of soaring-birds mortality at on-shore wind turbines. *Journal Applied Ecology*, 41: 72-81.
- BAUM, K.A., HAYNES, K.J., DILLEMUTH, F.P. y CRONIN, J.T. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*, 85 (10): 2671-2676.
- BERTHOLD, P. 2001. Birds Migration. Oxford University Press, Oxford.
- BIONDI, E. y COLOSI, L. 2005. Environmental quality: an assessment based on the characters of plant landscape. *Plant Biosyst.* 139(2): 145-154.
- BIONDI, E. 2011. Phytosociology today: Methodological and conceptual evolution. *Plant Biosyst.* 145: 19-29.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2016. Species factsheet: *Chersophilus duponti*. Available: <http://www.birdlife.org> via the INTERNET. Accessed 20/12/2016.
- BLANCO, G., TELLA, J.L., POTTI J. y BAZ, A. 2001. Feathers mites on birds: costs of parasitism or conditional outcomes? *Journal of Avian Biology* 32: 271-274.
- BLASI, C., BIONDI, E. y IZCO, J. 2011. 100 years of plant sociology: A celebration. *Plant Biosyst.* 145 suppl. 1: 1-3.
- BOGAERT, J., CEULEMANS, R. y EYSENRODE, D.S. 2004. Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environmental Management* Vol. 33 No. 1: 62-73.
- BOTA, G. y PONJUAN, A. 2002. Seguiment de la població d'aloza becada (*Chersophilus duponti*) a la Timoneda d'Alfés. Departament de Medi Ambient. Lleida (informe inédito).

- BOTA, G., GIRALT, D. y GUIXÉ, D. 2016. La alondra ricotí en Cataluña: evolución histórica de una población en el límite del área de distribución. *II Workshop Grupo de Expertos en la Alondra Ricotí*. Madrid.
- BOVER, O. y VELILLA, P. 1999. Migrations in Spain: Historical background and current trends. Banco de España. Servicio de Estudios. Documento de Trabajo 9909. Madrid.
- BOWMAN, J., JAEGER, J.A.G. y FAHRIG, L. 2002. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology* 83 (7), 2049-2055.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Blume. Barcelona.
- BRAUN-BLANQUET, J. y BOLÒS, O. 1958. Les groupements végétaux du bassin moyen de l'Ebre et leur dynamisme. *An Est Exp Aula Dei* 5 (1-4):1-266.
- BROCK, J. 1970. En: GOODERS, J. (Ed.) Birds of the World 6, 1793-4. London.
- BROTONS, J. 1989. Noticiario ornitológico: Alondra de Dupont. *Ardeola*, 36: 258-259.
- BROTONS, L., WOLFF, A., PAULUS, G. y MARTIN, J.L. 2005. Effect of adjacent agricultural habitat on the distribution of passerines in natural grasslands. *Biological conservation* 124: 407-414.
- BRUSCA, R.C. y BRUSCA, G.J. 2005. Invertebrados. Segunda edición. McGraw Hill Interamericana.
- BURFIELD, I.J. 2005. The conservation status of steppic birds in Europe. En: BOTA, G., MORALES, M.B., MAÑOSA, S. y CAMPRODON, J. (Eds). *Ecology and conservation of steppe-land birds*. Lynx Editions, Barcelona, pp. 119-139.
- CAMPOS, B. 2003. Censo de las poblaciones de sisón común *Tetrax tetrax*, ganga ortega *Pterocles orientalis* y alondra de Dupont *Chersophilus duponti* en la Comunidad Valenciana. Conselleria de Territorio y Vivienda, Generalitat Valenciana. Valencia.
- CAÑIZARES-MATA, J.M., CAÑIZARES-MATA, D. y MARTÍNEZ-INIESTA, C. 2016. Situación de la alondra ricotí en la provincia de Albacete. *II Workshop Grupo de Expertos en la Alondra Ricotí*. Madrid.
- CARLES-TOLRÁ HJORTH-ANDERSEN, M. 2002. Catálogo de los Dípteros de España, Portugal y Andorra (Insecta). Monografías S.E.A., 8: 1-323.
- CARRILLO, C., VALERA, F., BARBOSA, A. y MORENO, E. 2007. Thriving in an arid environment: high prevalence of avian lice in low humidity conditions. *Ecoscience* 14: 241-249.
- CASTROVIEJO, S. (coord. gen.). 1986-2015. Flora ibérica 1-8, 10-15, 17-18, 21. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

- CATORCI, A., SPARVOLI, D., VITANZI, A., FOGLIA, M., CESARETTI, S. y GATTI, R. 2008. The importance of a dynamic-catenal phytosociology approach in obtaining a definition of ecological networks: a case study from Central Italy. *Sauteria* 16: 184-190.
- CEBALLOS, L. 1945. Los matorrales españoles y su significación. Escuela Especial de Ingenieros de Montes. Madrid.
- CEBALLOS, O., DONÁZAR, J. A. y ELÓSEGUI, J. 1988b. Noticiario Ornitológico: alondra de Dupont. *Ardeola*, 35(2): 311-312.
- CEBALLOS, O., DONÁZAR, J.A. y ELÓSEGUI, J. 1988a. Las aves de las Bardenas en época de reproducción. En: Estudio básico para el Plan de Ordenación del medio físico de Bardenas Reales. Informe inédito. Instituto del Suelo y Concentración Parcelaria de Navarra. Pamplona.
- CHENG, T.C. 1978. Parasitología General. Editorial AC, Madrid.
- CHRISTENSEN, N.L. 2014. An historical perspective on forest succession and its relevance to ecosystem restoration and conservation practice in North America. *Forest Ecol Manag.* 330: 312–322.
- CLAYTON, D.H. y DROWN, D.M. 2001. Critical evaluation of five methods for quantifying chewing lice. *Journal of Parasitology* 87 (6): 1291-1300.
- CLAYTON, D.H. y WALTHER, B.A. 1997. Collection and quantification of arthropod parasites of birds. En: CLAYTON, D.H. y MOORE, J. (Eds.). Host-parasite evolution: general principles and avian models. Oxford University Press, Oxford.
- CLEMENTS, F.E. 1916. Plant Succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Institute of Washington. Washington.
- CORDERO DEL CAMPILLO, M., CASTAÑÓN, L., y REGUERA, A. 1994. Índice-catálogo de zooparásitos ibéricos. Universidad de León, León.
- CRAMP, S. (Ed) 1988. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic. Vol. V: Tyrant flycatchers to Thrushes. Oxford University Press. Oxford.
- CREMADES, M., ALEDO, E. y HERNÁNDEZ, J. 2016. Situación de la alondra ricotí en la Región de Murcia (2005-2006). *II Workshop Grupo de Expertos en la Alondra Ricotí*. Madrid.
- DE BOLÒS, O. 1987. Cataluña y la depresión del Ebro. En: PEINADO, M. y RIVAS-MARTÍNEZ, S. (Eds.) La vegetación de España. Servicio de Publicaciones Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares. pp: 309-348.
- DE JUANA, E., SUÁREZ, F. y RYAN, P. 2004. Family Alaudidae (Larks). En: DEL HOYO, J., ELLIOT, A. y CHRISTIE, D. (Eds.). Handbook of the Birds of the World, Vol. 9. Cotingas to Pipits and Wagtails, pp. 496-541. Lynx Editions. Barcelona.

- DE LUCAS, M., JANSSE, G.F.E. y FERRER, M. 2004. The effects of a wind farm on birds in a migration point: the Strait of Gibraltar. *Biodiversity and Conservation*, 13: 395-407.
- DE ROJAS, M., UBEDA, J.M., GUEVARA, D.C. y ARIZA, C. 1991. Estudio de siete especies del género *Proctophyllodes* Robin, 1877 (Acarina, Proctophyllodidae) parásitos de aves paseriformes españolas. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural Sección Biológica* 87: 35-44.
- DÍAZ, M., CAMPOS, P. y PULIDO, F.J. 1997. The Spanish dehesas: a diversity of land use and wildlife. En: PAIN, D. y PIENKOWSKI, P. Editors. Farming and birds in Europe. The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation. Academic Press, London, pp. 178-209.
- DONALD, P.F. 2004. The Skylark. T y A.D. Poyser. London.
- DONALD, P.F., BUCKINGHAM, D.L., MOORCROFT, D., MUIRHEAD, L.B., EVANS, A.D., y KIRBY, W.B. 2001a. Habitat use and diet of skylarks *Alauda arvensis* wintering on lowland farmland in southern Britain. *Journal of Applied Ecology* 38(3):536-547.
- DONALD, P.F., EVANS, A.D., BUCKINGHAM, D.L., MURHEAD, L.B. y WILSON, J.D. 2001b. Factors affecting the territory distribution of Skylarks *Alauda arvensis* breeding on lowland farmland. *Bird Study* 48: 271-278.
- DONALD, P.F., MURHEAD, L.B., BUCKINGHAM, D.L., EVANS, A.D., KIRBY, W.B. y GRUAR, D.J. 2001c. Body condition, growth rates and diet of Skylark *Alauda arvensis* nestling on lowland farmland. *Ibis* 143: 658-669.
- DOWNES, R.G. 1969. Conservation in relation to the land and its use. En: WEBB, L.J., WHITELOCK, D. y BRERETON, J.L.G. (Eds). The last of lands. Jacaranda, Brisbane pp. 11-17.
- DREWITT, .L. y LANGSTONE, R.H.W. 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis*, 148: 29-42.
- DROVETSKI, S.V., RAKOVIC, M., SEMENOV, G., FADEEV, I.V. y RED'KIN, Y.A. 2014. Limited phylogeographic signal in sex-linked and autosomal loci despite geographically, ecologically, and phenotypically concordant structure of mtDNA variation in the holarctic avian genus *Eremophila*. *PLoS ONE* 9(1): e87570.doi:10.1371/journal.pone.0087570.
- DUBININ, V.B. 1951. Feathers mites (*Analgosoidea*). Part I. Introduction to their study. Fauna USSR 6: 1-363 (in Russian).
- EHLERS, B.K., CHARPENTIER, A. y GRØNDAHL, E. 2014. An allelopathic plant facilitates species richness in the Mediterranean garrigue. *J Ecol* 102: 176-185.
- ELÓSEGUI, J. y INSAUSTI, J.A. 1989. Estudio de las aves esteparias del sur de Navarra. Informe inédito. Servicio de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra.

