

Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva

Universitat de València

Programa de doctorado en Biodiversidad y Biología Evolutiva



VNIVERSITAT  
DE VALÈNCIA

# **El declive de las poblaciones de aves granívoras en medios agrícolas en el este de la Península Ibérica**

Tesis doctoral presentada por

Carmen Vives-Ferrándiz Sánchez

2015

Dirigida por

José Antonio Gil-Delgado Alberti



Tesis titulada “El declive de las poblaciones de aves granívoras en medios agrícolas en el este de la Península Ibérica” presentada por Carmen Vives-Ferrándiz Sánchez para optar al grado de Doctora en Ciencias Biológicas por la Universitat de València.

Firmado: Carmen Vives-Ferrándiz Sánchez

Tesis dirigida por el Doctor en Ciencias Biológicas por la Universitat de València, JOSÉ ANTONIO GIL-DELGADO ALBERTI.

Firmado: José A. Gil-Delgado Alberti

Profesor Titular de Ecología del Departamento de Microbiología y Ecología e investigador del grupo de Vertebrados Terrestres del Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva de la Universitat de València



*A mis padres*



# Agradecimientos

Esta tesis tiene sus inicios hace ya algunos años. El primer contacto con los estudios ecológicos de aves lo tuve siendo todavía estudiante, cuando en el año 2000, un par de años antes de finalizar mis estudios de licenciatura, comencé a colaborar en los estudios que José A. Gil-Delgado llevaba a cabo en los huertos de naranjos de Sagunto sobre las poblaciones que allí criaban. Una vez acabada la licenciatura, los estudios de posgrado me permitieron continuar con mis inquietudes respecto a la ecología y la ornitología, por lo que el planteamiento de esta tesis surgió de una forma natural. Ha sido un periodo largo hasta su finalización, por lo que muchas son las personas que en todos estos años, de alguna manera, han formado parte de ella. A todos ellos, gracias.

En primer lugar, agradecer a José Antonio Gil-Delgado su incondicional ayuda a la hora de realizar esta tesis doctoral, especialmente, por poder trabajar con largas series de datos, por su dedicación y disponibilidad continuas y por compartir con generosidad intelectual sus conocimientos y entusiasmo. No sólo ha sido un director de tesis; además, consolidó mi interés por la ornitología.

Especialmente gracias a todos aquellos que en algún momento de las épocas de cría han ido a la parcela de naranjos de Sagunto a buscar nidos. Con muchos no coincidí, pero con muchos otros sí que lo he hecho y he compartido muchas horas de búsquedas bajo el sol implacable de Sagunto: Jaime, Aina, Maru, Nuria, Adrià, Rosa, Carme, Audrey, pero especialmente gracias a Eva y a Mariadela, con quienes compartir momentos más allá de las búsquedas de nidos ha sido y es vital. Gracias Eva, por seguir compartiendo pasiones e inquietudes conmigo también en tantos otros ámbitos.

Gracias a todos mis amigos, por los ánimos e interés mostrados siempre. A Jara y a David por la ayuda prestada en los últimos momentos. Y especialmente a Jose, por creer firmemente en mis capacidades, y cuyos ánimos, apoyo y ayuda continua han sido fundamentales.

Por último agradecer a mi familia, a mi madre y hermanos, el apoyo en todo lo que llevo a cabo.





# Índice

**Índice** (p. 1).

**Resumen** (p. 3).

**Abstract** (p. 4).

**Introducción general** (p. 5).

Aves de áreas agrícolas y el declive de sus poblaciones (p. 5).

Aves granívoras ligadas a medios agrícolas: gorrión común, jilguero europeo y verderón común (p. 7).

Justificación de la temática y objetivos (p. 9).

**Capítulo I.** Tendencia decreciente de una población de gorrión común *Passer domesticus* en los naranjales del este de España (p. 19).

**Capítulo II.** Evaluación del declive poblacional del gorrión común *Passer domesticus*: efectos de las prácticas agrícolas y ganaderas en la provincia de Teruel (p. 43).

**Capítulo III.** La estación reproductora del jilguero europeo y del verderón común: ¿afecta el incremento de la temperatura a su comienzo en climas cálidos? (p. 61).

**Capítulo IV.** Seasonal clutch size variation of multi-brooded bird species: comparisons between breeding season and latitudes (p. 81).

**Capítulo V.** The nestling diet of greenfinch *Carduelis chloris* in orange groves of eastern Spain (p. 97).

**Capítulo VI.** Éxito reproductor y productividad del jilguero europeo y del verderón común en los naranjales de Sagunto (p. 115).

**Capítulo VII.** Tendencias poblacionales del verderón común y del jilguero europeo en los naranjales del este de España (p. 131).

**Resumen global** (p. 147).

Resumen ampliado (p. 147).

Discusión (p. 152).

**Conclusiones generales** (p. 157).

**Anexos** (p. 161).

Anexo I (p. 161).

Anexo II (p. 208).

Anexo III (p. 211).

# Resumen

Se estudian las tendencias poblacionales de tres especies de aves granívoras, el gorrión común (*Passer domesticus*), el jilguero europeo (*Carduelis carduelis*) y el verderón común (*Carduelis chloris*), las cuales nidifican en un área agrícola dedicada al cultivo de naranjos en el este de la Península Ibérica. De forma complementaria, también se estudian la abundancia de gorrión común en la provincia de Teruel y las poblaciones reproductoras de verderón común en otras áreas agrícolas situadas en Castellón, Valencia y Alicante. Se analizan los aspectos de la ecología reproductiva de las dos especies de carduelinos: inicio de la estación reproductora, variación estacional del tamaño de puesta, dieta de los pollos del verderón común, éxito reproductor y productividad.

Los resultados obtenidos muestran variaciones poblacionales de las tres especies que corresponden a tendencias poblacionales negativas en un periodo de 41 años. Ninguna de las tres especies se reproduce en los últimos años del periodo de estudio en los huertos de naranjos controlados. Estas extinciones locales podrían tener sus causas en los cambios en el manejo agrícola de los huertos que forman el área de estudio, al disminuir la disponibilidad de alimento, pues las especies de plantas que forman parte de las dietas de los pollos de los carduelinos son muy escasas o estaban ausentes a finales de los años 90 del pasado siglo. Los resultados obtenidos para el gorrión común en la provincia Teruel muestran la relación de la especie con superficies de cultivos herbáceos. Por otro lado, las poblaciones reproductoras de verderón común son más abundantes en áreas donde los manejos agrícolas son tradicionales. Ambos resultados apoyan la idea de la relación entre los recursos alimentarios y el declive de estos recursos por las nuevas prácticas agrícolas.

Además, los aspectos reproductivos estudiados para las poblaciones de las dos especies de carduelinos, tienen implicaciones en el reclutamiento de pollos para las poblaciones nidificantes siguientes. No se encuentra un avance en el inicio de las temporadas reproductoras pese al aumento de temperatura registrado en el área de estudio, por lo que no podrían aumentar el número de intentos reproductores. Las poblaciones de ambas especies presentan una variación estacional de los tamaños de puesta que sigue un patrón de puesta múltiple y, cuando los inicios son tardíos, tienden al patrón de puesta simple para maximizar el número de descendientes. El éxito reproductor y la producción de volanderos han disminuido para ambas especies a lo largo del periodo de estudio. El número de volanderos no se ajusta al patrón del tamaño de puesta, por lo que las poblaciones de ambas especies no son capaces de predecir factores como la depredación o cambios drásticos en la disponibilidad de alimento.

# Abstract

The population trends of three granivorous species, House sparrow (*Passer domesticus*), European goldfinch (*Carduelis carduelis*) and European greenfinch (*Carduelis chloris*), that breed in an agricultural area of orange groves in eastern Spain, were investigated. Moreover, the abundance of the House sparrow in the province of Teruel and the breeding populations of the European greenfinch in other agricultural areas of eastern Spain were also surveyed. Aspects of the breeding ecology of both cardueline species were researched: onset of the breeding season, seasonal variation of clutch size, nestling diet of the European greenfinch, breeding success and productivity.

The results show that variations in all three breeding populations occurred during the last 41 years in the orange groves of eastern Spain. The population trends were negative and none of the species breeds nowadays in the area surveyed. The causes of these local extinctions could be changes in the agricultural management of the orchards that belongs to the study area. These changes could affect the food availability since the seed-bearing plants used to feed the nestlings of both cardueline species, were scarce or not present in the study area at the end of the last century. Regarding the House sparrow, the results of the province of Teruel show the importance of the surfaces dedicated to cereal, leguminous, tubers, sunflowers and fallow lands. Also, the breeding populations of European greenfinch were more abundant in areas where the agricultural management does not include practices related to the intensification. Both results, suggests that food supply, modified due to changes in the agricultural practices, could lead to declines in the populations.

Moreover, the breeding aspects of the cardueline species have consequences on the recruitment of individuals to the next breeding populations. An advance in the onset of the breeding season was not found, despite the increased temperatures in the study area; hence, the number of breeding attempts cannot be increased. Both species present a seasonal variation of the clutch size typical of multi-brooded species; nevertheless, when the breeding season starts late, the single-brooded pattern was detected. The breeding success and the productivity have decreased during the study period. The seasonal variation of the number of fledglings is not similar to the variation of the clutch size; this difference suggests that predation and drastic changes in food availability are not predicted.

# Introducción general

## Aves de áreas agrícolas y el declive de sus poblaciones

En la última década del siglo XX numerosos y continuos estudios coincidían en alertar del declive de las poblaciones de aves ligadas a medios agrícolas de Europa occidental. Este declive sitúa sus inicios en la década de los años 70, poniéndose de manifiesto su relación causal con los cambios sufridos en la agricultura como consecuencia de su intensificación, tal y como muestran varios estudios (Crick *et al.*, 1994; Tucker y Heath, 1994; Fuller *et al.*, 1995; Panek, 1997; Wilson *et al.*, 1997; Siriwardena *et al.*, 1998; Chamberlain y Crick, 1999; Donald *et al.*, 2001, 2006; Siriwardena *et al.*, 2001; Vickery *et al.*, 2001; Newton, 2004). Las aves que habían colonizado las áreas cultivadas se tuvieron que enfrentar a cambios que distorsionaban las condiciones en las que tenían lugar sus procesos reproductores. Estos cambios en el manejo agrícola estaban promovidos por la Política Agraria Común (PAC), una de las políticas más antiguas de la Unión Europea que, con su implantación en 1962, buscaba el aumento de la productividad con el objetivo de suplir la escasez de alimento que caracterizaba la Europa Occidental desde la década de los años 50 (Comisión Europea, 2015).

Los cambios en las áreas cultivadas varían entre países y/o tipos de cultivo, pero a nivel general se pueden englobar en: i) incremento en el uso de agro-químicos, como pesticidas y herbicidas; ii) cambios en los sistemas de riego; iii) reducción de las superficies no cultivadas; iv) aumento de la superficie de monocultivos; v) cambios en los tiempos de las cosechas (Newton, 2004). Así, la intensificación agrícola consta de varios componentes que pueden variar temporal y espacialmente y, que pueden afectar a las especies de forma diferente (Chamberlain *et al.*, 2000; Newton, 2004). También la intensidad de cambio difiere entre países debido a los diferentes sistemas políticos, pues estos repercuten en las condiciones agrícolas. Por ejemplo, en los países fundadores de la Unión Europea la intensidad del cambio es mayor que en los países que se fueron añadiendo con posterioridad, hasta incluir a los países del este donde la producción por hectárea es menor (Donald *et al.*, 2001).

Las causas de dichos declives se pueden dividir en factores externos relacionados con los cambios en el manejo agrícola: disminución en la disponibilidad de alimento, pérdida de lugares para la nidificación, pérdida de hábitat, aumento de la depredación; y ecológicos y demográficos: supervivencia y éxito reproductor (Siriwardena *et al.*, 2000b; Newton, 2004). Estos últimos factores son los que modulan directamente los cambios poblacionales y los que deben estudiarse en detalle pues difieren de unas especies a otras (Newton, 2004).

Se ha detectado un declive acusado para muchas especies, aunque para otras es moderado o, incluso hay poblaciones que se mantienen estables (Chamberlain *et al.*, 2000; Siriwardena *et al.*, 2000a; Gregory *et al.*, 2004; Newton, 2004). Por otra parte, hay especies que se han beneficiado de las nuevas condiciones (véase Donald *et al.*, 2006). En el Reino Unido, se ha detectado que las aves agrícolas especialistas muestran declives de sus poblaciones superiores a los de las especies generalistas (Robinson y Sutherland, 2002; Gregory *et al.*, 2004), y que estas tendencias decrecientes han sido particularmente severas en las especies granívoras (Chamberlain y Fuller, 2000; Siriwardena *et al.*, 2001; Donald *et al.*, 2006). De nuevo en el Reino Unido, las poblaciones de aves asentadas en los cultivos decrecen fundamentalmente en zonas donde estos son arados anualmente (Siriwardena *et al.*, 1998). Además, entre las aves granívoras, se ha encontrado que la causa principal de sus declives poblacionales se asocia a la disminución en la disponibilidad de alimento causada por el uso de herbicidas (Wilson *et al.*, 1999; Robinson y Sutherland, 2002; Newton, 2004), los cuales disminuyen la frecuencia de plantas que producen semillas, de las que se alimentan las aves granívoras y con las que también alimentan a sus pollos (Newton, 1972; Gil-Delgado y Guijarro, 2008). También los herbicidas eliminan las plantas que hospedan a artrópodos que forman parte de la dieta de los pollos de algunas especies de aves. Por ello, la disminución de la disponibilidad de alimento reduce la supervivencia y el éxito reproductor de estas aves (Boatman *et al.*, 2004).

En la literatura abundan los estudios que muestran los cambios en las poblaciones de aves ligadas a medios agrícolas del Reino Unido, relativos fundamentalmente a pastos y a cultivos de cereal (Chamberlain *et al.*, 2000; Chamberlain y Fuller, 2001; Vickery *et al.*, 2001). Otros estudios se centran en especies concretas ligadas a estos hábitats, como el triguero (*Miliaria calandra*) y la alondra común (*Alauda arvensis*) que son casos ampliamente estudiados en estas latitudes y en el contexto de los cambios poblacionales debidos a la intensificación de la agricultura (Chamberlain y Crick, 1999; Brickle *et al.*, 2000; Donald *et al.*, 2002). En el caso del triguero, la disminución de invertebrados para alimentar a los pollos como consecuencia del uso de pesticidas, se ha apuntado como la causa de la disminución de las poblaciones en el Reino Unido al disminuir el éxito reproductor (Brickle *et al.*, 2000). En el caso la alondra común, también en el Reino Unido, se ha detectado un declive poblacional desde los años 70 del siglo XX, siendo el más acusado en las zonas agrícolas (Chamberlain y Crick, 1999). En esta especie, el número de intentos reproductores por temporada (Chamberlain y Crick, 1999; Donald *et al.*, 2002) y la estructura de los cultivos (Chamberlain *et al.*, 1999) son factores más importantes que la disponibilidad de alimento para explicar sus bajas densidades.

En los declives poblacionales de aves agrícolas asociados a la intensificación de la agricultura, los mayores cambios tuvieron lugar desde finales de los años 70 hasta finales de los años 80-principios de los 90, coincidiendo con los cambios agrarios (Fuller *et al.*, 1995; Siriwardena *et al.*, 1998). La Unión Europea desarrolló en 1992 la Reforma de la PAC donde uno de los objetivos generales era la protección el medio ambiente; así, el conjunto de medidas de los llamados Programas Agro-ambientales, permitirían, en el marco de los problemas ambientales asociados a la PAC, revertir el declive de las poblaciones de aves ligadas a medios agrícolas (Comisión Europea, 2015).

## **Aves granívoras ligadas a medios agrícolas: gorrión común, jilguero europeo y verderón común**

### *El gorrión común*

El gorrión común (*Passer domesticus*) es una especie perteneciente a la familia Passeridae, de las cuales 6 se encuentran en Europa y cinco de ellas crían en la Península Ibérica (Del Hoyo *et al.*, 2009). En España es el ave más abundante (Carrascal y Palomino, 2008). Se encuentra ampliamente distribuida por todo el territorio y, estando ligada principalmente a zonas asociadas al hombre, sus mayores densidades se han registrado en las zonas urbanas rodeadas de medios agrícolas (Martí y Del Moral, 2003). Suele criar en grietas de asentamientos humanos; aunque también puede hacerlo fuera de esta asociación con el hombre, en roquedos o huecos de árboles. Además cría en las ramas de los árboles construyendo un nido cerrado (Gil-Delgado *et al.*, 1979; Summers-Smith, 1988; Tellería *et al.*, 1999). Es una especie básicamente granívora; el trigo y el maíz constituyen la mayor parte de la biomasa ingerida en las áreas agrícolas del centro y oeste de España, aunque también se ha descrito una pequeña fracción animal en su dieta (Tellería *et al.*, 1999). Sin embargo, los pollos son alimentados también con insectos (Summers-Smith, 1988; Cramp y Perrins, 1994).

En las últimas décadas se han descrito tendencias decrecientes de las poblaciones de gorrión común en el Paleártico occidental (Raven *et al.*, 2003; Eaton *et al.*, 2009; Węgrzynowicz, 2013). Sin embargo, aunque se han citado para diferentes territorios del continente europeo (Khrabryi, 2005; Stastny *et al.*, 2005; Muslow, 2006; Shaw *et al.*, 2008); existen territorios donde sus poblaciones son estables (Shaw *et al.*, 2008). En el Reino Unido las poblaciones de gorrión común también muestran un declive desde los años 70 del pasado siglo, tanto en áreas urbanas como agrícolas (Crick *et al.*, 2002; Summer-Smith, 2003; Gregory *et al.*, 2004; Robinson *et al.*, 2005). Se ha puesto de manifiesto el efecto de las actividades humanas en dichos declives, como los cambios en la estructura agraria y los nuevos

modelos de construcción, que afectan a la disponibilidad de alimento y a los lugares de nidificación (Chamberlain y Fuller, 2000; Robinson *et al.*, 2005; DeLaet y Summer-Smith, 2007).

También en España se ha observado este declive en el período 1998-2009, aunque moderado (SEO/BirdLife, 2010). Sin embargo, estudios detallados de las poblaciones nidificantes de aves en parques urbanos de la ciudad de Valencia muestran a esta especie como la que presenta el declive poblacional más pronunciado para una serie temporal de 15 años (Murgui, 2014).

### *Los carduelinos jilguero europeo y verderón común*

Los carduelinos son una subfamilia de aves de la familia Fringillidae (Del Hoyo *et al.*, 2010), que cuenta con 22 especies en Europa. En la Península Ibérica nidifican 11 de ellas, contando con *Bucanetes githagineus*, un colonizador reciente de procedencia norteafricana (Del Hoyo *et al.*, 2010). Con excepción de las especies forestales, las restantes especies de esta familia consiguieron adecuarse a los nuevos ambientes antropizados. Dos de ellas, el jilguero europeo (*Carduelis carduelis*) y el verderón común (*Carduelis chloris*), son comunes en los cultivos arbolados (Lack, 1971; Newton, 1972). Originalmente, estas dos especies nidificaban en los límites de las superficies forestales (Lack, 1971; Newton, 1972), y tenían sus áreas de alimentación en los ambientes más abiertos, dependiendo de plantas de las familias de las compuestas y las crucíferas. Así, tanto el jilguero europeo como el verderón común, necesitan árboles y arbustos de buen porte para establecer sus nidos y, además necesitan áreas abiertas para alimentarse y proporcionar alimento a sus pollos durante la época de cría (Newton, 1972). Ambas especies colonizaron las superficies agrícolas, pero también otros ambientes antrópicos: áreas rurales cultivadas, áreas urbanas y, parques y jardines, a lo largo de toda su área de distribución. Hoy en día, estos ambientes con mayor o menor grado de antropización constituyen las áreas en las que alcanzan densidades mayores (Lack, 1971; Newton, 1972; Cramp y Perrins, 1994). Entre las aves granívoras, los carduelinos representan una excepción, pues, mientras otras especies granívoras alimentan a sus pollos con alimento de origen animal, los carduelinos alimentan a sus pollos con alimento donde predominan las semillas (Newton, 1967, 1972; Gil-Delgado y Guijarro, 2008). Ambas especies anidan en colonias laxas, donde cada pareja defiende un pequeño territorio alrededor del nido y se alimentan donde la comida está disponible, pudiendo forrajear lejos de la colonia (Newton, 1972).

En el Reino Unido, en las últimas cuatro décadas del pasado siglo, en estas dos especies no se observan cambios en sus tamaños poblacionales tan drásticos como en otras; así, mientras la población del verderón común se mantiene estable, la del jilguero europeo muestra un pequeño declive (Chamberlain *et al.*, 2000; Siriwardena



*et al.*, 2000b). En esta última especie, la supervivencia, más que otros factores relativos a la productividad, parece ser importante en dicho declive (Siriwardena *et al.*, 2000a). En España, donde estas especies están presentes en medios agrícolas arbóreos (olivares y frutales del sur y este), la tendencia general para este grupo de aves agrícolas es un declive moderado en el periodo 1998-2009 (SEO/BirdLife, 2010). Sin embargo, un análisis detallado de las tendencias poblacionales de las diferentes especies de este grupo de aves en el mismo periodo, muestra un declive moderado de las poblaciones de jilguero europeo, pero un incremento moderado de las poblaciones de verderón común (SEO/BirdLife, 2010). No obstante, en parques urbanos de la ciudad de Valencia se han descrito tendencias poblacionales decrecientes para ambas especies en los últimos 15 años (Murgui, 2014).

## **Justificación de la temática y objetivos**

La mayoría de los estudios relativos a la disminución de las poblaciones en relación a cambios agrícolas se refieren principalmente al Reino Unido y, aunque recientemente se han llevado a cabo estudios relativos a estos procesos en otros países europeos (Fox, 2004; Wretenberg *et al.*, 2006, 2007; Reif *et al.*, 2008; Báldi y Batáry, 2011; Sanderson *et al.*, 2013), todavía no hay suficiente información acerca de las tendencias poblacionales en relación a la intensificación agrícola en la región Mediterránea, tampoco en la Península Ibérica. Es necesario conocer dichas tendencias en áreas meridionales donde las características biogeográficas son diferentes al resto del continente europeo y donde, además, las series largas de datos son escasas. La respuesta de las aves agrícolas al tipo de manejo agrícola difiere entre especies y áreas (Tucker y Heath, 1994; Donald *et al.*, 2001), por ello son necesarios estudios a lo largo plazo en diferentes partes de Europa para implementar adecuadamente las políticas agrarias dirigidas a potenciar la biodiversidad en cada área. También los estudios a largo plazo son necesarios para conocer los procesos y factores fundamentales que explican las tendencias y la dinámica de las poblaciones (Greenwood y Baillie, 1991; Perrins, 1991), especialmente cuando las variaciones poblacionales interanuales muestran patrones de tipo fluctuante, como ocurre en el caso de los carduelinos (Newton, 1972; Gil-Delgado y Catalá, 1989). Asimismo, estos estudios deben investigar los diferentes aspectos relacionados con la ecología reproductiva de las poblaciones de aves: factores endógenos y exógenos que influyen en la puesta (Immelmann, 1971; Perrins y Birkhead, 1983), entre los que se encuentran fundamentalmente los factores meteorológicos y la disponibilidad de alimento (Ricklefs, 1980, 2000; Perrins y McCleery, 1989; Both y Visser, 2005) y; por otro lado, factores que afectan al éxito reproductor, pues éste repercute en la incorporación del número de pollos a la población. Así, es necesario estudiar el efecto de la depredación y la disponibilidad de alimento.

Tanto el gorrión común como el jilguero europeo y el verderón común, son especies granívoras ligadas a sistemas agrícolas, que pertenecen al grupo de aves que nidificaba en los naranjales del este de la Península Ibérica (Gil-Delgado, 1981; Gil-Delgado y Catalá, 1989; Gil-Delgado *et al.*, 1991). El objetivo de esta tesis es explorar sus tendencias poblacionales e indagar en los aspectos de la ecología reproductiva de las dos especies de carduelinos, principalmente en esta área agrícola dedicada al cultivo del naranjo, ambiente que ha sufrido cambios en el manejo agrícola desde mediados de los años 70, cuando las poblaciones reproductoras eran más abundantes (Gil-Delgado *et al.*, 1979; Gil-Delgado y Catalá, 1989; Gil-Delgado *et al.*, 1991). Estos cambios son fundamentalmente la sustitución del riego por inundación por el riego por goteo y el uso de herbicidas en lugar de la roturación de la tierra. El riego por inundación consistía en inundar toda la superficie de los campos con una lámina de agua, mientras que el riego por goteo supone la implantación de un sistema que hace llegar el agua a cada naranjo, quedando el agua localizada en determinados puntos del huerto, en los alrededores de los pies de árbol. La roturación de la tierra, que ocurría hacia finales de la temporada reproductora, ya no se lleva a cabo porque las malas hierbas son eliminadas mediante el uso de herbicidas. Esta superficie de naranjos localizada en el municipio de Sagunto (en el este de la Península Ibérica) constituye el área de estudio principal de esta tesis; sin embargo, también se han incorporado otras áreas agrícolas del este de la Península Ibérica para tener una visión más holística de determinados procesos relacionados con las prácticas agrícolas.

En el capítulo I se presenta la tendencia poblacional del gorrión común en la parcela dedicada al cultivo de naranjos en el este de España y de la que hay una amplia información previa (Gil-Delgado y Escarré, 1977; Gil-Delgado, 1981; Barba *et al.*, 1995; Gil-Delgado y Lacort, 1996; Ponz *et al.*, 1996). La desaparición del gorrión común en esta área de estudio principal y dado la estrecha relación de esta especie con el ser humano, hizo que se plantearan nuevas hipótesis que sólo podían ser testadas en áreas donde se englobaran áreas agrícolas y ganaderas en estrecha relación con núcleos urbanos. La provincia de Teruel es un representante de estas condiciones y la obtención de financiación por parte del Instituto de Estudios Turolenses, mediante sus ayudas anuales de investigación, permitió estudiar en este contexto la abundancia de gorrión común en esta provincia y cuyos resultados son presentados en el capítulo II.

Los siguientes capítulos se centran en las dos especies de carduelinos, el jilguero europeo y el verderón común, estudiando los aspectos de la ecología reproductiva de las dos especies y sus tendencias poblacionales en los naranjales del este de la Península Ibérica. Así, los capítulos siguientes tratan aspectos relacionados con: i) el inicio de la estación de nidificación y su relación con las temperaturas (Capítulo III); ii) el tamaño de la puesta y su variación durante el avance de la

estación de nidificación (Capítulo IV); iii) la dieta de los pollos de verderón común (Capítulo V); iv) el éxito reproductor y la variación del número de volanderos durante la temporada reproductora, explorando su relación con la variación en el tamaño de la puesta (Capítulo VI); v) la tendencia de sus poblaciones desde 1975 hasta nuestros días. Puntualmente, y para profundizar en las poblaciones agrícolas de verderón común, se monitorizaron sus poblaciones en otras áreas agrícolas, diferentes a la principal y localizadas según un gradiente latitudinal desde el norte de Castellón hasta el norte de Alicante, en busca de cambios en sus poblaciones relacionados con el manejo agrícola (Capítulo VII).

Cuatro de los capítulos de esta tesis son artículos publicados, se presentan con cambios en el formato para homogeneizar la presentación de la tesis y se detalla la referencia bibliográfica al principio de cada uno de ellos. La copia original de estos artículos se encuentra en el anexo I. La relación de firmantes se estableció por orden alfabético excepto cuando la doctoranda es la primera firmante, pues se presentan los resultados obtenidos gracias a la ayuda de investigación concedida a título individual. Así, justificada la relación de firmantes, se cumple el número mínimo de tres artículos publicados para poder presentar la tesis en formato de compilación de publicaciones. Los capítulos que presentan resultados que todavía no están publicados actualmente también se presentan en formato artículo científico, para homogeneizar y facilitar la lectura de esta tesis.

Por presentar la tesis por compendio de publicaciones, cumpliendo el mínimo de tres artículos publicados, la tesis se estructura en: i) introducción general; ii) capítulos, entre los que se encuentran los artículos publicados; iii) resumen global formado por: un resumen ampliado, ya que parte de la tesis está redactada en inglés (capítulos IV y V) y discusión; iv) conclusiones finales; v) Anexos.

Las publicaciones que forman parte de esta tesis son:

- I. Gil-Delgado, J. A., Vives-Ferrándiz, C. y Tapiero, A. 2002. Tendencia decreciente de la población de gorrión común *Passer domesticus* en los naranjales del este de España. *Ardeola*, 49: 195-209.
- II. Gil-Delgado, J. A., Marco, E., Paredes, M. y Vives-Ferrándiz, C. 2005. Seasonal clutch size variation of multi-brooded bird species: comparisons between breeding season and latitudes. *Ibis*, 147: 206-212.
- III. Gil-Delgado, J. A., Guijarro, D. y Vives-Ferrándiz, C. 2009. The nestling diet of Greenfinch *Carduelis chloris* in orange groves of Eastern Spain. *Ardeola*, 56(2): 205-214.

- IV. Vives-Ferrándiz, C., Marco, E., Ponz, A. y Gil-Delgado, J. A. 2012-2013. Evaluación del declive poblacional del gorrión común *Passer domesticus*: efectos de las prácticas agrícolas y ganaderas en la provincia de Teruel. *Teruel*, 94(1): 83-98.

## **Bibliografía**

- BÁLDI, A. Y BATÁRY, P. 2011. The past and future of farmland birds in Hungary. *Bird Study*, 58: 365-377.
- BARBA, E., GIL-DELGADO, J. A. Y MONRÓS, J. S. 1995. The cost of being late: consequences of delaying great tit *Parus major* first clutches. *Journal of Animal Ecology*, 64: 642-651.
- BOATMAN, N. D., BRICKLE, N. W., HART, J. D., MILSOM, T. P., MORRIS, A. J., MURRAY, A. W. A., MURRAY, K. A. Y ROBERTSON, P. A. 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146 (Suppl. 2): 131-143.
- BOTH, C. Y VISSER, M. E. 2005. The effect of climate change on the correlation between avian life-history traits. *Global Change Biology*, 11: 1606-1613.
- BRICKLE, N. W., HARPER, D. G. C., AEBISCHER, N. J. Y COCKAYNE, S. H. 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *Journal of Applied Ecology*, 37: 742-755.
- CARRASCAL, L. M. Y PALOMINO, D. 2008. *Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006*. SEO/BirdLife. Madrid.
- CHAMBERLAIN, D. E. Y CRICK, H. Q. P. 1999. Population declines and reproductive performance of Skylark *Alauda arvensis* in different regions and habitats of the United Kingdom. *Ibis*, 141: 38-51.
- CHAMBERLAIN, D. E. Y FULLER, R. J. 2000. Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78: 1-17.
- CHAMBERLAIN, D. E. Y FULLER, R. J. 2001. Contrasting patterns of change in the distribution and abundance of farmland birds in relation to farming system in lowland Britain. *Global Ecology & Biogeography*, 10: 399-409.

- CHAMBERLAIN, D. E., WILSON, A. M., BROWNE, S. J. Y VICKERY, J. A. 1999. Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *Journal of Applied Ecology*, 36: 856-870.
- CHAMBERLAIN, D. E., FULLER, R. J., BUNCE, R. G. H., DUCKWORTH, J. C. Y SHRUBB, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37: 771-787.
- COMISIÓN EUROPEA. 2015. *The History of the CAP*. [en línea]. <[http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/en/som\\_en/report.htm](http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/en/som_en/report.htm) > [última consulta: 01 septiembre 2015].
- CRAMP, S. Y PERRINS, C. M. (EDS.). 1994. *The Birds of the Western Palearctic. Vol. VIII*. Oxford University Press. Oxford.
- CRICK, H. Q. P., DUDLEY, C., EVANS, A. D., Y SMITH, K. W. 1994. Causes of nest failure among buntings in the UK. *Bird Study*, 41: 88-94.
- CRICK, H. Q. P., ROBINSON, R. A., APPLETON, G. F., CLARK, N. A. Y RICKARD, A. D. 2002. *Investigation into the causes of the decline of starlings and house sparrows in Great Britain. BTO Research Report 290*. British Trust for Ornithology. Thetford.
- DE LAET, J. Y SUMMERS-SMITH, J. D. 2007. The status of the urban house sparrow *Passer domesticus* in north-western Europe: a review. *Journal of Ornithology*, 148: 275-278.
- DEL HOYO, J., ELLIOT, A. Y CHRISTIE, D. A. (EDS.) 2009. *Bush-shrikes to Old World Sparrows. Handbook of the Birds of the World. Vol. 14*. Lynx Edicions. Barcelona.
- DEL HOYO, J., ELLIOT, A. Y CHRISTIE, D. A. (EDS.) 2010. *Weavers to New World Warblers. Handbook of the Birds of the World. Vol. 15*. Lynx Edicions. Barcelona.
- DONALD, P. F., GREEN, R. E. Y HEATH, V. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society, London Series B*, 268: 25-29.
- DONALD, P. F., EVANS, A. D., MUIRHEAD, L. B., BUCKINGHAM, D. L., KIRBY, W. B. Y SCHMITT, S.I.A. 2002. Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark *Alauda arvensis* nests on lowland farmland. *Ibis*, 144: 652-664.
- DONALD, P. F., SANDERSON, F. J., BURFIELD, I. J. Y VAN BOMMEL, F. P. J. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on

- European farmland birds, 1990-200. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116: 189-196.
- EATON, M. A.; BROWN, A. F.; NOBLE, D. G.; MUSGROVE, A. J.; HEARN, R.; AEBISCHER, N. J.; GIBBONS, D. W.; EVANS, A. Y GREGORY, R. D. 2009. Birds of Conservation Concern 3: the population status of birds in the United Kingdom, Channel Islands and the Isle of Man. *British Birds*, 102: 296-341.
- FOX, A. D. 2004. Has Danish agriculture maintained farmland bird populations? *Journal of Applied Ecology*, 41: 427-439.
- FULLER, R. J., GREGORY, R. D., GIBBONS, D. W., MARCHANT, J. H., WISLON, J. D., BAILLIE, S. R. Y CARTER, N. 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology*, 9: 1425-1441.
- GIL-DELGADO, J. A. 1981. La avifauna del naranjal valenciano III. El Verdecillo (*Serinus serinus* L.). *Mediterránea, Serie Biológica*, 5: 97-114.
- GIL-DELGADO, J. A. Y CATALÁ, M. C. 1989. El verderón común (*Carduelis chloris*): población nidificante, tamaño de puesta y éxito reproductor. Un ejemplo de estudios a largo plazo. *Mediterránea, Serie Biológica*, 11: 121-131.
- GIL-DELGADO, J. A. Y ESCARRÉ, A. 1977. Avifauna del naranjal valenciano I. Datos preliminares sobre el Mirlo (*Turdus merula* L.). *Mediterránea, Serie Biológica*, 2: 89-109.
- GIL-DELGADO, J. A. Y GUIJARRO, D. 2008. An evaluation of the use of a spooned spatula to assess the diet of cardueline nestlings. *Ardeola*, 55: 49-57.
- GIL-DELGADO, J. A. Y LACORT, M. P. 1996. La estación de nidificación del Mirlo *Turdus merula* en los naranjales: tiempo de nidificación y número de nidadas. *Ardeola*, 43:41-48.
- GIL-DELGADO, J. A., PARDO, R., BELLOT, J. Y LUCAS, I. 1979. Avifauna del naranjal valenciano II: el Gorrión Común (*Passer domesticus* L.). *Mediterránea, Serie Biológica*, 3: 69-99.
- GIL-DELGADO, J. A., CATALÁ, M. C. Y BARBA, E. 1991. Breeding success of the Goldfinch *Carduelis carduelis* in orange plantations: the effect of predation and starvation. *Mediterránea, Serie Biológica*, 13: 5-14.
- GREENWOOD, J. J. D. Y BAILLIE, S. R. 1991. Effects of density-dependence and weather on population changes of English passerines using a non-experimental paradigm. *Ibis*, 133 (Suppl. 1): 121-133.