- ELÓSEGUI, J. 1997. Plan de conservación del hábitat de la alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) en Navarra. Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. Gobierno de Navarra.
- EUR. 2013. Interpretation Manual of European Union Habitats-EUR28. European Commission. Environment DG. Brussels.
- FABER-LANGENDOEN, D., KEELER-WOLF, T., MEIDINGER, D., TART, D., HOAGLAND, B., JOSSE, C., NAVARRO, G., PONOMARENKO, S., SAUCIER, J.P., WEAKLEY, A. y COMER, P. 2014. EcoVeg: A New Approach to Vegetation Description and Classification. *Ecol Monog* 84(4): 533–561.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of hábitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 487-515.
- FARGALLO, J.A. y MERINO, S. 2000. Brood size manipulation modifies the intensity of infection by *Haematozoa* in female blue tits *Parus caeruleus*. *Ardea* 87: 261-268.
- FERNÁNDEZ y FERNÁNDEZ-ARROYO, F.J. 2005. Hoja informativa sobre el Refugio de Rapaces de Montejo, 28 (informe inédito).
- GALVÁN, I. y SANZ, J.J. 2006. Feather mite abundance increases with uropygial gland size and plumage yellowness in great tits *Parus major*. *Ibis* 148: 687-697.
- GALVÁN, I., AGUILERA, E., ATIÉNZAR, F., BARBA, E., BLANCO, G., CANTÓ, J.L., CORTÉS, V., FRÍAS, O., KOVÁCS, I., MELÉNDEZ, L., MOLLER, A.P., MONRÓS, J.S., PAP, P.L., PICULO, R., SENAR, J.C., SERRANO, D., TELLA, J.L., VÁGASI, C.I., VÖGELI, M. y JOVANI, R. 2012. Feather mites (Acari: Astigmata) and body condition of their avian hosts: a large correlative study. *Journal of Avian Biology* 43: 273-279.
- GALVÁN, I., BARBA, E., PICULO, R., CANTÓ, J.L., CORTÉS, V., MONRÓS, J.S., ATIÉNZAR, F. y PROCTOR, H. 2008. Feather mites and birds: an interaction mediated by uropygial gland size? *J. Evol. Biol.* 21: 133-144.
- GARCÍA DE LA MORENA, E.L. y GARZA, V. 2015. Modelización del hábitat y análisis de conectividad de la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*) para su conservación en la provincia de Zamora. En, RIVAS, J.M., ROJO, M. and GONZÁLEZ, C. (Eds.) Libro de resúmenes del I Workshop Nacional Alondra ricotí. Estación Ornitológica de Padul. Padul. Granada.
- GARCÍA, J.T., SUÁREZ, F., GARZA, V., JUSTRIBÓ, J.H., OÑATE, J.J., HERVÁS, I., CALERO, M. y GARCÍA DE LA MORENA, E.L. 2008. Assessing the distribution, habitat and population size of the threatened Dupont's lark *Chersophilus duponti* in Morocco: lessons for conservation. *Oryx* 42 (4):592-599.
- GARCÍA-ANTÓN, A., GARZA, V. y TRABA, J. 2015. Dispersión de más de 30 km en un macho de primer año de alondra ricotí (*Chersophilus duponti*) en el Sistema Ibérico. En, RIVAS, J.M.,

- ROJO, M. and GONZÁLEZ, C. (Eds.) Libro de resúmenes del I Workshop Nacional Alondra ricotí. Estación Ornitológica de Padul. Padul. Granada.
- GARRIDO, J.R., PARACUELLOS, M., RUIZ, G. y GONZÁLEZ-MIRAS, E. 2015. La alondra ricotí en Andalucía: Evolución de las poblaciones y estado de conservación. En: RIVAS, J.M., ROJO, M. y GONZÁLEZ, C. (eds.) 2015. Libro de resúmenes del I Workshop Nacional Alondra ricotí. Estación Ornitológica de Padul. Padul. Granada.
- GARZA, V. y SUÁREZ, F. 1990. Distribución, población y selección de hábitat de la Alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) en la Península Ibérica. *Ardeola*, 37 (1): 3-12.
- GARZA, V. y TRABA, J. 2016. Retos para la conservación de una especie amenazada. Alondra ricotí, el fantasma del páramo. *Quercus* 359: 24–33.
- GARZA, V., GARCÍA DE LA MORENA, E.L. y TRABA, J. 2011. Diagnóstico de los efectos sinérgicos producidos por 15 parques eólicos e infraestructuras eléctricas asociadas en el sureste de la provincia de Soria sobre las poblaciones de alondra ricotí. Eólica Medinaceli, S.L. Informe final. Marzo 2011.
- GARZA, V., SUÁREZ, F. y TELLA, J.L. 2003. Alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*). En: MARTÍ, R y DEL MORAL, J.C. (Eds.): Atlas de las Aves Reproductoras de España, pp. 364-365. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- GARZA, V., SUÁREZ, F., HERRANZ, J., TRABA, J., GARCÍA DE LA MORENA, E.L., MORALES, M.B., GONZÁLEZ, R. y CASTAÑEDA, M. 2006. Home range, territoriality and habitat selection by the Dupont's lark *Chersophilus duponti* during the breeding and postbreeding periods. *Ardeola*, 52 (1): 133-146.
- GARZA, V., SUÁREZ, F., TELLA, J.L. 2004. Alondra ricotí (*Chersophilus duponti*). En: MADROÑO A, GONZÁLEZ, C., ATIENZA, J.C. (Editores). Libro Rojo de las aves de España. Dirección General para la Biodiversidad-Sel BirdLife. Madrid, pp. 309-312.
- GILL, F. y DONSKER, D. (Eds). 2017. IOC World Bird List (v 7.1) doi: 10.14344/IOC.ML.7.1
- GIL-LLETGET, A. 1927. Estudios sobre la alimentación de las aves. *Boletín de la Sociedad Española de Historia Natural* 27: 81-96.
- GIL-LLETGET, A. 1928. Estudios sobre la alimentación de las aves. *Boletín de la Sociedad Española de Historia Natural* 28: 171-194.
- GIL-LLETGET, A. 1945. Bases para un estudio científico de la alimentación en las aves y resultado del análisis de 400 estómagos. *Boletín de la Sociedad Española de Historia Natural* 42: 457-469.
- GNIAZDOWSKA, A. y BOGATEK, R. 2005. Allelopathic interactions between plants. Multisite action of allelochemicals. *Acta Physiol Plant* 27: 395-407.

- GÓMEZ-CATASÚS, J., GARZA, V. y TRABA, J. 2015. Efecto de los parques eólicos en las tendencias poblacionales de la alondra ricotí (*Chersophilus dupontii*). El caso del nudo eólico de Medinaceli. En: RIVAS, J.M., ROJO, M. y GONZÁLEZ, C. (eds.) 2015. Libro de resúmenes del I Workshop Nacional Alondra ricotí. Estación Ornitológica de Padul. Padul. Granada.
- GÓMEZ-SAL, A. y OLIVER, S. 1981. Los pastos con sabina rastrera en la montaña de Teruel. Estructura y condiciones ecológicas. *Pastos* 11(2):253-272.
- GONZÁLEZ-BROCO, C. 2014. Conectividad ecológica funcional de la población de alondra ricotí (*Chersophilus dupontii*) en Andalucía. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada.
- GONZÁLEZ-BROCO, C., HOMET, P., MOLINA, J.L. y RIVAS, J.M. 2015. Propuesta de recatalogación de la alondra ricotí (*Chersophilus dupontii*) en Andalucía. En: RIVAS, J.M., ROJO, M. and GONZÁLEZ, C. (eds.) 2015. Libro de resúmenes del I Workshop Nacional Alondra ricotí. Estación Ornitológica de Padul. Padul. Granada.
- GONZÁLEZ-MIRAS, E. BALLESTEROS-DUPERÓN, E. y GARRIDO, J.R./CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE-EGMASA, JUNTA DE ANDALUCÍA and MARTÍN, F. 2010. Noticiario ornitológico: alondra ricotí. *Ardeola* 57(1) 215-241.
- GOSLER, A.G., GREENWOOD, J.J.D., BAKER, J.K. y DAVIDSON, N.C. 1998. The field determination of body size and condition in passerines: a report to the British Ringing Committee. *Bird Study* 45, 92-103.
- GOUINGUENE, S.P. y TURLINGS, T.C.J. 2002. The effects of abiotic factors on induced volatile emissions in corn plants. *Plant Physiol* 129: 1296-1307.
- GRIME, J.P. 1985. Towards a functional description of vegetation. En: WHITE, J. (Ed.) The population structure of the vegetation. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 489-502.
- GRIME, J.P. 2001. Plant strategies, Vegetation processes and ecosystem properties. John Wiley & Sons, Chichester.
- GUILLAUMET, A., CROCHET, P-A. y PONS, J-M. 2008. Climate-driven diversification in two widespread *Galerida* larks. *BMC Evolutionary Biology* 8:32.
- GUILLAUMET, A., PONS, J-M., GODELLE, B. y CROCHET, P-A. 2006. History of the Crested Lark in the Mediterranean region as revealed by mtDNA sequences and morphology. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 39: 645–656.
- HAMSTRA, T.L. y BADYAEV, A.V. 2009. Comprehensive investigation of ectoparasite community and abundance across life history stages of avian host. *Journal of Zoology*, 278: 91-99.
- HERNÁNDEZ, J. y ALEDO, E. 2011. Censo de poblaciones de alondra ricotí *Chersophilus dupontii* en la Región de Murcia 2011. Dirección General de Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

- HERNÁNDEZ, J. y ALEDO, E. 2012. Censo de poblaciones de alondra ricotí *Chersophilus duponti* en la Región de Murcia 2012. Dirección General de Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- HERRANZ, J., MANRIQUE, J., YANES, M. y SUÁREZ, F. 1994. The breeding biology of Dupont's lark, *Chersophilus duponti*, in Europe. *Avocetta* 18: 141-146.
- HERRANZ, J., YANES, M. y SUÁREZ, F. 1993. Primeros datos sobre la dieta de pollos de alondra de Dupont, *Chersophilus duponti*, en la Península Ibérica. *Ardeola* 40 (1), 77-79.
- HÓDAR, J.A. 1995. Diet of the Thekla lark, *Galerida theklae*, in a shrubsteppe of southeastern Spain. *Doñana, Acta Vertebrata* 22: 110-114.
- HOLDRIDGE L.R. 1982. Ecología basada en zonas de vida. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, San José, Costa Rica.
- HOST, G. y PASTOR, J. 1998. Modeling forest succession among ecological land units in northern Minnesota. *Conserv Ecol* 2(2): 15.
- HUGUET DEL VILLAR, E. 1925. Avance geobotánico sobre la pretendida estepa central de España Ibérica (Tortosa) 13(576): 281-283; 13(577): 297-302; 13(579): 328-333; 13(580): 344-350.
- HUTSON, A.M. 1984. Keds, flat-flies and bat-flies. Diptera, Hippoboscidae and Nycteribiidae. Handbooks for the Identification of British Insects 10(7): 1-40.
- INE. 2016. www.ine.es. Consultado a diciembre de 2016.
- IUSS WORKING GROUP WRB. 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- JENNINGS, M.D., FABER-LANGENDOEN, D., LOUCKES, O.L., PEET, R.K. y ROBERTS, D. 2009. Standards for associations and alliances of the U.S. National Vegetation Classification. *Ecol Monogr* 79(2): 173-199.
- JIMÉNEZ GONZÁLEZ, A., RODRÍGUEZ CAABEIRO, F. y MARTÍN MATEO, M.P. 1981. El género *Brüeelia* (Mallophaga: Insecta) en España. *Revista Ibérica de Parasitología*, 41(2): 283-293.
- JOVANI, R., TELLA, J.L., FORERO, M.G., BERTELLOTTI, M., BLANCO, G., CEBALLOS, O. y DONÁZAR, J.A. 2001. Apparent absence of blood parasites in the Patagonian seabird community: is it related to the marine environment? *Waterbirds* 24:430-433.
- JUSTRIBÓ, J.H., SUÁREZ, F., GARCÍA, J.T., GARZA, V. y AGIRRE, A. 2009. Fenología y patrones de muda de la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*) en España y Marruecos. *Revista de Anillamiento* nº 24.
- KAISER, A. 1993. A new multicategory classification of subcutaneous fat deposits of songbirds. *J. Field Ornithol.* 64(2): 246-255.
- KJELLÉN, N. 1994. Moults in relation to migration in birds—a review. *Ornis Svecica* 4, 1-24.

- KUIPER, M.W., OTTENS, H.J., CENIN, L., SCHAFFERS, A.P., VAN RUIJVEN, J., KOKS, B.J., BERENDSE, F. y DE SNOO, G.R. 2013. Field margins as foraging habitat for skylarks (*Alauda arvensis*) in the breeding season. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 170: 10-15.
- KUIPER, M.W., OTTENS, H.J., VAN RUIJVEN, J., KOKS, B.J., DE SNOO, G.R. y BERENDSE, F. 2015. Effects of breeding habitat and field margins on the reproductive performance of Skylarks (*Alauda arvensis*) on intensive farmland. *Journal of Ornithology*, 156 (3): 557-568.
- LE HOUÉROU, H.N. 1980. Browse in northern Africa. En: LE HOUÉROU, H.N. (Ed.) Browse in Africa. Papers presented at the International Symposium in Africa. Addis Ababa, April 8-12. International Livestock Centre for Africa. Addis Ababa, pp. 55-82.
- LE HOUÉROU, H.N. 1980. Browse in northern Africa. En: LE HOUÉROU, H.N. (Editor) Browse in Africa. Papers presented at the International Symposium in Africa. Addis Ababa, April 8-12. International Livestock Centre for Africa. Addis Ababa, pp. 55-82.
- LINHART, Y.B., GAUTHIER, P., KEEFOVER-RING, K. y THOMPSON, J.D. 2015. Variable phytotoxic effects of *Thymus vulgaris* (*Lamiaceae*) terpenes on associated species. *Int J Plant Sci* 176 1: 20-30.
- LINHART, Y.B., GAUTHIER, P., KEEFOVER-RING, K. y THOMPSON, J.D. 2015. Variable phytotoxic effects of *Thymus vulgaris*(*Lamiaceae*) terpenes on associated species. *Int J Plant Sci* 176. 1: 20-30 .
- LOBO, J.M., MARTÍN-PIERA, F. y VEIGA, C.M. 1988. Las trampas pitfall con cebo, sus posibilidades en el estudio de las comunidades coprófagas de Scarabaeoidea (Col.) I. Características determinantes de su capacidad de captura. *Revue d'Écologie et Biologie du Sol*, 25 (1): 77-100.
- LYLES, A.M. y DOBSON, A.P. 1993. Infectious disease and intensive management: Population dynamics, threatened hosts and their parasites. *J. Zoo. Wildl. Med.* 24: 315-326.
- MAA, T.C. 1969. A revised checklist and concise host index of Hippoboscidae (Diptera). *Pacific Insects Monograph* 20: 261-299.
- MARSHALL, A.G. 1981. The ecology of ectoparasitic insects. Academic, London.
- MARTÍN MATEO, M.P. 1994. *Manual de recolección y preparación de ectoparásitos (Malófagos, Anopluros, Sifonápteros y Ácaros)*. Manuales Técnicos de Museología, vol. 3. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. Madrid. 80 pp.
- MARTÍN MATEO, M.P. 2002. *Mallophaga, Amblycera*. En: *Fauna Ibérica*, vol. 20. Ramos, M.A. et al. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 187 pp.
- MARTÍN MATEO, M.P. 2009. *Phthiraptera, Ischnocera*. En: *Fauna Ibérica*, vol. 32. Ramos, M.A. et al. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 363 pp.
- MARTÍNEZ-PARRAS, J.M., PEINADO, M. Y ALCARAZ, F. 1983. Estudio de la serie mesomediterránea basófila de la encina. *Paeonio-Querceto rotundifoliae* S. *Lazaroa* 5: 119-129.

- MARTÍN-PIERA, I.F. y LÓPEZ-COLÓN, J.I. 2000. *Coleoptera Scarabaeoidea I*. En: *Fauna Ibérica*, vol. 14. Ramos, M.A. *et al.* (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 526 pp.
- MARTÍN-VIVALDI, M., GARZA, V., LAIOLO, P., GARCÍA, J.T., TELLA, J.L., SUÁREZ, F., SOLER, M., GARZÓN, J., MARÍN, J.M., LÓPEZ, E., PÉREZ-CONTRERAS, J., ARCHILLA, F. y DE MANUEL, L.C. 2006. Determinación del área de distribución de la alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) en la población de El Padul (Granada). *Acta Granatense*, 4/5: 3-16.
- MARTÍN-VIVALDI, M., MARÍN, J.M., ARCHILLA, F., LÓPEZ, E. y DE MANUEL, L.C. 1999. Caracterización de una nueva población reproductora de Alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) (Passeriformes, Alaudidae) en el Sureste ibérico. *Zool. baetica*, 10: 185-192.
- MAY, R.M. y ANDERSON, R.M. 1979. Population biology of infectious diseases: Part II. *Nature* 280: 455-461.
- McCLURE, H.E. 1984. The occurrence of Hippoboscids on some species of birds in southern California. *Journal of Field Ornithology* 55(2): 230-240.
- MEINERTZHAGEN, R. 1951. Review of the Alaudidae. *Journal of Zoology*. Volume 121, Issue 1.
- MERINO, S. y POTTI, J. 1995. Mites and blowflies decrease growth and survival in nestling pied flycatchers. *Oikos* 73: 95-103.
- MERINO, S., POTTI, J. y FARGALLO, J.A. 1997. Blood parasites of some passerine birds from central Spain. *J. Wild. Dis.* 33: 638-641.
- MINOR, E. S. y URBAN, D. L. 2007. Graph theory as a proxy for spatially explicit population models in conservation planning. *Ecol. Appl.* 17: 1771-1782.
- MOLLER, A.P. y ERRITZOE, J. 1998. Host immune defence and migration in birds. *Evolut. Ecol.* 12: 945-953.
- MOLOFSKY, J. y FERDY, J.B. 2005. Extinction dynamics in experimental metapopulations. *PNAS* Vol 102 No. 10 3726-3731.
- MONTOYA, J.M. 1996. Manejo de los pastaderos leñosos. *Ecología* 10: 49-61.
- MONTOYA, J.M. 1996. Manejo de los pastaderos leñosos. *Ecología* 10: 49-61.
- MORALES, M.B. y TRABA, J. 2016. Prioritising research in steppe bird conservation: a literature survey. *Ardeola* 63 (1) 137-150.
- MULLARNEY, K., SVENSSON, L., ZETTERSTRÖM, D. y GRANT, P.J. 2007. Guía de aves. La guía de campo de aves de España y de Europa más completa. Omega.
- MULLER, C. 1965. Inhibitory terpenes volatilized from *Salvia* shrubs. *Bull Torrey Bot Club* 92: 38-45.
- NAVARRO F. y VALLE, C. 1982. Fitocenosis fruticosas de las comarcas zamoranas de Tabara, Alba y Aliste. *Stvdia Botanica* 2: 69-121.