- GREGORY, R. D., NOBLE, D. G. Y CUSTANCE, J. 2004. The state of play of farmland birds: population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. *Ibis*, 146 (Suppl. 2): 1-13.
- IMMELMANN, K. 1971. Ecological aspects of periodic reproduction. En, D. S. Farner, y J. R. King (Eds.): *Avian Biology, Vol. 1*, pp. 341-389. Academic Press. New York.
- KHRABRYI, V. 2005. St Petersburg. En, J. G. Kelcey y G. Rheinwald (Eds.): *Birds in European cities*, pp. 307-334. Ginster. Germany.
- LACK, D. 1971. *Ecological isolation in birds*. Blackwell Scientific Publications. Oxford y Edinburgh.
- MARTÍ, R. Y DEL MORAL, J. C. (EDS.). 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- MULSOW, R. 2006. *The birdlife of Hamburg*. Hamburger Avifauna Beitrage Special Edition IOC. Hamburg.
- MURGUI, E. 2014. Population trends in breeding and wintering birds in urban parks: a 15-year study (1998-2013) in Valencia, Spain. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 30: 30-40.
- NEWTON, I. 1967. The adaptative radiation and feeding ecology of some British finches. *Ibis*, 109: 33-98.
- NEWTON, I. 1972. *Finches*. Collins. London.
- NEWTON, I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146: 579-600.
- PANEK, M. 1997. The effect of agricultural landscape structure on food resources and survival of grey partridge *Perdix perdix* chicks in Poland. *Journal of Applied Ecology*, 34: 787-792.
- PERRINS, C. M. 1991. Tits and their caterpillar food supply. *Ibis*, 133 (Suppl. 1): 49-54.
- PERRINS, C. M. Y BIRKHEAD, T. R. 1983. *Avian Ecology*. Blackie. Glasgow.
- PERRINS, C. M. Y MCCLEERY, R. H. 1989. Laying dates and clutch size in the Great Tit. *Willson Bulletin*, 101: 236-253.

- PONZ, A., BARBA, E. Y GIL-DELGADO, J. A. 1996. Population changes and breeding ecology of the Cirl Bunting *Emberiza cirlus* in eastern Spain. *Bird Study*, 43: 38-46.
- RAVEN, M. J., NOBLE, D. G. Y BAILLIE, S. R. 2003. *The breeding bird survey 2002. BTO Research Report 334*. British Trust for Ornithology. Thetford.
- REIF, J., VOŘÍŠEK, P., ŠTASTNÝ, K., BEJČEK, V. Y PETR, J. 2008. Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis*, 150: 596-605.
- RICKLEFS, R. E. 1980. Geographical variation in clutch size among passerine birds: Ashmole's hypothesis. *The Auk*, 97: 38-49.
- RICKLEFS, R. E. 2000. Density dependence, evolutionary optimization, and the diversification of avian life histories. *The Condor*, 102: 9-22.
- ROBINSON, R. A. Y SUTHERLAND, W. J. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain *Journal of Applied Ecology*, 39: 157-176.
- ROBINSON, R. A., SIRIWARDENA, G. M. Y CRICK, H. Q. P. 2005. Size and trends of the House Sparrow *Passer domesticus* population in Great Britain. *Ibis*, 147, 552-562.
- SANDERSON, F. J., KUCHARZ, M., JOBDA, M. Y DONALD, P. F. 2013. Impacts of agricultural intensification and abandonment on farmland birds in Poland following EU accession. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 168: 16-24.
- SEO/BIRDLIFE. 2010. *Estado de conservación de las aves en España en 2010*. SEO/BirdLife. Madrid.
- SHAW, L. M., CHAMBERLAIN, D. Y EVANS, M. 2008. The house sparrow *Passer domesticus* in urban areas: reviewing a possible link between post-decline distribution and human socioeconomic status. *Journal of Ornithology*, 149: 293-299.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., BUCKLAND, S.T., FEWSTER, R. M., MARCHANT, J. H. Y WILSON, J. D. 1998. Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Bird Census indices. *Journal of Applied Ecology*, 35: 24-43.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., CRICK, H. Q. P. Y WILSON, J. D. 2000a. The importance of variation in the breeding performance of seed-eating birds in determining their population trends on farmland. *Journal of Applied Ecology*, 37: 128-148.



- SIRIWARDENA, G. M., CRICK, H. Q. P., BAILLIE S. R. Y WILSON, J. D. 2000b. Agricultural land-use and the spatial distribution of granivorous lowland farmland birds. *Ecography*, 23: 702-719.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., CRICK, H. Q. P. Y WILSON, J. D. 2001. Changes in agricultural land-use and breeding performance of some granivorous farmland passerines in Britain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84: 191-206.
- STASTNY, K., BEJCEK, V. Y KELCEY, J. G. 2005. Prague. En, J. G. Kelcey y G. Rheinwald (Eds.): *Birds in European cities*, pp. 215-242. Ginster. Germany.
- SUMMERS-SMITH, J. D. 1988. *The Sparrows*. T. y A. D. Poyser Ltd. Calton.
- SUMMERS-SMITH, J. D. 2003. The decline of the House Sparrow: a review. *British Birds* 96: 439-446.
- TELLERÍA, J. L., ASENSIO, B. Y DÍAZ, M. 1999. *Aves Ibéricas II. Paseriformes*. J. M. Reyero Editor, Madrid.
- TUCKER, G. M. Y HEATH, M. F. (EDS.). 1994. *Birds in Europe: Their conservation status*. BirdLife International. Cambridge.
- VICKERY, J. A., TALLOWIN, J. R., FEBER, R. E., ASTERAKI, E. J., ATKINSON, P. W., FULLER, R. J. Y BROWN V. K. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38: 647-664.
- WĘGRZYNOWICZ, A. 2013. Changes in the House Sparrow *Passer domesticus* population in cities and towns of Poland in 1960–2010. *Ornis Polonica*, 54: 225-236.
- WILSON, J. D., EVANS, J., BROWNE, J. S. Y KING, J. R. 1997. Territory distribution and breeding success of skylark *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1462- 1478.
- WILSON, J. D., MORRIS, A. J., ARROYO, B. E., CLARK, S. C. Y BRADBURY, R. B. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 75: 13-30.
- WRETENBERG, J., LINDSTRÖM, Å., SVENSSON, S., THIERFELDER, T. Y PÄRT, T. 2006. Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 43: 1110-1120.

WRETENBERG, J., LINDSTRÖM, Å., SVENSSON, S. Y PÄRT, T. 2007. Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *Journal of Applied Ecology*, 44: 933-941.

# Capítulo I

## **Tendencia decreciente de una población de gorrión común *Passer domesticus* en los naranjales del este de España**

José A. Gil-Delgado, Carmen Vives-Ferrándiz y Audrey Tapiero

Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia.

Apartado oficial 2085, E-46071 Valencia, España

*Ardeola* (2002), 49(2): 195-209.

## Resumen

Presentamos la tendencia poblacional del gorrión común en una parcela de 16,92 hectáreas en los naranjales del este de España durante 27 años (1975-2001). Los censos anuales se hicieron mediante el método de la búsqueda de nidos sobre superficies conocidas. Los resultados muestran una fuerte reducción de efectivos, con una población nidificante que ha pasado de 114 parejas en 1977 a 6 en 2001. El descenso de la población no estuvo relacionado con eventos meteorológicos extremos, aunque la tasa de crecimiento de la población estudiada se relacionó inversamente con la suma de las precipitaciones de septiembre y octubre, periodo lluvioso donde pueden darse inundaciones. El descenso observado tampoco se puede achacar a un cambio de ubicación de las colonias, pues en las inmediaciones de la parcela de estudio también desaparecieron colonias. La sustitución del arbolado en los naranjales tampoco explicó la tendencia negativa, puesto que, aunque la superficie con frutales capaces de albergar nidos de gorriones comunes decreció hasta 1988, esta superficie alcanzó posteriormente la extensión arbolada original hacia 1998, mientras que la población nidificante de gorrión común continuó disminuyendo. Se sugieren causas alternativas relacionadas con los cambios en el manejo de los huertos y la intensificación de los trabajos agrícolas.

**Palabras clave:** colonias, gorrión común, naranjales, *Passer domesticus*, población, precipitaciones, superficie arbolada, tasa de crecimiento, temperatura.

## Abstract

Population decline of the House Sparrow *Passer domesticus* in orange groves of eastern Spain.- This study presents the trend of a population of House Sparrows in a plot of 16.92 ha during 27 years (1975-2001) in eastern Spain. Each year we determined the number of breeding pairs in the plot by means of exhaustive nest searching. The results showed a dramatic decline of the breeding population from 114 pairs in 1977 to 6 in 2001 (No. breeding pairs =  $5709.23 - 2.85 \cdot \text{YEAR}$ ;  $R^2 = 0.75$ ,  $F_{1, 25} = 76.59$ ,  $P = 0.001$ ). Meteorological variables did not explain the population decline. We analysed four meteorological variables: i) the sum of rainfall during July and August, the dry period; ii) the sum of rainfall from September to October, a period of high rainfall in eastern Spain that could produce floods; iii) the average maximum temperatures from July to August, the warmest period; and iv) the average minimum temperatures during December and January, the coldest period. The population growth rate ( $r$ ) was inversely related to the sum of rainfall during September and October ( $r = 0.159 - 0.0019 \cdot \text{MAXIMUM RAINFALL}$ ,  $R^2 = 0.24$ ,  $F_{1, 24} = 7.22$ ,  $P = 0.013$ ; Fig. 3). Changes in the location of House Sparrow colonies did not explain the decline since colonies located in groves around the study area also disappeared (Fig. 4). From 1975 to 1988 the number of trees declined and then increased until 2000 (Fig. 5). However, the breeding population of House Sparrows did not change its declining trend after the increase of tree availability. Thus, the changes in tree cover were not related to House Sparrow decline ( $R^2 = 0.12$ ,  $F_{1, 25} = 3.54$ ,  $P = 0.072$ ). We suggest some alternative causes of the observed population decline related to predation, competition and agricultural management, especially the intensification of the use of land that could have decreased food availability during critical periods. Thus, from the end of the 1980's onwards there has been a decline in the number of groves ploughed, together with an increase in the use of herbicides for weed control. These changes in weed management could have reduced the availability of bulbs and insects from May to September, a critical period for House Sparrows nesting in orange groves.

**Key words:** colonies, growth rate, House Sparrow, orange groves, *Passer domesticus*, population.

## Introducción

Hay varias especies de aves que en los últimos años han visto reducidos sus efectivos en algunos países de Europa (Marchant *et al.*, 1990; Husting, 1992; Tucker y Heath, 1994). Sin embargo, el declive de las poblaciones no tiene por qué ocurrir en la totalidad de su área de distribución. Así, el Escribano Soteño *Emberiza cirulus* presentó una fuerte reducción de efectivos en Inglaterra durante los años ochenta, con una disminución paralela de su área de distribución en el mismo país (Sitters, 1985; Evans, 1992; Evans y Smith, 1994), mientras que las densidades de esta especie se incrementaron en los huertos dedicados al cultivo del naranjo en el este de España durante el mismo periodo (Ponz *et al.*, 1996). Las explicaciones sobre la disminución de las poblaciones de aves en las superficies agrícolas y ganaderas son variadas, aunque se acumulan las evidencias de que el declive de las poblaciones de aves en los ambientes citados está asociado a los nuevos procedimientos de trabajo que se están aplicando en las explotaciones agrícolas y ganaderas (Wilson *et al.*, 1997; Chamberlain *et al.*, 1999a, 1999b; Chamberlain y Fuller, 2000; Siriwardena *et al.*, 2000a, 2000b, 2001; Strien *et al.*, 2001), y que en conjunto provocan efectos que son desfavorables para las poblaciones de aves asentadas en dichos ambientes.

Entre las causas que provocan respuestas negativas de las poblaciones de aves por las modificaciones introducidas en épocas recientes en el manejo de las zonas agrícolas y ganaderas se han señalado la menor disponibilidad de alimento durante la época invernal (Donald y Evans, 1994; Evans y Smith, 1994; Peach *et al.*, 1999), la menor disponibilidad de recursos alimentarios para los pollos (Panek, 1997), los efectos debidos a cambios en el clima, las enfermedades y la depredación (Fuller *et al.*, 1995), la pérdida de lugares aptos para anidar (Wilson *et al.*, 1997; Chamberlain *et al.*, 1999b), el incremento de la mortalidad directa por culpa del laboreo agrícola (Crick *et al.*, 1994; Green, 1995) y el empobrecimiento del medio (Chamberlain *et al.*, 1999a, 1999b), que repercute empeorando las condiciones bajo las que tiene que llevarse a cabo la reproducción (Siriwardena *et al.*, 2001). Por ejemplo, Chamberlain y Crick (1999) señalan que la reducción de las poblaciones de Alondras Comunes *Alauda arvensis* en las granjas inglesas puede estar supeditada a un menor número de intentos de cría por pareja y año, un menor número de parejas que crían y a un incremento de la mortalidad durante la temporada no reproductora.

Se ha señalado que las especies que tienen una mayor dependencia del hombre son más propensas a presentar tendencias negativas cuando se altera de alguna manera aquellos ambientes de los que extraían mayores beneficios (Siriwardena *et al.*, 1998a). Recientemente se ha puesto de manifiesto que una especie asociada al hombre como es el Gorrión Común *Passer domesticus*, también presenta poblaciones con tendencias decrecientes en las superficies agrícolas y ganaderas de Inglaterra (Siriwardena *et al.*, 1998a). Esta tendencia poblacional decreciente también se

presenta en los mismos ambientes en otras especies granívoras (Siriwardena *et al.*, 1999, 2000a). Informaciones recientes sobre el estado de las poblaciones del Gorrión Común en España sugieren que esta especie muestra una tendencia al alza, pues los censos nacionales muestran un número superior de cuadrículas en las que la especie está presente, al tiempo que sus números parecen incrementarse (Anónimo, 2000). No obstante, debemos señalar que cuando se han comparado tendencias entre superficies intensamente controladas durante períodos amplios de tiempo y se comparan con los censos nacionales, o en su caso, regionales, se encuentran a veces tendencias opuestas (Holmes y Sherry, 2001).

Este estudio muestra la tendencia de la población del Gorrión Común en una superficie agrícola intensamente controlada durante los últimos 27 años en el este de España, y en las que otras especies también han sido analizadas (Gil-Delgado y Catalá, 1989; Ponz *et al.*, 1996, entre otros). Durante la segunda mitad de la década de los años setenta del siglo veinte el Gorrión Común era la especie nidificante más abundante en los naranjales (Gil-Delgado, 1983), donde construía sus nidos sobre los propios frutales (véase Gil-Delgado *et al.*, 1979).

Explicar las causas de las tendencias es laborioso porque en ocasiones faltan las variables necesarias para poder explorarlas. No obstante, las variables conocidas ayudan a aceptar o rechazar algunas de las causas que pueden explicar la tendencia y el descarte de algunas o todas las causas exploradas permite sugerencias alternativas que ayudan a centrar estudios posteriores (véanse Chamberlain y Crick, 1999; Holmes y Sherry, 2001). Con esta perspectiva hemos analizado los efectos que algunas variables meteorológicas, relacionadas con las temperaturas y las precipitaciones, pueden haber ejercido sobre la población nidificante estudiada. En segundo lugar hemos analizado el efecto que puede haber tenido sobre el tamaño de la población nidificante la sustitución de los naranjos viejos por nuevos plantones. Cuando los naranjos bajan su producción son sustituidos por otros, un proceso que lleva aparejado la destrucción del arbolado, el cual tarda un tiempo en recuperar la altura necesaria para que los gorriones puedan volver a instalar sus nidos. Además, por ser el Gorrión Común una especie colonial (Summers-Smith, 1988), podemos añadir otra causa como consecuencia del patrón espacial de la distribución de los nidos y es que las colonias cambien de huerto. Con estas circunstancias no sería improbable que colonias asentadas en el interior de la parcela se hubieran trasladado a huertos que están situados en el exterior de la superficie controlada y que no se controlaron tan metódicamente. No obstante, poseemos información cualitativa sobre colonias establecidas en los huertos que rodean la parcela en 11 de los 27 años. Analizadas las tres causas, discutimos otras que pueden estar relacionadas con las variaciones derivadas de los cambios en los tratamientos y el manejo de los huertos de cítricos.

## Área de estudio y métodos

El estudio se ha realizado en una parcela de 16,92 ha dedicada al cultivo del naranjo en la Partida de Montíver (Sagunto, Valencia, este de España; 39°42'N, 0°15'W, 30 m s.n.m.), y que se controla anualmente desde 1975 (véanse Gil-Delgado y Escarré, 1977; Gil-Delgado *et al.*, 1979). Además, hay una información amplia sobre las características y la vegetación de la superficie controlada (Gil-Delgado *et al.*, 1979; Gil-Delgado, 1983; Gil-Delgado y Lacort, 1996). Por otra parte, los huertos que rodean la superficie controlada presentan cualidades idénticas o similares a las que predominan en la parcela de estudio. Dado que era necesario atravesar con frecuencia estos huertos que rodean la parcela, en algunos años también se exploraron cuando se sospechó la presencia de algunas de las especies más escasas. Las características de los nidos de los Gorriónes Comunes, grandes y en forma de domo (véase Gil-Delgado *et al.*, 1979), los hacen fácilmente visibles por lo que resulta sencillo verificar la presencia de una colonia.

Los naranjales controlados forman parte de una superficie continua dedicada al cultivo de los cítricos y que se extiende por una franja de más de 60 km de largo por 5-10 km de ancho en las inmediaciones de la costa mediterránea. La longitud es la distancia que existe entre las capitales de provincia de Castellón y Valencia. Los pueblos entre ambas ciudades son islas en el interior de la superficie cultivada. La parcela estudiada se encontraría en el centro de un círculo rodeado de naranjales por al menos en un radio de 3-4 km. Solo en la provincia de Valencia hay más de 100000 ha dedicadas a este tipo de cultivos (Zaragoza, 1988).

La población que anualmente nidifica en la parcela se censó aplicando la técnica de la búsqueda de nidos sobre superficies conocidas, revisándose todos los árboles cada 7-12 días (véanse Gil-Delgado, 1983; Belda *et al.*, 1995; Gil-Delgado y Lacort, 1996). En cada sesión dedicada a buscar nidos se controlaba si los nidos de Gorrión Común estaban o no ocupados. Además, para una pequeña fracción de nidos se determinó el tamaño de la puesta y el éxito reproductor mediante visitas cada 3-4 días (véanse Belda *et al.*, 1995; Gil-Delgado y Lacort, 1996). Para analizar el efecto de las variables meteorológicas hemos utilizado las temperaturas y las precipitaciones procedentes de una estación meteorológica instalada en Sagunto y situada aproximadamente a 4 km de la parcela controlada. Los valores diarios de la temperatura y de las precipitaciones fueron obtenidas del Servicio Nacional de Meteorología (véase Ponz *et al.*, 1996). Faltan las temperaturas de 1979 pues no están disponibles.

El Gorrión Común tiene preferencia por las cajas anidaderas cuando están disponibles (Escobar y Gil-Delgado, 1984). Algunos años se han dispuesto nidales en el interior de la parcela (1980, 1983, 1993), pero se retiraron una vez que terminó la



temporada reproductora. También, y desde 1986, se dispusieron entre 100 y 150 nidas en el exterior de la parcela, que se colocaron a baja altura para evitar su ocupación por los Gorriones Comunes (véase Barba y Gil-Delgado, 1990) y se retiraron todos los años para colocarlas de nuevo al principio de la temporada reproductora siguiente.

El Gorrión Común es una especie ampliamente extendida (véase Summer-Smith, 1988) y hay poblaciones que crían tanto en localidades más frías como más cálidas que la estudiada. Siendo las costas mediterráneas una región en donde las temperaturas raramente presentan valores por debajo de los 0°C, hemos utilizado para analizar los posibles efectos de la temperatura la media de las temperaturas mínimas correspondientes a los dos meses más fríos del año. Para la época estival seguimos el mismo proceder, utilizando la media de las temperaturas máximas correspondientes a los dos meses más calurosos. Esta forma de proceder, mediante la utilización de los valores extremos de las variables meteorológicas, está determinada porque son los valores extremos los que operan usualmente como factores limitantes (véanse Cawthorne y Marchant, 1980; Peach *et al.*, 1994). Respecto a las precipitaciones hemos operado en el mismo sentido mediante el uso de los dos meses consecutivos que suman una menor proporción de las precipitaciones anuales, julio y agosto, y los dos con una mayor proporción, septiembre y octubre. La Figura 1 muestra las variaciones de las variables meteorológicas consideradas durante los 27 años de estudio.

Los análisis consideran como variables independientes las precipitaciones y las temperaturas previas a la temporada reproductora y como variables dependientes el tamaño de la población nidificante o, en su caso, su tasa neta de crecimiento ( $r$ ) entre años consecutivos. La tasa neta de crecimiento entre temporadas consecutivas muestra valores de  $r$  positivos si la población se incrementa y negativos si la población disminuye (véanse Margalef, 1974; Begon *et al.*, 1988 para el modo de calcularla). El uso de las tasas netas de crecimiento corrige los posibles sesgos derivados de la dependencia de los valores absolutos del tamaño de la población con respecto al tamaño en el año anterior. Así, la premisa de la que partimos es de que a valores meteorológicos desfavorables les deben de corresponder tasas de crecimiento negativas mientras que a situaciones meteorológicas favorables le deben suceder tasas de crecimiento positivas.

El efecto de la superficie arbolada sobre la población de Gorrión Común es sencillo de analizar, puesto que nos basta restar a la superficie controlada la superficie desprovista de naranjos cuando talan uno o más huertos. El problema reside en saber cuándo pueden ser utilizados los nuevos árboles por los Gorriones. Para ello hemos considerado que la superficie de un huerto con naranjos renovados se podía sumar a la superficie arbolada desde el año en que el huerto contenía al menos un nido de

Gorrion Común o desde el año en que los naranjos alcanzaban 2 m de altura. Es sobre esta altura cuando los gorriones han ocupado nuevamente los huertos, siendo además

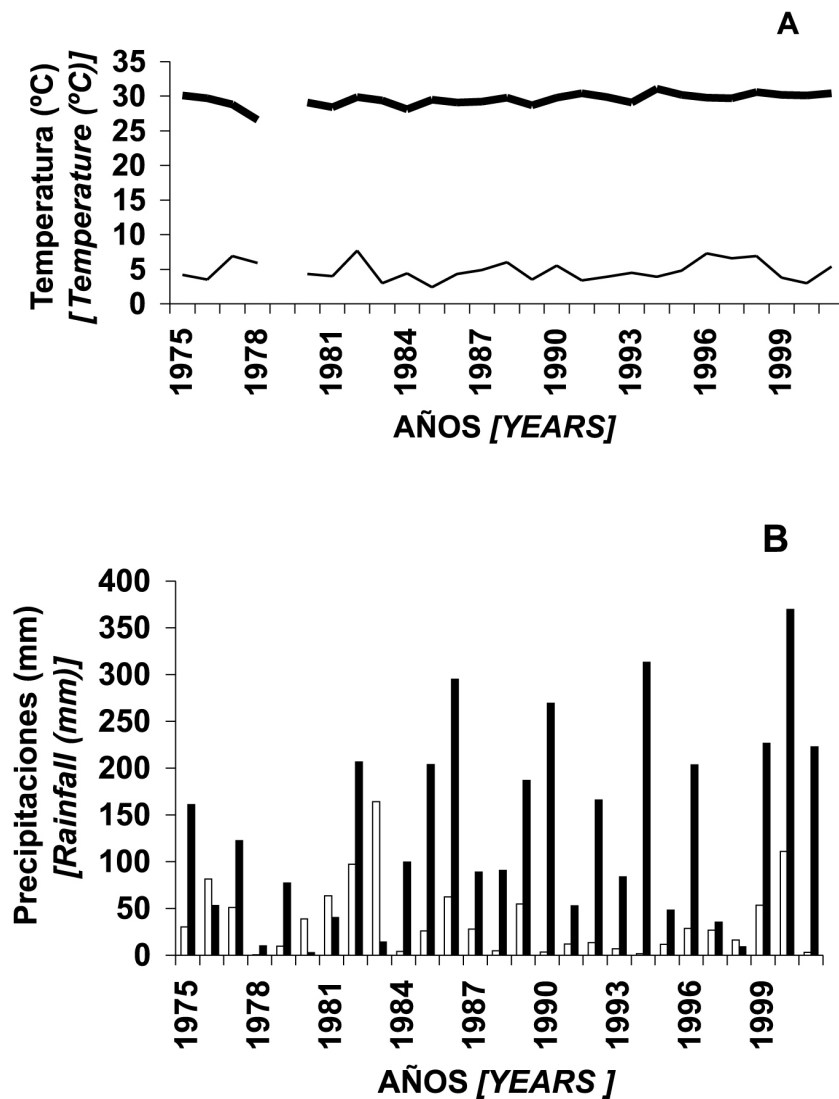


Figura 1. Variación durante los 27 años de estudio de A) las medias de las temperaturas mínimas correspondientes a diciembre-enero (línea fina inferior) y las medias de las temperaturas máximas correspondientes a julio-agosto (línea gruesa superior) y B) las precipitaciones totales en julio-agosto (columnas vacías) y de septiembre-octubre (columnas rellenas). [Variation during the 27 years of study of A) the average minimum temperatures of January-February (lower thin line) and the average maximum temperatures of July-August (upper thick line) and B) total rainfall in July-August (open bars) and in September-October (closed bars).]

una altura sencilla de determinar pues aproximadamente es la que presentan los frutales cuando superan la altura de los hombres de talla normal (1,70-1,80 m). La

utilización de la superficie arbolada en vez del número de naranjos está basada en la uniformidad de la distribución de los frutales, a causa de que los naranjos son plantados a distancias regulares de 3,5 m aproximadamente, lo que supone alrededor de 700 árboles por hectárea. Cuando se renueva el arbolado se talan todos, y por tanto la disminución de superficie arbolada y la disminución del número de árboles discurre en paralelo, con la salvedad de alguna corta puntual por haberse secado algún frutal en un huerto que está en plena producción.

Las relaciones entre variables se han analizado utilizando regresiones, generalmente lineales entre pares de variables. No obstante, cuando ha sido necesario también hemos utilizado regresiones múltiples de pasos sucesivos para detectar qué variables son las más predictivas (véase Zar, 1984). Aunque los tamaños poblacionales correspondientes a temporadas reproductoras consecutivas no son estrictamente independientes, puesto que la población nidificante en la estación  $t$  depende de la población nidificante en la temporada  $t - 1$ , no se han realizado correcciones para compensar este problema (véase Holmes y Sherry, 2001).

Las medias de las temperaturas mínimas de los dos meses más fríos no presentaron ninguna tendencia temporal ( $R^2 = 0,004$ ;  $P > 0,05$ ). Tampoco la presentaron la suma de las precipitaciones de julio y agosto ( $R^2 = 0,036$ ;  $P > 0,05$ ) ni las correspondientes a los meses más lluviosos de septiembre y octubre ( $R^2 = 0,14$ ;  $P > 0,05$ ). Sin embargo, la temperatura máxima media de los meses de julio-agosto ha aumentado entre 1975 y 2001 ( $R^2 = 0,31$ ;  $F_{1, 24} = 10,69$ ;  $P = 0,003$ ; MEDIA DE LAS TEMPERATURAS MÁXIMAS =  $-98,89 + 0,06 \cdot \text{AÑO}$ ). La recta ofrece un incremento de las medias de las temperaturas máximas entre 1975 y 2001 de  $1,6^\circ\text{C}$ .

## Resultados

Entre 1975 y 2001 el número de parejas de Gorrión Común que han nidificado en la parcela ha variado entre 6 y 114. Estos valores extremos, transformados a densidades, se inscriben en un intervalo de 3,5 – 67,4 parejas/10ha. Las variaciones de la población no parecen ser aleatorias, sino que se enmarcan en una tendencia negativa desde 1977 hasta el año 2001. En 1977 el tamaño de la población nidificante, que fue de 114 parejas, alcanzó el valor máximo. Precisamente es en la última temporada reproductora controlada cuando el número de parejas nidificantes fue menor. El mejor ajuste de esta tendencia negativa se consigue según una regresión lineal muy altamente significativa ( $R^2 = 0,754$ ;  $F_{1, 25} = 76,59$ ;  $P \ll 0,001$ ). En el curso de los 27 años controlados se aprecian picos, con años en los que la población parece recuperarse y, por consiguiente, podemos inferir fluctuaciones. Sin embargo, los picos correspondientes a los procesos derivados de los incrementos poblacionales han sido cada vez más bajos que los que les precedían (Figura 2).

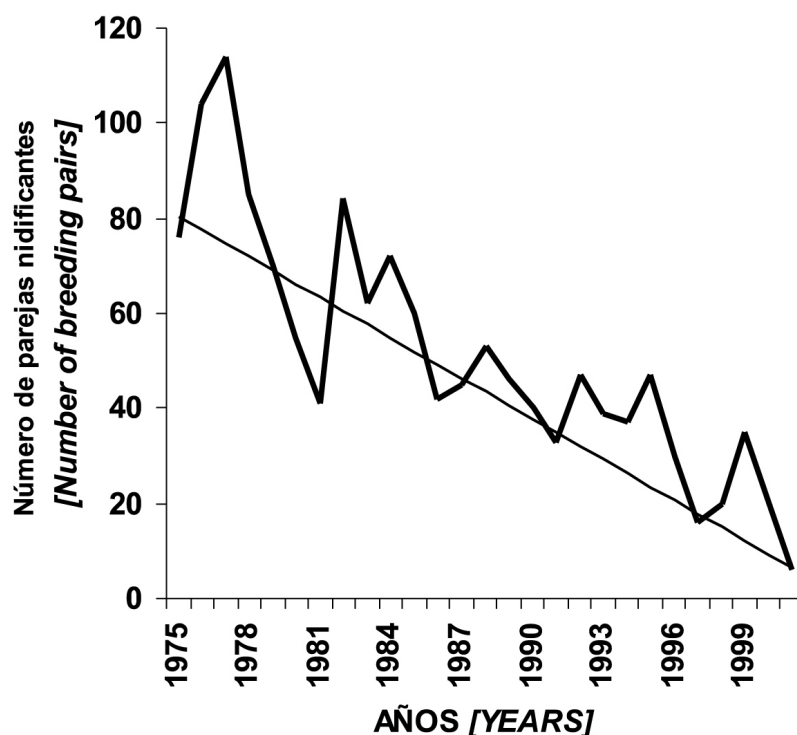


Figura 2. Variación de la población nidificante de Gorrión Común *Passer domesticus* en una parcela de naranjal entre 1975 y 2001. La línea fina indica la regresión lineal entre año y tamaño poblacional ( $Y = 5709,23 - 2,85 \cdot X$ ). [Population size of House Sparrows *Passer domesticus* in a plot of orange groves from 1975 to 2001. The thin line indicates the linear regression line relating population size and year.]

### *Efectos de las variables meteorológicas*

Las correlaciones interanuales entre las cuatro variables meteorológicas consideradas no resultaron significativas (Tabla 1). Las temperaturas medias mínimas invernales, las temperaturas medias máximas estivales o las precipitaciones durante el verano no mostraron relaciones significativas con las tasas de crecimiento de la población.

Sin embargo, estas tasas de crecimiento se relacionaron inversamente con las precipitaciones durante septiembre y octubre ( $R^2 = 0,24$ ;  $F_{1, 24} = 7,221$ ;  $P = 0,013$ ;  $r = 0,16 - 0,0019 \cdot \text{PRECIPITACIONES MÁXIMAS}$ ; Figura 3). El tamaño poblacional no se relacionó con estas variables meteorológicas pero sí con el año en una regresión múltiple por pasos que incluyó las cuatro variables meteorológicas más el año ( $\text{TAMAÑO DE LA POBLACIÓN} = 6188,81 - 3,09 \cdot \text{AÑO}$ ;  $R^2 = 0,88$ ;  $F_{1, 24} = 81,91$ ;  $P \ll 0,001$ ; la diferencia en los grados de libertad se debe a la ausencia de datos de temperatura para 1979).