- NEWTON, I. 2008. The migration ecology of birds. Academic Press, London.
- NEWTON, I. 2009. Moults and plumage. *Ringing and Migration* 24, 220– 226.
- NINYEROLA M, RONS, X, y ROURE J.M. 2005. Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra. <http://www.opengis.uab.es/wms/iberia/mms/index.htm>. Consultado a 19 de diciembre de 2016.
- NOGUERA, J.C., PÉREZ, I. y MINGUEZ, E. 2010. Impact of terrestrial wind farms on diurnal raptors: developing a spatial vulnerability index and potential vulnerability maps. *Ardeola* 57(1): 41-53.
- NOGUÉS-BRAVO, D. y AGIRRE, A. 2006. Patrón y modelo de distribución espacial de la alondra ricotí *Chersophilus dupontii* durante el periodo reproductor en el LIC de Ablitas (Navarra). *Ardeola* 53 (1): 55-68.
- Odum EP. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270.
- OLIVER, I. y BEATTIE, A.J. 1993. A possible method for the rapid assessment of biodiversity. *Conservation Biology* 7, 572-578.
- ORMEÑO, E., FERNÁNDEZ, C. y MÉVY, J.P. 2007. Plant coexistence alters terpene emission and content of Mediterranean species. *Phytochemistry* 68(6): 840-52.
- ORTUÑO, A. 2012. La alondra ricotí (*Chersophilus dupontii*) en Yecla. *Athene*, 22: 74-79.
- OWEN, J.P., NELSON, A.C. y CLAYTON, D.H. 2010. Ecological immunology of bird-ectoparasite systems. *Trends in Parasitology*, Vol. 26, No. 11.
- PALMA, C. 2006. Notas actualizadas sobre el estado de conservación de las áreas esteparias con vegetación natural de Casanova y Corcos (Burgos), y su incidencia en las poblaciones de Alondra ricotí (*Chersophilus dupontii*). En: D. GONZÁLEZ, F. ROMÁN, R. FERNÁNDEZ y J.L. LOBO (eds.) Anuario Ornitológico de Burgos, vol. 1. Caja de Burgos. Aula de Medio Ambiente. Burgos.
- PALMA, C. y LÜDERS, U. 2015. La alondra ricotí (*Chersophilus dupontii*) en Burgos: seguimiento y conservación. En: RIVAS, J.M., ROJO, M. y GONZÁLEZ, C. (eds.) 2015. Libro de resúmenes del I Workshop Nacional Alondra ricotí. Estación Ornitológica de Padul. Padul. Granada.
- PALOMARES, F. y DELIBES, M. 1991. Alimentación del meloncillo *Herpestes ichneumon* y de la gineta *Genetta genetta* en la Reserva Biológica de Doñana, SO de la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata*, 18: 5-20.
- PEINADO M, AGUIRRE, J.L., DELGADILLO, J y MACÍAS M.A. 2011. A phytosociological and phytogeographical survey of the coastal vegetation of western northamerica. *Plant Ecology*, 196: 27-60.

- PEINADO, M., AGUIRRE, J.L. y APARICIO, A. 2017. The Iberian System. En: LOIDI, J. (Ed.) *Vegetation of the Iberian Peninsula*. Springer (en prensa).
- PEINADO, M., ALCARAZ, F. y MARTÍNEZ-PARRAS, J.M. 1992. *Vegetation of Southeastern Spain. Flora et Vegetatio Mundi*. X. J Cramer, Berlin.
- PEINADO, M., MONJE, L. y MARTÍNEZ-PARRAS, J.M. 2008. *El Paisaje Vegetal de Castilla-La Mancha*. Manual de Geobotánica. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural. Fundación General de Medio Ambiente-CIF.
- PELAYO, E. y SAMPIETRO, J. 2016. Nuevos datos de seguimiento de alondra ricotí en el valle medio del Ebro: La Lomaza de Belchite (Zaragoza) y las estepas de Ballobar (Huesca). II Workshop Grupo de Expertos en la Alondra Ricotí. Madrid.
- PENTERIANI, V., LOURENÇO, R. y DELGADO, M.D.M. 2008. El fenómeno de la colonización de Doñana por parte del búho real: patrones espacio-temporales de la población y efectos sobre las comunidades de aves y mamíferos. Convenio de colaboración entre la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) para la realización del trabajo denominado "colonización del búho real en el parque natural de Doñana".
- PERCIVAL, S.M. 2003. *Birds and winds farms in Ireland: A review of potential issues and impact assessment*. Consultant Report. Durham.
- PÉREZ-GRANADOS, C., NOGUERALE, V. y SERRANO-DAVIES, E. 2013a. Alondra Ricotí: ¿Última baza en la Provincia de Toledo? *Quercus* 329, pp 64-65.
- PÉREZ-GRANADOS, C. y LÓPEZ-IBORRA, G.M. 2013. Census of breeding birds and population trends of the Dupont's lark *Chersophilus duponti* in eastern Spain. *Ardeola* 60 (1) 143-150.
- PÉREZ-GRANADOS, C. y LÓPEZ-IBORRA, G.M. 2017. Assessment of counting methods used for estimating the number of territorial males in the endangered Dupont's Lark. *Ardeola* 64 (1) 75-84.
- PÉREZ-GRANADOS, C., LÓPEZ-IBORRA, G., SERRANO-DAVIES, E., NOGUERALE, V., GARZA, V., JUSTRIBÓ, J. y SUÁREZ, F. 2013b. Short-term effects of a wildfire on the endangered Dupont's Lark *Chersophilus duponti* in an arid shrub-steppe of central Spain. *Acta Ornithologica*, 48 (2) 201-210
- PINILLA, J. (Coord.) 2000. *Manual para el anillamiento científico de aves*. SEO/BirdLife y DGCN-MIMAM. Madrid.
- POTT, R. 2011. Phytosociology: A modern geobotanical method. *Plant Biosyst* 145: 9-18.
- PRICE, P.W. 1980. *Evolutionary biology of parasites*. Princeton University Press, Princeton.
- PROCTOR, H. 2003. Feathers mites (Acari: Astigmata): ecology, behavior and evolution. *Annu. Rev. Entomol.* 48: 185-209.

- REINÉ, R., BARRANTES, O., ASCASO, J., MENDOZA, A., BROCA, A. y FERRER, C. 2004. Pastos arbustivos (erizonales, romerales-aliagares-lastonares y matorrales espinosos con boj) del Prepirineo en la provincia de Huesca. Tipificación, cartografía y valoración. En: GARCÍA-CRIADO, B., GARCÍA-CIUDAD, A., VÁZQUEZ DE ALDANA, B.R. y ZALBAGOGEAZCOA, I. (Eds). Pastos y ganadería extensiva. IRNA-CSIC, Salamanca, pp 625-630.
- REINÉ, R., BARRANTES, O., ASCASO, J., MENDOZA, A., BROCA, A. y FERRER, C. 2004. Pastos arbustivos (erizonales, romerales-aliagares-lastonares y matorrales espinosos con boj) del Prepirineo en la provincia de Huesca. Tipificación, cartografía y valoración. En: GARCÍA-CRIADO, B., GARCÍA-CIUDAD, A., VÁZQUEZ DE ALDANA, B.R. y ZALBAGOGEAZCOA, I. (Eds): Pastos y ganadería extensiva. IRNA-CSIC, Salamanca, pp 625-630.
- REY-BENAYAS, J. M. y BULLOCK, J. M. 2012. Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. *Ecosystems* 15: 883-889.
- RICOTTA C., CARRANZA M.L., AVENA G., y BLASI C. 2002. Are potential vegetation maps a meaningful alternative to neutral landscape models? *Applied Vegetation Science* 5:271–275.
- RIVAS, J.M. y MORENO-RUEDA, G. 2006. Censo detallado de la mayor población de Alondra Ricotí *Chersophilus duponti* del sur de España. *Revista Catalana d' Ornitología*, 22: 27-29.
- RIVAS-GODAY, S. y BORJA, J. 1961. Estudio de vegetación y flórua del Macizo de Gúdar y Jabalambre. *Anal Inst Bot Cavanilles* 19: 1-550.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., DÍAZ, T.E., FERNÁNDEZ-GONZÁLES, F., IZCO, J., LOIDI, J., LOUSA, M. y PENAS Á. 2002. Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the Syntaxonomical Checklist of 2001. *Itinera Geobotanica* 15 (1-2): 5-922.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., FERNÁNDEZ-GONZÁLES, F., LOIDI, J., LOUSA, M. y PENAS, Á. 2001. Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera Geobotanica* 14: 5-341.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1979. Brezales y jarales de Europa occidental. Revisión fitosociológica de las clases Calluno-Ulicetea y Cisto-Lavanduletea). *Lazaroa* 1: 5-127.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 2002. Phytosociologic, bioclimatic and biogeographic terms, notions and units. <http://www.globalbioclimatics.org/book/review.htm> via the INTERNET. Accessed 2016 Dec 7.
- RIVAS-MARTINEZ S. 2004. Global bioclimatics. <http://www.globalbioclimatics.org>. Consultado el 12 de Diciembre de 2016.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1979. Brezales y jarales de Europa occidental (Revisión fitosociológica de las clases *Calluno-Ulicetea* y *Cisto-Lavanduletea*). *Lazaroa* 1: 5-127.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1987. Mapa de Series de Vegetación de España. <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos->

naturaleza/informacion-disponible/memoria_mapa_series_veg.aspx. Consultado a 19 de diciembre de 2016.

- RIVAS-MARTÍNEZ, S., DÍAZ, T.E., FERNÁNDEZ-GONZÁLES, F., IZCO, J., LOIDI, J., LOUSA, M., y PENAS, Á. 2002. Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the Syntaxonomical Checklist of 2001. *Itinera Geobotanica* 15 (1-2):5-922.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., FERNÁNDEZ-GONZÁLES, F., LOIDI, J., LOUSA, M., y PENAS, Á. 2001. Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera Geobotanica* 14:5-341.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., PENAS, Á., DÍAZ-GONZÁLES, T.E., CANTÓ, P., DEL RÍO, S., COSTA, J.C., HERRERO, L. y MOLERO, J. 2017. Biogeographic units of the Iberian Peninsula and Balearic Islands to district level. A concise synopsis. En: LOIDI, J. (Editor) Vegetation of the Iberian Peninsula. Springer (en prensa).
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., RIVAS-SÁENZ, S. y PENAS, Á. 2011. Worldwide bioclimatic classification system. *Global Geobotany* 1:1-634 + 4 maps.
- ROSENBERG, D.B. y FREEDMAN, S.M. 1984. Application of a Model of Ecological Succession to Conservation and Land-use Management. *Environ Conserv* 11(4): 323-330.
- RUIZ DE LA TORRE, J. 1985. Conservation of plant species within their native ecosystems. In: Gómez-Campo C, editor. Plant conservation in the Mediterranean area. Dr W Junk Publishers. Dordrecht, pp. 197-219.
- SAMPIETRO, F.J. 2000. Alondra de Dupont. En: SAMPIETRO, F.J., PELAYO, E., HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, F., CABRERA, M., y GUIRA, J. (Eds.): Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes, pp. 240-241. Diputación General de Aragón. Zaragoza.
- SAN MIGUEL, A., ROIG GÓMEZ, S. y CAÑELLAS REY DE VIÑAS, I. 2004. Fruticicultura. Gestión de arbustados y matorrales. En: MONTERO, G. y SERRADA, R. (Eds.) Compendio de Selvicultura Aplicada en España. DGCONA, Madrid, pp. 3-51.
- SARDANS, J., RODA, F. y PENUELAS, J. 2004. Phosphorus limitation and competitive capacities of *Pinus halepensis* and *Quercus ilex* subsp *rotundifolia* on different soils. *Plant Ecol* 174: 305–317.
- SAURA, S. y PASCUAL-HORTAL, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape an Urban Planning* 83, 91-103.
- SAURA, S. y RUBIO, L. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33: 523-537.

- SAURA, S. y TORNÉ, J. 2009. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling y Software* 24: 135-139.
- SAURA, S. y TORNÉ, J. 2012. Conefor Sensinode 2.6 user manual. Universidad Politécnica de Madrid. www.conefor.org.
- SAURA, S., BODIN, Ö. y FORTIN, M.J. 2014. Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, 51: 17-182.
- SENAR, J.C, COPETE, J.L, DOMENECH, J. y VON WALTER, G. 1994. Prevalence of louse flies (Diptera: Hippoboscidae) parasitizing a cardueline finch and its effects on body condition. *Ardea* 82(1): 157-160.
- SEO/BIRDLIFE. 2016. www.anillamientoseo.org. Consultado en septiembre de 2016.
- SHIRIHAI, H., GARGALLO, G. y HELBIG, A.J. 2013. Sylvia warblers. Identification, taxonomy and phylogeny of the genus *Sylvia*. Helm Identification Guides. Christopher Helm. A y C Black. London.
- SISPARES. 2016. www.sispares.com. Consultado en diciembre de 2016.
- SMITH, K.D. 1965. On the birds of Morocco. *Ibis*. Issue 4, 493-526.
- SMITH, M.A. y GREEN, D.M. 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography* 28:1; 110-128.
- SOLER CRUZ, D., MARTIN MATEO, M.P. y MORILLAS MÁRQUEZ, F. 1979. *Brueelia parviguttata* (Blagoveshchensky, 1940) (Mallophaga) parásito de *Galerida cristata*. *Revista Ibérica de Parasitología* 39: 165-173.
- SOLER CRUZ, M.D. y GUEVARA BENÍTEZ, D.C. 1981. *Menacanthus alaudae* (Schrank, 1776) (Mallophaga) parásito de *Galerida cristata* L. *Revista Ibérica de Parasitología* 41: 93-100.
- SPOTTISWOODE, C.N., OLSSON, U., MILLS, M.S.L., COHEN, C., FRANCIS, J.E., TOYE, N., HODDINOTT, D., DAGNE, A., WOOD, C., DONALD, P.F., COLLAR, N.J. y ALSTRÖM, P. 2013. Rediscovery of a long-lost lark reveals the conspecificity of endangered *Heteromiraфра* populations in the Horn of Africa. *J. Ornithol.* <http://dx.doi.org/10.1007/s10336-013-0948-1>.
- STERVANDER, M., ALSTRÖM, P., OLSSON, U., OTTOSSON, U., HANSSON, B. y BENSCH, S. 2016. Multiple instances of paraphyletic species and cryptic taxa revealed by mitochondrial and nuclear RAD data for *Calandrella* larks (Aves: Alaudidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 102: 233–245.
- SUÁREZ, F. (Ed.). 2010. La alondra ricotí (*Chersophilus duponti*). Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.

- SUÁREZ, F. y GARZA, V. 2007. Situación y problemática de Conservación de la Alondra de Dupont en España. Informe Final, Volumen I y II. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad.
- SUÁREZ, F., HERVÁS, I. y HERRANZ, J. 2009. Las alondras de la España peninsular. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.
- SUTHERLAND, W.J. 2006. Ecological Census Techniques. A handbook. Second Edition. Cambridge. University Press.
- SVENSSON, L. 2009. Guía de identificación de los passeriformes europeos. Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- TALABANTE, C. 2013. Evaluación de la conectividad del hábitat de la alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) para su restauración. El caso del matorral de las parameras de Guadalajara. Trabajo de Fin de Máster. Universidad de Alcalá.
- TALABANTE, C. 2014. Patrón de muda postnupcial y postjuvenil de la curruca tomillera en el centro peninsular. *Revista de Anillamiento* 31-32.
- TALABANTE, C., APARICIO, A., AGUIRRE, J.L. y PEINADO, M. 2014. Caracterización del hábitat de la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*) en la provincia de Zamora (Castilla y León, España), en XXII Congreso Español de Ornitología.
- TALABANTE, C., APARICIO, A., AGUIRRE, J.L. y PEINADO, M. 2015a. Avances en el estudio de la alimentación de adultos de alondra ricotí (*Chersophilus duponti*) y la importancia de los escarabajos coprófagos. En: RIVAS, J.M., ROJO, M. and GONZÁLEZ, C. (Eds.) 2015. Libro de resúmenes del I Workshop Nacional Alondra ricotí. Estación Ornitológica de Padul. Padul. Granada.
- TALABANTE, C., APARICIO, A., AGUIRRE, J.L. y PEINADO, M. 2015b. Protocolo de muestreo y estudio de los ectoparásitos en la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*). En: RIVAS, J.M., ROJO, M. and GONZÁLEZ, C. (Eds.) 2015. Libro de resúmenes del I Workshop Nacional Alondra ricotí. Estación Ornitológica de Padul. Padul. Granada.
- TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K. y MERRIAM, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68 (3): 571-573.
- TELLA, J.L., GAJÓN, A., GORTÁZAR, C. y OSÁCAR, J.J. 1998. High host specificity of *Crataerina melbae* (Diptera: Hippoboscidae) in a mixed colony of birds. *The Journal of Parasitology*. Vol. 84, No 1, 198-200.
- TELLA, J.L., VÖGELI, M., SERRANO, D., y CARRETE, M. 2005. Current status of the threatened Dupont's Lark in Spain: overestimation, decline, and extinction of local populations. *Oryx*, 39: 1-5.
- TERRADAS, J. 1986. El paisatge vegetal dels Monegros: assaig d'interpretació. *Orsis* 2: 71-95.

- THEODOR, O. y OLDROYD, H. 1964. Hippoboscidae. In Die fliegen der palearktischen region, Lieferung 250, E. LINDNER (ed.). Stuttgart, Germany, p. 41–45.
- TRABA, J., GÓMEZ-CATASÚS, J. y GARZA, V. 2015. ¿Es la disponibilidad de hábitat la causa del declive de la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*) en las parameras sorianas? En: RIVAS, J.M., ROJO, M. and GONZÁLEZ, C. (eds.) 2015. Libro de resúmenes del I Workshop Nacional Alondra ricotí. Estación Ornitológica de Padul. Padul. Granada.
- URBAN, D. y KEITT, T. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82: 1205-1218.
- VAN VALEN, L. 1973. A new evolutionary law. *Evol. Theory* 1: 1-30.
- VEIGA, C.M. y MARTÍN-PIERA, F. 1988. Las familias, tribus y géneros de los Scarabaeoidea (Col) ibero-baleares. Claves para la identificación de la fauna española. Cátedra de Entomología. Facultad de Biología. Universidad Complutense.
- VIGNES, J.C. 1996. Analisis stomacales de l'alouette des champs (*Alauda arvensis*), en migration autommale au Pays-Basque. *Munibe* 48: 107-109.
- VISCONTI, P. y ELKIN, C. 2009. Using connectivity metrics in conservation planning-when does hábitat quality matter? *Diversity and distribution* 1-11.
- VÖGELI, M., LEMUS, J.A., SERRANO, D., BLANCO, G. y TELLA, J.L. 2010a. An island paradigm on the mainland: host population fragmentation impairs the community of avian pathogens. *Proc. R. Soc.* 278 (1718) 2668-2676.
- VÖGELI, M., SERRANO, D., MÉNDEZ, M. y TELLA, J.L. 2016. Morphological variation in the specialist Dupont's Lark *Chersophilus duponti*: geographical clines vs. local ecological determinants. *J Ornithol* 158(1): 25–38.
- VÖGELI, M., SERRANO, D., PACIOS, F. y TELLA, J.L. 2010b. The relative importance of patch habitat quality and landscape attributes on a declining steppe-bird metapopulation. *Biological Conservation*, 143: 1057-1067.
- VÖGELI, M., SERRANO, D., TELLA, J.L., MÉNDEZ, M. y GODOY, J.A. 2007. Determinación del sexo en la alondra de Dupont *Chersophilus duponti* utilizando técnicas moleculares y funciones discriminantes. *Ardeola* 54(1), 69-79.
- WALTER, H. y BRECKLE, S.W. 2002. Walter's Vegetation of the Earth: The Ecological Systems of the Geo-BiosphereSpringer-Verlag, New York.
- WELLS, P. 1964. Antibiosis as a factor in vegetation patterns. *Science* 144: 889.
- WESTHOFF, V. y VAN DER MAAREL, E. 1973. The Braun-Blanquet approach. In: WHITTAKER, R.H. (ed.), Ordination and classification of communities, 617-626. Dr. W. Junk, Dordrecht, NL.
- WIKEL, S.K. 1996. The Immunology of Host-Ectoparasitic Arthropod Relationships, CAB International.