Tabla 1. Coeficientes de correlación entre las cuatro variables meteorológicas consideradas. T. máxima: temperatura media de las máximas de los meses de julio y agosto; T. mínima: temperatura media de las mínimas de los meses de diciembre y enero; P. máxima: suma de las precipitaciones de septiembre y octubre; P. mínima: suma de las precipitaciones de julio y agosto. [Correlation coefficients among meteorological variables. T. máxima: average maximum temperatures of July and August; T. mínima: average minimum temperatures of December and January; P. máxima: rainfall in September and October. P. mínima: rainfall in July and August.]

	Coeficiente de correlación [Pearson correlation coefficient]	P	N
T. máxima-T. mínima	-0,038	0,854	26
T. máxima-P. mínima	-0,010	0,962	26
T. máxima-P. máxima	0,365	0,067	26
T. mínima-P. mínima	-0,247	0,225	26
T. mínima-P. máxima	-0,147	0,474	26
P. mínima-P. máxima	-0,082	0,686	27

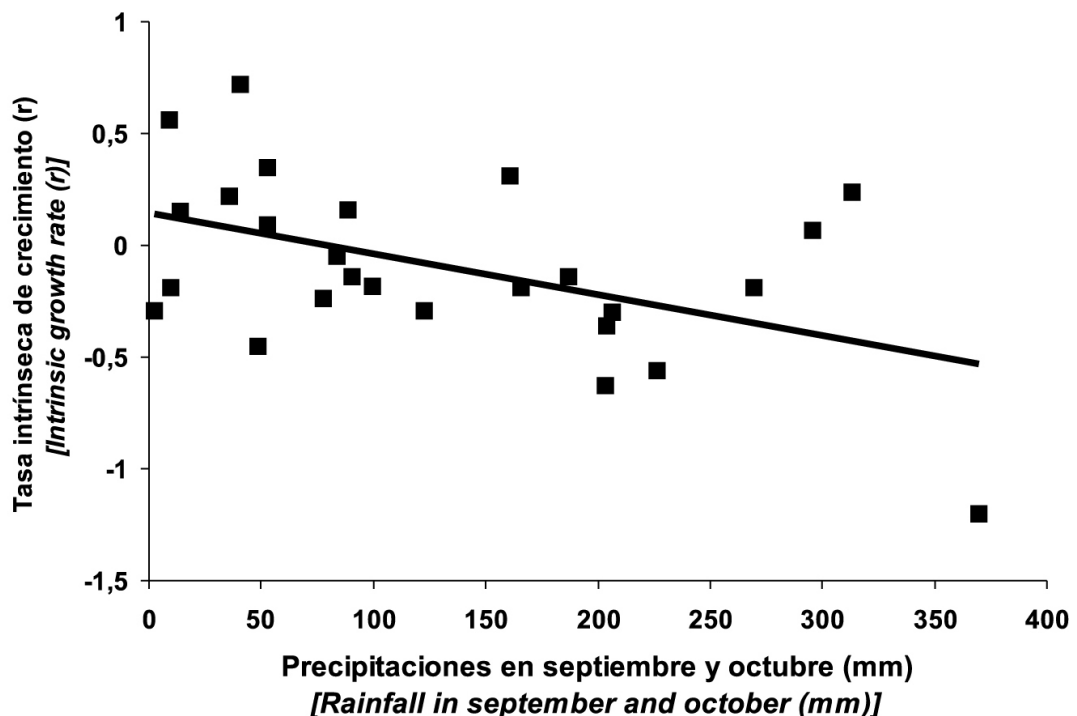


Figura 3. Relación entre las precipitaciones acumuladas de septiembre-octubre y la tasa de crecimiento de la población nidificante de Gorrión Común *Passer domesticus* en una parcela de naranjal entre 1975 y 2001. [Relationship between rainfall in September-October and the growth rate of a population of House Sparrows *Passer domesticus* breeding in a plot of orange groves from 1975 to 2001.]

## *Colonias*

Por tratarse de una especie colonial, los agregados podrían instalarse en huertos situados en el exterior del área de estudio y enmascarar los resultados que muestra la tendencia poblacional negativa. Para ello bastaría que las colonias que desaparecen del interior del área de estudio se hubieran instalado en el exterior de la superficie controlada intensivamente. Esto no parece ser el caso, puesto que en los primeros años algunos huertos que rodeaban la parcela mantenían también colonias de Gorriones Comunes y en la mayor parte de ellos las colonias también han desaparecido. Por consiguiente, la reducción del número de colonias en el curso de los años controlados parece que afecta a una superficie superior a la de la parcela controlada. De hecho, en el último año tan sólo en uno de los huertos que limitan con la parcela quedaba una colonia de Gorriones Comunes. Así, la desaparición de colonias se ha dado tanto en el interior de la parcela como en los huertos periféricos (Figura 4). En realidad, hablar de colonias durante la temporada reproductora del último año es algo ficticio pues las seis parejas nidificantes en el interior de la parcela se distribuían según un patrón de 1, 2 y 3 parejas sobre los huertos que las contenían (véase Figura 4D). Desde 1984, y en todos los años hasta la actualidad, han aparecido parejas que criaban en solitario (Gil-Delgado, observación personal).

## *Efecto de la sustitución del arbolado*

El área de estudio contiene huertos de 18 propietarios diferentes. Esta dispersión puede inducir a pensar en la rotura de la homogeneidad del sistema. Algo de ello hay pues las edades de los naranjos, que son distintas en cada huerto, han marcado pautas de sustitución de los frutales bien diferenciadas. En total podemos considerar 24 sectores de los cuales 10 han mantenido el arbolado durante los 27 años. En los 24 sectores considerados se han instalado, al menos en algún año, nidos de Gorriones Comunes. La presencia de nidos en alguno de estos sectores durante el intervalo estudiado no implica una situación colonial pues hay parejas que crían en solitario. Los sectores no modificados coinciden en algunos casos con superficies que fueron ocupadas por las colonias pero que no están siendo utilizadas en los últimos años por los Gorriones Comunes para construir sus nidos y, por otra parte, huertos replantados han sido utilizados nuevamente por los Gorriones Comunes una vez que los frutales alcanzaron porte suficiente. La Figura 5 expone la evolución de la superficie con árboles con capacidad de sostener nidos de Gorrión Común en el curso de los 27 años. Sobre la totalidad del período la disminución del número de parejas nidificantes no estuvo relacionada con la superficie arbolada disponible en la parcela para instalar los nidos ( $R^2 = 0,12$ ;  $F_{1, 25} = 3,54$ ;  $P = 0,072$ ). Sin embargo, hasta 1988 parece tener mayor importancia la reducción del arbolado, pues analizando conjuntamente las variables año y superficie del arbolado como variables independientes contra el tamaño de la población como dependiente, la variable

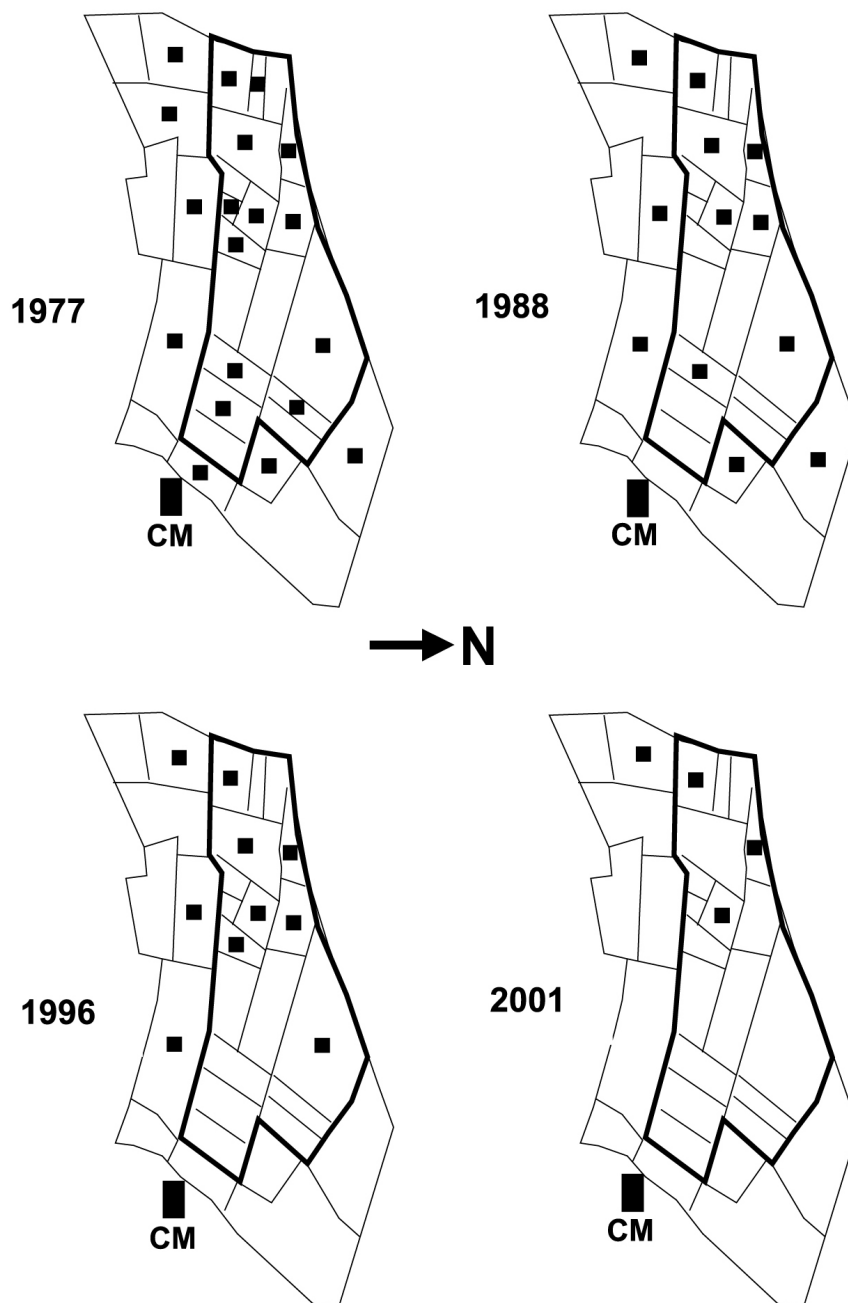


Figura 4. Distribución de las colonias de Gorrión Común (cuadrados rellenos) en la parcela de estudio y en los huertos que la rodean. Se muestran resultados para cuatro temporadas reproductoras (1977, 1988, 1996 y 2001). La superficie controlada con mayor intensidad es la limitada por la línea más gruesa. El rectángulo relleno (CM) es la casa del motor, en cuyos tejados y aleros nidifica una colonia de gorriones. En 2002 criaban sobre CM sólo seis parejas de Gorriones Comunes. [Distribution of House Sparrow colonies in the study plot and in the neighbouring orange groves. We show the distribution of colonies during four breeding seasons (1977, 1988, 1996 and 2001). The thick line encloses the main study area, and the closed rectangle (CM) indicates a house with a watering engine used by a House Sparrow colony that had only 6 pairs in 2002. Closed squares show groves containing House Sparrow nests.]

predictora es la definida por la superficie del arbolado ( $R^2 = 0,5$ ;  $F_{1, 13} = 11,99$ ;  $P = 0,005$ ), quedando excluida la variable año. Sin embargo, la población no se recupera pese a que la superficie arbolada disponible sí lo hace a partir de 1988 (Figura 5).

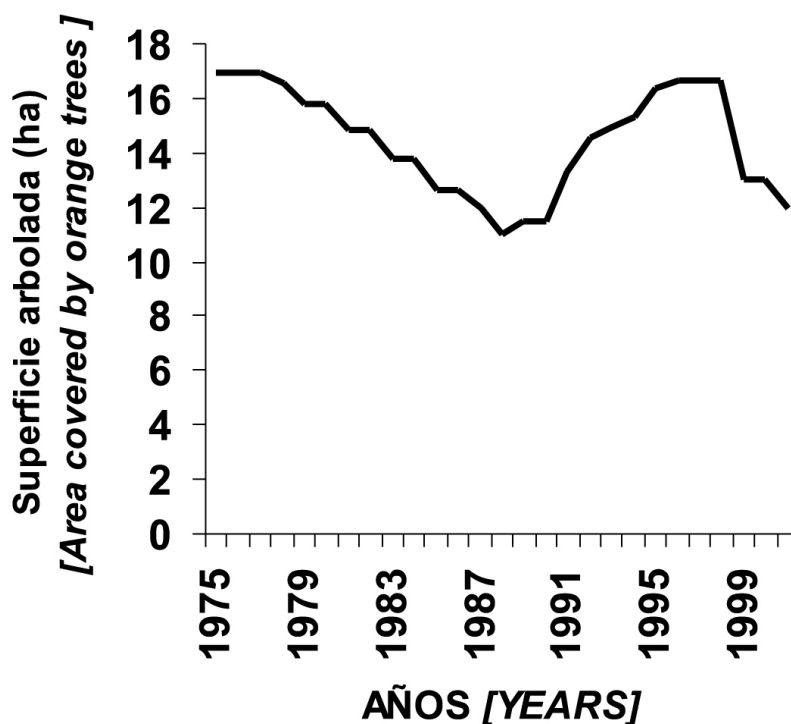


Figura 5. Variación de la superficie con arbolado disponible para el establecimiento de los nidos de Gorrión Común en las 16,92 ha del área de estudio. [*Changes of the surface covered by trees suitable to House Sparrows for nesting in the main study plot of 16.92 ha.*.]

## Discusión

En este estudio mostramos que el Gorrión Común en un ambiente dedicado al cultivo del naranjo y que no está fragmentado, ha presentado una dramática reducción de efectivos durante los últimos 27 años. La reducción en las casi 17 ha controladas supera el 90% de los efectivos si consideramos el valor correspondiente al último año y el máximo alcanzado en el área estudiada.

Aunque se carecen de datos sobre un período tan largo de tiempo para el conjunto de la península Ibérica, se han documentado tendencias decrecientes para esta especie desde 1970 en las islas Británicas (Siriwardena *et al.*, 1998b). Hay indicios de que en otros países de Europa Occidental, Alemania y Holanda, las poblaciones del Gorrión Común también están decreciendo (Indykiewicz y Summers-Smith, 1997). En España, existen informes que recogen el período comprendido entre 1997 y 1999 que señalan que la especie está en aumento (SEO/BirdLife, 2000). No obstante, hemos de señalar que estos tres años coinciden con los mismos años en que



hubo un incremento de la población de Gorriónes Comunes en los huertos de naranjos, pues en la parcela controlada pasaron de 16 a 35 parejas, aunque este repunte no cambió el signo de la tendencia durante los años controlados. De este modo, la tendencia decreciente observada en los naranjales de la huerta saguntina es similar a la detectada en otros países de Europa Occidental (Indykiewicz y Summers-Smith, 1997; Siriwardena *et al.*, 1998b; Engler y Bauer, 2002).

Nuestros resultados tan sólo expresan con claridad el patrón decreciente de la población, pero sobre la base de ellos es factible explorar las posibles causas de la reducción de efectivos, y en su caso descartar aquellas que resultan menos probables. En el presente estudio hemos analizado causas relacionadas con variables meteorológicas, con la cualidad colonial del Gorrión Común y con la repercusión que puede tener la renovación de los frutales sobre la población. Ninguna de ellas parece ser responsable de la reducción de efectivos durante los 27 años.

### *Causas meteorológicas*

En meteorología los eventos adversos deben ligarse, durante la época invernal a las bajas temperaturas y durante el verano a los períodos de sequía. Los períodos con precipitaciones intensas pueden también operar negativamente sobre las poblaciones de aves. Aunque los años secos ocurren en nuestras latitudes, el efecto de la sequía puede quedar enmascarado por el riego periódico de los huertos por inundación. Aunque el riego por goteo está sustituyendo el riego por inundación todavía es pronto para ver sus efectos, pues la superficie regada por goteo no abarca aún el 30% de la superficie controlada. Por consiguiente, la sequía en sentido estricto no existe. Nuestros resultados, al relacionar la carencia de precipitaciones con las tasas de crecimiento, permiten desestimar la carencia de lluvias como causa de la tendencia observada. Por el contrario, el aumento de las precipitaciones opera sobre la tasa de crecimiento, de manera que las precipitaciones abundantes se asociaron con tasas de crecimiento negativas. Esta relación no implica que las precipitaciones sean la causa de la tendencia encontrada. En efecto, cuando esta variable acompaña al año para explorar su efecto sobre la población, la precipitación máxima es eliminada como variable predictora. Además, en el curso de los 27 años no apreciamos un incremento de las precipitaciones máximas. Esta situación debería haber permitido la recuperación de las poblaciones de Gorrión Común, independientemente de que precipitaciones fuertes hubieran operado reduciendo la población entre temporadas consecutivas.

Respecto al efecto de las temperaturas en el área costera mediterránea los inviernos crudos sencillamente no existen. Las temperaturas más bajas encontradas no deben causar ningún problema a una especie homeoterma y que ha mantenido poblaciones florecientes en latitudes europeas de clima continental y localizadas en

regiones más septentrionales y frías (véase Cramp y Perrins, 1994; Indykiewicz y Summers-Smith, 1997). Además, nuestros resultados muestran que los descensos de la población no estuvieron relacionados con las variaciones invernales de la temperatura en Sagunto. Tampoco las temperaturas máximas estivales estuvieron relacionadas con los parámetros demográficos analizados, y en consecuencia no parece que las causas meteorológicas expliquen el descenso de la población en los naranjales estudiados.

### *El cambio espacial de las colonias*

El cambio de las colonias a otros huertos alternativos a la parcela no es en principio descartable. No obstante, las nuevas colonias, si existen, han de estar bastante distanciadas de la parcela controlada. A finales de los setenta la mayoría de los huertos que rodeaban la parcela también contenían nidos de Gorriónes Comunes. En la actualidad, tan sólo uno de ellos los contiene y constituyen una continuidad con tres de las parejas que quedan en la parcela. Insertando éstos en los valores de la parcela, el incremento, 13 parejas, no tiene ningún efecto sobre el patrón decreciente de la población instalada en el área controlada. Los propios agricultores señalan la desaparición de nidos en otros huertos en los que criaban anteriormente. Por otra parte, también en las masías que salpican los huertos el número de parejas parece reducirse. Es el caso de la cercana casa del motor en la que tan solo se mantenían 6 parejas en 2002 (Figura 4). Más allá de los naranjales hay pinares, matorral bajo, el mar Mediterráneo y fragmentos de humedales.

### *Cambios en la superficie arbolada*

En Sagunto el Gorrión Común nidifica sobre los naranjos construyendo sus propios nidos (véase Gil-Delgado *et al.*, 1979). Siendo la separación de los naranjos entre sí de alrededor de 3-4 metros, el número de árboles disponibles sobrepasa con creces el concepto de recurso según lo define Tilman (1982). Por ello, el cambio ambiental producido por la sustitución del arbolado, salvo que afecte a la totalidad de los huertos e impida la nidificación del Gorrión Común, debe fallar a la hora de considerarlo como causa que provoca la tendencia negativa de la población. Sin embargo, en Sagunto durante los catorce primeros años la reducción del arbolado parecía la causa principal de la tendencia negativa de la población. No obstante, si la reducción del arbolado fuera la verdadera causa de la tendencia observada, la población debería haberse recuperado una vez que la superficie disponible para nidificar se incrementó entre finales de los años ochenta y finales de los años noventa. Los resultados muestran que no es el caso, pues a pesar de recuperarse la superficie con frutales utilizables por el Gorrión Común la población siguió decreciendo. Además, el área mantiene el arbolado original en aquellos huertos que

fueron ocupados durante los primeros años del estudio por las colonias de Gorriones Comunes.

### *Otras alternativas*

Alternativamente, Holmes y Sherry (2001) discuten algunas causas como responsables de la reducción de efectivos del número de aves nidificantes en un bosque de hoja caduca durante los últimos 30 años. También para las zonas agrícolas y ganaderas británicas se han señalado causas que determinan la reducción de las poblaciones de aves en dichos ambientes, que afectan principalmente a las especies granívoras y que en general están relacionadas con la intensificación de la agricultura (Chamberlain y Fuller, 2000; Chamberlain *et al.*, 2000, 2001). Atendiendo únicamente a aquellas que pueden afectar a las aves sedentarias podemos apuntar la carencia de alimento disponible, sea durante la época invernal, durante la temporada reproductora, o en verano (Donald y Evans, 1994; Panek, 1997; Peach *et al.*, 1999); el incremento de la depredación de nidos (Fuller *et al.*, 1995); efectos de la competencia interespecífica; y el cambio de las labores agrícolas con sus correspondientes alteraciones sobre el ambiente, y que parecen que explican las tendencias decrecientes en algunas especies británicas especializadas en la explotación de las tierras agrícolas (véase Siriwardena *et al.*, 1998a, 1998b, 2000a, 2000b; Chamberlain *et al.*, 2001). Esta última causa puede, por otra parte, estar en el origen de alguna de las causas señaladas con anterioridad.

Los Gorriones Comunes construyen sus nidos sobre los naranjos, con lo que no competirían por cavidades con especies que ocupan huecos, que son sin embargo preferidos (ocupan cajas anidaderas cuando disponen de ellas; Escobar y Gil-Delgado, 1984). Su instalación en los árboles puede estar obligada por la carencia de cavidades apetecibles, pero en caso de tener la oportunidad de instalarse en un hueco, el Gorrión Común domina a las restantes especies de aves que utilizan huecos para nidificar en los naranjales, aunque la especie que al final domina las cavidades es la rata negra *Rattus rattus* (Barba y Gil-Delgado 1990). La rata negra se encuentra, o se encontraba, en densidades mucho menores (Faus y Vericad, 1981) y depreda y ocupa los nidos de Gorrión Común (Gil-Delgado *et al.*, 1979; Faus y Vericad, 1981; Escobar y Gil-Delgado, 1984).

Los nidos en domo del Gorrión Común siempre han presentado un gran número de pérdidas por efecto de los depredadores. La comadreja *Mustela nivalis*, la rata negra y la culebra bastarda *Malpolon monspessulanus* han sido observadas consumiendo pollos o huevos en los nidos (Gil-Delgado *et al.*, 1979; Gil-Delgado pers. obs.). Recientemente, y desde 1999, los lirones caretos *Eliomys quercinus* han colonizado la parcela, siendo potenciales consumidores de nidos pues destruyen los de otras especies (Gil-Delgado pers. obs.) y los de Gorrión Común (Tapiero pers.

obs.). Sin embargo, las pérdidas por depredación en otras especies no parecen variar entre años, aunque se aprecian variaciones intranuales (Belda *et al.*, 1995). Por otra parte, una disminución de la densidad de Gorriones debe de reducir el efecto de la depredación. Desconocemos las densidades de algunos de los depredadores, pero el uso generalizado de herbicidas en los últimos años, que reduce la cobertura vegetal, debe de prevenir el uso de dichas áreas por parte de las serpientes desde que, y en general, tratan de pasar inadvertidas y buscan zonas con abundante cobertura vegetal (Monrós, 1997).

Por último apuntamos, aunque no demostramos, algunas sugerencias que tratan directa o indirectamente de la carencia de alimento. El cambio de las labores agrícolas puede mediatizar el alimento disponible y no necesariamente durante la estación reproductora. Bajo condiciones constantes, un medio agrícola difícilmente reduce la disponibilidad alimentaria salvo que el hombre intervenga. En los últimos años hay un cambio significativo en el tratamiento de los huertos. En la década de los setenta y principios de los ochenta la cubierta vegetal herbácea era tratada con mulas mecánicas de manera que la vegetación era devuelta a los huertos. Este tratamiento dejaba al descubierto bulbos de algunas especies (*Oxalis cernua*, *Allium* sp., entre otros) que forman parte de la dieta de los pollos del Gorrión Común (J. A. López, pers. com.). Probablemente, al remover la tierra diversas especies de invertebrados quedaban también disponibles para los Gorriones Comunes. Al arar los huertos repetidamente el proceso se repetía. A partir de finales de los ochenta, pero particularmente en la década de los noventa, se empieza a abandonar la roturación de los huertos y a controlar las malas hierbas mediante herbicidas. Al mismo tiempo, el riego por inundación va siendo sustituido por el riego por goteo. Ambas prácticas reducen, a veces hasta eliminar, la cubierta vegetal durante la temporada invernal. También al eliminar el arado de los huertos disminuye el alimento que se ponía a disposición de los Gorriones Comunes. El proceso en ambos casos debe de reducir la cantidad de alimento disponible y ello puede ser básico para la supervivencia de los jóvenes durante su primer verano e invierno. El riego por goteo, aunque oferta el agua suficiente a los naranjos, no mantiene los charcos que caracterizaban el riego por inundación. La alternativa es buscar el agua más lejos en una época en la que el clima mediterráneo se caracteriza por la carencia de precipitaciones y de temperaturas elevadas. Los cambios en el tratamiento agrícola de las granjas se han apuntado como responsables de la reducción de las poblaciones de algunas de las especies de aves que se han especializado en los sistemas agrícolas en Gran Bretaña (Siriwardena *et al.*, 1998a; Chamberlain *et al.*, 2000). Igualmente, los cambios en la forma de explotación de las superficies agrícolas y ganaderas parecen ser los responsables de la drástica reducción de los efectivos de los Gorriones Comunes en Alemania (Engler y Bauer, 2002).

Los resultados obtenidos tienen una segunda lectura. El Gorrión Común es una de las especies que mejor soporta la presencia humana (Summers-Smith, 1988). A pesar de ello, bajo determinadas circunstancias sus poblaciones pierden efectivos y según parece los cambios en el tratamiento de los huertos no les favorece. Además, la menor diferenciación entre los distintos huertos que acompaña a la intensificación de la agricultura parece explicar tendencias decrecientes de algunas especies (véase Chamberlain y Gregory, 1999). Desconocemos si la tendencia que el Gorrión Común presenta en Sagunto se puede generalizar al resto de España. No obstante, Holmes y Sherry, (2001) manifiestan que los resultados obtenidos en este tipo de estudios suelen reflejar bien las tendencias generales, y aunque el número de años controlados en el seguimiento de aves comunes reproductoras en España es aún pequeño parece existir un cierto paralelismo en los años en que se solapan con el presente estudio (véase SEO/BirdLife, 2000).

## Agradecimientos

Entre 1992 y 1997 el estudio fue financiado por los proyectos de la DGICYT PS90-0266 y GV-2517/94 de la Generalitat Valenciana. A partir de 1997 la continuación del proyecto procede del salario de los autores (90%), y de los fondos de investigación de la Universidad de Valencia Fiu (10%). Agradecemos a E. Barba, E. Belda, I. Encabo, P. Ferrandis, J. Gómez, D. Guijarro, M. de Juan, P. Lacort, M. Marín, E. Marco, J. Monrós, M. Paredes, A. Ponz, la ayuda prestada en uno o más años a la hora de buscar nidos y colonias. También los comentarios de todos ellos en uno u otro momento de los 27 años. Por último quedamos muy agradecidos a los recordatorios de P.J. Cordero.

## Bibliografía

- ANÓNIMO. 2000. Proyecto SACRE 1999. *La Garcilla*, 108: 36-37.
- BARBA, E. Y GIL-DELGADO, J. A. 1990. Competition for nest boxes among four vertebrate species: an experimental study in orange groves. *Holarctic Ecology*, 13: 183-186.
- BEGON, M., HARPER, J. L. Y TOWNSEND C. R. 1988. *Ecología: individuos, poblaciones y comunidades*. Omega. Barcelona.
- BELDA, J., FERRANDIS, P. Y GIL-DELGADO, J. A. 1995. Clutch size variation and nest failure of the Serin *Serinus serinus* in orange groves. *Ardeola*, 42: 1-10.

- CAWTHORNE, R. A. Y MARCHANT, J. H. 1980. The effects of the 1978/79 winter on British bird populations. *Bird Study*, 27: 163-172.
- CHAMBERLAIN, D. E. Y CRICK, H. Q. P. 1999. Population declines and reproductive performance of Skylarks *Alauda arvensis* in different regions and habitats of the United Kingdom. *Ibis*, 141: 38-51.
- CHAMBERLAIN, D. E. Y FULLER, R. J. 2000. Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78: 1-17.
- CHAMBERLAIN, D. E. Y GREGORY, R. D. 1999. Coarse and fine scale habitat associations of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in the UK. *Bird Study*, 46: 34-47.
- CHAMBERLAIN, D. E., WILSON, J. D. Y FULLER, R. J. 1999a. A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biological Conservation*, 88: 307-320.
- CHAMBERLAIN, D. E., WILSON, A. M., BROWNE, S. J. Y VICKERY, J. A. 1999b. Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *Journal of Applied Ecology*, 36: 856-870.
- CHAMBERLAIN, D. E., FULLER, R. J., BUNCE, R. G. H., DUCWORTH, J. C. Y SHRUBB, M. 2000. Changes of the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37: 771-788.
- CHAMBERLAIN, D. E., FULLER, R. J., GARTHWAITE, D. G. Y IMPEY, A. J. 2001. A comparison of farmland bird density and species richness in lowland England between two periods of contrasting agricultural practice. *Bird Study*, 48: 245-251.
- CRAMP, S. Y PERRINS, C. M. (EDS.). 1994. *The Birds of the Western Palearctic. Vol. VIII*. Oxford University Press. Oxford.
- CRICK, H. Q. P., DUDLEY, C., EVANS, A. D. Y SMITH, K. W. 1994. Causes of nest failure among buntings in the UK. *Bird Study*, 41: 88-94.
- DONALD, P. F. Y EVANS, A. D. 1994. Habitat selection by Corn Buntings *Miliaria calandra* in winter. *Bird Study*, 41: 199-210.
- ENGLER, B. Y BAUER, H. G. 2002. Dokumentation eines starkes Bestandsrückgangs beim Haussperling (*Passer domesticus*) in Deutschland auf Basis von Literaturangaben von 1850-2000. *Die Vogelwarte*, 41: 196-210.

- ESCOBAR, J. V. Y GIL-DELGADO, J. A. 1984. Estrategias de nidificación en *Passer domesticus*. *Doñana, Acta Vertebrata*, 11: 65-78.
- EVANS, A. D. 1992. The numbers and distribution of Cirl Buntings *Emberiza cirlus* breeding in Britain in 1989. *Bird Study*, 39: 17-22.
- EVANS, A. D. Y SMITH, K. W. 1994. Habitat selection of Cirl Buntings *Emberiza cirlus* wintering in Britain. *Bird Study*, 41: 84-94.
- FAUS, F. V. Y VERICARD, J. R. 1981. Sobre nidos aéreos de rata negra, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), en el naranjal saguntino (Valencia). *Mediterránea Serie Biológica*, 5: 67-96.
- FULLER, R. J., GREGORY, R. D., GIBBONS, D. W., MARCHANT, J. H., WILSON, J. D., BAILLIE, S. R. Y CARTER, N. 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology*, 9: 1425-1441.
- GIL-DELGADO, J. A. 1983. Breeding bird community in orange groves. *Proceedings of the VIII International Conference of Bird Census*, pp. 100-106. León, Spain.
- GIL-DELGADO, J. A. Y CATALÁ, M. C. 1989. El Verderón Común (*Carduelis chloris*): población nidificante, tamaño de la puesta y éxito reproductor. Un ejemplo de estudios a largo plazo. *Mediterránea, Serie Biológica*, 11: 121-131.
- GIL-DELGADO, J. A. Y ESCARRÉ, A. 1977. Avifauna del naranjal valenciano I. Datos preliminares sobre mirlo (*Turdus merula* L.). *Mediterránea, Serie Biológica*, 2: 89-109.
- GIL-DELGADO, J. A. Y LACORT, M. P. 1996. La estación de nidificación del Mirlo *Turdus merula* en los naranjales: tiempo de nidificación y número de nidadas. *Ardeola*, 43: 41-48.
- GIL-DELGADO, J. A., PARDO, I., BELLOT, J. Y LUCAS, I. 1979. Avifauna del naranjal valenciano (II): el gorrión común (*Passer domesticus* L.). *Mediterránea, Serie Biológica*, 3: 69-99.
- GREEN, R. E. 1995. The decline of the Corncrake *Crex crex* in Britain continues. *Bird Study*, 42: 66-75.
- HOLMES, R. T. Y SHERRY, T. W. 2001. Thirty-year bird population trends in an unfragmented temperate deciduous forest: importance of habitat change. *Auk*, 118: 589-609.
- HUSTINGS, F. 1992. European monitoring studies on breeding birds: an update. *Bird Census News*, 5: 1-56.

- INDYKIEWICZ, P. Y SUMMERS-SMITH, J. D. 1997. House Sparrow *Passer domesticus*. En, W. J. M. Hagemeyer y Blair, M. J. (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: their distribution and abundance*, pp. 694–695. T. y A. D. Poyser. London.
- MARCHANT, J. H., HUDSON, R., CARTER, S. P. Y WHITTINGTON, P. A. 1990. *Population trends in British Breeding Birds*. British Trust for Ornithology. Thetford.
- MARGALEF, R. 1974. *Ecología*. Omega. Barcelona.
- MONRÓS, J. S. 1997. *El dominio vital y algunos aspectos de la ecología de la culebra bastarda Malpolon monspessulanus en los naranjales*. Tesis doctoral, Universidad de Valencia. Valencia.
- PANEK, M. 1997. The effect of agricultural landscape structure on food resources and survival of grey partridge *Perdix perdix* chicks in Poland. *Journal of Applied Ecology*, 34: 787-792.
- PEACH, W. J., THOMPSON, P. S. Y COULSON, J. C. 1994. Annual and long-term variation in the survival rates of British lapwings *Vanellus vanellus*. *Journal of Animal Ecology*, 63: 60-70.
- PEACH, W. J., SIRIWARDENA, G. M. Y GREGORY, R. D. 1999. Long-term changes in over-winter survival rates explain the decline of reed bunting *Emberiza schoeniclus* in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 36: 798-811.
- PONZ, A., BARBA, E. Y GIL-DELGADO, J. A. 1996. Population changes and breeding ecology of the Cirl Bunting *Emberiza cirlus* in eastern Spain. *Bird Study*, 43: 38-46.
- SEO/BIRDLIFE. 2000. *Seguimiento de aves comunes reproductoras en España. Programa SACRE. Informe 1999*. SEO/BirdLife. Madrid.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., BUCKLAND, S. T., FEWSTER, R. M., MARCHANT, J. H. Y WILSON, J. D. 1998a. Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Bird Census indices. *Journal of Applied Ecology*, 35: 24-43.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R. Y WILSON, J. D. 1998b. Variation in the survival rates of some British passerines with respect to their population trends on farmland. *Bird Study*, 45: 276-292.



- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R. Y WILSON, J. D. 1999. Temporal variation in the annual survival rates of six granivorous birds with contrasting population trends. *Ibis*, 141: 621-636.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., CRICK, H. Q. P. Y WILSON, J. D. 2000a. The importance of variation in the breeding performance of seed-eating birds in determining their populations trends on farmland. *Journal of Applied Ecology*, 37: 128-148.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., CRICK, H. Q. P. Y WILSON, J. D. 2000b. Agricultural habitat-type and the breeding performance of granivorous farmland birds in Britain. *Bird Study*, 47: 66-81.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., CRICK, H. Q. P. Y WILSON, J. D. 2001. Changes in agricultural land-use and breeding performance of some granivorous farmland passerines in Britain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84: 191-206.
- SITTERS, H. P. 1982. The decline of the Cirl Bunting in Britain, 1968-80. *British Birds*, 75: 105-108.
- SITTERS, H. P. 1985. Cirl Buntings in Britain in 1982. *Bird Study*, 32: 1-10.
- STRIEN, A. J. VAN, PANNEKOEK, J. Y GIBBONS, D. W. 2001. Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. *Bird Study*, 48: 200-213.
- SUMMERS-SMITH, J. D. 1988. *The Sparrows*. T. y A. D. Poyser. London.
- TILMAN, D. 1982. *Resource Competition and Community Structure*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.
- TUCKER, G. M. Y HEATH, M. F. (EDS.). 1994. *Birds in Europe: Their conservation status*. BirdLife International. Cambridge.
- WILSON, J. D., EVANS, J., BROWNE, J. S. Y KING, J. R. 1997. Territory distribution and breeding success of skylark *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1462-1478.
- ZAR, J. H. 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall International. New Jersey.
- ZARAGOZA, S. 1988. *Pasado y presente de la citricultura española*. Consellería de Agricultura y Pesca, Generalitat Valenciana. Valencia.



# Capítulo II

## **Evaluación del declive poblacional del gorrión común *Passer domesticus*: efectos de las prácticas agrícolas y ganaderas en la provincia de Teruel**

Carmen Vives-Ferrándiz, Eva Marco, Adrián Ponz\* y José A. Gil-Delgado

Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia.

Apartado oficial 2085, E-46071 Valencia, España

\*Departamento de Didáctica de las Ciencias Experimentales. Facultad de Ciencias Sociales y Humanas.

Universidad de Zaragoza. Ciudad Escolar s/n 44003, Teruel,

*Teruel* (2012-2013), 94(1): 83-98.

## Resumen

El gorrión común (*Passer domesticus*) es un ave abundante en la Península Ibérica que históricamente ha estado asociada al ser humano. Actualmente está en declive en Europa Occidental, aunque esta tendencia negativa parece que está más moderada en España. Para matizar este declive, el presente trabajo pretende estimar la abundancia del gorrión común en la provincia de Teruel y evaluar la incidencia que el tamaño de la población humana y las prácticas agrícolas y ganaderas tienen sobre su población. Para ello, se realizaron censos en itinerarios de 1 a 1,29 Km en 32 localidades distribuidas al azar y con número de habitantes y características agrícolas y ganaderas diferentes. Los resultados muestran que el gorrión está presente en todas las localidades y que su abundancia no disminuye al final del periodo invernal. El número de cabezas de ganado y la mayoría de superficies agrícolas están relacionados linealmente con el número de habitantes; sin embargo, la abundancia de gorrión sólo está ligada a las superficies de cultivo de cereal, leguminosas, tubérculos de regadío, girasol de regadío y superficies de barbecho. La independencia de su abundancia respecto al número de habitantes indica la importancia que tiene la superficie dedicada a la producción agrícola sobre las poblaciones de esta especie.

**Palabras clave:** agricultura, ganadería, gorrión común, *Passer domesticus*, prácticas agrícolas, tendencia, Teruel.

## Abstract

Assessment of the population decline of the House sparrow *Passer domesticus*: effects of the agricultural and farming practices in the province of Teruel.- The House sparrow (*Passer domesticus*) is an abundant bird in the Iberian Peninsula and has historically been associated to the human being. In Western Europe their populations show a decline, this negative population trend is more moderate in Spain. To clarify this decline this paper aims to determine the abundance of the House sparrow in the province of Teruel and to assess the effects that the human population and the farming practices have on its population. Line census transects (between 1 and 1.29 km) were done in 32 localities randomly distributed and with different number of inhabitants and agricultural and farming characteristics. The results show that the House sparrow is present in every locality and its abundance did not decrease at the end of the winter period. The livestock and the majority of the agricultural surfaces were related to the number of inhabitants. However, the abundance of House sparrow was only related to the surfaces of cereal, leguminous plants, irrigated tubers, irrigated sunflowers and fallow lands. The abundance of House sparrow was independent of the number of inhabitants, showing then the importance of the surfaces dedicated to the agricultural production to this specie.

**Key words:** agriculture, farming practices, House sparrow, livestock, *Passer domesticus*, tendence, Teruel.

## **Introducción**

El gorrión común *Passer domesticus* es una especie típicamente asociada al ser humano presentando las densidades más altas en las zonas urbanas rodeadas de medios agrícolas (Martí y Del Moral, 2003).

Desde hace algo más de una década sus poblaciones asentadas en el Paleártico Occidental muestran tendencias decrecientes (Eaton *et al.*, 2009). Este declive, aunque moderado, también se ha observado en España para el período 1998-2009 (SEO/BirdLife, 2010). Sin embargo, la única serie temporal superior a veinticinco años mostraba un declive poblacional superior al 90 %, y sugería una tendencia a la extinción (Gil-Delgado *et al.*, 2002). Estos mismos autores proponían que el declive de las poblaciones de esta especie era consecuencia de las nuevas prácticas agrícolas que reducían la cantidad de alimento disponible. Al estar la población española también en declive es necesario averiguar qué factores explican el decrecimiento de sus poblaciones. De esta forma, se pueden entender las tendencias a nivel local y matizar los declives poblaciones generales. Por ser el gorrión común una especie dependiente de las áreas antrópicas, la reducción de sus efectivos debe ligarse a cambios en las actividades asociadas a los seres humanos. El declive de su población en el Reino Unido, al mismo tiempo que se extinguía en el centro de Londres (Robinson *et al.*, 2005; DeLaet y Summer-Smith, 2007), sugiere un efecto negativo de las nuevas actividades humanas. Para el Reino Unido se ha sugerido que los cambios en la estructura agraria y los nuevos modelos de construcción urbana son los factores básicos para explicar dicho declive (Chamberlain y Fuller, 2000; Siriwardena *et al.*, 2001; Robinson *et al.*, 2005; DeLaet y Summer-Smith, 2007).

Este trabajo pretende estimar la abundancia del gorrión común en áreas urbanas de la provincia de Teruel y evaluar la incidencia que algunos factores relacionados con la actividad humana tienen sobre esta especie. La provincia de Teruel es eminentemente rural, con una población con claros signos de envejecimiento (Instituto Aragonés de Estadística, 2011) y, como consecuencia, con un declive de las explotaciones agrícolas y ganaderas. A falta de series temporales largas, la comparación entre la abundancia de gorriones comunes y las diferentes actividades humanas deben de ayudarnos a explicar los factores ligados al declive de la especie tratada.

## **Área de estudio y métodos**

Para realizar este trabajo se escogieron 32 localidades en las que estaban representadas ciudades eminentemente urbanas como Alcañiz y Teruel, y otras entre

las que predominaba el medio rural. Algunas de las localidades fueron consideradas mixtas.

Las localidades se seleccionaron aleatoriamente por su localización geográfica y por el número de habitantes de forma proporcional sobre la totalidad de las poblaciones de la provincia de Teruel (Tabla 1).

La abundancia de gorriones comunes fue determinada de acuerdo con itinerarios lineales con distancias de al menos 1 km. Esta técnica para evaluar poblaciones de aves está ampliamente descrita (*e.g.* Blondel, 1969; Sutherland, 1996). Todos los valores se ajustaron al número de individuos por kilómetro recorrido (índice kilométrico de abundancia IKA) (Tellería, 1978).

El estudio se realizó entre octubre y febrero de 2010-2011. Veinticuatro localidades se censaron dos veces coincidiendo con los períodos iniciales y finales del estudio. Las ocho localidades restantes, localidades control, se censaron mensualmente. El número de muestras por población varió entre 1 y 5 y estuvo relacionado con el número de habitantes (Tabla 1). Los itinerarios fueron de tres tipos de acuerdo con la estructura de las localidades: urbano, que enmarca el área urbana; rural, llega hasta las zonas periurbanas agro-ganaderas, y mixto, abarcan zonas urbanas y rurales.

#### *Datos sobre las poblaciones humanas y las explotaciones agrícolas y ganaderas*

El número de habitantes censados en cada una de las localidades para el año 2010 fue obtenido a partir de la información del INE (Instituto Nacional de Estadística, 2011). También las características agrícolas y ganaderas de cada municipio se obtuvieron de las Estadísticas Agrarias y Ganaderas publicadas por el Departamento de Agricultura y Alimentación del Gobierno de Aragón para el año 2010 (Secretaría General Técnica, Servicio de Planificación y Análisis, 2011). Las gráficas de la figura 1 muestran las características agrícolas y ganaderas de cada localidad.

#### *Análisis estadístico*

Las variables ganaderas consideradas fueron: el número de cabezas de ganado porcino, de ovino y de bovino. La correlación positiva y estadísticamente significativa entre ellas (porcino-ovino:  $r$  Pearson = 0,524;  $P$  = 0,002;  $N$  = 32) (porcino-bovino:  $r$  Pearson = 0,675;  $P$  = 0,000;  $N$  = 32) (bovino-ovino:  $r$  Pearson = 0,533;  $P$  = 0,002;  $N$  = 32) permitió usar una única variable, el número total de cabezas de ganado. Las variables agrícolas consideradas fueron las superficies de cultivos leñosos de secano (SCLS), de cultivos leñosos de regadío (SCLR), de barbecho de secano (SBS), de barbecho de regadío (SBR), de cereal de secano (SCS),

Tabla 1. Características geográficas de las localidades censadas, número de habitantes, número y tipo de transectos realizados en cada una y promedio IKAs (gorriones/Km)  $\pm$  desviación típica (dt) de gorriones/Km.

Localidad	Coordenadas	Nº habitantes	Altitud (m s.n.m.)	Transectos	Promedio IKAs $\pm$ dt
Albentosa	40°6'8" N 0°46'7" O	310	960	1 mixto	73,50 $\pm$ 57,28
Alcañiz	41°2'57.55" N 0°7'50.2" O	16291	335	1 rural / 2 urbanos	56,46 $\pm$ 28,18
Alfambra	40°32'53.56" N 1°2'1.64" O	676	1049	1 rural / 1 urbano	26,07 $\pm$ 22,19
Allepuz	40°29'35.12" N 0°43'39.14" O	133	1425	1 mixto	23,08 $\pm$ 0,00
Andorra	40°58'38" N 0°26'41" O	8367	716	1 rural / 2 urbanos	41,09 $\pm$ 28,95
Ariño	41°1'59" N 0°36'0" O	925	522	1 rural / 1 urbano	22,90 $\pm$ 16,96
Bádenas	41°5'30.79" N 1°7'16.64" O	22	999	1 mixto	62,63 $\pm$ 32,01
Bronchales	40°30'35.35" N 1°35'22.50 O	480	1575	1 rural / 1 mixto	42,36 $\pm$ 42,36
Bueña	40°42'31.43" N 1°16'2.46" O	67	1212	1 mixto	27,68 $\pm$ 17,68
Cabra de Mora	40°19'3" N 0°48'26" O	88	1081	1 mixto	43,50 $\pm$ 3,54
Calamocha	40°55'12" N 1°18'3" O	4649	884	2 rurales / 1 urbano	69,95 $\pm$ 38,12
Calanda	40°56'23" N 0°13'52.32" O	4004	452	1 rural / 2 urbanos	38,04 $\pm$ 25,33
Calomarde	40°22'24" N 1°34'31" O	84	1314	1 mixto	6,07 $\pm$ 4,63
Camarillas	40°36'47.41" N 0°45'14.33" O	119	1313	1 mixto	24,50 $\pm$ 16,26
Cantavieja	40°31'40.9" N 0°24'20.1" O	748	1300	1 rural / 1 urbano	53,70 $\pm$ 24,41
Cañada Vellida	40°42'32.22" N 0°54'50.15" O	42	1322	1 mixto	49,53 $\pm$ 6,00
Castellote	40°48'3" N 0°19'12.5" O	804	779	1 rural / 1 urbano	12,49 $\pm$ 14,78
Fórnoles	40°53'40.45" N 0°0'1.42" O	103	706	1 mixto	21,57 $\pm$ 19,41
Híjar	41°10'28.50" N 0°26'59.11" O	1899	297	1 rural / 1 urbano	61,48 $\pm$ 53,89
La Puebla de Valverde	40°13'30.32" N 0°55'46.99" O	571	1116	1 rural / 1 urbano	70,89 $\pm$ 54,05
Molinos	40°49'10.20" N 0°26'59.03" O	303	855	1 mixto	10,34 $\pm$ 11,29
Mora de Rubielos	40°15'11" N 0°45'9" O	1706	1038	1 mixto / 2 urbanos	71,54 $\pm$ 26,34
Mosqueruela	40°21'41" N 0°26'56" O	608	1474	1 mixto	49,57 $\pm$ 13,53
Muniesa	41°2'2.80" N 0°48'42.59" O	669	781	1 rural / 1 urbano	41,08 $\pm$ 32,33
Ojos negros	40°44'17.48" N 1°30'0.40" O	489	1160	1 rural / 1 urbano	74,11 $\pm$ 31,78
Rubiales	40°16'38.28" N 1°16'11.82" O	57	1164	1 mixto	31,68 $\pm$ 14,00
Santa Eulalia	40°34'26.04" N 1°18'40.68" O	1152	985	1 rural / 1 urbano	65,38 $\pm$ 49,42
Teruel	40°20'37" N 1°6'26" O	35241	915	2 mixtos / 3 urbanos	30,08 $\pm$ 10,97
Tornos	40°57'44.24" N 1°26'1.68" O	232	1017	1 mixto	25,73 $\pm$ 17,16
Torrijas	40°1'21.90" N 0°57'27.3" O	66	1356	1 mixto	5,00 $\pm$ 8,54
Valdealgorfa	40°59'30.19" N 0°2'3.91" O	685	511	1 mixto	79,06 $\pm$ 32,41
Vivel del Río Martín	40°52'11.78" N 0°56'24.07" O	86	975	1 mixto	73,83 $\pm$ 21,15
TOTAL					43,28 $\pm$ 22,45



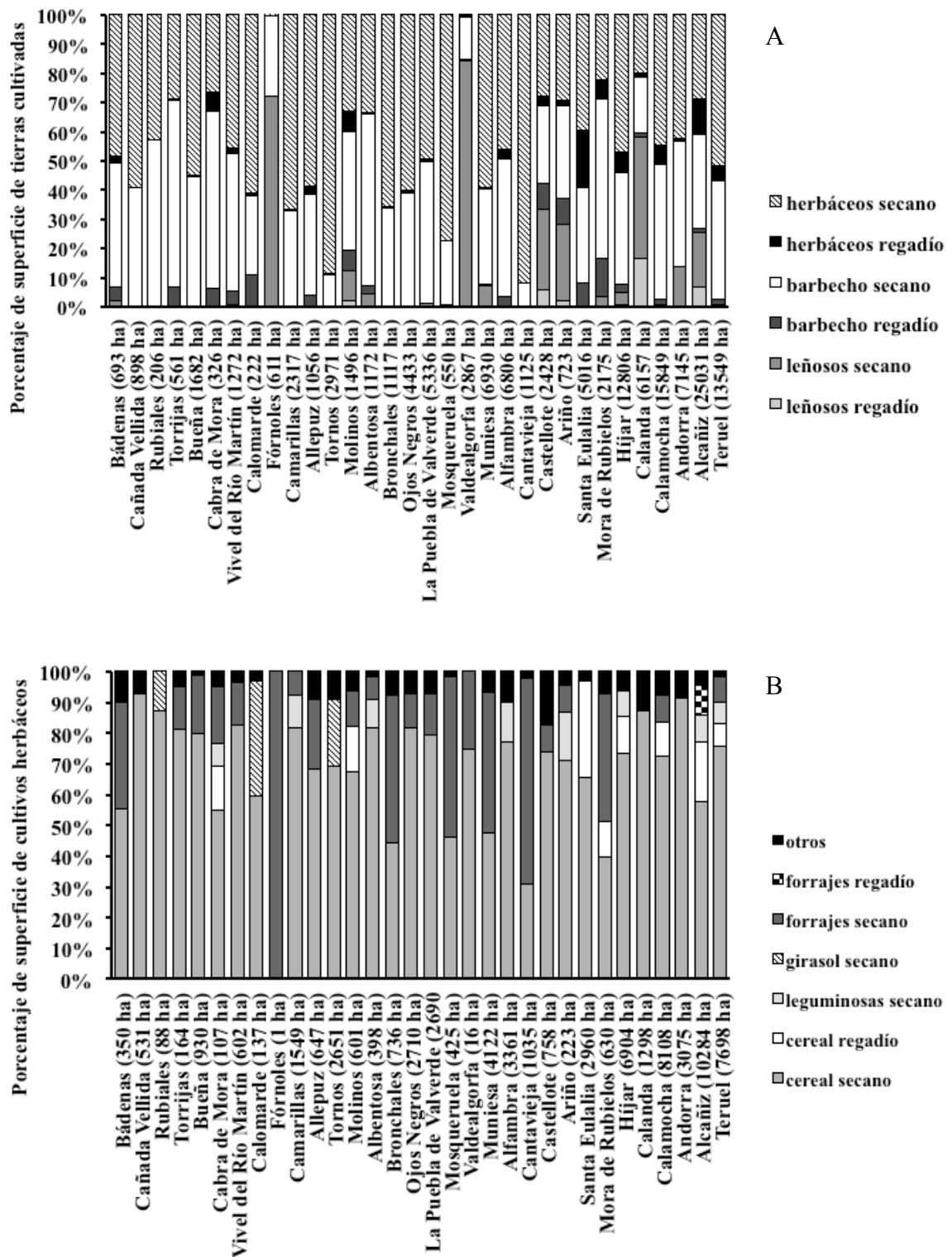


Figura 1. Características agrícolas de todas las localidades presentadas de menor a mayor número de habitantes: A) porcentaje de superficie de tierras de cultivo de leñosos, herbáceos y de barbecho; B) porcentaje de superficie de cultivo dedicada a cultivos herbáceos. Para cada localidad se presenta entre paréntesis la superficie total de cultivos considerada.

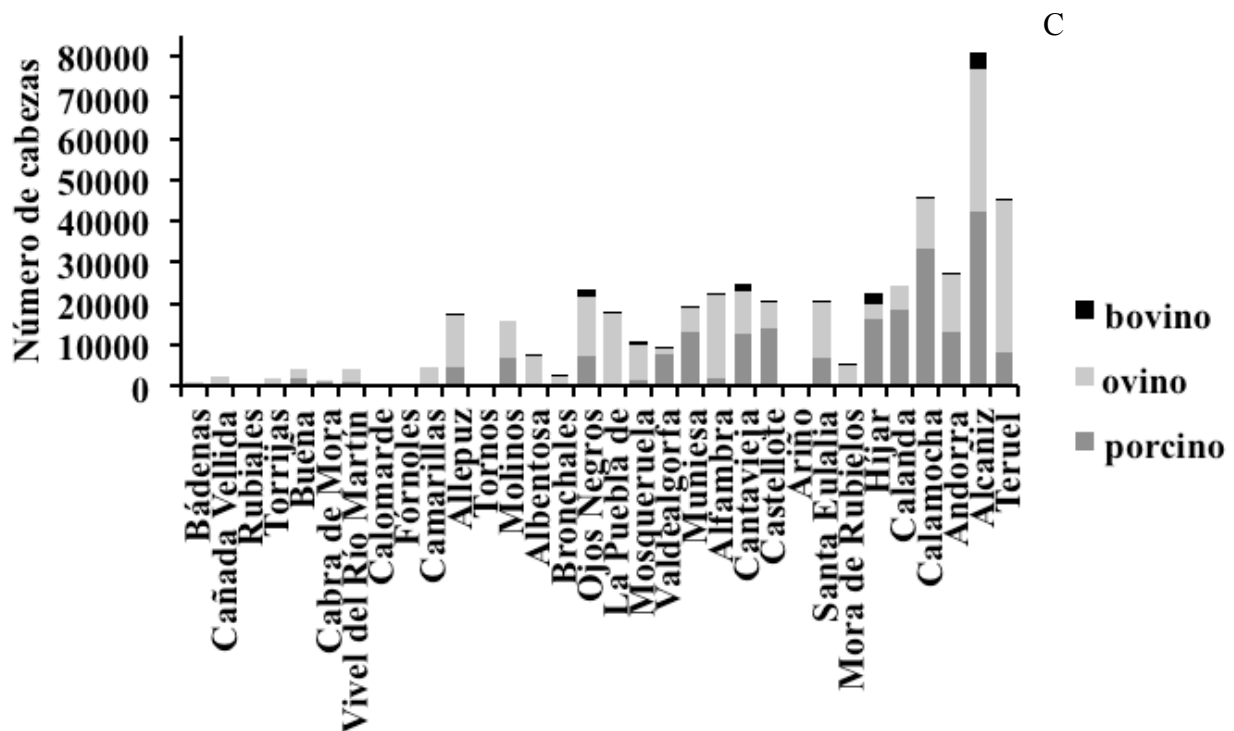


Figura 1. Cont. C) Características ganaderas de todas las localidades presentadas de menor a mayor número de habitantes: número de cabezas de ganado bovino, ovino y porcino.

de cereal de regadío (SCR), de leguminosas de secano (SLS), de leguminosas de regadío (SLR), de tubérculos de secano (STS), de tubérculos de regadío (STR), de girasol de secano (SGS), de girasol de regadío (SGR), de forrajes de secano (SFS), de forrajes de regadío (SFR), y de hortalizas (SH). Las correlaciones entre las variables agrícolas permitió agruparlas en 5 grupos mediante un análisis cluster: variable 1, la superficie de tubérculos de secano (STS); variable 2, la superficie de girasol de secano (SGS); variable 3, la superficie de forrajes de secano (SFS); variable 4, las superficies de forrajes de regadío, de hortalizas, y de cultivos leñosos de secano y de regadío (SFR + SH + SCLS + SCLR); variable 5, las superficies de cereal de secano, de cereal de regadío, de leguminosas de secano, de leguminosas de regadío, de girasol de regadío, de barbecho de secano y de barbecho de regadío (SCS + SCR + SLS + SLR + STR + SGR + SBS + SBR) (Figura 2).

Se llevaron a cabo análisis de regresión entre las variables agrícolas y ganaderas (1 variable ganadera y los 5 grupos de variables agrícolas) y el número de habitantes. En el primer caso se eliminaron de los análisis las localidades de Teruel, Alcañiz, Calanda, Calamocha y Andorra; y en el segundo se eliminó la localidad de Teruel por representar valores extremos. Los IKAs fueron comparados mediante análisis de varianza para distribuciones continuas y discretas, contrastándose mediante test paramétricos o no paramétricos según el caso. Para determinar la dependencia de los gorriones comunes de los factores que representan la actividad

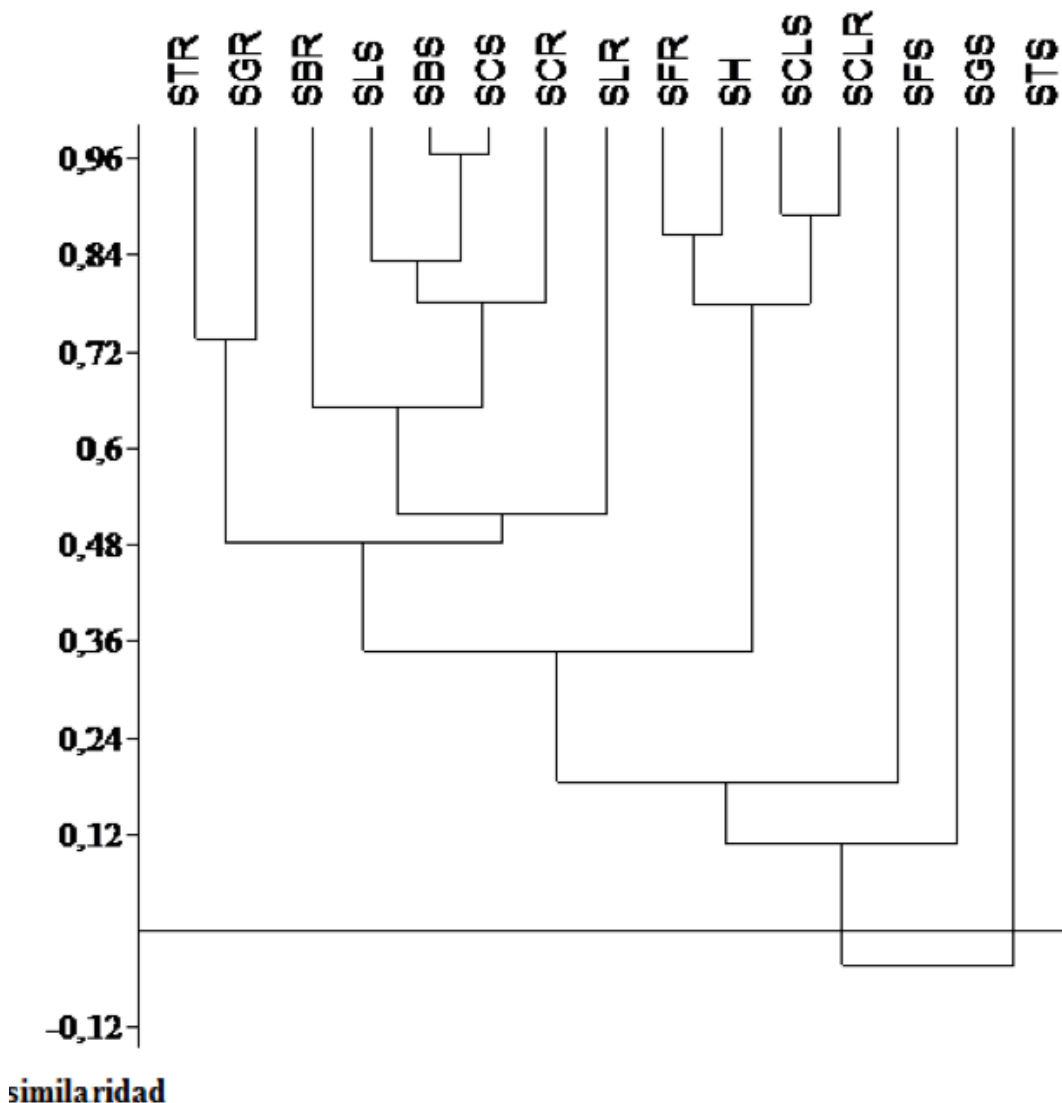


Figura 2. Agrupación de las variables agrícolas según las correlaciones entre ellas (superficie de cultivos leñosos de secano = SCLS, superficie de cultivos leñosos de regadío = SCLR, superficie de barbecho de secano = SBS, superficie de barbecho de regadío = SBR, superficie de cereal de secano = SCS, superficie de cereal de regadío = SCR, superficie de leguminosas de secano = SLS, superficie de leguminosas de regadío = SLR, superficie de tubérculos de secano = STS, superficie de tubérculos de regadío = STR, superficie de girasol de secano = SGS, superficie de girasol de regadío = SGR, superficie de forrajes de secano = SFS, superficie de forrajes de regadío = SFR y superficie de hortalizas = SH).

humana utilizamos ecuaciones polinómicas en donde la abundancia de gorriones comunes constituía la variable dependiente (Zar, 1984) y las variables independientes las constituían aquellos grupos relacionados estadísticamente de forma significativa con el número de habitantes, además de la altitud y del número de habitantes.

Además se realizó un análisis de coordenadas principales con distancias euclidianas para agrupar localidades similares según las variables: promedio de gorriones/Km, altitud, número de habitantes, número de cabezas de ganado y las 5 variables agrícolas.

Se utilizaron los programas estadísticos SPSS v.17 (SPSS, 2008) y PAST v. 2.07 (Hammer *et al.*, 2001).

## Resultados

### *Abundancia del gorrión común en la provincia de Teruel*

El promedio de gorriones/km al inicio (media = 50,03 ± 35,65; N = 35) y al final del estudio (media = 46,57 ± 34,22; N = 35) no presentó diferencias en las localidades clasificadas como no control (test *t* muestras pareadas = 0,517; *g.l.* = 34; *P* = 0,609; ns). Tampoco hubo diferencias significativas entre meses para las localidades control (*F* = 0,989; *g.l.* = 4; *P* = 0,417; ns) (Estadístico de Levene para homogeneidad de varianzas = 0,587; *g.l.* = 1,2; *P* = 0,673; ns). Tampoco aparecen diferencias entre tipos de transectos (test de Kruskal-Wallis,  $\chi^2$  = 0,565; *g.l.* = 2; *P* = 0,754; ns), ni tampoco entre tipos de transectos antes y después del periodo invernal considerando en ambos casos las localidades no control (test de Kruskal-Wallis,  $\chi^2$  = 0,909; *g.l.* = 5; *P* = 0,970; ns) (Tabla 2).

Tabla 2. Promedio IKAs (gorriones/Km) ± desviación típica (dt) de gorriones/Km

	Promedio IKAs ± dt	Nº muestras
Inicio del estudio	50,03 ± 35,65	35
Final del estudio	46,57 ± 34,22	35
Transectos mixtos	42,28 ± 28,05	28
Transectos rurales	55,32 ± 45,41	22
Transectos urbanos	49,01 ± 29,73	20
Transectos mixtos inicio	45,84 ± 31,86	14
Transectos mixtos final	38,72 ± 24,32	14
Transectos rurales inicio	56,19 ± 46,72	11
Transectos rurales final	54,46 ± 46,32	11
Transectos urbanos inicio	49,12 ± 28,88	10
Transectos urbanos final	48,89 ± 31,76	10

La abundancia promedio de gorriones/km en cada localidad y en el conjunto de localidades de la provincia de Teruel se muestra en la Tabla 1.

*Relación de las variables agrícolas-ganaderas con el número de habitantes y el promedio de gorriones/Km*

El número total de cabezas de ganado estuvo positiva y significativamente correlacionado con el número de habitantes ( $r$  Pearson = 0,662;  $N = 32$ ;  $P < 0,001$ ). Después de eliminar los puntos extremos, el mejor ajuste de la relación entre ambas variables fue lineal: Número de cabezas de ganado = 9, 086 + 5390,43·Número de habitantes ( $R^2 = 0,254$ ;  $F = 8,495$ ;  $g.l. = 1, 25$ ;  $P = 0,007$ ; Figura 3A).

De los cinco grupos de variables agrícolas, las variables 4 (SFR + SH + SCLS + SCLR) y 5 (SCS + SCR + SLS + SLR + STR + SGR + SBS + SBR) estuvieron positiva y significativamente correlacionadas con el número de habitantes (variable 4:  $r$  Pearson = 0,353;  $N = 32$ ;  $P = 0,047$ ; variable 5:  $r$  Pearson = 0,660;  $N = 32$ ;  $P < 0,001$ ). Después de eliminar el valor extremo de Teruel, el mejor ajuste en ambos casos fue lineal: Superficie (SFR + SH + SCLS + SCLR) = -4,683 + 0,387·Número de habitantes ( $R^2 = 0,711$ ;  $F = 71,183$ ;  $g.l. = 1, 29$ ;  $P < 0,001$ ; Figura 3B); Superficie (SCS + SCR + SLS + SLR + STR + SGR + SBS + SBR) = 1621,781 + 0,992·Número de habitantes ( $R^2 = 0,567$ ;  $F = 38,023$ ;  $g.l. = 1, 29$ ;  $P < 0,001$ ; Figura 3C).

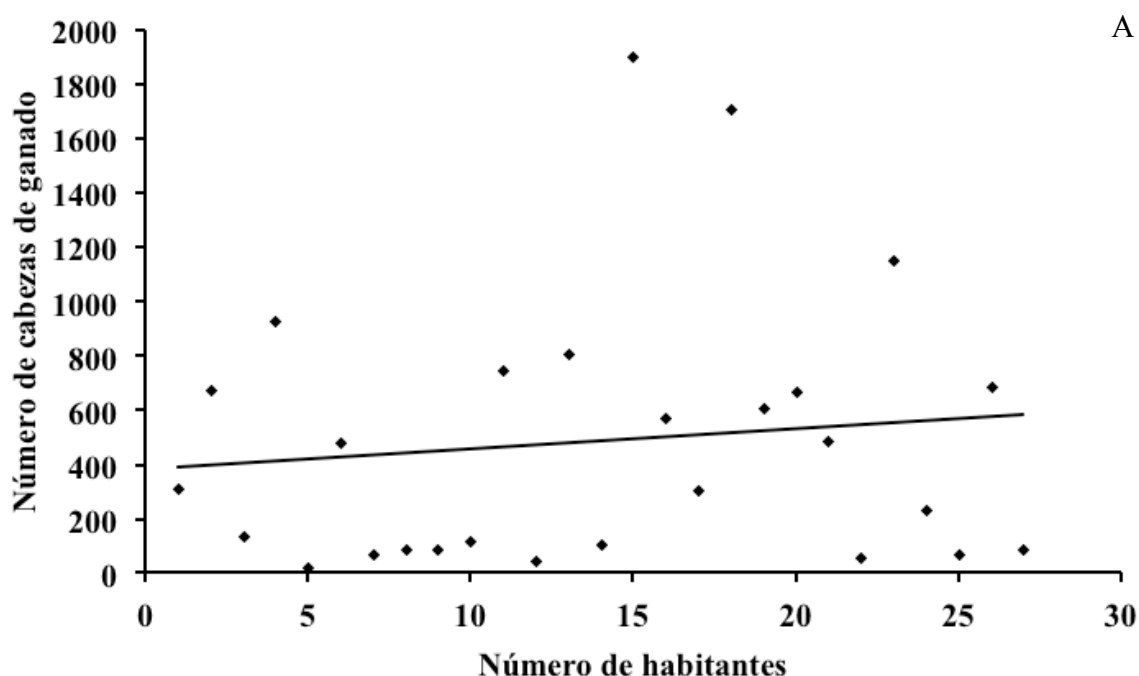


Figura 3A. Relación del número de cabezas de ganado con el número de habitantes.