- WILES, P.R., CAMERON, J., BEHNKE, J.M., HARTLEY, I.R., GILBERT, F.S. y MCGREGOR, P.K. 2000. Season and ambient air temperature influence the distribution of mites (*Proctophylloides stylifer*) across the wings of blue tits (*Parus caeruleus*). *Canadian Journal of Zoology*, 7: 1397-1407.
- WINDSOR, D.A. 1995 Equal rights for parasites. *Conser. Biol.* 9: 1-2.
- YANES, M., SUÁREZ, F. y MANRIQUE, J. 1991. La cogujada montesina, *Galerida theklae*, como depredador del caracol *Otala lactea*: comportamiento alimentario y selección de presa. *Ardeola* 38: 297-303.
- YÉLAMOS, T. 2002. *Histeridae*. En: *Fauna Ibérica*, vol. 17. RAMOS, M.A. et al. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 416 pp.
- YEO, M.J.M., BLACKSTOCK, T.H. y STEVENS, D.P. 1998. The use of phytosociological data in conservation assessment: a case study of lowland grasslands in mid Wales. *Biological Conservation* 86(2): 125–138.
- ZARCO, V., TALABANTE, C. y VIEJO, J.L. 2016. Importancia de las aves rapaces en la dieta del búho real (*Bubo bubo* L., 1758) en el centro de la Península Ibérica. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. Sec. Biol.*, 110, 15-21.

7 Anexos



Esperemos que no falten plumas de alegres alondras en el campo ni en nuestras vidas

7.1 Resultados biométricos de las alondras capturadas en la comarca de Molina

Fecha	Localidad	Edad	Sexo	P	G	M	Ala	Peso	P9	P8	P7	P6	P5	P4	P3	P2	P1	S1	Tarso	Cabeza	Culmen	P-CR	P-AL	P-AN	Uña	Cola
24/03/2010	Pantalones	4	1	C	0	1	104	39,7	75,5	80	80,5	79,5	77	72	66,5	65	63,5	65	26,2	45,9	20,9				11,2	64
25/03/2010	San Gil AG 18	4	1	C	0	1	99,5	39,1	73,5	75,5	77	78	R	69	65,5	65	62,5	61,5	23,4	42,5	20				8	59,5
20/04/2010	Pantalones Sur	4	1	C	1	2	98,5	38,5	73	75,5	77	78	74,5	69	66	65	66	62,5	22,7	42,8	18,9				7,1	61,5
20/04/2010	Pantalones Sur	4	1	C	0	1	99	37,2	75	77	78,5	78	77	69,5	64	63	62,5	65	24,5	44,6	19,1				9,4	65,5
20/04/2010	ZEPA San Gil Este	4	1	C	0	1	99,5	40,5	74,5	76,5	78	79	78,5	69,5	62,5	64	62	65	22,6	42,4	18,3				8,9	65
18/05/2010	ZEPA	4	1	C	1	1	101	40,7	77	78,5	80,5	79	72,5	71	65	64,5	65	65,5	25,2	44,2	19,6					65
18/05/2010	El Hoyo de San Gil	4	1	C	4	1	102	39,5	76	78	77	79	78,5	72	67,5	62	64	61	22,5	42,2	18,6					65
19/05/2010	ZEPA E	4	1	0	1	1	102	38,5	75,5	78	78,5	78,5	75	70	66,5	67	65,5	65	23,1	42,1	19,9					65
13/04/2011	Pantalones	4	1	C	0	1	96	36,5	71,5	73,5	75,5	76	74,5	66,5	59	62	56,5	62	22	41,8	19,8					62
13/04/2011	Pantalones	4	1	C	0	1	95	37,7	69	71,5	73	72,5	75	67	65	61,5	62	61	23,4	42,7	19,2					61,5
18/04/2011	ZEPA SW	4	1	C	0	1	114,5	39,3	74,5	75,5	78	77	76	73	66	63	62,5	62	24,7	45,3	20,7					62,5
20/04/2011	ZEPA SE	4	1	C	0	2	102	37,4	72	75,5	77,5	77	75	68	66	64	63,5	64	22,5	43,2	19,6					64
11/05/2011	ZEPA SE	4	1	C	0	2	100	40	70	74	75,5	77,5	75,5	73,5	66,5	64	64	64,5	24,2	43,8	19,7					66,5
19/05/2011	ZEPA SW	4	1	C	0	1	98,5	39,6	72,5	75	76	76,5	73,5	66	64	62,5	61	62	24,8	44,4	19,4					65,5
19/05/2011	ZEPA SW	4	1	C	0	2	102,5	39,7	73	75,5	79	78	R	67	67,5	65	65,5	65	23,6	46,7	21,1					64
17/04/2012	Pantalones	4	1	C	2	2	99,5	40,5	72,5	73,5	75	75	71	66,5	66	63,5	58	59	23,5	44	18,2				9,9	66
17/04/2012	ZEPA W	4	1	C	2	2	98	39,3	72	73	75	75,5	73	68	62	61	58,5	62,5	24,6	45,3	19,6				9,6	61
17/04/2012	ZEPA E	4	1	C	3	2	100	43,1	72	75,5	77	77,5	75	65,5	64,5	64	62,5	64	23,6	44,5	18,3				8,4	65,5
24/04/2012	ZEPA E	4	1	C	3	2	99	44,7	72	74	75	76	72	65,5	62,5	61,5	60	62	24	42,6	18,3				8,9	61
24/04/2012	ZEPA E	4	1	C	0	2	100	44,3	74	75	77	77,5	75	68,5	64,5	63	60,5	63	23	45,1	20,3				9	65

Fecha	Localidad	Edad	Sexo	P	G	M	Ala	Peso	P9	P8	P7	P6	P5	P4	P3	P2	P1	S1	Tarso	Cabeza	Culmen	P-CR	P-AL	P-AN	Uña	Cola
24/04/2012	ZEPA E	4	1	C	2	2	102	41,8	74	75	77,5	75	75	69,5	68	64,5	64,5	66	25,2	45,9	20,8				10,1	63
25/04/2012	ZEPA N	4	1	C	1	1	101,5	39	72	75	77	77,5	77	70	67,5	66	61	65	24,5	44,3	18,7				8,8	66,5
25/04/2012	ZEPA N	4	1	C	1	2	105	42	77	79,5	80,5	82,5	79	71	68	68	66	67	24,7	46,1	19,8				9,5	67,5
25/04/2012	ZEPA N	4	1	C	0	1	100	39,6	74,5	76	77	78	75	69	65	64	62,5	65	24,6	45,4	20,9				10,4	66
23/05/2012	Los Medianeros	4	1	C	3	1	101	42,5	77	79,5	81,5	82,5	79	71	67,5	65	63	66	24,1	46,2	19,7				8,9	68
23/05/2012	Los Medianeros	4	1	C	0	2	105	38,1	76	77,5	80,5	R	R	69	68,5	65,5	65,5	67	25,6	45,9	21,9				6,1	R
24/05/2012	ZEPA E	4	1	C	0	2	98	40,9	69	72	74,5	73	72,5	65	64	62	62	63,5	24,1	44,9	20,5				9,4	62
24/05/2012	ZEPA E	4	1	C	1	1	101	41,1	75,5	77	78,5	80	R	70	68	66,5	65	65,5	24,9	43,8	18,3				8,5	65
25/05/2012	ZEPA W	4	2	3	0	2	92	41,1	66	68,5	70	70	69	64,5	61	60	59	59	23,6	43,1	18,1				10,1	55
06/05/2013	ZEPA Embid	4	1	C	3	2	98,5	42,9	71,5	77,4	75,5	75	74,5	63,5	62	62	59	61,5	25	43,7	19,8				8,7	67
08/05/2013	ZEPA E	4	1	C	1	2	103	41,2	74,5	78	79,5	80,5	78	71	68	65	66	64	24,4	44,2	19				9,4	64
08/05/2013	ZEPA W	4	1	C	2	2	95,5	39,8	69,5	72	74	74,5	71	65,5	63	63	62	61,5	22	43	19,2				8,5	62
09/05/2013	ZEPA E	4	1	C	2	1	103	38,5	76	78	79	79	R	69	66	65	65	65	25,7	40,8	18,3				9	63,5
23/05/2013	Pantalones Sur	4	1	C	1	2	102	43,5	75	76,5	78,5	78	76	72	68	66	65	66	25,6	46,3	20,4				10	65
23/05/2013	Pantalones Sur	4	1	C	1	2	103	42,1	72	81	80	80,5	R	72	69	68	65	65	23,6	46	20				9,7	65
24/05/2013	ZEPA Embid	4	1	C	0	2	100	35,1	70	72,5	75,5	75	72	75	70	68	64	63	20,6	44,5	20,6				7,3	60
28/05/2013	Los Medianeros	4	1	C	3	2	99	44	74,5	75	77	76,5	76,5	69	66,5	65	63	64	24,8	46,3	20				9,4	65,5
29/05/2013	ZEPA E	4	1	C	0	1	100	38,8	74,5	75,5	77	77	75	69,5	67	64	62	62,5	24,4	44	18,3				7,2	63
30/05/2013	ZEPA Embid	4	1	C	0	1	101	41,2	74	76	77	R	R	66	66	65	65	64	25	44,7	19,2				8,8	66
30/05/2013	ZEPA Embid	4	1	C	3	1	98	37,5	72	74	74,5	75	72	66	63,5	63	59	61	24	44,5	19,5				8,9	64
07/05/2014	ZEPA W	4	1	C	0	1	100		75	75,5	78	78,5	74,5	69	65	64	61	64,5	24,2	44,5	20				9,7	65