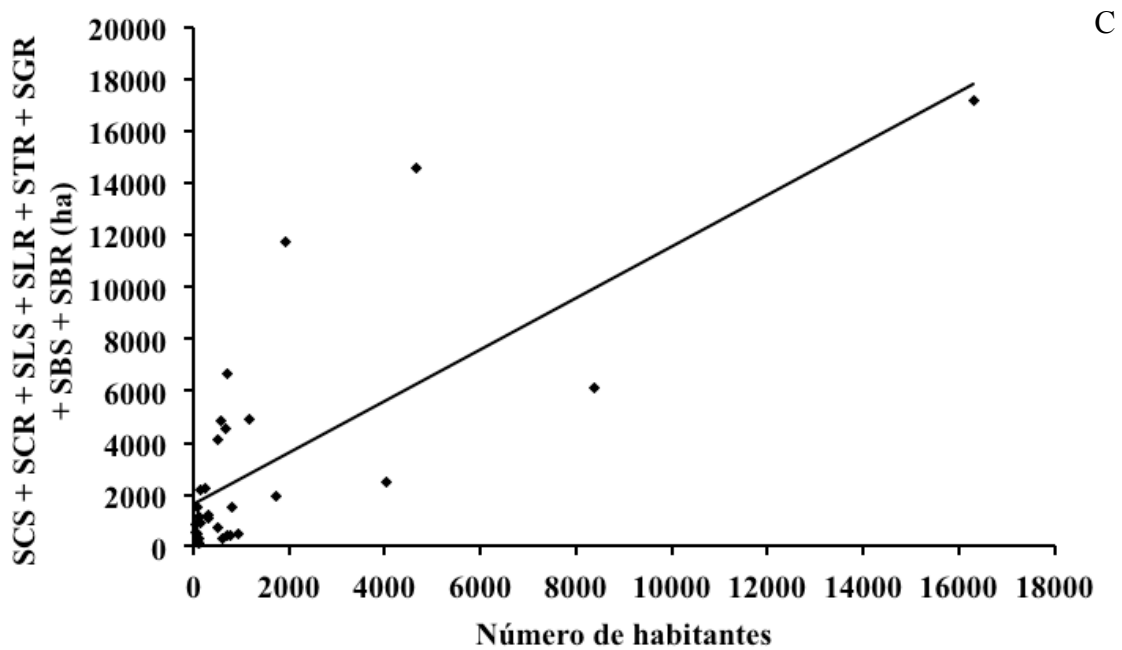
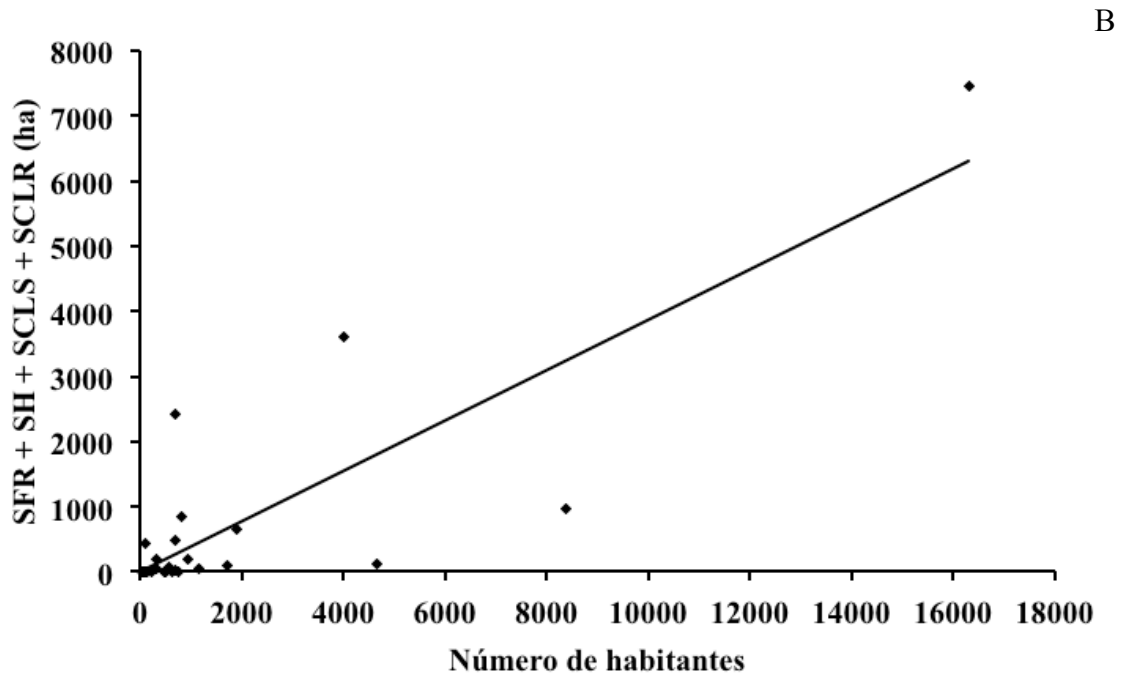


Figura 3B y 3C. Relación de B) la superficie de cultivo dedicada a forrajes de regadío, hortalizas y leñosos (SFR + SH + SCLS + SCLR), C) la superficie de cultivo dedicada a a cereal, leguminosas, tubérculos de regadío, girasol de regadío y la superficie de barbecho (SCS + SCR + SLS + SLR + STR + SGR + SBS + SBR), con el número de habitantes.

El promedio de gorriones/Km únicamente presentó tendencias significativas con la suma de superficies integradas en la variable 5 ( $r$  Pearson = 0,434; Número de gorriones/Km =  $36,185 + 0,002 \cdot \text{Superficie}$  (SCS + SCR + SLS + SLR + STR + SGR + SBS + SBR);  $R^2 = 0,189$ ;  $F = 6,981$ ;  $g.l. = 1, 30$ ;  $P = 0,013$ ; Figura 4).

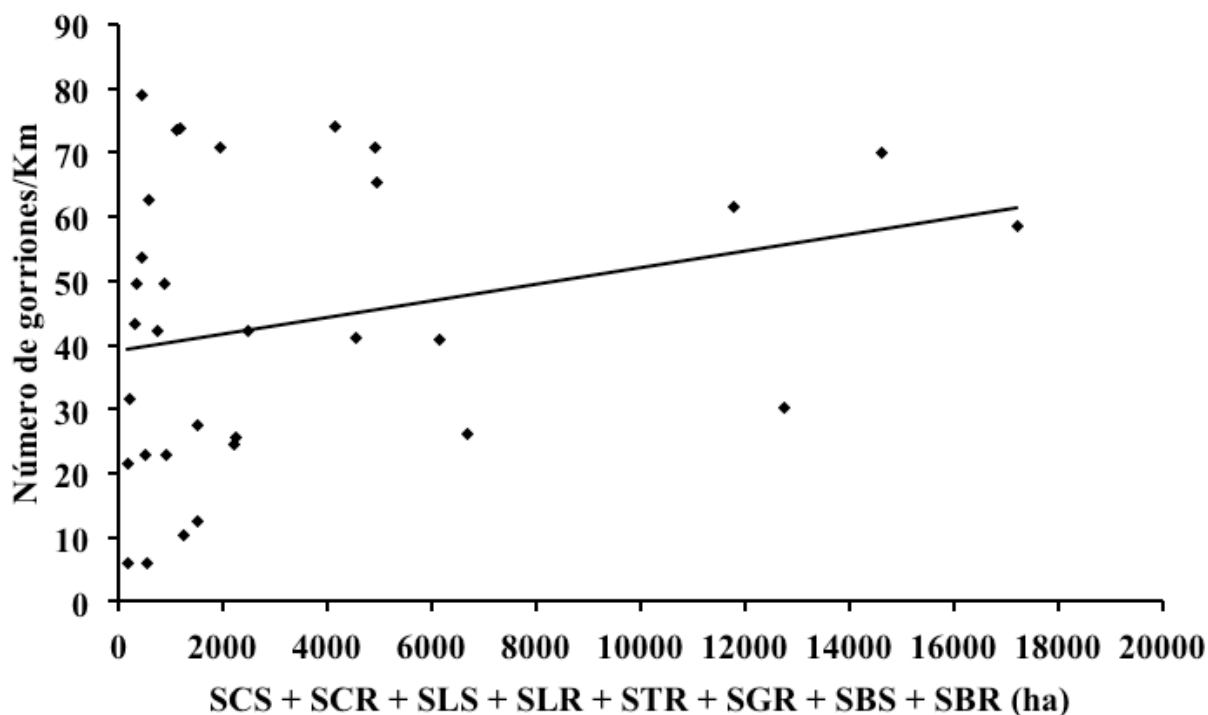


Figura 4. Relación del número de gorriones/Km con la superficie de cultivo dedicada a cereal, leguminosas, tubérculos de regadío, girasol de regadío y la superficie de barbecho (SCS + SCR + SLS + SLR + STR + SGR + SBS + SBR).

### *Análisis de coordenadas principales*

El análisis de coordenadas principales muestra 4 grandes grupos de localidades considerando sus similitudes respecto a las variables consideradas. De los 4 grupos, tres están compuestos por una sola localidad y el cuarto grupo engloba al resto de las localidades. Las localidades de Teruel, Alcañiz y Calamocha se agrupan independientemente del resto de localidades (Figura 5).

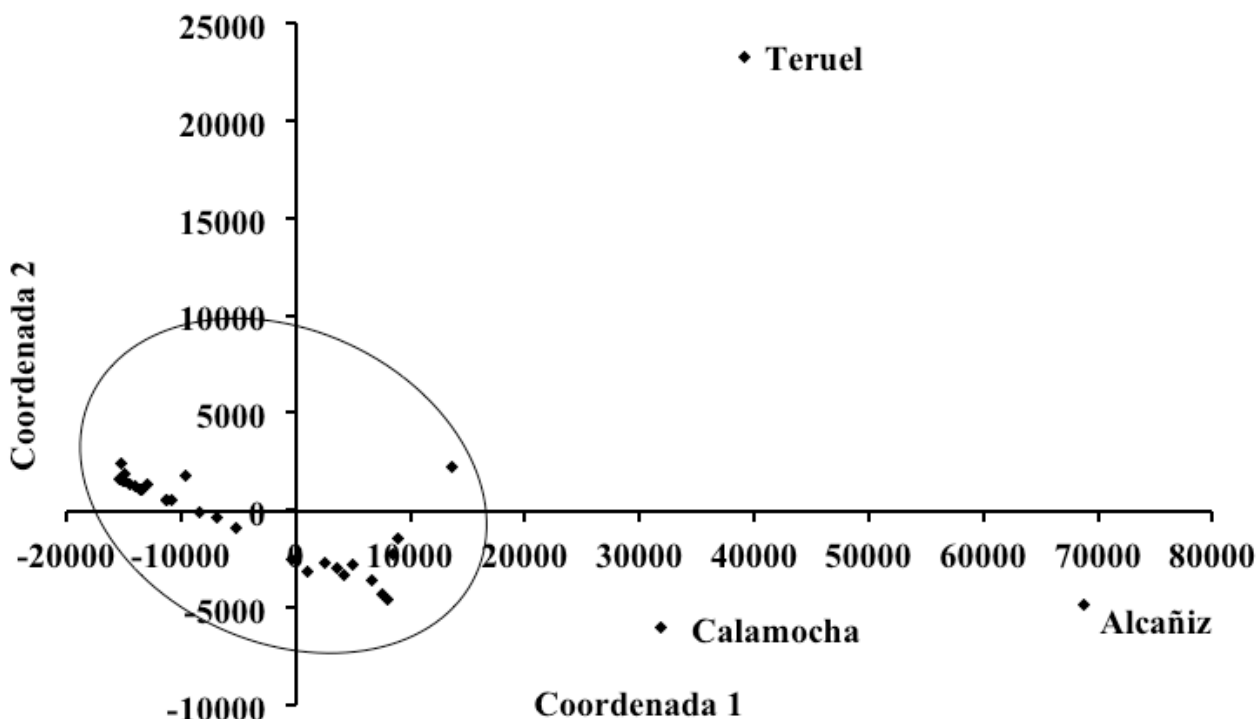


Figura 5. Agrupación de localidades según las distancias euclidianas de similitud entre las variables: promedio de gorriones/Km, altitud, número de habitantes, número de cabezas de ganado y las 5 variables agrícolas (SGS, SFS, SFR + SH + SCLS + SCLR, SCS + SCR + SLS + SLR + STR + SGR + SBS + SBR).

## Discusión

El gorrión común se encuentra presente en todas las localidades estudiadas. Durante el periodo invernal no hay aporte de individuos a la población procedentes de la reproducción, por ello se esperaba una reducción de individuos al final del periodo de estudio. Sin embargo, no encontramos diferencias entre el principio y el final del mismo. Además, tampoco encontramos diferencias en el número de gorriones por kilómetro entre los meses considerados para las localidades control. Por consiguiente, no hay mortalidad invernal, y en su caso, el declive de las poblaciones no estaría asociado al invierno; además, en Teruel el gorrión común es una ave de presencia constante, no sólo en la época reproductiva (Sampietro *et al.*, 2000) sino también en la época invernal.

La población de gorrión común (número de gorriones/Km) en la provincia de Teruel depende de algunos cultivos herbáceos (cereal, leguminosas, tubérculos y girasol de regadío) y de las superficies de barbecho. Las mayores abundancias de gorrión común en la provincia se dieron en localidades donde en las tierras cultivadas predominan los cultivos herbáceos de cereal y forrajes de secano además de áreas de



barbecho. Siendo la alimentación del gorrión común durante el invierno casi exclusivamente granívora (Cramp y Perrins, 1994), el aumento de las superficies dedicadas a estos cultivos debe favorecerlo, pues en ella encuentra este tipo de alimento. Por consiguiente, se puede predecir que un incremento de la superficie de estos cultivos implicaría una mayor cantidad de recursos disponibles y, en consecuencia, habría densidades mayores de gorriones comunes. Sin embargo, los núcleos urbanos mayores pueden perder superficie dedicada a los cultivos y diferir respecto al patrón general de otras localidades en cuanto a la relación entre el número de habitantes y los usos del suelo y por tanto presentar una reducción de los recursos disponibles. Un incremento del número de habitantes con cambios en el manejo del entorno, como por ejemplo con incremento de superficies dedicadas a plantas industriales en sustitución de superficies dedicadas a la agricultura, actuaría negativamente por la reducción de recursos disponibles. Aunque la presencia del ser humano es necesaria para el gorrión común por tratarse de una especie típicamente asociada al hombre, la independencia de su abundancia respecto al número de habitantes indica la importancia que tiene la superficie dedicada a la producción agrícola anteriormente citada sobre las poblaciones de esta especie.

Los resultados para la provincia de Teruel son puntuales y constituyen el punto de partida para poder apuntar tendencias poblacionales; no obstante, también muestran las causas que pueden estar detrás de los declives poblacionales de gorrión común. Los declives poblacionales de gorrión común en Gran Bretaña señalan que las tendencias decrecientes son más tempranas en las áreas agrícolas que en las urbanas (Robinson *et al.*, 2005). Además, su declive en áreas rurales de Inglaterra puede deberse a extinciones locales (Hole *et al.*, 2002). Por ello, en la provincia, dada la dependencia de la especie de zonas agrícolas, el mantenimiento de las explotaciones agrícolas deberían impedir el declive de las poblaciones de gorrión común.

## **Agradecimientos**

A José L. Alonso Guillén por los comentarios realizados durante la realización del proyecto y especialmente por su ayuda, a Mariadela Paredes por su colaboración en el trabajo de campo y a José Marco y Carmen Izquierdo por la ayuda prestada. Este estudio ha sido realizado gracias a la financiación del Instituto de Estudios Turolenses a través de la ayuda de investigación concedida a Carmen Vives-Ferrándiz en 2010.

## Bibliografía

- BLONDEL, J. 1969. *Problèmes d'écologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres*. Masson. Paris.
- CRAMP, S. Y PERRINS, C. M. (EDS.). 1994. *The Birds of the Western Palearctic. Vol. VIII*. Oxford University Press. Oxford.
- CHAMBERLAIN, D. E. Y FULLER, R. J. 2000. Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78: 1-17.
- DE LAET, J. Y SUMMERS-SMITH, J. D. 2007. The status of the urban house sparrow *Passer domesticus* in north-western Europe: a review. *Journal of Ornithology*, 148: 275-278.
- DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA Y ALIMENTACIÓN DEL GOBIERNO DE ARAGÓN, SECRETARÍA GENERAL TÉCNICA. SERVICIO DE PLANIFICACIÓN Y ANÁLISIS. 2011. [en línea] <<http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Departamentos/AgriculturaGanaderiaMedioAmbiente/AreasTematicas/EstadisticasAgrarias?channelSelected=1cfbc8548b73a210VgnVCM100000450a15acRCRD>> [última consulta: 10 agosto 2011].
- EATON, M. A., BROWN, A. F., NOBLE, D. G., MUSGROVE, A. J., HEARN, R., AEBISCHER, N. J., GIBBONS, D. W., EVANS, A. Y GREGORY, R. D. 2009. Birds of Conservation Concern 3: the population status of birds in the United Kingdom, Channel Islands and the Isle of Man. *British Birds*, 102: 296-341.
- GIL-DELGADO, J. A., VIVES-FERRÁNDIZ, C. Y TAPIERO, A. 2002. Tendencia decreciente de una población de Gorrión común *Passer domesticus* en los naranjales del este de España. *Ardeola*, 49 (2): 195-209.
- HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T. Y RYAN P. D. 2001. PAST: Palaeontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9.
- HOLE, D. G., WHITTINGHAM, M. J., BRADBURY, R. B., ANDERSON, G. Q. U., LEE, P. L. M., WILSON, J. D. Y KREBS, J. R. 2002. Widespread local house-sparrow extinctions. *Nature*, 418: 931-932.
- INSTITUTO ARAGONÉS DE ESTADÍSTICA. 2011. [en línea] <<http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Organismos/InstitutoAragonesEstadistica/>>

Areas Tematicas/Demografia/Indicadores Demograficos/  
Indicadores Estructura Demografica/ci.Poblaci  
% C 3 % B 3 n Total. detalle Departamento?  
channelSelected=448c2135fc5fa210VgnVCM100000450a15acRCRD> [última  
consulta: 9 septiembre 2011].

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA. 2011. [en línea] <[http://www.ine.es/jaxi/  
tabla.do?path=/t20/e260/a2010/10/&file=mun44.px&type=pcaxis&L=0](http://www.ine.es/jaxi/tabla.do?path=/t20/e260/a2010/10/&file=mun44.px&type=pcaxis&L=0)> [última  
consulta: 9 septiembre 2011].

MARTÍ, R. Y DEL MORAL, J. C. (EDS.). 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

ROBINSON, R. A., SIRIWARDENA, G. M. Y CRICK, H. Q. P. 2005. Size and trends of the House Sparrow *Passer domesticus* population in Great Britain. *Ibis*, 147: 552-562.

SAMPIETRO, F. J. PELAYO, E., HERNÁNDEZ, F., CABRERA, M. Y GUIRAL, J. 2000. *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. Diputación General de Aragón. Aragón.

SEO/BIRDLIFE. 2010. *Estado de conservación de las aves en España en 2010*. SEO/BirdLife. Madrid.

SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., CRICK, H. Q. P. Y WILSON, J. D. 2001. Changes in agricultural land-use and breeding performance of some granivorous farmland passerines in Britain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84: 191-206.

SPSS. 2008. *SPSS Statistics Base 17.0 User's Guide*. SPSS Inc. Chicago, IL, USA.

SUTHERLAND, W. 1996. *Ecological census techniques: a Handbook*. Cambridge Univeristy Press. Cambridge.

TELLERÍA, J. L. 1978. Introducción a los métodos de estudio de las comunidades nidificantes de aves. *Ardeola*, 24: 19-69.

ZAR, J. H. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall International. New Jersey.



## Capítulo III

**La estación reproductora del jilguero europeo y del  
verderón común: ¿afecta el incremento de la  
temperatura al inicio de la estación reproductora en  
climas cálidos?**

## Resumen

Numerosos estudios sobre diferentes especies de aves muestran el avance del inicio de la estación reproductora en relación al actual cambio climático, especialmente en áreas templadas. Se presenta la relación entre el inicio de la estación reproductora del jilguero europeo (*Carduelis carduelis*) y del verderón común (*Carduelis chloris*) y la temperatura de tres periodos previos a la reproducción durante 24 y 32 años de estudio en una parcela dedicada al cultivo de naranjos en el este de España donde se ha producido un incremento anual de temperatura de aproximadamente 2°C. Para ambas especies, el inicio de la estación reproductora estuvo relacionado con la media de las temperaturas de los periodos previos a la reproducción; sin embargo, no se observó ninguna tendencia en el inicio. Aunque se han observado variaciones significativas de temperatura previas a la reproducción, ni el jilguero europeo ni el verderón común adelantaron el inicio de la reproducción. El alcance de determinados valores umbral de temperatura podría explicar dichos resultados.

**Palabras clave:** *Carduelis carduelis*, *Carduelis chloris*, cambio climático, fecha de puesta, naranjales, región Mediterránea, temperaturas.

## Introducción

El inicio de la estación reproductora en aves depende tanto de factores endógenos como ambientales (Immelmann, 1971; Perrins y Birkhead, 1983). Entre estos últimos, en las áreas estacionales, la disponibilidad de alimento y los factores climáticos determinan el inicio de la estación de nidificación (Martin, 1987; Perrins y McCleery, 1989; Both y Visser, 2005; Both, 2010).

La temperatura media global en la superficie terrestre se ha incrementado desde finales del siglo XIX (IPCC, 2013), aunque se encuentran diferencias según las distintas regiones (Houghton *et al.*, 2001; Walther *et al.*, 2002). En las aves, el incremento de las temperaturas se ha relacionado en las últimas décadas con un avance en el inicio de la estación reproductora (Crick *et al.*, 1997; Dunn, 2006) y tal evidencia de una reproducción más temprana en relación al aumento de las temperaturas primaverales ha sido notorio en regiones templadas y frías del hemisferio norte (Visser *et al.*, 1998; Crick y Sparks, 1999). De forma, que un elevado número de estudios muestran el avance de la temporada reproductora en relación al incremento de las temperaturas (Perrins y McCleery, 1989; Brown *et al.*, 1999; Crick y Sparks, 1999; Both y Visser, 2001; Dunn, 2006; Dunn y Winkler, 2010). Este incremento de las temperaturas también ha tenido lugar en los naranjales del este de la Península Ibérica (Gil-Delgado *et al.*, 2002, capítulo I de esta tesis doctoral).

Las evidencias de los efectos del cambio climático en aves se centran fundamentalmente en zonas templadas del norte; sin embargo se requieren investigaciones en otras áreas (Møller *et al.*, 2006) como en la región Mediterránea donde todavía los estudios acerca del efecto del aumento de las temperaturas sobre la estación de nidificación son escasos (véase Sanz 2002, 2003; Visser *et al.*, 2003; Potti, 2009).

El aumento de la temperatura incide sobre la temporada reproductora de las aves de manera que las especies sedentarias tienden a adelantar el comienzo de la estación reproductora probablemente porque la disponibilidad de los recursos alimenticios también se ha adelantado. Así, el avance de la reproducción de las aves como respuesta al cambio climático puede surgir por la necesidad de sincronizar la crianza de los pollos con la fenología de otros niveles de la cadena alimentaria (Both y Visser, 2005; Both, 2010). En la región Mediterránea, el incremento de la temperatura ha llevado a un avance en la fructificación de las especies de plantas (Peñuelas *et al.*, 2002); así, aquellas especies que crían a sus pollos con semillas deben avanzar la reproducción para coincidir con la fenología de las plantas. Algunas evidencias en especies granívoras señalan que especies del noreste de América que se alimentan de semillas en praderas han avanzado su llegada en primavera de forma

más significativa que otros grupos con diferentes hábitos alimenticios (Butler, 2003). Tanto el jilguero europeo (*Carduelis carduelis*) como el verderón común (*Carduelis chloris*) se alimentan de semillas, siendo también la alimentación de sus pollos predominantemente granívora (Newton, 1972; Cramp y Perrins, 1994; Gil-Delgado y Guijarro, 2008; Gil-Delgado *et al.*, 2009 en el capítulo V de esta tesis doctoral), por lo que se espera un avance en el inicio de la estación de reproducción como consecuencia del aumento de la temperatura en el área de estudio de aproximadamente 2°C en los últimos 30 años (Gil-Delgado *et al.*, 2002, capítulo I de esta tesis doctoral). Así, en este capítulo se estudia el efecto que las temperaturas previas a la estación de nidificación tienen sobre el inicio de las puestas de estas dos especies de carduelinos. Se espera un adelanto de la temporada reproductora en base al incremento de la temperatura en el área de estudio.

## Área de estudio y métodos

El área de estudio es la misma descrita en el anterior capítulo I (véase anexo II).

Desde 1975 y cada temporada reproductora, desde finales de Febrero hasta principios de Agosto, se aplica la técnica mixta de la parcela y la búsqueda de nidos sobre superficies conocidas. Cada 7-12 días se revisan todos los árboles y los nidos encontrados se controlan al menos cada tres días, los cuales suelen encontrarse antes de que comience la puesta (Gil-Delgado, 1981; Belda *et al.*, 1995; Gil-Delgado y Lacort, 1996; Ponz *et al.*, 1996).

La mayoría de estudios relativos al avance del inicio de la estación reproductora están basados en el primer nido encontrado. (*e. g.* Visser *et al.*, 1998; Crick y Sparks, 1999); sin embargo, son menos los que consideran las fechas de puesta de las primeras puestas de las parejas que componen una población y usan las medias (Møller y Merillä, 2006). En Sagunto, el verderón común y el jilguero europeo son especies de puesta múltiple (Gil-Delgado *et al.*, 2005, capítulo IV de esta tesis doctoral) y es posible distinguir las diferentes puestas de cada pareja reproductora; por ello en este estudio también se han usado las primeras puestas de todas las parejas. La determinación de las primeras puestas, localización y secuencia de las sucesivas puestas nos permite asignar cada puesta a cada pareja. Una primera puesta se considera como tal si el nido está emplazado en un naranjo, cerca de un cantadero y no se han encontrado en los alrededores otros nidos con signos de haber sido usados (Gil-Delgado *et al.*, 2005, capítulo IV de esta tesis doctoral). Si el nido se encuentra durante el periodo de puesta, para el cálculo de la determinación de la fecha de puesta, se consideró que ambas especies ponen un huevo al día (Cramp y Perrins, 1994), con lo que se conoce la fecha de puesta exacta. Sin embargo, para



nidos encontrados después de que la puesta se hubiera completado, la fecha de puesta se calculó retrospectivamente a partir de la edad de los pollos, considerando el tiempo necesario para su eclosión (tiempo de incubación de 13 días para ambas especies (Cramp y Perrins, 1994) y el tiempo necesario para completar la puesta en concreto (véase Gil-Delgado *et al.*, 2005, capítulo IV de esta tesis doctoral). Para las fechas de puesta en periodo anual se ha considerado como día 1, el día 1 enero.

Para valorar la tendencia del inicio de la estación reproductora se usaron las fechas de puesta de las primeras puestas de las parejas reproductoras en los huertos estudiados. Se utilizó la media de la fecha de las primeras puestas y la media de las temperaturas de periodos previos a la reproducción para valorar la relación entre el inicio de la estación de nidificación y la temperatura. Estos periodos para el jilguero europeo son: 1 Febrero - 15 Marzo, 10 Febrero – 10 Marzo, 20 Febrero – 20 Marzo entre 1985 y 2008. Fueron elegidos porque la fecha de puesta más temprana fue el 25 de Febrero de 1985. En el caso del verderón común, la fecha de puesta más temprana fue el 21 de Marzo de 1988, y los periodos seleccionados para indagar el efecto de las temperaturas fueron: 1 Marzo -15 Abril, 10 Marzo – 10 Abril, 20 Marzo – 20 Abril. Los años a los que pertenecen los nidos que componen la base de datos varían entre especies. Los datos del verderón común proceden de nidos desde el año 1976 hasta 2008. La especie cría en la parcela hasta el año 2010 (véase capítulo VII de esta tesis doctoral) pero en los últimos años no hubo ninguna primera puesta, aunque ocurrieron desplazamientos de parejas al interior de la parcela, ya que en los carduelinos las parejas pueden cambiar sus territorios durante la estación reproductora (Newton, 1972). Los datos de 1979, 1984, 2005 y 2006 fueron excluidos. Tampoco el año 2007 fue incluido por no haber primeras puestas. Los datos del jilguero europeo proceden de nidos que corresponden al periodo 1985-2008. Aunque hay datos previos a 1985, estos años no se han considerado pues el número de parejas nidificantes varió entre 0 y 5. Además, el año 1993 ha sido excluido por presentar sólo un nido. La especie también nidificó en la parcela entre 2009 y 2012 pero ninguno de los nidos correspondió a primeras puestas.

Los datos de temperatura procedieron de la estación meteorológica ‘Pontazgo’ de la Agencia Estatal de Meteorología, situada cerca del área de estudio. Los datos del año 1979 no estuvieron disponibles. Entre 1974 y 2014 la media anual de la temperatura aumentó significativamente en 1,95°C (TEMPERATURA MEDIA ANUAL =  $-109,99 + 0,064 \cdot \text{AÑO}$ ;  $R^2 = 0,659$ ;  $F_{1, 38} = 73,41$ ;  $P < 0.001$ ). Este estudio cubre el periodo 1985-2008 en el caso del jilguero europeo y el periodo 1976-2008 en el caso del verderón común. Si consideramos estos periodos por separado, la temperatura media también muestra una tendencia positiva significativa a lo largo del tiempo (Jilguero europeo: TEMPERATURA MEDIA ANUAL =  $-177,84 + 0,098 \cdot \text{AÑO}$ ;  $R^2 = 0,604$ ;  $F_{1, 22} = 36,65$ ;  $P < 0.001$ . Verderón común: TEMPERATURA MEDIA ANUAL =  $-134,66 + 0,076 \cdot \text{AÑO}$ ;  $R^2 = 0,619$ ;  $F_{1, 30} =$

48,81;  $P < 0.001$ ), y que sobre el modelo teórico se ha incrementado 2,2°C en el periodo relativo al jilguero europeo, y 2,4°C en el periodo relativo al verderón común.

Si se analizan las tendencias de las temperaturas de forma mensual para cada uno de los periodos de las dos especies, éstas fueron todas positivas aunque, para el jilguero europeo, las temperaturas medias en febrero, septiembre, noviembre y diciembre no mostraron un aumento significativo (Tabla 1). En el caso del verderón común no lo hicieron las temperaturas medias de los meses de febrero, septiembre y diciembre (Tabla 2). A efectos del comienzo de la estación reproductora es predecible que sólo la temperatura de febrero tenga alguna incidencia sobre el comienzo de la estación reproductora.

Tabla 1. Valores del ajuste de regresión de las temperaturas medias mensuales en el periodo 1985-2008 en el área de estudio.

Mes	$r$ Pearson	Intercepto	Pendiente	$R^2$	$F_{1, 22}$	$P$
Enero	+	-243,61	0,127	0,269	8,10	< <b>0,01</b>
Febrero	+	-126,89	0,069	0,118	2,96	0,099
Marzo	+	-227,95	0,121	0,379	13,43	< <b>0,01</b>
Abril	+	-268,67	0,142	0,632	37,72	< <b>0,001</b>
Mayo	+	-252,97	0,136	0,495	21,55	< <b>0,001</b>
Junio	+	-300,17	0,161	0,578	30,1	< <b>0,001</b>
Julio	+	-160,68	0,092	0,391	14,15	< <b>0,01</b>
Agosto	+	-139,85	0,083	0,201	5,53	< <b>0,05</b>
Septiembre	+	-73,09	0,048	0,107	2,62	0,119
Octubre	+	-143,21	0,081	0,193	5,27	< <b>0,05</b>
Noviembre	+	-96,53	0,055	0,113	2,79	0,109
Diciembre	+	-100,45	0,056	0,141	3,62	0,07

### *Análisis estadístico*

Para valorar la tendencia de las primeras puestas se llevaron a cabo análisis de regresión (ter Braak y Looman, 1995). La correlación positiva y significativa, tanto en el jilguero europeo como en el verderón común, entre las primeras puestas y la media de las primeras puestas, excluyendo a las primeras puestas, permite usar la media de las primeras puestas para valorar la tendencia en el inicio de la estación reproductora (Jilguero europeo:  $r$  Pearson = 0,618;  $P < 0,01$ ;  $N = 23$ ; verderón

Tabla 2. Valores del ajuste de regresión de las temperaturas medias mensuales en el periodo 1976-2008 en el área de estudio.

Mes	<i>r</i> Pearson	Intercepto	Pendiente	<i>R</i> <sup>2</sup>	<i>F</i> <sub>1, 30</sub>	<i>P</i>
Enero	+	-124,20	0,067	0,158	5,65	< <b>0,05</b>
Febrero	+	-66,10	0,039	0,064	2,05	0,162
Marzo	+	-138,20	0,076	0,284	11,92	< <b>0,01</b>
Abril	+	-209,39	0,112	0,634	51,89	< <b>0,001</b>
Mayo	+	-205,27	0,112	0,538	34,87	< <b>0,001</b>
Junio	+	-189,59	0,106	0,461	25,61	< <b>0,001</b>
Julio	+	-142,89	0,084	0,386	18,83	< <b>0,001</b>
Agosto	+	-146,30	0,086	0,339	14,89	<b>0,001</b>
Septiembre	+	-46,49	0,034	0,096	3,07	0,09
Octubre	+	-92,50	0,056	0,164	5,71	< <b>0,05</b>
Noviembre	+	-75,16	0,045	0,136	4,57	< <b>0,05</b>
Diciembre	+	-54,65	0,033	0,066	2,061	0,162

común: *r* Pearson = 0,752; *P* < 0,01; N = 27). También se llevaron a cabo análisis de regresión para valorar la relación entre las fechas de puesta de las primeras puestas y la temperatura de los tres periodos previos a la estación de nidificación (ter Braak y Looman, 1995).

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el paquete estadístico SPSS versión 19.0 (IBM, 2010). Para valorar la relación entre el inicio de la estación reproductora y la temperatura se usaron las primeras puestas de cada año y como el tamaño muestral difiere entre años se usó el paquete estadístico PAST, versión 3.07 (Hammer *et al.*, 2001) el cual permite usar un test de permutación en la correlación.

## Resultados

### *Jilguero europeo*

El inicio de la estación reproductora del jilguero europeo estuvo relacionado con la media de las temperaturas de los tres periodos previos a la reproducción (Tabla 3).

Tabla 3. Valores del ajuste de la regresión, y del test de permutación, entre las primeras puestas de jilguero europeo y la media de las temperaturas de los tres periodos previos a la reproducción.

	Periodo		
	1 Febrero – 15 Marzo	10 Febrero – 10 Marzo	20 Febrero – 20 Marzo
Intercepto	130,51	131,83	135,24
Pendiente	-2,45	-2,56	-2,33
<i>r</i> Pearson	-0,20	-0,25	-0,17
<i>t</i>	-3,11	-3,93	-2,66
permut <i>P</i>	0,0024	0,0002	0,0079
boot N	1999	1999	1999

El mejor ajuste fue la regresión lineal para el periodo 10 Febrero – 10 Marzo entre 1985 y 2008:  $\text{INICIO} = 131,83 - 2,56 \cdot \text{TEMPERATURA MEDIA}_{10 \text{ Febrero} - 10 \text{ Marzo}}$  ( $R^2 = 0,061$ ;  $F_{1, 237} = 15,46$ ;  $P < 0,001$ ; Figura 1).

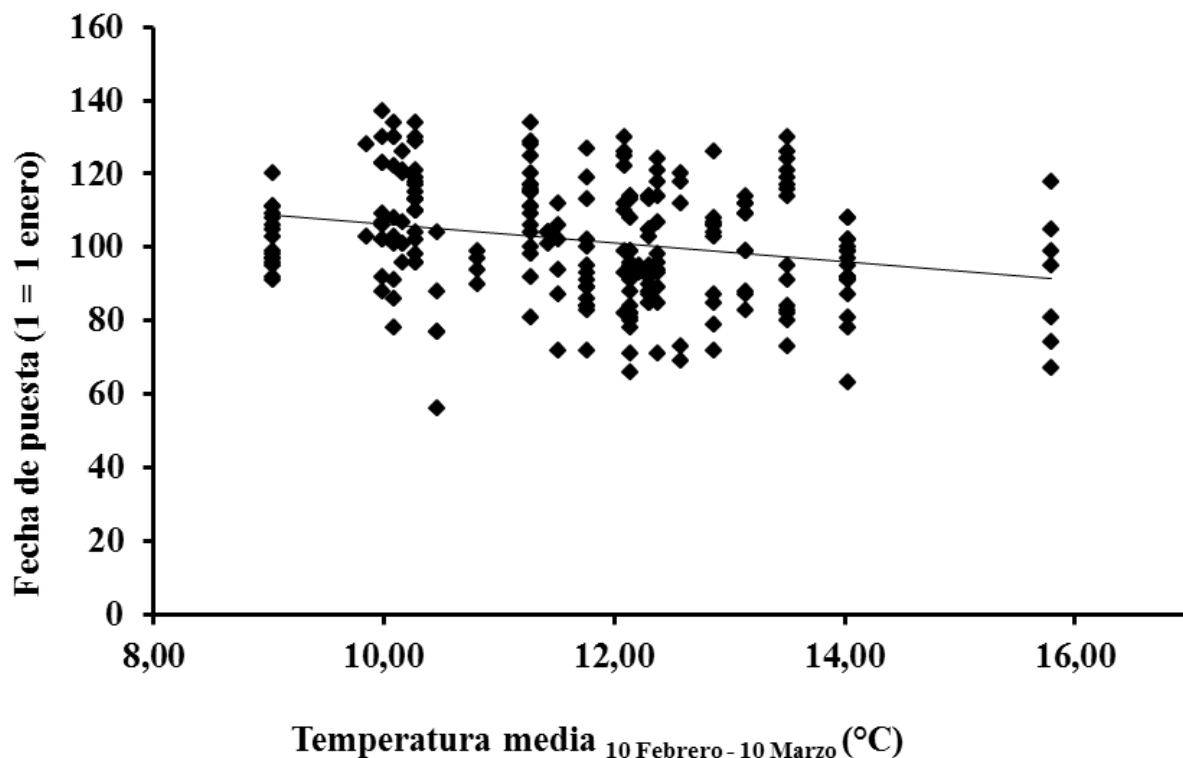


Figura 1. Inicio de la estación reproductora del jilguero europeo en relación a las temperaturas medias del periodo 10 Febrero – 10 Marzo. La línea de tendencia es significativa (véase texto).

Sin embargo, el inicio de la estación reproductora entre 1985 y 2008 no presentó una tendencia significativa, tanto si se considera la media de las primeras puestas (INICIO MEDIO =  $247,98 - 0,074 \cdot \text{AÑO}$ ;  $R^2 = 0,004$ ;  $F_{1, 21} = 0,077$ ; ns; Figura 2A) como si se consideran todas las primeras puestas (PRIMERAS PUESTAS =  $185,54 - 0,042 \cdot \text{AÑO}$ ;  $R^2 = 0,0003$ ;  $F_{1, 237} = 0,059$ ; ns; Figura 2B).

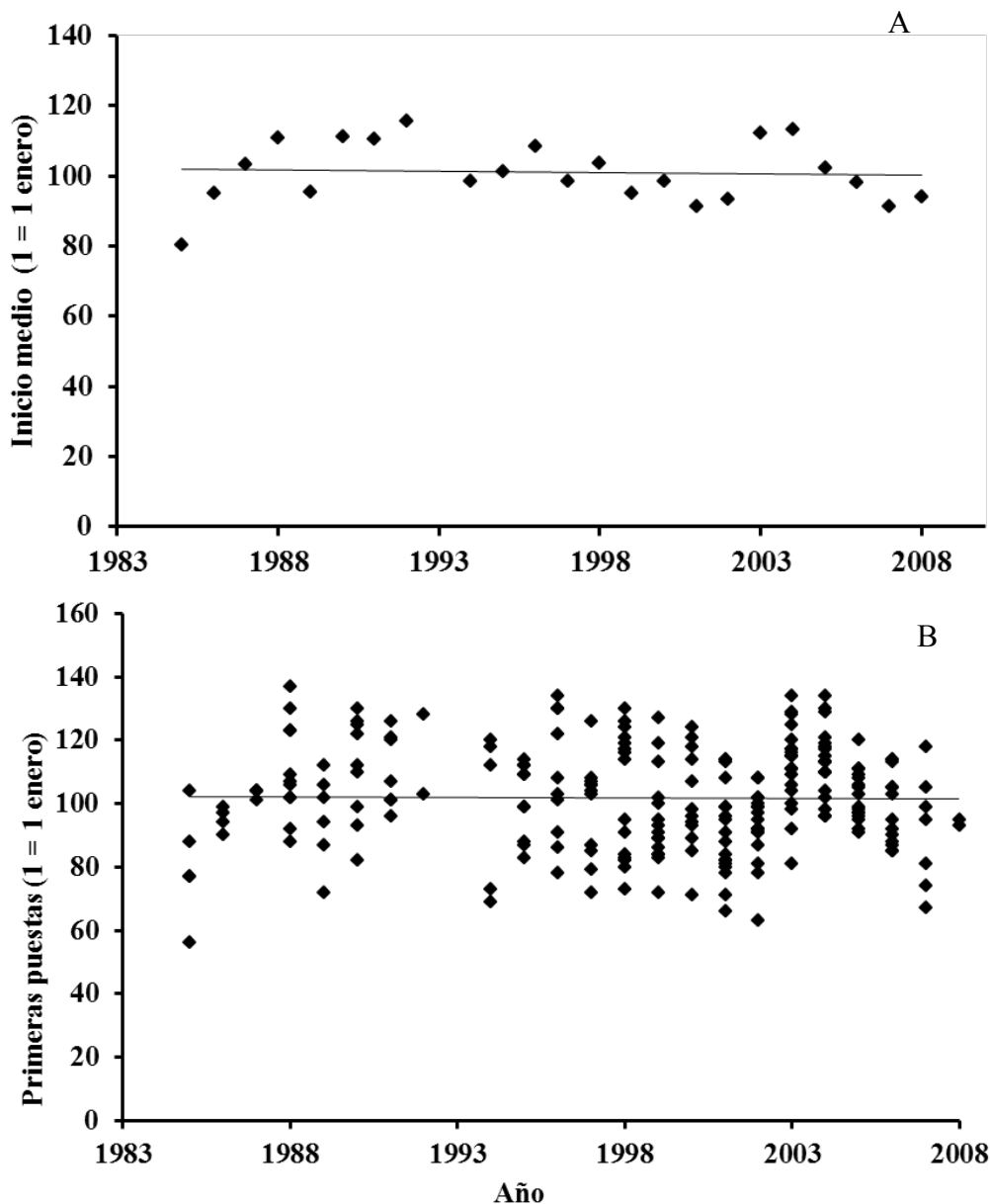


Figura 2. Inicio medio de la estación reproductora (A), y primeras puestas (B) del jilguero europeo en los naranjales de Sagunto desde 1985 hasta 2008. Las líneas de tendencia no son significativas (véase texto).

Tampoco presentó una tendencia significativa la temperatura media del periodo 10 Febrero – 10 Marzo ( $R^2 = 0,137$ ;  $F_{1, 21} = 3,337$ ; ns), sin embargo sí lo hicieron los periodos 1 Febrero – 15 Marzo y 20 Febrero – 20 Marzo: TEMPERATURA MEDIA 1 Febrero - 15 Marzo =  $-165,22 + 0,089 \cdot \text{AÑO}$  ( $R^2 = 0,226$ ;  $F_{1, 21} = 6,12$ ;  $P < 0,05$ ); TEMPERATURA MEDIA 20 Febrero - 20 Marzo =  $-192,63 + 0,10 \cdot \text{AÑO}$  ( $R^2 = 0,389$ ;  $F_{1, 21} = 13,36$ ;  $P = 0,001$ ).

La relación de las primeras puestas de cada temporada reproductora con la temperatura media de los periodos previos a la reproducción fue significativa para los periodos 1 Febrero – 15 Marzo (PRIMERA PUESTA = 133,92 – 4,61·TEMPERATURA MEDIA<sub>1 Febrero – 15 Marzo</sub>;  $R^2 = 0,230$ ;  $F_{1, 21} = 6,29$ ;  $P < 0,05$ ) y 10 Febrero – 10 de Marzo (PRIMERA PUESTA = 131,46 – 4,36·TEMPERATURA MEDIA<sub>10 Febrero – 10 Marzo</sub>;  $R^2 = 0,282$ ;  $F_{1, 21} = 8,25$ ;  $P < 0,01$ ). Sin embargo, cuando se usa la media de las primeras puestas, éstas solo están relacionadas significativamente con la temperatura media del periodo 10 Febrero – 10 Marzo (MEDIA PRIMERAS PUESTAS = 129,03 – 2,40·TEMPERATURA MEDIA<sub>10 Febrero – 10 Marzo</sub>;  $R^2 = 0,185$ ;  $F_{1, 21} = 4,76$ ;  $P < 0,05$ ). No se observó tendencia significativa de las primeras puestas a lo largo del periodo de estudio ( $R^2 = 0,006$ ;  $F_{1, 21} = 0,13$ ; *ns*).

### *Verderón común*

El inicio de la estación reproductora del verderón común también estuvo relacionado con la media de las temperaturas de los tres periodos (Tabla 4).

Tabla 4. Valores del ajuste de la regresión, y del test de permutación, entre las primeras puestas de verderón común y la media de las temperaturas de los tres periodos previos a la reproducción.

	Periodo		
	1 Marzo – 15 Abril	10 Marzo – 10 Abril	20 Marzo – 20 Abril
Intercepto	139,31	136,77	145,37
Pendiente	-2,308	-2,09	-2,64
<i>r</i> Pearson	-0,21	-0,20	-0,23
<i>t</i>	-3,17	-3,04	-3,59
permut <i>P</i>	0,0025	0,0034	0,0004
boot N	1999	1999	1999

El mejor ajuste fue la regresión lineal para el periodo 20 Marzo – 20 Abril entre 1976 y 2008: INICIO = 145,37 – 2,65·TEMPERATURA MEDIA<sub>20 Marzo - 20 Abril</sub> ( $R^2 = 0,054$ ;  $F_{1, 228} = 12,93$ ;  $P < 0,001$ ; Figura 3).

Sin embargo, tampoco el inicio de la estación reproductora entre 1976 y 2008 presentó una tendencia significativa tanto si se considera la media de las primeras puestas (INICIO MEDIO = -112,56 – 0,11·AÑO;  $R^2 = 0,012$ ;  $F_{1, 26} = 0,33$ ; *ns*; Figura 4A) como si se consideran todas las primeras puestas (PRIMERAS PUESTAS = 327,28 - 0,11·AÑO;  $R^2 = 0,012$ ;  $F_{1, 228} = 0,33$ ; *ns*; Figura 4B).

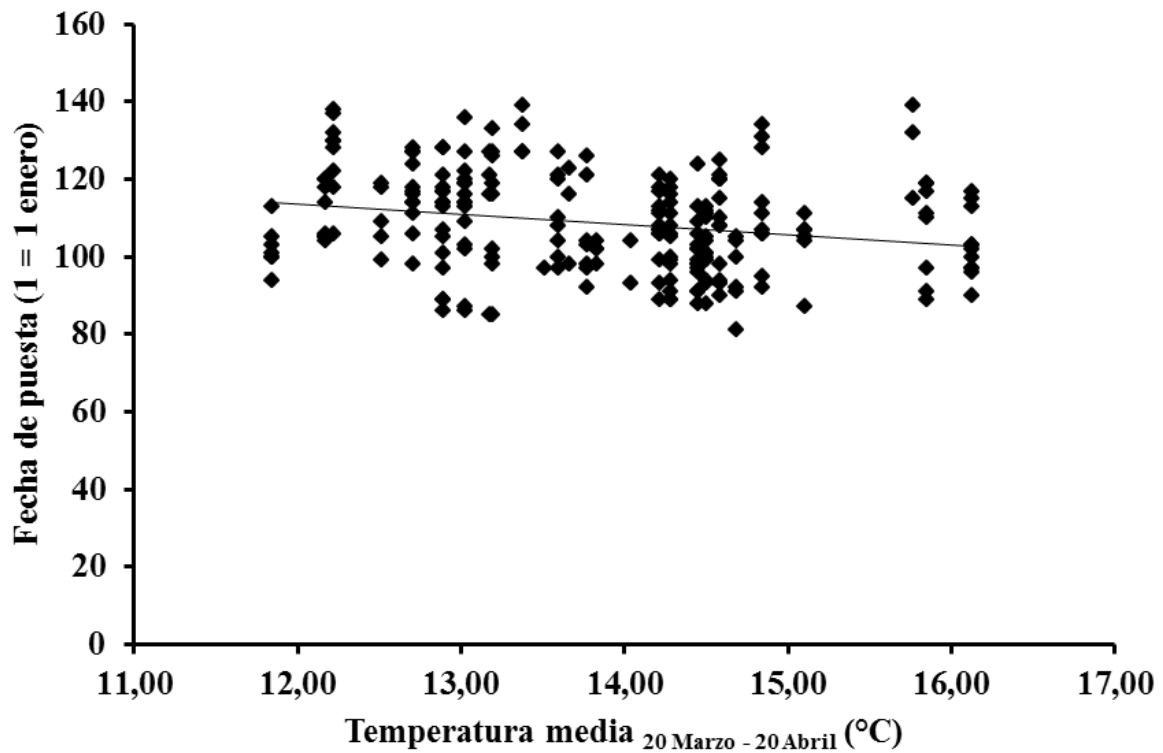


Figura 3. Inicio de la estación reproductora del verderón común en relación a las temperaturas medias del periodo 20 Marzo – 20 Abril. La línea de tendencia es significativa (véase texto).

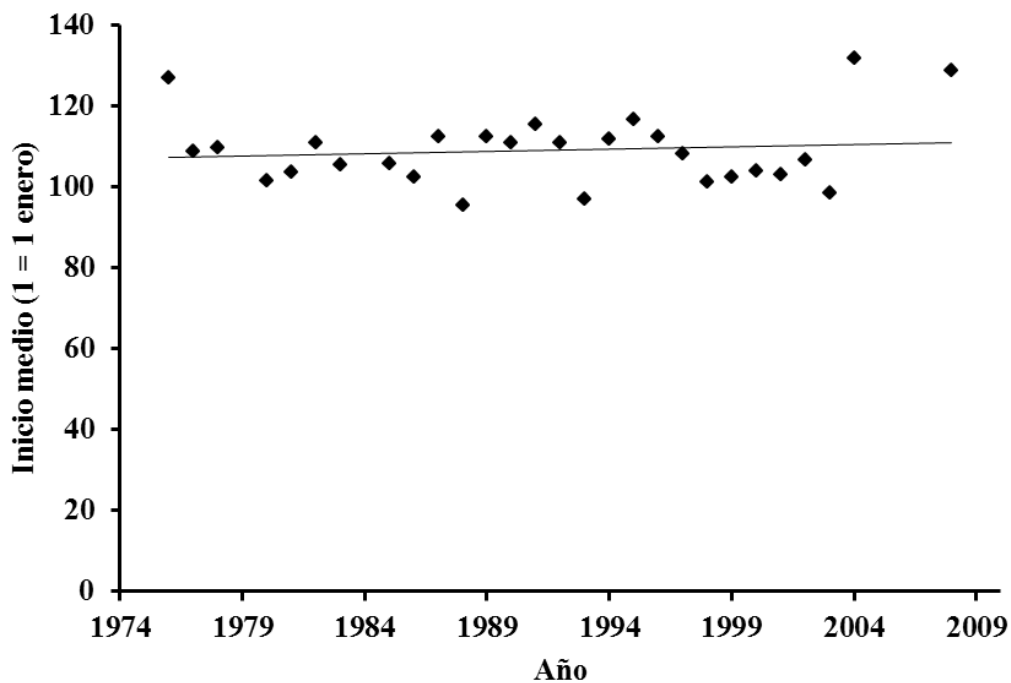


Figura 4A. Inicio medio de la estación reproductora del verderón común en los naranjales de Sagunto desde 1976 hasta 2008. La línea de tendencia no es significativa (véase texto).

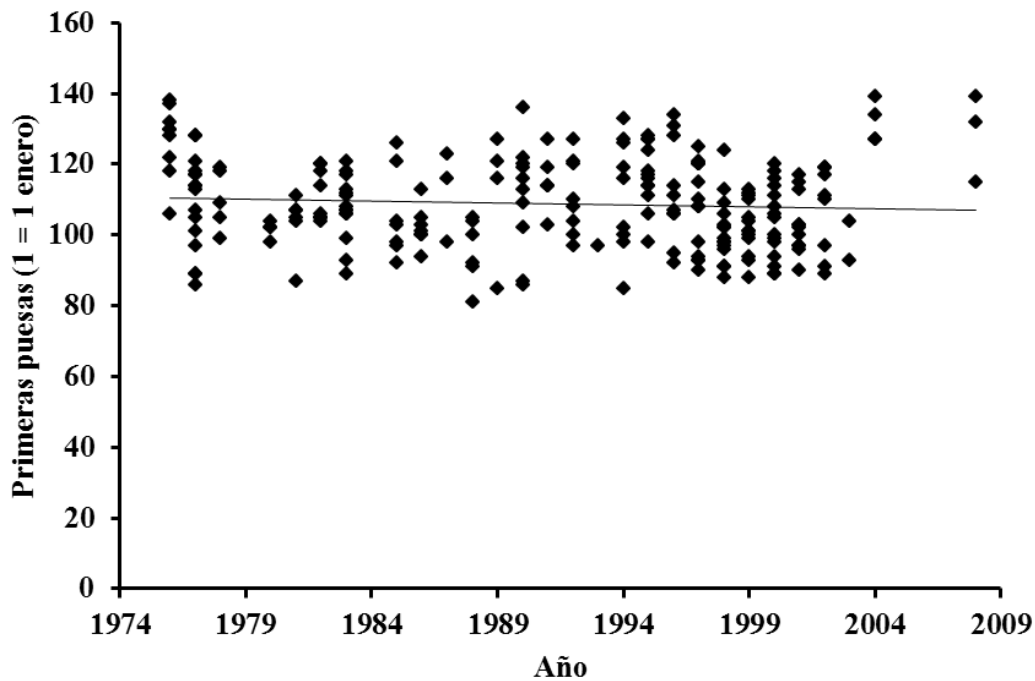


Figura 4B. Primeras puestas del verderón común en los naranjales de Sagunto desde 1976 hasta 2008. La línea de tendencia no es significativa (véase texto).

La temperatura media de los tres periodos para el verderón común presentó una tendencia significativa entre 1976 y 2008: TEMPERATURA MEDIA  $_{1 \text{ Marzo} - 15 \text{ Abril}} = -129,93 + 0,072 \cdot \text{AÑO}$  ( $R^2 = 0,321$ ;  $F_{1, 26} = 12,29$ ;  $P < 0,01$ ); TEMPERATURA MEDIA  $_{10 \text{ Marzo} - 10 \text{ Abril}} = -130,87 + 0,072 \cdot \text{AÑO}$  ( $R^2 = 0,279$ ;  $F_{1, 26} = 10,05$ ;  $P < 0,01$ ). TEMPERATURA MEDIA  $_{20 \text{ Marzo} - 20 \text{ Abril}} = -129,38 + 0,072 \cdot \text{AÑO}$  ( $R^2 = 0,328$ ;  $F_{1, 26} = 12,69$ ;  $P = 0,001$ ).

La relación de las primeras puestas de cada temporada reproductora con la temperatura media de los periodos previos a la reproducción no fue significativa para ninguno de estos periodos (Periodo 1 Marzo – 15 Abril:  $R^2 = 0,040$ ;  $F_{1, 26} = 1,10$ ; ns. Periodo 10 Marzo – 10 Abril:  $R^2 = 0,017$ ;  $F_{1, 26} = 0,46$ ; ns. Periodo 20 Marzo – 20 Abril:  $R^2 = 0,042$ ;  $F_{1, 26} = 1,14$ ; ns). Tampoco lo fueron considerando la media de las primeras puestas (Periodo 1 Marzo – 15 Abril:  $R^2 = 0,018$ ;  $F_{1, 26} = 0,48$ ; ns. Periodo 10 Marzo – 10 Abril:  $R^2 = 0,012$ ;  $F_{1, 26} = 0,31$ ; ns. Periodo 20 Marzo – 20 Abril:  $R^2 = 0,044$ ;  $F_{1, 26} = 1,21$ ; ns). Además, no se observó ninguna tendencia significativa de las primeras puestas a lo largo del periodo de estudio ( $R^2 = 0,029$ ;  $F_{1, 26} = 0,79$ ; ns).

## Discusión

El inicio de la estación reproductora del jilguero europeo y del verderón común en los naranjales del este de España no presentó ninguna tendencia en los 24 y 32 años de estudio respectivamente. Sin embargo, en ambas especies el inicio estuvo



relacionado con las temperaturas ocurridas en los periodos seleccionados previos a la reproducción. Este último resultado concuerda con el efecto que el incremento de la temperatura tiene sobre el comienzo de la temporada reproductora (Perrins y McCleery, 1989; Crick y Sparks, 1999; Both y Visser, 2001; Dunn, 2006; Both, 2010; Dunn y Winkler, 2010)

Numerosos estudios muestran cambios en la fenología relacionados con el cambio climático y hay suficiente evidencia para sugerir que el reciente aumento de las temperaturas es la explicación más probable para los cambios observados (Forchhammer *et al.*, 1998; Crick y Sparks, 1999; McCarty, 2001; Post *et al.*, 2001; Peñuelas *et al.*, 2002; Sanz, 2002; Sparks y Menzel, 2002; Stenseth *et al.*, 2002; Walther *et al.*, 2002; Parmesan y Yohe, 2003; Root *et al.*, 2003) aunque no impliquen una relación causal (Peñuelas y Filella, 2001).

En los huertos de naranjos del este de España, el inicio de la estación reproductora del jilguero europeo y verderón común estuvo relacionado con la temperatura, lo que está en consonancia con estudios previos relativos a una gran variedad de especies de aves (Kluijver, 1951; Perrins, 1965, 1979; Perrins y Birkhead, 1983; Crick y Sparks, 1999; Dunn, 2006); sin embargo, los comienzos de las temporadas reproductoras en ambas especies no presentan un avance a pesar de la tendencia positiva en la media anual de las temperaturas en el área de estudio y que concuerda con la tendencia general del aumento de las temperaturas (IPCC, 2013). Así, estos resultados no concuerdan con las conclusiones de numerosos estudios llevados a cabo en áreas templadas que muestran un avance en la reproducción en respuesta al reciente calentamiento global (Järvinen, 1989; Crick *et al.*, 1997; Winkel y Hudde, 1997; McCleery y Perrins, 1998; Crick y Sparks, 1999; Sanz, 2002; Crick, 2004; Potti, 2009).

La temperatura en los periodos relevantes para la reproducción del jilguero europeo y del verderón común en el área de estudio muestra variaciones diferentes según la escala de observación. Así, en febrero no se ha encontrado una tendencia significativa de la temperatura en los grupos de años considerados para cada especie. Sin embargo, para dos de los periodos previos a la reproducción seleccionados para el jilguero europeo y los tres periodos seleccionados para el verderón común muestran una tendencia a lo largo de los años de estudio respectivos. Así, pese a que cambios significativos en la temperatura ocurren en periodos previos a la reproducción, no hay respuesta por parte del jilguero y del verderón.

Algunos estudios han mostrado que el efecto del cambio climático puede variar entre especies y áreas (Dunn y Winkler, 1999; Sanz, 2003; Visser *et al.*, 2003; Both *et al.*, 2004; Dunn y Winkler, 2010). Los escasos estudios publicados sobre la ausencia de cambios en el comienzo de la estación reproductora en relación al calentamiento

climático, han sido llevados a cabo en áreas templadas (Visser *et al.*, 1998; Przybylo *et al.*, 2000; Ahola *et al.*, 2007); así, estos resultados son novedosos respecto a la ausencia de efecto del incremento de las temperaturas en paseriformes que crían en nidos abiertos en la región Mediterránea.

El incremento de la temperatura global es mayor en latitudes más altas (IPCC, 2007) y es en estas latitudes donde la respuesta del cambio climático entre diferentes grupos ha sido mayor (Parmesan, 2007). Así, el incremento de temperatura en latitudes bajas parece ser diferente en términos de sus efectos ecológicos. El área de estudio se encuentra localizada en el piso Termomediterráneo de la región Mediterránea, el cual se caracteriza por presentar las temperaturas medias anuales más elevadas en el clima mediterráneo, después del piso Inframediterráneo (Rivas Martínez, 1983; Rivas-Martínez *et al.*, 2011). En dicha área, ciertos valores de temperatura pueden actuar como umbral, a partir de los cuales las especies no modificarían su fenología reproductora pese a que se dieran incrementos de temperatura. Así, tanto los jilgueros europeos como los verderones comunes en Sagunto no avanzarían el inicio de la estación reproductora como consecuencia de un valor umbral de temperatura que ya existiría previamente. Por ello, es predecible que en el trópico y otras regiones donde se registran temperaturas altas, éstas no interfieran en cambios fenológicos de la temporada reproductora.

Se ha apuntado que el avance de la estación reproductora como respuesta al cambio climático puede deberse a la necesidad de acoplar la fenología cambiante de otros niveles de la cadena alimentaria (Both y Visser, 2005). En la región Mediterránea, el inicio de la estación reproductora de un migrador de larga distancia, el papamoscas cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*) no está directamente influenciado por variaciones en el índice NAO, sino que está probablemente afectado de forma indirecta por el avance en la fenología de los árboles relacionada con los variaciones del índice NAO (Sanz, 2003). Tanto los jilgueros europeos como los verderones comunes usan semillas de diferentes especies de plantas para alimentar a sus pollos (Newton, 1967, 1972; Gil-Delgado y Guijarro 2008; Gil-Delgado *et al.*, 2009, capítulo V de esta tesis doctoral). En el área de estudio, los jilgueros europeos usan básicamente semillas de *Sonchus oleraceus* y *Carduus pycnocephalus* entre 13 tipos de alimento (Gil-Delgado y Guijarro, 2008); y los verderones comunes se alimentan principalmente de *Erodium cicutarium* (Gil-Delgado *et al.*, 2009, capítulo V de esta tesis doctoral). No se tienen datos de la disponibilidad de alimento durante todos los años de estudio (véase sin embargo capítulo VII); no obstante, el amplio rango de especies con las que poder alimentar a los pollos debería haber permitido a los jilgueros europeos y verderones comunes hacer frente a los cambios espaciales y temporales de las plantas productoras de semillas que forman parte de sus dietas. Por lo que ambas especies no tendrían que haber acoplado sus inicios reproductores con la fenología de estas especies de plantas. Además, para las especies de puesta

múltiple, como son el jilguero europeo y el verderón común (Cramp y Perrins, 1994), el tiempo cuando ocurre la primera puesta en relación al pico de abundancia alimentaria, como factor proximal influenciando la fecha de puesta, parece ser menos importante que para las especies de puesta simple las cuales deben responder de forma más rápida al cambio climático para acoplar su puesta con el pico de abundancia (Dunn y Winkler, 2010)

Avances en las estaciones reproductoras pueden implicar más tiempo para criar si el final de dichas estaciones no cambia (Halupka *et al.*, 2008). Entre las especies de puesta múltiple, en el norte de Europa, el cambio climático ha conducido a un incremento en la duración de las temporadas de cría (Møller *et al.*, 2010). Así, en años con estaciones que empiezan antes, el número de intentos reproductores por pareja puede incrementarse y resultar en un mayor número de puestas y volantones. Un retraso en el inicio de la reproducción llevaría a un mayor número de huevos en las primeras puestas (Crick *et al.*, 1993; Gil-Delgado *et al.*, 2005). En este contexto, es importante examinar los efectos del cambio climático en otros parámetros reproductores diferentes a la fecha de puesta (Dunn, 2006; Møller *et al.*, 2006), como el tamaño de puesta (véase Sanz, 2003), pues implica un límite en el éxito reproductor (Dunn, 2006; Dunn y Winkler, 2010).

Por otra parte, el inicio de la temporada reproductora, presentado como media de las primeras puestas o como la primera puesta, no presentó una tendencia significativa a lo largo de los periodos de estudio correspondientes a cada una de las dos especies. En el caso del verderón común, ni la media de las primeras puestas ni la primera puesta estuvo relacionada con las temperaturas medias de los periodos previos a la reproducción. Sin embargo, en el caso del jilguero europeo, dicho parámetro, cuando se relaciona con las temperaturas medias de los periodos previos a la reproducción, muestra patrones diferentes según se trate de la media o de la primera puesta. Considerando la correlación positiva entre primeras puestas y media de las primeras puestas para ambas especies, tales diferencias encontradas necesitan futuras investigaciones.

## **Bibliografía**

- AHOLA, M. P., LAAKSONEN, T., EEVA, T. Y LAHIKONEN, E. 2007. Climate change can alter competitive relationships between resident and migratory birds. *Journal of Animal Ecology*, 76: 1045-1052.
- BELDA, E., FERRANDIS, P. Y GIL-DELGADO, J. A. 1995. Clutch size variation and nest failure of the Serin *Serinus serinus* in orange groves. *Ardeola*, 42: 642-651.

- BOTH, C. 2010. Food availability, mistiming, and climate change. En, A. P. Møller, W. Fiedler y P. Berthold (Eds.): *Effects of Climate change on Birds*, pp. 129-147. Oxford University Press. New York.
- BOTH, C. Y VISSER, M. E. 2001. Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird. *Nature*, 411: 296-298.
- BOTH, C. Y VISSER, M. E. 2005. The effect of climate change on the correlation between avian life-history traits. *Global Change Biology*, 11: 1606-1613.
- BOTH, C., ARTEMYEV, A.V., BLAAUW, B., COWIE, R. J., DEKHUIJZEN, A. J., EEVA, T., ENEMAR, A., GUSTAFSSON, L., IVANKINA, E.V., JÄRVINEN, A., METCALFE, N. B., NYHOLM, N. E. I., POTTI, J., RAVUSSIN, P.-A., SANZ, J. J., SILVERIN, B., SLATER, F. M., SOKOLOV, L.V., TÖRÖK, J., WINKEL, W., WRIGHT, J., ZANG, H. Y VISSER, M. E. 2004. Large-scale geographical variation confirms that climate change causes birds to lay earlier. *Proceedings of the Royal Society, London Series B*, 271: 1657-1662.
- BROWN, J. L., LI, S.-H. Y BHAGABATI, N. 1999 Long-term trend toward earlier breeding in an American bird: A response to global warming? *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 96: 5565-5569.
- BUTLER, C. J. 2003. The disproportionate effect of global warming on the arrival dates of short-distance migratory birds in North America. *Ibis*, 145: 484-495.
- CRAMP, S. Y PERRINS, C. M. (EDS.). 1994. *The Birds of the Western Palearctic. Vol. VIII*. Oxford University Press. Oxford.
- CRICK, H. Q. P. 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis*, 146 (Suppl. 1): 48-56.
- CRICK, H. Q. P. Y SPARKS, T. H. 1999. Climate change related to egg-laying trends. *Nature*, 399: 423-424.
- CRICK, H. Q. P., GIBBONS D. W. Y MAGRATH, R. D. 1993. Seasonal changes in clutch size in British birds. *Journal of Animal Ecology*, 62: 263-273.
- CRICK, H. Q. P., DUDLEY, C., GLUE, D. E. Y THOMSON, D. L. 1997. UK birds are laying eggs earlier. *Nature*, 388: 526.
- DUNN, P. 2006. Breeding Dates and Reproductive Performance. En, A. P. Møller, W. Fiedler y P. Berthold (Eds.): *Birds and climate change*, pp. 69-85. Academic Press. USA.