Fecha	Localidad	Edad	Sexo	P	G	M	Ala	Peso	P9	P8	P7	P6	P5	P4	P3	P2	P1	S1	Tarso	Cabeza	Culmen	P-CR	P-AL	P-AN	Uña	Cola
13/05/2014	ZEPA Embid	4	1	C	0	1	102		74	76	78	78		68	65	64,5	63	66	24,3	45	21				9,8	66
14/05/2014	ZEPA Embid	4	1	C	0	1	103		74	76	79	78	75	67,5	67	64	63	66	23	43,6	20,4				8,8	64
14/05/2014	ZEPA Embid	4	1	C	0	1	100		75	76	77	77		68	64,5	64	62	64	24	43	20,3				10,1	63
14/05/2014	Pantalones Norte	4	1	C	2	1	100		77	78	78	80	76,5	74	66	65	63,5	65	23,9	43,1	18,7				8,6	64
16/06/2014	ZEPA Embid	3	0	0	1	1	95		68	69	70	69	66	60	58	59	56	59	23,1	43,5	19,5				9	56
22/04/2015	ZEPA Embid	4	1	C	1	2	98,5		72,5	75	76	76	73	66	64	63	62	63	23,6	44,3	20,9				9	62
22/04/2015	ZEPA Embid	4	1	C	0	1	103		76	77	79	79	78	70	67	66	65	66	23	45,4	20,6				9,5	65
24/04/2015	ZEPA Embid	4	1	C	1	1	99		74	75	76,5	78	75	69	64	63	61	63	23,5	45,3	20,9				7,6	61
05/05/2015	ZEPA Embid	4	1	C	2	2	99	43	72	73	75	76	R	68	64	64	62	63	23,5	43,3	19,2	23,2	5,9	7,3	9,1	63
06/05/2015	ZEPA W	4	1	C	0	1	98	41	71	74	75	75	73	65	62	61	60	63	24	43,6	20,4	23,5	6,4	8,1	9,6	60
07/05/2015	ZEPA W	4	1	C	0	1	109	42,8	77	78	79	80	77	70	66	65	64	65	24	43,8	21	24,1	7,1	8,1	9	65
09/05/2015	ZEPA W	4	1	C	0	1	100	43,1	74,5	R	R	R	R	68	65	65	63,5	65	23,4	44	20,3	23,2	6,6	7,3	9	64
19/05/2015	El Hoyo de San Gil	4	1	C	3	2	98,5	47,1	74	75	R	R	R	68	65	64	63	63	23,5	43	20	24	6,1	8	9,1	62
20/05/2015	ZEPA W	4	1	C	0	1	98	43,2	75	76	77	R	R	68	64	63	63	65	25	41,9	19,6	23	6,7	8,8	10,6	65
20/05/2015	ZEPA W	4	1	C	0	1	99	38,9	74,5	76	76	R	R	68	66	65	64	64	25	43,5	20	23,2	6,6	7,1	8,4	64
20/05/2015	ZEPA W	4	1	C	1	1	101	41,2	77	79	79	R	R	71	68	66	65	66	24,5	43,3	20	24	6,2	8	10	66
20/05/2015	ZEPA E	4	1	C	1	1	99	40,8	71,5	74	75	73	69	65	65	64,5	63	65	23,9	44	20	24,5	6,6	8,3	8,5	62
20/05/2015	ZEPA E	4	1	C	1	1	103	44,2	75	77	80	78	75	69	66	66	65	65	24,6	46,2	21,2	25	6,3	7,6	12	65
21/05/2015	ZEPA E	4	1	C	0	1	101	42,2	71	75	77	77	R	67	67	R	64,5	65	22,9	45	21	24,2	6,5	7,1	9	63
09/06/2015	ZEPA Embid	4	1	C	0	1	100		75	76	77	76	74	70	66,5	65	63	65	24	46	20,5	25,1	6,4	7,6	10,1	63
16/06/2015	ZEPA W	4	1	C	0	1	105		78	79	80	80	76	70	66	65	65	67	23,6	44,2	20,9	24,1	6,7	8,2	9,3	66

Fecha	Localidad	Edad	Sexo	P	G	M	Ala	Peso	P9	P8	P7	P6	P5	P4	P3	P2	P1	S1	Tarso	Cabeza	Culmen	P-CR	P-AL	P-AN	Uña	Cola
18/05/2016	ZEPA Embid	4	1	C	0	1	99		72	73	73	73,5	72	67	64,5	63	62	62	23,5	41	19,9	24,5	6,8	8,2	8	64
24/05/2016	ZEPA E	4	1	C	2	1	98	37,3	70	74	75,5	77	74	68	64	63,5	63	65	23,9	42	19,6	23,3	7,2	7,7	9,2	63,5
25/05/2016	ZEPA W	4	1	C	0	1	100,5	38,4	75	77	78	77,5	74	69,5	66	64,5	63	65	23,6	45,6	20,6	24	6,5	7,8	9,4	65
25/05/2016	ZEPA W	4	1	C	0	1	100	39,1	74	75	76,5	77	74,5	67	63,5	63	61,5	62	23,2	44,7	20,6	24	6,6	7,3	10	63
25/05/2016	ZEPA W	4	1	C	0	1	100	37,7	72	76	77	77	75	66,5	64	63	62	65	23	45,4	20,5	25,3	6,1	6,8	8,7	66
25/05/2016	ZEPA W	4	1	C	0	1	99	39	74	75	76	76	74	68	65	64	63,5	64	23,5	43,7	19,8	23,2	6,2	6,8	10,4	64
31/05/2016	ZEPA E	4	1	C	0	1	99		73	74	75	76	74	67	63	60,5	59	62	22,4	45	19,9	23,2	6	7,2	8,9	64
01/06/2016	La Cañada	4	1	C	0	1	100		77	78	79	79	75,5	70	67	65	64	66,5	23	45	20,5	24,3	5,9	7,1	9	67
10/06/2016	ZEPA W	4	1	C	0	1	98		72	74	75	76	68	67	65	64,5	62	63	20,9	46	20,5	24,9	6	7,4	10	61

7.2 Resultados de los muestreos de artrópodos mediante trampas pit-fall durante la primavera

	Total
<i>Tenthryia sp.</i>	183
<i>Pimelia sp.</i>	15
<i>Blaps sp.</i>	11
<i>Opatrum sp.</i>	26
<i>Asida sp.</i>	22
<i>Tenebrionidae</i>	12
<i>Onthophagus sp.</i>	24
<i>Rhizotrogus sp.</i>	3
<i>Aphodidae</i>	1
<i>Gymnopleurus flagellatus</i>	6
<i>Bolbelasmus gallicus</i>	1
<i>Berberomeloe majalis</i>	7
<i>Carabus lusitanicus</i>	2
<i>Cicindela maroccana</i>	1
<i>Iberozabrus gr. curtus</i>	1
<i>Carabidae sp.</i>	1
<i>Staphilinidae</i>	3
<i>Lampiridae</i>	1
<i>Coccinella septempunctata</i>	1
<i>Iberodorcadion sp.</i>	1
<i>Histeridae</i>	8
<i>Curculionidae</i>	11
<i>Coleóptero indeterminado</i>	1
<i>Formicidae</i>	488

	Total
<i>Mutillidae</i>	1
<i>Sphecidae Ammophilinae</i>	1
<i>Apis mellifera</i>	1
<i>Himenoptera</i>	2
<i>Asilidae</i>	1
<i>Diptera</i>	37
<i>Achette sp. (cf.)</i>	1
<i>Grillus sp.</i>	1
<i>Acrididae</i>	48
<i>Cercopidae</i>	1
<i>Miridae</i>	13
<i>Reduviridae</i>	1
<i>Microlepidoptero</i>	4
<i>Neuroptera</i>	1
<i>Blattodea</i>	1
<i>Archaeognata</i>	7
<i>Collembola</i>	7
<i>Eressus cinnabarinus</i>	1
<i>Lycosidae</i>	3
<i>Arachnida</i>	55
<i>Phalangida</i>	2
<i>Omatoiulus rutilans</i>	2
<i>Psammodromus hispanicus</i>	3
	1.024

7.3 Resultados de los muestreos de artrópodos mediante trampas específicas para la captura de coprófagos durante la primavera

	Total
<i>Tenthyria sp.</i>	4
<i>Pimelia sp.</i>	1
<i>Blaps sp.</i>	2
<i>Onthophagus sps.</i>	76
<i>Rhizotrogos sp.</i>	1
<i>Aphodidae</i>	155
<i>Gymnopleurus flagellatus</i>	7
<i>Histeridae</i>	1
<i>Bubas bubalus</i>	17
<i>Carabus lusitanicus</i>	1
<i>Curculionidae</i>	1
<i>Staphilinidae</i>	123
<i>Lampiridae</i>	1
<i>Formicidae</i>	52
<i>Diptera</i>	3.650
<i>Achette sp. (cf.)</i>	1
<i>Archaeognata</i>	6
Larva indeterminada	1
<i>Lycosidae</i>	1
<i>Arachnida</i>	9
	4.110

7.4 Recopilación de trabajos publicados a partir de esta tesis doctoral

Open Journal of Ecology, 2016, 6, 517-528
Published Online August 2016 in SciRes. <http://www.scirp.org/journal/oje>
<http://dx.doi.org/10.4236/oje.2016.69049>



Floristic, Structural, and Conservation Analysis of the Habitats Occupied by Dupont's Lark, *Chersophilus duponti*, in the Northwest Edge of Its Distributional Range

Juan Luis Aguirre, Carlos Talabante, Alejandro Aparicio, Manuel Peinado

Cátedra de Medio Ambiente, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, Madrid, Spain
Email: juan.l.aguirre@uah.es

Received 25 May 2016; accepted 7 August 2016; published 10 August 2016

Copyright © 2016 by authors and Scientific Research Publishing Inc.
This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).
<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

Abstract

This paper describes and analyzes floristic, structural and conservation features of the shrubland occupied by *Chersophilus duponti* in the northwest corner of its world distribution range. This study relates the coverage, floristic composition with estimated lark density in the area. We identified four types of shrublands, three of them varied significantly in floristic composition for the habitats of this species in contrast with those of their world distribution: *Cistus ladanifer* scrubs; heaths dominated by Ericaceae, and scrubs dominated by the genera *Lavandula*, *Thymus* and *Cytisus*. The fourth type, dominated by aromatic chamaephytes and grass, fits descriptions of the bird's typical habitat. The areas sampled are subject to different categories of threats, the most significant being the natural succession process due to the cessation of grazing, reforestation measures and the use of flat areas for farmlands or other uses. The density of larks in this area was directly related to coverage-composition of plant community.