- DUNN, P. O. Y WINKLER, D. W. 1999. Climate change has affected the breeding date of three swallows throughout North America. *Proceedings of the Royal Society, London Series B*, 266: 2487-2490.
- DUNN, P. O. Y WINKLER, D. W. 2010. Effects of climate change on timing of breeding and reproductive success in birds. En, A. P. Møller, W. Fiedler y P. Berthold (Eds.): *Effects of Climate change on Birds*, pp. 113-28. Oxford University Press. New York.
- FORCHHAMMER, M. C., POST, E. Y STENSETH, N. C. 1998. Breeding phenology and climate. *Nature*, 391: 29-30.
- GIL-DELGADO, J. A. 1981. La avifauna del naranjal valenciano III. El Verdecillo (*Serinus serinus* L.). *Mediterránea, Serie Biológica*, 5: 97-114.
- GIL-DELGADO, J. A. Y GUIJARRO, D. 2008. An evaluation of the use of a spooned spatula to assess the diet of Cardueline nestlings. *Ardeola*, 55: 49-57.
- GIL-DELGADO, J. A. Y LACORT, P. 1996. La estación de nidificación del Mirlo *Turdus merula* en los naranjales: tiempo de nidificación y número de nidadas. *Ardeola*, 43: 41-48.
- GIL-DELGADO, J. A., VIVES-FERRÁNDIZ, C. Y TAPIERO, A. 2002. Tendencia decreciente de una población de Gorrión Común *Passer domesticus* en los naranjales del Este de España. *Ardeola*, 49:195-209.
- GIL-DELGADO, J. A., MARCO, E., PAREDES, M. Y VIVES-FERRÁNDIZ, C. 2005. Seasonal clutch size variation of multi-brooded bird species: comparisons between breeding season and latitudes. *Ibis*, 147: 206-212.
- GIL-DELGADO, J. A., GUIJARRO, D. Y VIVES-FERRÁNDIZ, C. 2009. The nestling diet of Greenfinch *Carduelis chloris* in orange groves of Eastern Spain. *Ardeola*, 56(2): 205-214.
- HALUPKA, L., DYRCZ, A. Y BOROWIEC, M. 2008. Climate change affects breeding of reed warblers *Acrocephalus scirpaceus*. *Journal of Avian Biology*, 39: 95-100.
- HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T. Y RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9.
- HOUGHTON, J. T., DING, Y., GRIGGS, D. J., NOGUER, M. P., VAN DER LINDEN, J., DAL, X., MASKEL, K. Y JOHNSON, C. A. 2001. *Climate change 2001: The Scientific basis*. Cambridge University press. Cambridge.

- IBM CORP. Released. 2010. *IBM SPSS Statistics for Windows, Version 19.0*. IBM Corp. Armonk, NY.
- IMMELMANN, K. 1971. Ecological aspects of periodic reproduction. En, D. S. Farner y J. R. King (Eds.): *Avian Biology, Vol. 1*, pp. 341-389. Academic Press. New York.
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (Eds.)]*. IPCC. Geneva, Switzerland.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (Eds.)]*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom y New York, NY, USA.
- JÄRVINEN, A. 1989. Patterns and causes of long-term variation in reproductive traits of the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* in Finnish Lapland. *Ornis Fennica*, 66: 24-31.
- KLUIJVER, H. N. 1951. The population ecology of the Great Tit, *Parus m. major* L. *Ardea*, 39: 1-135.
- MARTIN, T. E. 1987. Food as a limit on breeding birds - a life-history perspective. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 18: 453-487.
- MCCARTY, J. P. 2001. Ecological Consequences of Recent Climate Change. *Conservation Biology*, 15(2): 320-331.
- MCCLEERY, R. H. Y PERRINS, C. M. 1998. ...temperature and egg-laying trends. *Nature*, 391: 30-31.
- MØLLER, A. P. Y MERILLÄ, J. 2006. Analysis and interpretation of long-term studies investigating responses to climate change. En, A. P. Møller, W. Fiedler y P. Berthold (Eds.): *Birds and climate change*, pp. 111-130. Academic Press. USA.
- MØLLER, A. P., BERTHOLD, P. Y FIEDLER, W. 2006. The Challenge of Future Research on Climate Change and Avian Biology. En, A. P. Møller, W. Fiedler y P. Berthold (Eds.): *Birds and climate change*, pp. 237-244. Academic Press. USA.
- MØLLER, A. P., FLENSTED-JENSEN, E., KLARBORG, K., MARDAL, W. Y NIELSEN, J. T. 2010. Climate change affects the duration of the reproductive season in birds. *Journal of Animal Ecology*, 79: 777-784.

- NEWTON, I. 1967. The adaptative radiation and feeding ecology of some British finches. *Ibis*, 109: 33-98.
- NEWTON, I. 1972. *Finches*. Collins. London.
- PARMESAN, C. 2007. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, 13: 1860-1872.
- PARMESAN, C. Y YOHE, G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421: 37-41.
- PEÑUELAS, J. Y FILELLA, I. 2001. Responses to a Warming World. *Science*, 294: 793-795.
- PEÑUELAS, J., FILELLA, I. Y COMAS, P. 2002. Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology*, 8: 531-544.
- PERRINS, C. M. 1965. Population fluctuations and clutch size in the Great Tit *Parus major* L. *Journal of Animal Ecology*, 34: 601-647.
- PERRINS, C. M. 1979. *British Tits*. Collins. London.
- PERRINS, C. M. Y BIRKHEAD, T. R. 1983. *Avian Ecology*. Blackie. Glasgow.
- PERRINS, C. M. Y MCCLEERY, R. H. 1989. Laying dates and clutch size in the Great Tit. *Willson Bulletin*, 101: 236-253.
- PONZ, A., GIL-DELGADO, J. A. Y BARBA, E. 1996. Population changes and breeding ecology of the Cirl Bunting *Emberiza circlus* in eastern Spain. *Bird Study*, 43: 38-46.
- POST, E., FORCHHAMMER, M. C., STENSETH, N. C. Y CALLAGHAN, V. 2001. The timing of life-history events in a changing climate. *Proceedings of the Royal Society, London Series B*, 268: 15-23.
- POTTI, J. 2009. Advanced breeding dates in relation to recent climate warming in a Mediterranean montane population of Blue Tits *Cyanistes caeruleus*. *Journal of Ornithology*, 150: 893-901.
- PRZYBYLO, R., SHELDON, B. C. Y MERILÄ, J. 2000. Climatic effects on breeding and morphology: evidence for phenotypic plasticity. *Journal of Animal Ecology*, 69: 395-403.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1983. Pisos bioclimáticos de España. *Lazaroa*, 5: 33-43.

- RIVAS-MARTÍNEZ, S., RIVAS, S. Y PENAS, A. 2011. Worldwide bioclimatic classification system. *Global Geobotany*, 1: 1-634.
- ROOT, T. L., PRICE, J. T., HALL, K. R., SCHNELDER, S. H., ROSENZWEIG, C. Y POUNDS, J. A. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421: 57-60.
- SANZ, J. J. 2002. Climate change and birds: have their ecological consequences already been detected in the Mediterranean region? *Ardeola*, 49(1): 109-120.
- SANZ, J. J. 2003. Large-scale effect of climate change on breeding parameters of pied flycatchers in Western Europe. *Ecography*, 26: 45-50.
- SPARKS, T. H. Y MENZEL, A. 2002. Observed changes in seasons: an overview. *International Journal of Climatology*, 22: 1715-1725.
- STENSETH, N. C., MYSTERUD, A., OTTERSEN, G., HURREL, J. W., CHAN, K.-S. Y LIMA, M. 2002. Ecological effects of climate fluctuations. *Science*, 297: 1292-1296.
- TER BRAAK, C. J. F. Y LOOMAN, C. W. N. 1995. Regression. En, R. H. G. Jongman, C. J. F. ter Braak y O. F. R. van Tongeren (Eds.): *Data analysis in community and landscape ecology*, pp. 29-77. Cambridge University Press. Cambridge.
- VISSER, M. E., VAN NOORDWIJK, A. J., TINBERGEN, J. M. Y LESSELLS, C. M. 1998. Warmer spring lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*). *Proceedings of the Royal Society, London Series B*, 265: 1867-1870.
- VISSER, M. E., ADRIAENSEN, F., VAN BALEN, J. H., BLONDEL, J., DHONDT, A. A., VAN DONGEN, S., DU FEU, C., IVANKINA, E. V., KERIMOV, A. B., DE LAET, J., MATTHYSEN, E., MCCLEERY, R., ORELL, M. Y THOMSON D. L. 2003. Variable responses to large-scale climate change in European *Parus* population. *Proceedings of the Royal Society, London Series B*, 270: 367-372.
- WALTHER, G.-R., POST, E., CONVEY, P., MENZEL, A., PARMESAN, C., BEEBEE, T. J. C., FROMENTIN, J.-M., HOEGH-GULDBERG, O. Y BAIRLEIN, F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389-395.
- WINKEL, W. Y HUDDE, H. 1997. Long-term trends in reproductive traits of tits (*Parus major*, *P. caeruleus*) and pied flycatchers *Ficedula hypoleuca*. *Journal of Avian Biology*, 28: 187-190.



# Capítulo IV

## **Seasonal clutch size variation of multi-brooded bird species: comparison between breeding season and latitudes**

José A. Gil-Delgado, Eva Marco, Mariadela Paredes and Carmen Vives-Ferrándiz

Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia.

46071 Valencia, Spain

*Ibis* (2005), 147: 206-212.

Doi: 10.1111/j.1474-919x.2004.00391

## Abstract

Single- and multi-brooded species of birds differ in their seasonal patterns of clutch size. Single-brooded species start with a maximum clutch size that declines continuously as the season progresses, whereas the clutch sizes of multi-brooded species usually increase to a mid-season maximum peak and then decrease progressively until the end of the breeding season. Previous studies have shown that multi-brooded migrant species present seasonal patterns that are similar to single-brooded species at high latitudes but similar to multi-brooded non-migratory species at lower latitudes. We studied the Greenfinch *Carduelis chloris* and Goldfinch *C. carduelis* populations in eastern Spain (Sagunto, Valencia) between 1975 and 2002 to compare seasonal variations in clutch sizes between years with early and late starts to the breeding season. The period over which clutch sizes increase was longer when the breeding season started earlier. The Goldfinch population showed no pattern of initial increase in clutch size when there was a late start to the breeding season: a late start shortens the season giving them less time to breed, and may also coincide with maximum food availability. Thus, the pattern of single-brooded species was observed. In the Greenfinch population, a trend toward the seasonal pattern of single-brooded species was also observed when the following indices were compared: clutch size increase, modal timing, initial slope and timing of maximum clutch size. We have also compared the seasonal patterns of clutch size of both species in eastern Spain with the patterns observed in Britain. Our results show that for both Goldfinches and Greenfinches, the non-migrant southern populations of Sagunto in eastern Spain do not tend towards a more multi-brooded seasonal pattern of clutch size than the migrant Goldfinches of Britain.

## Introduction

Passerine birds use two tactics to maximize their number of offspring per breeding season. In single-brooded species, the clutch size is at its maximum at the start of the breeding season and declines as the season progresses. Multi-brooded species, however, present a different pattern. Their breeding season is longer and females lay several clutches with a midseason peak of clutch size (Lack, 1954; Klomp 1970). Therefore, in multi-brooded species, seasonal reproductive success is determined not only by the productivity of each brood but also by the number of broods raised (Bryant, 1979; Desrochers and Magrath, 1993). As a consequence, Crick *et al.* (1993) suggested that multi-brooded species start laying before the optimal moment, which accounts for the increase in clutch sizes until the optimal time, when clutch sizes are the largest. In addition, a tendency to start breeding earlier would be normal as it would allow a greater number of clutches per season. Furthermore, the same species might present both patterns across its distribution range if it is made up of non-migrant as well as migrant populations. The Eastern Bluebird *Sialia sialis* shows an initial increase in the size of clutches in the southern part of its range, with a peak in mid-season followed by a decline. However, in the northern part of its range, where the population is migratory, clutch sizes start at a peak and decline continuously throughout the season (Dhondt *et al.*, 2002).

The start of the breeding season varies from year to year, as it is determined mainly by meteorological factors and food availability (Perrins, 1965; Perrins and Birkhead, 1983). Multi-brooded species lay as soon as the female can garner the resources needed to form a clutch (Schoech, 1996). Therefore, in years when the breeding season starts later, multi-brooded species should have larger initial clutches, closer to the maximum clutch size for the year and area concerned. A later start to the breeding season may result in a reduction in the number of clutches, and so in these years the patterns resemble those characteristic of single-brooded species. Dhondt *et al.* (2002) pointed out that the date of the maximum clutch size is earlier in the season in the south than in the north, and according to Crick *et al.* (1993) the onset of spring is more abrupt as latitude increases. As a result, in years with a later start to the breeding season, the birds must lay their first clutches closer to the time when the availability of resources is at its maximum. Therefore, within the same area, a trend toward the single-brooded pattern can be expected when the onset of the breeding season arrives late. A review of species that present a distribution area with a wide latitudinal range (e.g. Dunnock *Prunella modularis* by Dhondt *et al.*, 2002) shows a decrease in the duration of the breeding season as latitude increases. As a result, southern populations of species that also have northern breeding populations may present characteristics typical of multi-brooded species. The number of breeding attempts may increase when the breeding season is longer, possibly causing an intensification of these characteristics.

Quadratic equations were used by Crick *et al.* (1993) to describe trends, and four indices were obtained: (i) clutch size increase, (ii) initial slope, (iii) timing of maximum clutch size and (iv) modal timing. These indices allowed the following specific predictions to be made: as taxa become more multi-brooded, the values for clutch size increase, initial slope and timing of maximum clutch size will increase, whereas the value for modal time will decrease. The initial slope will be positive for multi-brooded taxa.

Comparisons between migratory and non-migratory populations have been made (Dhondt *et al.*, 2002), and the results obtained corresponded to these predictions. The same could occur when comparing the same species over years that differ in the timing of the breeding season. Thus, seasonal patterns of clutch size in years when the breeding seasons starts early may tend more towards the pattern expected of a multi-brooded species, because an earlier start may allow a greater number of clutches.

In order to address the question of whether a species in the same geographical area shows different patterns according to the start of the breeding season, we collected data over 28 years (1975–2002) from two cardueline species that breed in orange groves in eastern Spain. The Greenfinch *Carduelis chloris* and Goldfinch *C. carduelis* populations of these plantations have been studied previously (*e.g.* Gil-Delgado and Catalá, 1989; Gil-Delgado *et al.*, 1991). Seeds constitute the main diet of the nestlings for both species (Newton, 1972; Cramp and Perrins, 1994). Furthermore, both species present extended breeding seasons and we can expect different onsets of the breeding season from year to year. Both are multi-brooded (Crick *et al.*, 1993; Cramp and Perrins, 1994), common and widely distributed across the western Palearctic (Clement *et al.*, 1993; Cramp and Perrins, 1994). In the north, some populations of Greenfinches and Goldfinches are migratory. In Great Britain, about two-thirds of the breeding population of Goldfinches move south, wintering between Belgium and southern Spain. However, most of the Greenfinches remain there throughout the year (Newton, 1972; Clement *et al.*, 1993; Cramp and Perrins, 1994).

Therefore, in Mediterranean areas, the seasonal variation in clutch size in years with an early start to the breeding season may correspond more to those characteristics of multi-brooded populations.

On the other hand, multi-brooded species from the Mediterranean region may, in northerly latitudes, present patterns similar to those observed in single-brooded species that breed at northerly latitudes because these include a high proportion of migratory birds.

## Study area and methods

The study area is located in the municipality of Sagunto, which is in the province of Valencia in eastern Spain (39°42'N, 0°15'W, 30 m a.s.l.). The data come from a 16.9-ha orange grove that has been widely referred to in the past (*e.g.* Gil-Delgado, 1981; Barba *et al.*, 1995; Ponz, *et al.*, 1996). Since 1975, mapping methods and nest searching techniques have been applied. Every year, nest searching started in the first week of March and went on until early August (Gil-Delgado, 1981; Belda *et al.*, 1995; Gil-Delgado and Lacort, 1996; Ponz *et al.*, 1996; Gil-Delgado *et al.*, 2002). Fieldwork started even earlier in some years because of the continuous singing of other birds, which possibly indicated that the season would be early. In this study, the basic data used come from 278 Goldfinch and 370 Greenfinch nests.

The complete history of these nests is known as they were found before the first eggs were laid. Although the number of Greenfinch nests checked is less than half that used in the UK by Crick *et al.* (1993), it is, nevertheless, still greater than the number used to detect the general patterns of species with single- and multi-brooded seasonal patterns. More Goldfinch nests have been checked than in the UK study (Crick *et al.*, 1993). The two variables, laying date and clutch size, allow the use of quadratic equations (Crick *et al.*, 1993; Dhondt *et al.*, 2002).

Each year, the laying dates of the first clutch for each pair in the study plot were used to determine the average start of the breeding season. These data allowed us to classify the breeding season according to the timing of its onset. The sample size differed from year to year, as did the size of the breeding population of both species (*e.g.* Gil-Delgado and Catalá, 1989; Gil-Delgado *et al.*, 1991). For Goldfinches only, data from 1985 onwards were used because the Goldfinch population breeding in the plot was too small or absent prior to that (Gil-Delgado *et al.*, 1991). The Goldfinch data from 1993 were also excluded because only one nest was found.

To determine the mean laying date for first clutches, two other groups of samples were used. The first comprises nests that were destroyed or abandoned during the laying period so that although the exact laying date is known, the clutch size was not. Eighteen Goldfinch nests and 26 Greenfinch nests belong to this group.

The second group comprises nests that were found after the eggs were laid. As the hatching date was known, we were able to calculate the laying date with a maximum margin of error of 2 days by adding the incubation period to the time needed to complete the laying of the clutch. Eight Goldfinch nests and 24 Greenfinch nests belong to this group.

The following conditions had to be met for a clutch to be considered as a first clutch: (i) it was located in an orange tree built near a singing post, and (ii) there were no nests with signs of use nearby. Cardueline finches sometimes add a nest next to their first one (see Newton, 1972), but it was not difficult to include contiguous nests as independent data when the incubation periods overlapped because observation of the females incubating simultaneously proved that the nests belonged to different females. When a damaged nest or one with broken eggshell was found, the nearest nest was not considered to contain the first clutch. Thus, a total of 228 Greenfinch clutches and 170 Goldfinch clutches constitute the data used to determine the average laying dates for first clutches. These groups of samples include the nests destroyed before hatching. However, because of predators or flaws in the laying, the clutch size of some of these nests is unknown. Both species are resident in Sagunto, as ringed nestlings were recaptured during the following winter. Adults ringed in winter were also recaptured in spring or summer.

### *Statistical analyses*

Kruskal–Wallis tests were performed to detect variations in the mean date of first clutches for each species over the years (Zar, 1996). We also analysed the relationship between the mean date of first clutches and the length of the breeding season for both species by fitting a regression line. In order to describe the seasonal trends, we adjusted the least-squares quadratic equations to the data on clutch sizes for each species. The following four indices were calculated: (i) clutch size increase (CSI) was calculated as the maximum clutch size divided by the clutch size at the start of the breeding season (the earliest date of laying in the sample); (ii) initial slope (IS) was calculated as the slope of the quadratic at the beginning of the breeding season; (iii) timing of maximum clutch size (TMCS) was expressed as a fraction representing the number of days into the breeding season when the maximum clutch size occurred divided by the total number of days that the breeding season lasted; and (iv) modal timing (MT) was the ratio of modal laying date to the date of maximum clutch size, calculated by the use of a quadratic equation (see Crick *et al.*, 1993). Statistical analyses were carried out using the statistical package SPSS 8.0.

It should be emphasized that our samples are from a single area. However, Crick *et al.* (1993) also noted that results for two species, the Blackbird *Turdus merula* and the Great Tit *Parus major*, from single sites did not differ from those obtained from the whole of Britain.

## Results

The mean clutch size of the Goldfinch was 4.2 eggs ( $sd = \pm 0.71$ ,  $N = 278$ ), four being the modal clutch size (48.2%). For Greenfinch, the mean clutch size was 4.4 ( $sd = \pm 0.83$ ,  $N = 370$ ), five being the modal clutch size (50.3%). The clutch sizes of both Cardueline species present significant differences ( $t = 2.49$ ,  $P = 0.013$ ,  $df = 646$ ).

The first nests of the year show a highly significant correlation with the mean of first clutches each year (Goldfinch  $r = 0.62$ ,  $P < 0.001$ ,  $N = 18$ ; Greenfinch  $r = 0.602$ ,  $P < 0.001$ ,  $N = 28$ ). As the exact number of breeding pairs each year was known (see Gil-Delgado and Catalá, 1989; Gil-Delgado *et al.*, 1991), we preferred to use the mean of first clutches. The number of first clutches per year was sometimes less than the number of breeding pairs because a number of nests were predated during the laying period, so the nearest nests were considered to be repeated clutches.

On average, both species had their first clutches during April, although the mean laying date for Goldfinch first clutches (mean = 98.8,  $sd = \pm 16.5$ ,  $N = 170$ , day 1 = 1 January) was some days before that of the Greenfinches (mean = 108.7,  $sd = \pm 12.4$ ,  $N = 228$ ). Thus, the difference between species was significant ( $t = 6.84$ ,  $P < 0.001$ ,  $df = 396$ ).

The mean laying date of first clutches for each species also differed significantly from year to year (Goldfinch: Kruskal–Wallis test = 36.66,  $P = 0.006$ ,  $df = 18$ ; Greenfinch: Kruskal–Wallis test = 46.9,  $P = 0.01$ ,  $N = 27$ ). This variation might affect the length of the breeding season (Figure 1). The prediction is that the later the start of the breeding season, the shorter the time to breed and thus the smaller the number of clutches per season. Correlation values between the mean of the start of first clutches and the length of the breeding season show that the prediction was verified for both species (Greenfinch:  $r = -0.487$ ,  $P < 0.01$ ,  $N = 27$ ; Goldfinch:  $r = -0.675$ ,  $P < 0.001$ ,  $N = 18$ ). So the average number of breeding attempts per season should decrease.

The average clutch size of both species varies as the season progresses, and at the end of the breeding season clutch sizes are smaller (Gil-Delgado and Catalá, 1989; Gil-Delgado *et al.*, 1991). The quadratic equations that were applied show a variation typical of multi-brooded species: the clutch sizes of both Greenfinches and Goldfinches initially increase with a peak in mid-season and then a decline (Figure 2).

If we analyse separately the years with early and late breeding seasons, we find some differences for both species. The four indices described by Crick *et al.* (1993) tend towards the values expected for single brooders in years with a later breeding

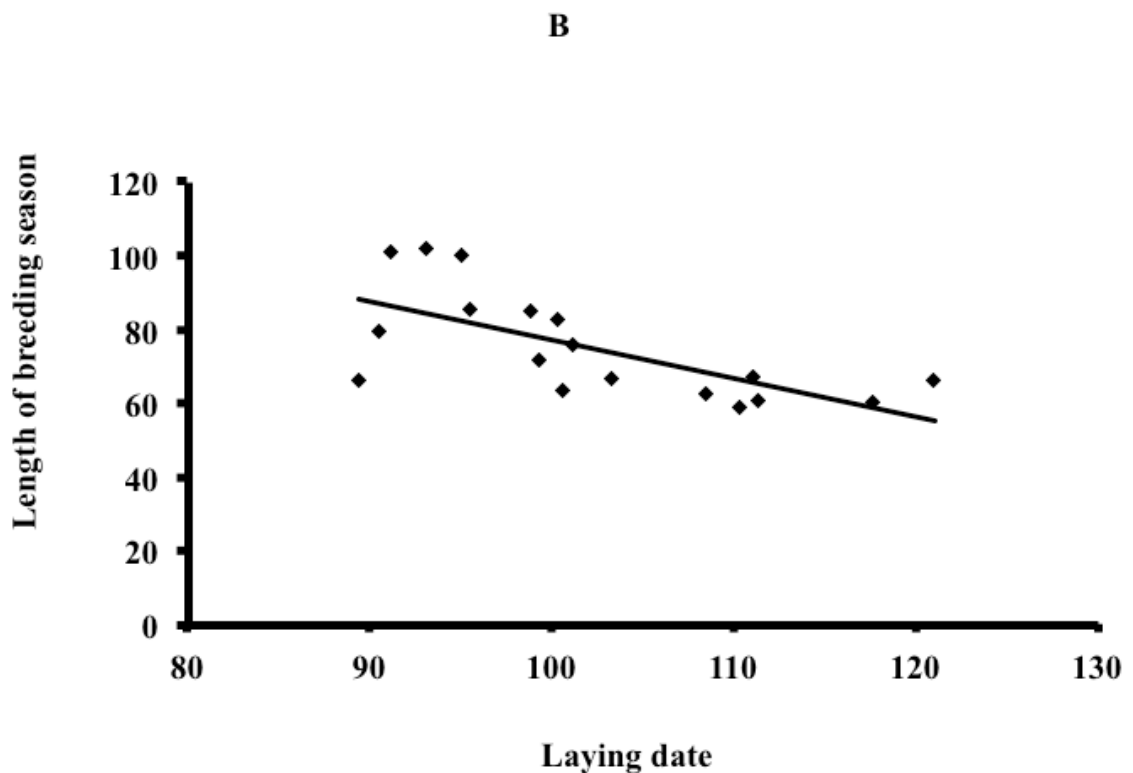
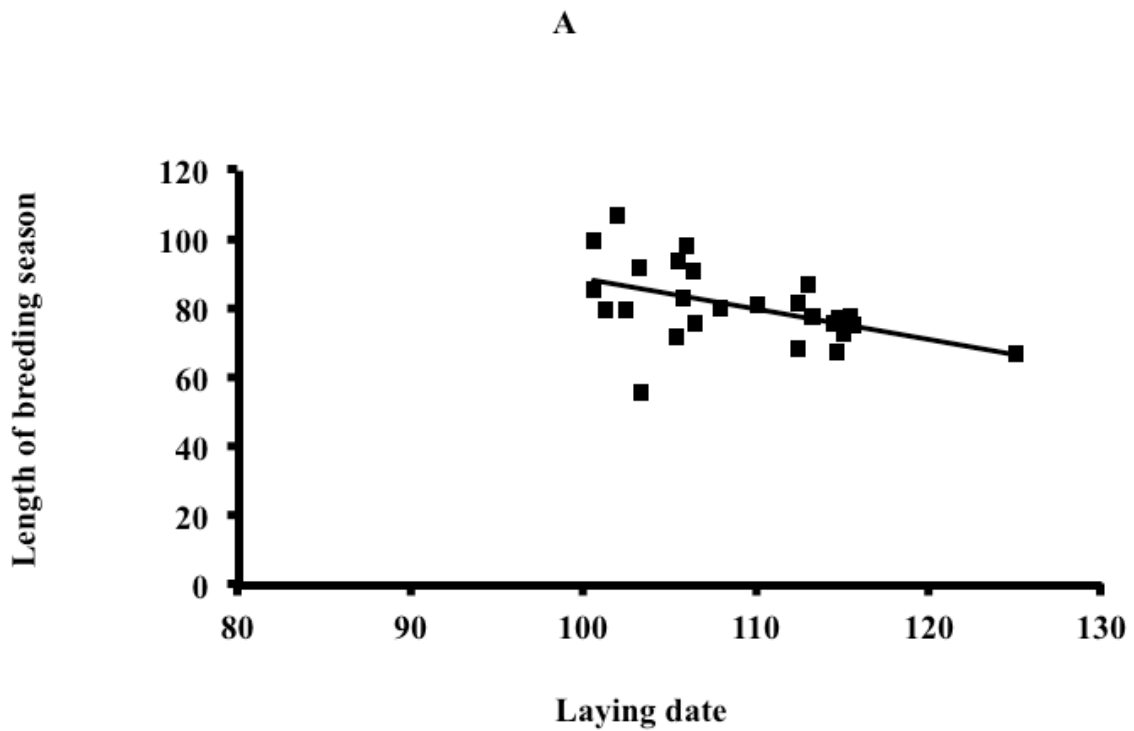


Figure 1. Length of breeding season (LBS) in relation to the laying date (LD). Laying data are the mean of the first clutches of each year. The linear equation for Greenfinch (A) is  $LBS = 177.488 - 0.8873 \cdot LD$  ( $R^2 = 0.237$ ,  $F = 7.78$ ,  $P = 0.01$ ,  $N = 27$ ) and for Goldfinch (B)  $LBS = 1.8223 - 1.0467 \cdot LD$  ( $R^2 = 0.455$ ,  $F = 13.38$ ,  $P = 0.002$ ,  $N = 18$ ). Day 1 = 1 January.



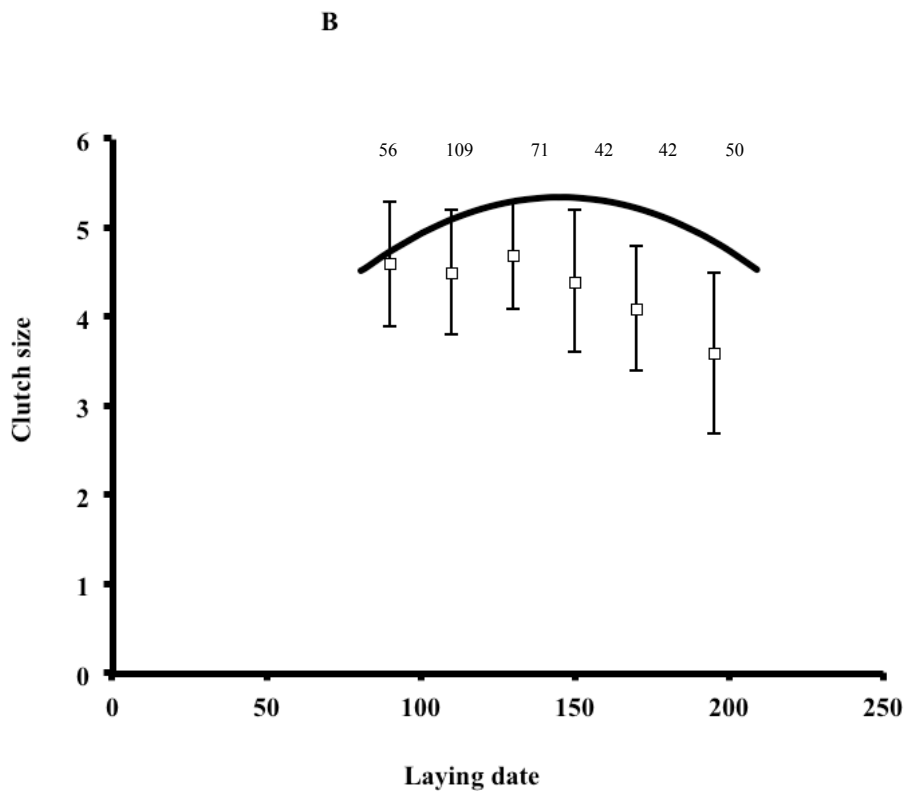
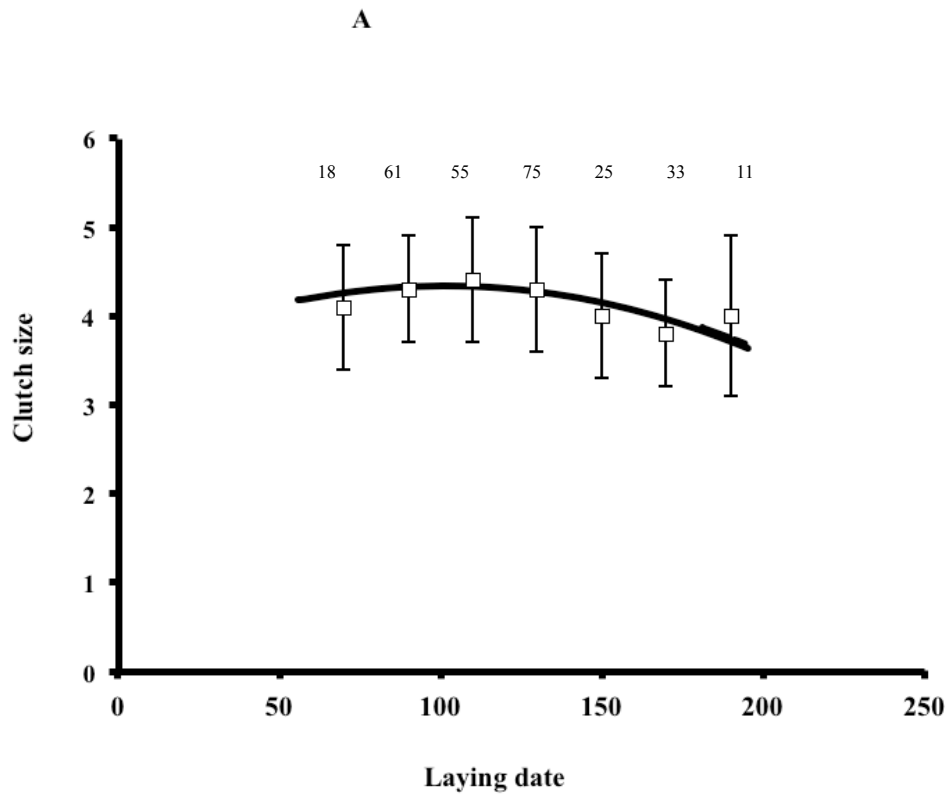


Figure 2. Seasonal change in clutch size (CS) of Goldfinch (A) and Greenfinch (B). Quadratic equations are Goldfinch:  $CS = 3.526 + 0.0162 \cdot LD - 0.00008 \cdot LD^2$  ( $R^2 = 0.046$ ,  $F = 6.70$ ,  $P = 0.01$ ,  $df = 275$ ); Greenfinch:  $CS = 1.1348 + 0.0581 \cdot LD - 0.0002 \cdot LD^2$  ( $R^2 = 0.207$ ,  $F = 48.02$ ,  $P < 0.001$ ,  $df = 367$ ). The open squares show the means ( $\pm$  sd) for 20-day intervals and the numbers show the sample sizes.

season. The same is true of the four indices in the case of the Goldfinches: CSI, IS and TMCS decrease whereas MT increases. Furthermore, the initial slope tends to zero (Table 1).