Keywords

Alaudidae, Passerine Birds, Vegetation-Birds Relationships, Steppe Birds, Conservation Status

1. Introduction

Among the steppe birds with current population decline are several members of the family Alaudidae [1]. Although the reasons for their demise are varied, the majority of larks are highly sensitive to modifications to their habitats [2]. When designing management measures to protect decreasing bird or other populations, a good knowledge of the habitat requirements of each species is essential.

How to cite this paper: Aguirre, J.L., Talabante, C., Aparicio, A. and Peinado, M. (2016) Floristic, Structural, and Conservation Analysis of the Habitats Occupied by Dupont's Lark, *Chersophilus duponti*, in the Northwest Edge of Its Distributional Range. *Open Journal of Ecology*, 6, 517-528. <http://dx.doi.org/10.4236/oje.2016.69049>

Caracterización del hábitat de la alondra ricotí (*Chersophilus dupontii*) en la provincia de Zamora (Castilla y León, España)



Carlos Talabante, Alejandro Aparicio, Juan Luis Aguirre y Manuel Peinado

Cátedra de Medio Ambiente. Facultad de Ciencias de la Vida. Universidad de Alcalá. medio.ambiente@uah.es

Resumen

La caracterización del hábitat es una herramienta básica para el conocimiento de la ecología de cualquier especie. El caso de la alondra ricotí (*Chersophilus dupontii*) es el de una especie especializada en los hábitats de matorral. En este trabajo se describen varios tipos de matorral ocupados por la alondra ricotí en la provincia de Zamora que no se tiene constancia que sean usados por la especie en ningún otro lugar de su área de distribución. Se realizaron 20 inventarios de las comunidades vegetales con presencia conocida de alondra ricotí, los cuales se hicieron siguiendo la metodología fitosociológica sigmatística. Fueron identificadas tres comunidades vegetales principales: los jarales, los brezales y esplegares con genistas. Estos tipos de hábitat no son ocupados, que se conozca, por la alondra en otras áreas de su distribución peninsular. El que aparezca en estos tipos de hábitats hace posible la presencia de la alondra en otros ambientes semejantes. Por ello, sería interesante invertir esfuerzo en la búsqueda de nuevas poblaciones en zonas poco muestreadas y con características parecidas a la descrita.



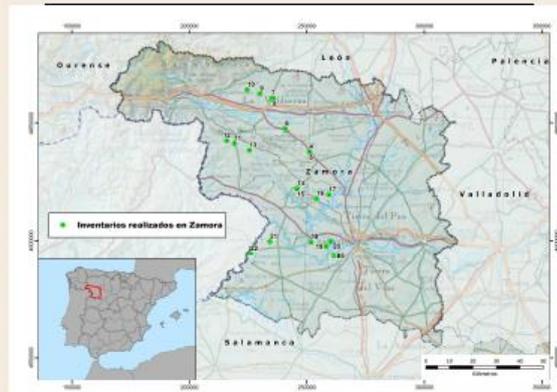
▲ Ejemplar de alondra ricotí (*Chersophilus dupontii*) cantando en su hábitat típico: el matorral de caméfitos de baja altura

Introducción y objetivos

El grupo de las aves esteparias y de medios abiertos es el que más ha visto decrecer sus efectivos poblacionales en los últimos años. El motivo principal es el cambio en los usos del suelo y la conversión de los mismos a medios agrícolas. Una de las especies más afectadas por este motivo es la alondra ricotí. Esta especie habita zonas de matorrales abiertos de caméfitos pero presenta algunas poblaciones en la provincia de Zamora que se han detectado en comunidades vegetales muy distintas a las habituales.

Esta especie actualmente presenta un marcado declive poblacional. Por ello, es necesario mejorar el conocimiento de determinados campos de su biología, como la selección del hábitat. Los objetivos de este estudio son los siguientes:

1. Describir los tipos de hábitats ocupados por la alondra ricotí en la provincia de Zamora según la bibliografía, (Suárez, F. & Garza, V. 2007)
2. Agrupar estas localidades usando una metodología de clasificación jerárquica para determinar las comunidades vegetales



▲ Puntos de muestreo para la caracterización del hábitat de la alondra ricotí en Zamora

Póster presentado en el XXII Congreso Español de Ornitología (promovido por SEO/BirdLife) celebrado en Madrid en 2014. Talabante, C., Aparicio, A., Aguirre, J.L. y Peinado, M. 2014. Caracterización del hábitat de la alondra ricotí (*Chersophilus dupontii*) en la provincia de Zamora (Castilla y León, España), en XXII Congreso Español de Ornitología.

Protocolo de muestreo y estudio de los ectoparásitos en la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*)

Carlos Talabante, Alejandro Aparicio, Juan Luis Aguirre y Manuel Peinado
Cátedra de Medio Ambiente, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá,
28871 (Alcalá de Henares)

Introducción

El estudio de los ectoparásitos es esencial para entender las relaciones ecológicas que una especie mantiene con su medio, así como para entender la evolución genética de la misma. Hasta el momento no se han sido estudiados los ectoparásitos de la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*), por lo que estudios como el presente, suponen un esfuerzo importante de cara a comprender mejor la biología de una especie tan amenazada como la propia alondra. Este trabajo muestra el protocolo seguido para la recogida y estudio en campo y en laboratorio de los ectoparásitos de la alondra ricotí, con el fin de mostrar una línea de trabajo que ayude a mejorar el conocimiento de la especie.



1. Ejemplar de alondra ricotí (*Chersophilus duponti*)
2. Búsqueda de ácaros en las plumas del ala.
3. Recogida de malófagos en un ejemplar de ricotí.

Protocolo de recogida de parásitos

Los malófagos (piojos masticadores) y las moscas de las plumas se recogen mediante búsqueda activa sobre el propio ave. Para ello se recomienda el uso de pinzas entomológicas de punta fina con el fin de buscar los ectoparásitos entre las plumas y poder recogerlos posteriormente. Los ácaros se localizan directamente sobre las plumas de vuelo del ave. En todos los casos los ejemplares se conservan en tubos Falcon de 10 ml con etanol de 70°.

Protocolo de estudio en laboratorio

Los ejemplares recogidos en campo y conservados en etanol se estudian posteriormente en laboratorio. La identificación a nivel de género o especie se realiza mediante el uso de lupas binoculares o microscopio óptico, según el caso de la muestra. Para la identificación de los diferentes taxones se requiere el estudio detallado de la quetotaxia de los ejemplares (disposición de las sedas en el cuerpo del espécimen), así como otros caracteres morfológicos determinantes de cada grupo.

Resultados preliminares

Actualmente los datos preliminares apuntan a una elevada carga ectoparasitaria en determinadas subpoblaciones de alondra ricotí. En todas las subpoblaciones estudiadas la presencia de moscas de las plumas es escasa y prácticamente anecdótica. En el caso de los ácaros y los malófagos, la carga parasitaria supera el 50% de los ejemplares en determinadas subpoblaciones. No obstante es necesario seguir investigando en esta línea de estudio, con el fin de solucionar más aspectos de la biología de la alondra ricotí y su relación con los ectoparásitos.

Talabante, C., Aparicio, A., Aguirre, J.L. y Peinado, M. 2015b. Protocolo de muestreo y estudio de los ectoparásitos en la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*). En: Rivas, J.M., Rojo, M. and González, C. (eds.) 2015. Libro de resúmenes del I Workshop Nacional Alondra ricotí. Estación Ornitológica de Padul. Padul. Granada.

Comunicación Oral 5.

AVANCES EN EL ESTUDIO DE LA ALIMENTACIÓN DE ADULTOS DE ALONDRA RICOTÍ (*CHERSOPHILUS DUPONTI*) Y LA IMPORTANCIA DE LOS ESCARABAJOS COPRÓFAGOS.

Carlos Talabante Ramírez, Alejandro Aparicio Valenciano, Juan Luis Aguirre Martínez,
Manuel Peinado Lorca
Cátedra de Medio Ambiente, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de
Alcalá, 28871, Alcalá de Henares (Madrid)
E-mail: carlos_talabante_ramirez@yahoo.es

La dieta de la alondra ricotí (*Chersophilus dupontii*) ha sido poco estudiada hasta ahora, centrándose la mayoría de los trabajos en la alimentación de los pollos. Este trabajo pretende aportar algunos datos sobre un estudio que se está desarrollando en las parameras de la Comarca del Señorío de Molina (Guadalajara) sobre la alimentación de los adultos. La alimentación se estudió mediante el análisis de excrementos y de la observación de los adultos alimentándose en campo. Los ejemplares presa que observamos que fueron objeto de depredación en campo por los adultos de alondra se identificaron in situ a nivel de género o de especie. El otro sistema de identificación ha sido a partir de los restos encontrados en los excrementos de las aves, que fueron identificados y clasificados anatómicamente según el taxón (artejos locomotores, pronotos, prosomas, etc.). Estos restos fueron usados para identificación de los distintos taxones, llegándose a nivel de género o especie siempre que ha sido posible. Los resultados preliminares de este estudio apuntan a un elevado consumo de artrópodos epigeos, principalmente en sus estados imaginales. De ellos, un elevado porcentaje se corresponde con coleópteros epigeos de hábitos coprófagos. Las especies identificadas presentan cierta predilección por los excrementos de mamíferos que tengan un bajo contenido hídrico, lo que en la zona de estudio se corresponde principalmente con heces de ganado ovino y lagomorfos. Es por ello que se intuye una cierta relación entre la presencia de estos mamíferos y la de la alondra ricotí, teniendo en este caso como nexo de unión a los coleópteros coprófagos. Sin embargo, son necesarios más estudios para llegar a conclusiones claras sobre la relación entre la presión sobre el medio de estos mamíferos, la calidad estructural del hábitat y la dieta de las alondras.