Table 1. Values for clutch size increase (CSI), initial slope (IS), time of maximum clutch size (TMCS), modal timing (MT) and sample size (SS) for years with early and late breeding seasons. In Sagunto we included all samples, early and later. \* Values from Crick *et al.* (1993)

	CSI	IS	TMCS	MT	SS
<b>Greenfinch</b>					
Early	1.1	0.04	0.375	0.81	206
Later	1.02	0.04	0.129	1.15	164
Sagunto	1.18	0.04	0.5	0.80	370
Great Britain*	1.5	0.04	0.54	0.88	765
<b>Goldfinch</b>					
Early	1.078	0.014	0.453	0.83	135
Later	1.007	0.009	0.152	1.39	143
Sagunto	1.04	0.012	0.35	0.95	278
Great Britain*	1.07	0.014	0.424	0.85	223

In the Greenfinch the trend is similar, except for the initial slope, which is the same in years with early and late breeding season (Table 1). This table also shows the British values obtained by Crick *et al.* (1993).

#### *Very late starts to the breeding season*

In 1988, 1990, 1991, 1992, 1993 and 1996, the Goldfinch population started its nesting season very late. The quadratic equations for these years show a pattern typical of single-brooded species (Figure 3). The four indices (CSI = 1; IS = -0.006; TMCS = 0; MT = 1.7) present values that correspond to single-brooders.

These six years constitute the group of very late starts because the year with the earliest mean date (19 April 1991) of first clutches in this group differed by 6 days from the latest mean start of breeding in the other years. Such late starts were not observed in the Greenfinch population.

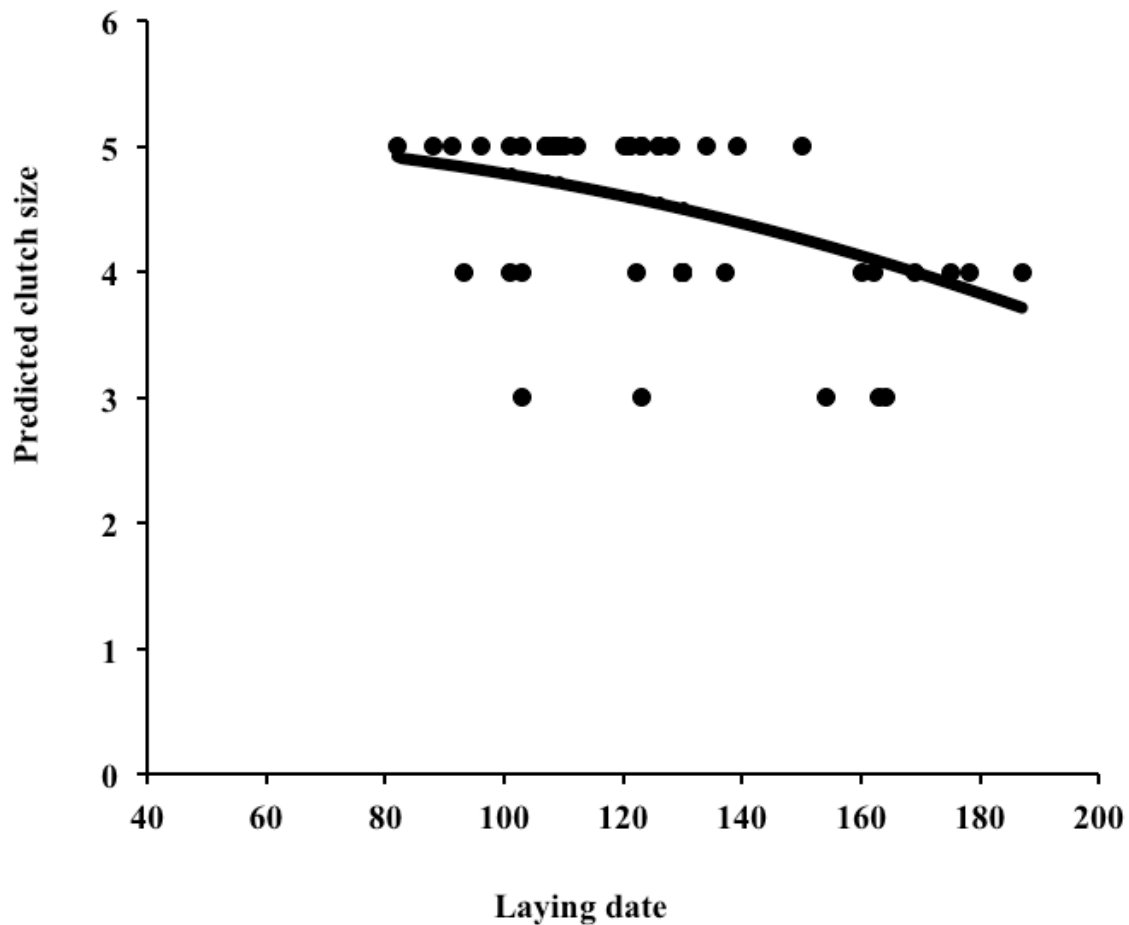


Figure 3. Seasonal changes in Goldfinch clutch size in years with very late start to the breeding season. The quadratic equation is  $CS = 5.0696 + 0.0021 \cdot LD - 0.00005 \cdot LD^2$  ( $R^2 = 0.232$ ,  $F = 6.51$ ,  $P = 0.003$ ,  $df = 43$ ). The index values of seasonal change calculated from this equation are given in the text.

## Discussion

Resident multi-brooded species show a mid-season peak of clutch size, with smaller clutches laid early and late in the season, whereas single-brooded species present the larger clutches at the onset of breeding and then a decrease as the season progresses (Lack, 1954; Klomp, 1970). However, multi-brooded species that have migrant as well as non-migrant populations can present both patterns because they tend to the pattern of single-brooded species at higher latitudes (Dhondt *et al.*, 2002). Greenfinches and Goldfinches have both sedentary and migrant populations (Cramp and Perrins, 1994). In Britain, Greenfinches are more or less sedentary whereas some Goldfinches migrate to Mediterranean areas in winter (Clement *et al.*, 1993; Cramp

and Perrins, 1994). However, both species are sedentary in the orange groves of Sagunto (our pers. obs. from ringed birds). Each pair of both Goldfinches and Greenfinches rears at least two clutches per breeding season (Newton, 1972; Crick *et al.*, 1993; Cramp and Perrins, 1994). In Sagunto, the nestlings leave the nest 30–35 days after the first egg is laid (*e.g.* Gil-Delgado *et al.*, 1991). This interval corresponds to data given for cardueline finches by Newton (1972), who pointed out that the nests seem to follow one another in quick succession. We can therefore assume that the starting dates of two consecutive clutches differ by about 40 days and that 80 days are necessary to raise both clutches successfully. This amount of time is a conservative measure that includes the time parents need to fledge the brood, although it seems that only the male attends the fledglings (Newton, 1972; Cramp and Perrins, 1994). In Sagunto, considering all years, the time available for Greenfinches and Goldfinches to breed allows a greater number of clutches per pair. Pairs that started breeding early in the season could have more than two clutches. Our results correspond to the multi-brooded pattern proposed by Crick *et al.* (1993), because the clutch size increases to a peak in mid-season and then decreases.

#### *Variations within the area*

The length of the breeding season depends on the mean date of the first clutches so differences occur between years. The causes of annual variation in the start of the breeding season have not been analysed, although Newton (1972) suggested two likely factors: the availability of food and temperature (see Perrins and Birkhead, 1983). An increase in food availability in the orange groves would therefore not only advance the breeding season, but could also explain an extension of the breeding season, because the length of the season depends on its onset. This does not mean that all pairs are able to increase their number of clutches in years with early breeding seasons; only the earliest-nesting pairs can do so. The average number of attempts per pair may therefore increase in years with earlier starts. According to Crick *et al.* (1993) only those years with the longest breeding season will present patterns typical of multi-brooded species. This increase in the number of clutches may affect our four indices and the quadratic curve. In fact, our results showed some differences when the seasonal variation in clutch size of the two species was compared for the same locality over a long period of time. The duration of the study allowed a distinction to be made between earlier and later breeding seasons, enabling us to distinguish and compare them. In late seasons the four indices tended towards values characteristic of single-brooded species. This tendency was especially evident in the Goldfinch in those years with an excessive delay in the onset of the breeding season. In this case, the pattern adjusted to the classic model of a single-brooded species, with similar index values and a negative initial slope (see Crick *et al.*, 1993). We suggest that this pattern is due to the largest clutches being laid first. As single-brooded species must put all their effort into their only clutch, for these species, the

breeding season must correspond to the period when the conditions to raise nestlings are best. They tend to maximize clutch size because benefits depend on the number of fledglings raised in this single clutch (Perrins 1970, 1979; Perrins and Birkhead 1983). A later start by the youngest breeders, or those from poorer habitats, is part of the cause of the decrease in clutch size through the breeding season (Saether, 1990; Boutin, 1990). Years when multi-brooded species have a late start force them to invest all their potential in first clutches because time is short. In the case of the Greenfinch, the pattern is not as clear. We could not find years when the breeding season started much later than in other years. This is probably because, in our study, the mean laying date for first clutches was 10 days later than for the Goldfinch. However, comparing earlier and later years, some indices showed a trend to the pattern of single-brooded species. Our results indicate that multi-brooded species can show patterns corresponding to those of single-brooded species when the onset of the breeding season is delayed. This might be related to the lack of time to breed because the season becomes shorter as it starts later. The start of laying possibly coincides with the time of maximum food availability.

#### *Latitudinal variation*

The quadratic equations showed a multi-brooded pattern in both Britain and Sagunto. However, when we compared the indices of both species for Britain and Sagunto, we found that the values tended towards those of single-brooded species in eastern Spain. The main differences are found in the clutch size increase of Greenfinches, and in the timing of maximum clutch size of Goldfinches. This suggests that Greenfinches tended to maximize the number of eggs per clutch from the start of the breeding season, and that Goldfinches reached the largest clutch sizes earlier in Sagunto than in Britain. We know that clutch sizes decrease as latitude decreases (Lack, 1954; Klomp, 1970; Perrins and Birkhead, 1983). The average Greenfinch clutch size is smaller in Sagunto than in Britain. In addition, the Goldfinches in Britain usually lay five or six eggs per clutch (Cramp and Perrins, 1994), whereas the mode in Sagunto is four eggs. This difference may be due to the fact that the peak resource availability occurs relatively earlier in the season in Spain than in the UK. However, the fact that the groves are weeded toward the end of May or beginning of June could have some effect on clutch sizes because of a decline in food availability. The effect of food availability on the onset of breeding and on the clutch size has been widely reported (Perrins, 1979; Davies and Lundberg, 1985; Boutin, 1990; Svensson, 1995). Migrant populations may present patterns that are more similar to those typical of single-brooded species (Dhondt *et al.*, 2002). In Britain as well as in Sagunto, the Greenfinch population is largely sedentary. This is not the case for the Goldfinch as British populations are partially migratory (Clement *et al.*, 1993). Consequently, their index values should tend toward the values of single-brooded species. However, our results do not agree with the trends Dhondt *et*

*al.* (2002) obtained by comparing migrant and non-migrant populations of the Eastern Bluebird. Our results for a southern area of eastern Spain show that neither Cardueline species was more multi-brooded. Therefore, they may present breeding seasons of similar length even though in temperate latitudes the onset of breeding occurs earlier as latitude decreases (Lack, 1954; Immelmann, 1971; Perrins and Birkhead, 1983; Dhondt *et al.*, 2002).

## Acknowledgments

We thank all those who helped us to find nests in the study area: E. Barba, E. Belda, M.C. Catala, J. Gómez, M. Marín, J. Monrós, A. Ponz and A. Tapiero. From 1991 to 1996 this study was supported by funding from DGICYT, Ministerio de Educación y Ciencia (PS90-0266) and Generalitat Valenciana (GV-2517/94) given to J.A.G.D. In other years, most of the cost of fieldwork was met by the authors. We also thank Humphrey Crick for his helpful comments.

## Bibliography

- BARBA, E., GIL-DELGADO, J. A. AND MONRÓS, J. S. 1995. The cost of being late: consequences of delaying great tit *Parus major* first clutches. *Journal of Animal Ecology*, 64: 642-651.
- BELDA, E., FERRANDIS, P. AND GIL-DELGADO, J. A. 1995. Clutch size variation and nest failure of the Serin *Serinus serinus* in orange groves. *Ardeola*, 42: 1-10.
- BOUTIN, S. 1990. Food supplementation experiments with terrestrial vertebrates: patterns, problems, and the future. *Canadian Journal of Zoology*. 68: 203-220.
- BRYANT, D. M. 1979. Reproductive costs in the house martin (*Delichon urbica*). *Journal of Animal Ecology*, 48: 655-675.
- CLEMENT, P., HARRIS, A. AND DAVIS, J. 1993. *Finches and Sparrows*. C. Helm, A and C Black. London.
- CRAMP, S. AND PERRINS, C. M. (EDS.). 1994. *The Birds of the Western Palearctic, Vol. VIII*. Oxford University Press. Oxford.
- CRICK, H. Q. P., GIBBONS, D. W. AND MAGRATH, R. D. 1993. Seasonal changes in clutch size in British birds. *Journal of Animal Ecology*, 62: 263-273.

- DAVIES, N. B. AND LUNDBERG, A. 1985. The influence of food on time budgets and timing of breeding of the Dunnock *Prunella modularis*. *Ibis*, 127: 100-110.
- DESROCHERS, A. AND MAGRATH, R. D. 1993. Age-specific fecundity in European Blackbirds (*Turdus merula*): individual and population trends. *Auk*, 110: 255-263.
- DHONDT, A. A., KAST, T. L. AND ALLEN, P. E. 2002. Geographical differences in seasonal clutch size variation in multi-brooded bird species. *Ibis*, 144: 646-651.
- GIL-DELGADO, J.A. 1981. La avifauna del naranjal valenciano III. El Verdecillo (*Serinus serinus* L.). *Mediterránea, Serie Biológica*, 5: 97-114.
- GIL-DELGADO, J. A. AND CATALÁ, M. C. 1989. El Verderón Común (*Carduelis chloris*): población nidificante, tamaño de la puesta y éxito reproductor. Un ejemplo de estudio a largo plazo. *Mediterránea, Serie Biológica*, 11: 121-132.
- GIL-DELGADO, J. A. AND LACORT, P. 1996. La estación de nidificación del Mirlo *Turdus merula* en los naranjales: tiempo de nidificación y número de nidadas. *Ardeola*, 43: 41-48.
- GIL-DELGADO, J. A., CATALÁ, M. C. AND BARBA, E. 1991. Breeding success of the Goldfinch *Carduelis carduelis* in orange plantations: the effect of predation and starvation. *Mediterránea, Serie Biológica*, 13: 5-14.
- GIL-DELGADO, J. A., TAPIERO, A. AND VIVES-FERRÁNDIZ, C. 2002. Tendencia decreciente de una población de Gorrión Común *Passer domesticus* en los naranjales del Este de España. *Ardeola*, 49: 195-209.
- IMMELMANN, K. 1971. Ecological aspects of periodic reproduction. In, Farner, D. S. and King, J. R. (Eds.): *Avian Biology*, Vol. 1, pp. 341-389. Academic Press. New York.
- KLOMP, H. 1970. The determination of clutch size in birds. *Ardea*, 58: 1-124.
- LACK, D. 1954. *The Natural Regulation of Animal Numbers*. Oxford University Press. Oxford.
- NEWTON, I. 1972. *Finches*. Collins. London.
- PERRINS, C. M. 1965. Population fluctuations and clutch size in the great tit *Parus major* L. *Journal of Animal Ecology*, 44: 601-647.
- PERRINS, C. M. 1970. The timing of birds' breeding seasons. *Ibis*, 112: 242-255.
- PERRINS, C. M. 1979. *British Tits*. Collins. London.

- PERRINS, C. M. AND BIRKHEAD, T. R. 1983. *Avian Ecology*. Blackie. Glasgow.
- PONZ, A., GIL-DELGADO, J. A. AND BARBA, E. 1996. Population changes and breeding ecology of the Cirl Bunting *Emberiza cirlus* in eastern Spain. *Bird Study*, 43: 38-46.
- SAETHER, B.-E. 1990. Age-specific variation in reproductive performance of birds. In, Power, D. M. (Ed.): *Current Ornithology* 7, pp. 251-283. Plenum Press. New York.
- SCHOECH, S. J. 1996. The effect of supplemental food on body condition and timing of reproduction in a cooperative breeder, the Florida Scrub Jay. *Condor*, 98: 234-244.
- SVENSSON, E. 1995. Avian reproductive timing – when should parents be prudent? *Animal Behaviour*, 49: 1569-1575.
- ZAR, J.H. 1996. *Biostatistical Analysis*, 3rd edn. Prentice Hall. New York.



# Capítulo V

## **The nestling diet of greenfinch *Carduelis chloris* in orange groves of eastern Spain**

**Dieta de los pollos del verderón común *Carduelis chloris* en los naranjales del este español**

José A. Gil Delgado, Daniel Guijarro and Carmen Vives-Ferrándiz

Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia.

Apartado oficial 2085, E-46071 Valencia, Spain.

*Ardeola* (2009), 56(2): 205-214.

## Abstract

The diet of granivorous birds in agricultural areas requires special attention where changes in farm management have severely affected bird populations. Nevertheless, studies into the diet of Cardueline species are scarce in southern Europe. Thus, this study aims to determine the nestling diet of greenfinches *Carduelis chloris* and its seasonal variation in an agricultural area of eastern Spain. The study area is an agricultural plot of 16.9 ha in Sagunto (Valencia, 39° 42'N, 0° 15'W, 30 m a.s.l.) used for growing orange trees. During the breeding seasons of 1998 and 1999, we obtained 47 food samples from the crops of 3- to 10-day old greenfinch nestlings from 29 monitored nests using a spooned spatula. Crop contents were identified and classified with a binocular magnifying glass, dried and weighed. Quadratic and linear regression analyses were fitted to the standardized data of the dry weight of each food type in order to assess seasonal trends of the diet elements. The results shows that greenfinch nestlings were mainly fed on seeds, leaves and bulbs, of which *Erodium cicutarium* seeds were the most consumed type food. Seeds of this seed-bearing plant were found in the nestlings' crops throughout the whole breeding season, but consumption decreased as the breeding season progressed. However, the consumption of bulbs, another common food type, increased. Aphids appeared in the crops at the beginning of the season but contributed little to the diet of the chicks. In conclusion, greenfinch nestlings fed on a wide range of food types, mainly vegetables, showing a more generalist diet than other cardueline species in the same study area.

**Key words:** agricultural area, *Carduelis chloris*, diet analysis, greenfinch, nestlings.

## Resumen

Dieta de los pollos de verderón común *Carduelis chloris* en los naranjales del este español.- El estudio de la dieta de aves granívoras requiere una atención especial en las áreas agrícolas donde los cambios en el manejo han afectado severamente a sus poblaciones. Sin embargo, los estudios sobre la dieta de carduelinos son escasos en el sur de Europa. Así, este estudio determina la dieta de los pollos de verderón común *Carduelis chloris* y su variación estacional en un área agrícola del sureste de España. El área de estudio es una parcela agrícola de 16.9 ha dedicada al cultivo del naranjo en Sagunto (Valencia, 39° 42'N, 0° 15'W, 30 m s.n.m.). Durante las temporadas reproductoras de 1998 y 1999 se obtuvieron, mediante una cucharilla, 47 muestras de los bucheros de pollos de verderón de 3 - 10 días de edad procedentes de 29 nidos. El contenido de los bucheros fue analizado y clasificado usando una lupa, secado y pesado. Se aplicaron análisis de regresión lineal y cuadrática a los datos estandarizados de peso seco de cada tipo de alimento para explorar las variaciones estacionales en los tipos de alimento que componen la dieta de los pollos. Los resultados muestran que los pollos de verderón fueron alimentados principalmente con semillas, hojas y bulbos, siendo las semillas de *Erodium cicutarium* el tipo de alimento más consumido. Las semillas de esta planta fueron encontradas en los bucheros durante toda la temporada reproductora, pero su consumo decreció a medida que ésta avanzaba. Sin embargo, el consumo de bulbos, que también presentó una elevada contribución, aumentó. Se encontraron áfidos en los bucheros, pero en muy baja proporción, durante la primera mitad del periodo reproductor. En conclusión, los pollos de verderón fueron alimentados con una amplia gama de alimentos de origen vegetal, mostrando una dieta más generalista que otras especies de carduelinos en la misma área de estudio.

**Palabras clave:** análisis de la dieta, área agrícola, *Carduelis chloris*, pollos, verderón.

## Introduction

Diet analysis of birds, food identification and assessment are major topics in biology and ecology studies (Hartley, 1948; Rosenberg and Cooper, 1990; Litvaitis, 2000), and are essential to carry out adequate management actions (Litvaitis, 2000; Sutherland, 2004). In the last decades of the past century, agricultural intensification has implied certain changes in farming practices in Europe that have affected ranges and population trends of some bird species that inhabit farmland areas (Fuller *et al.*, 1995; Chamberlain and Gregory, 1999; Siriwardena *et al.*, 1998, 2001; Chamberlain and Fuller, 2000; Chamberlain *et al.*, 2000; Donald *et al.*, 2001, 2006). Food supply features among the causal factors of declines in bird populations (Panek, 1997; Wilson *et al.*, 1999; Vickery *et al.*, 2001; Benton *et al.*, 2002; Robinson and Sutherland, 2002; Newton, 2004). Therefore, determining the important food taxa in the diets of such bird species is an essential step (Wilson *et al.*, 1999), especially for granivorous birds which have been severely affected by such intense agricultural practices (Fuller *et al.*, 1995; Chamberlain and Fuller, 2000). Cardueline species are granivorous birds which, apart from habiting in their natural areas, are typically farmland birds. These species feed mainly on seeds and are considered opportunistic in the western Palearctic (Newton, 1967, 1972; Glück, 1985; Cramp and Perrins, 1994), although citril finches *Carduelis citrinella* can specialise in a few species during certain periods in both the Pyrenées (Borrás *et al.*, 2003) and the Black Forest (Förschler, 2007). Moreover, in some agricultural environments cardueline species can present a specialized diet (Valera *et al.*, 2005; Gil-Delgado and Guijarro, 2008). The diet of cardueline species' nestlings can differ from that of adult birds (Newton, 1967, 1972) which also feed their young mainly on seeds (Newton, 1967, 1972; Eybert and Constant, 1998; Valera *et al.*, 2005; Gil-Delgado and Guijarro, 2008). However, almost all granivorous birds also provide their young with insects (Newton, 1967, 1972; Cramp and Perrins, 1994). A shift towards a diet of seeds having consumed mainly invertebrates after hatching has been reported for goldfinch *Carduelis carduelis* nestlings in northern Europe (Holland *et al.*, 2006).

Those references available about the diet of the nestlings of cardueline correspond mainly to studies of northern populations or to reviews of the literature on the diet of different farmland birds in the UK and other European countries (Newton, 1967, 1972; Cramp and Perrins, 1994; Eybert and Constant, 1998; Wilson *et al.*, 1999; Holland *et al.*, 2006). Although few studies have been conducted in southern Europe, precise information is available on the diet of serins *Serinus serinus* nestlings in southern Spain (Valera *et al.*, 2005) and of goldfinches in eastern Spain (Gil-Delgado and Guijarro, 2008). Information about other Cardueline species such as greenfinches *Carduelis chloris* is still lacking.

This study aims to determine the nestling diet of greenfinches and its seasonal variation in an agricultural plot of eastern Spain used for orange monocultures, whose traditional management has changed towards an intensified use of the land in the last decades of the past century. Such changes are basically the use of herbicides and drip irrigation instead of rotovating and flood irrigation (see Gil-Delgado *et al.*, 2002). In the study area, the greenfinch breeding population has been studied since 1975 (Gil-Delgado and Catalá, 1989; Gil-Delgado *et al.*, 2005).

## Study area and methods

The study area is a plot of 16.9 ha located in the municipality of Sagunto (province of Valencia, 39° 42'N, 0° 15'W, 30 m a.s.l.) within the orange monocultures which widely cover eastern Spain (Zaragoza, 1988). There is plenty of information available about the breeding ecology of those bird species that breed in orange groves. Since 1975, both mapping methods and nest searching techniques have been applied in every breeding season from late February to early August. This involved checking all the orange trees every 7 - 12 days and monitoring all the nests found every 3 days at least (Gil-Delgado and Escarré, 1977; Gil-Delgado, 1981; Gil-Delgado *et al.*, 1991; Belda *et al.*, 1995; Gil-Delgado and Lacort, 1996; Ponz *et al.*, 1996; Gil-Delgado *et al.*, 2002, 2005).

During the breeding seasons of 1998 and 1999, we extracted food from every 3 – 10 day old greenfinch nestling from 29 nests. More than one extraction was made in 10 nests in different days. Thus, we obtained 47 food samples, considering the content of each nest per day as unit sample. The sample distribution according to the age of nestlings did not present significant differences ( $\chi^2_3 = 3.81$ , ns). Nestling manipulation was conducted following the protocol described in Gil-Delgado and Guijarro (2008), and we used a small spooned spatula to extract a spoonful of food from the crop since cardueline species store food in their crops before swallowing it (Newton, 1972). Food samples were kept in blotting paper before analyses that were carried out shortly after collection. Samples of each sibling were combined, and then we separated the contents according to food types. Seeds were classified to species with a binocular magnifying glass. We also identified bulbs, leaves and aphids. After drying them at 103 °C for two hours (APHA, AWWA, WEF, 1992), each food type per nest was weighed. Due to the differences in dry weight among nests, weight-related data were standardised to the lowest value to make the contribution of each nest equal (Gil-Delgado and Guijarro, 2008).

In order to assess the effects of removing food from the crop with a spatula on nestling survival, we compared the breeding success between manipulated and non-manipulated nests using the Mayfield method (Mayfield, 1975). We followed the

analytical procedure of Gil-Delgado and Guijarro (2008). Nests that failed by tree cutting or predation were not considered in this analysis. The first manipulation took place on 3-day old nestlings, thus this day was taken as day 0. The number of 3-day old nestlings in manipulated ( $4.03 \pm 0.9$ ,  $N = 117$  nestlings of 29 nests) and non-manipulated ( $3.9 \pm 0.9$ ,  $N = 112$  nestlings of 29 nests) nests did not present significant differences ( $t$ -student = 0.72, ns). The daily survival rates were higher in manipulated ( $0.996 < 0.994 < 0.991$ ) than in non-manipulated ( $0.971 < 0.956 < 0.939$ ) nests (see Johnson, 1979 for the standard error). Nest failure was exactly the same in non-manipulated (31 %,  $N = 29$ ) and manipulated nests (31 %,  $N = 29$ ).

### *Data analysis*

We fitted both quadratic and linear regression analyses to the standardised dry weight data of each food type in order to assess seasonal trends of the diet elements. A commonly used order of dates was utilised: day 1 = 1 January (Crick *et al.*, 1993; Gil-Delgado *et al.*, 2005). Quadratic equations were used because these are the simplest polynomials that could describe seasonal changes, including the curvilinear rise and fall of each seed species contribution to nestlings' diet (Crick *et al.*, 1993; Braak and Looman, 1995; Gil-Delgado *et al.*, 2005). Statistical analyses were carried out using the SPSS statistical package, v. 14.0.

## **Results**

### *Diet composition*

Both plant and animal items were found in the greenfinch nestling's diet. Bulbs, mainly of *Oxalis pes-caprae*, leaves and 12 different species of seeds among the plant material, and only aphids among the animal material, were found. The seeds found belonged to a wide range of seed-bearing plant species such as *Erodium cicutarium*, *Mercurialis ambigua*, *Chamaesyce postrata*, *Euphorbia peplus* and *Alopecurus myosuroides*. Bulbs and leaves presented a value of occurrence of over 25 % of the samples, *E. cicutarium* leaves being the most common (Table 1). Aphids presented a value of occurrence of 25.5 %. They appeared at the beginning of the breeding season and remained until mid-season, but its contribution to the nestlings' diet was low (Table 1). According to aphid presence, we divided the samples in two groups, the first with samples from 22nd April to 13rd May and the second from 14th May until the end of breeding season. Each group contains 29 and 18, samples respectively. The distribution of samples in relation to the ages of nestlings did not differ significantly between the two periods ( $\chi^2_3 = 0.38$ , ns), but in the first group aphid consumption was higher than in the second ( $\chi^2_1 = 5.6$ ,  $P < 0.05$ , Fisher exact test). In fact, only one sample of the second group contained aphids (Figure 1).

Table 1. The composition of the greenfinch nestlings' diet. The names in boldface indicate the food types found in the crops. N shows the number of samples containing each food type. % shows the occurrence of each food type in relation to the number of samples. BDW shows the percentage of each food type in relation to the total biomass of dry weight. D1-D2 shows the first and last day, respectively, when each food type was found in the crops. [Composición de la dieta de los pollos de verderón común. Los nombres en negrita muestran los diferentes tipos de alimento, indicando las especies de plantas cuyas semillas constituyen parte de la dieta. La segunda columna (N) muestra el número de muestras que contienen cada tipo de alimento. Las columnas % y BDW muestran el porcentaje de cada tipo de alimento en relación al número de muestras y en relación a la biomasa en peso seco, respectivamente. La columna D1-D2 muestra el primer y último día en que fue encontrado cada tipo de alimento.]

<b>Food type</b>	<b>N</b>	<b>%</b>	<b>BDW</b>	<b>D1-D2</b>
<b>Plant material</b>				
Seeds				
Fam. Geraniaceae				
<i>Erodium cicutarium</i>	30	63.8	32.61	22 April-17 June
<i>Geranium rotundifolia</i>	3	6.4	3.09	7 May-13 May
Fam. Euphorbiaceae				
<i>Euphorbia peplus</i>	14	29.8	6.49	28 April-24 June
<i>Mercuriales ambigua</i>	18	38.3	13.97	30 April-28 June
<i>Chamaesyce postrata</i>	14	29.8	5.59	4 May-28 June
Fam. Poaceae				
<i>Alopecurus myosuroides</i>	13	27.7	13.29	22 April-19 May
<i>Por annua</i>	5	10.6	<1	22 April-27 May
<i>Setaria verticillata</i>	2	4.3	<1	7 June-28 June
Fam. Papaveraceae				
<i>Papaver dubium</i>	7	14.9	<1	28 April-27 May
Fam. Portulacaceae				
<i>Portulaca oleracea</i>	5	10.6	2.16	12 June-28 June
Fam. Amaranthaceae				
<i>Amaranthus sp</i>	2	4.3	3.85	12 June-17 June
Fam. Caryophyllacea				
<i>Stellaria media</i>	1	2.1	<1	30 April
Bulbs	14	29.8	14.51	22 April-24 June
Leaves	15	31.9	2.73	22 April-28 June
<b>Animal material</b>				
Aphids	12	25.5	<1	22 April-13 May

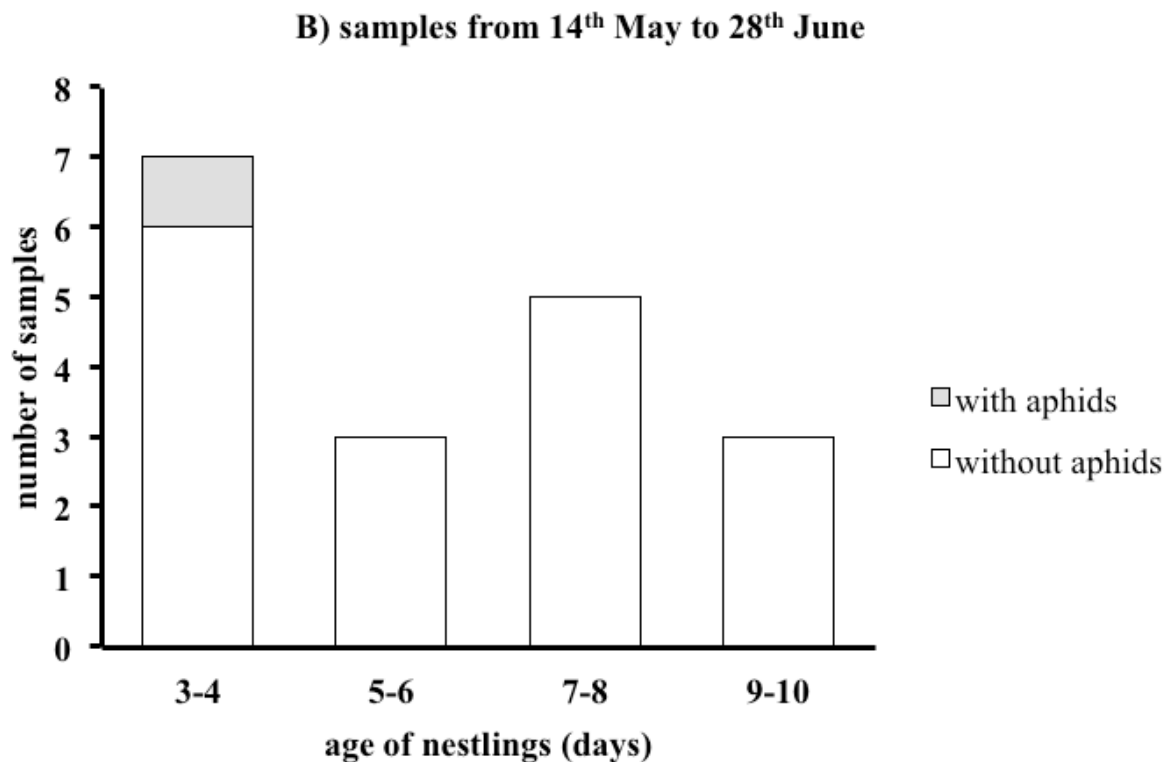
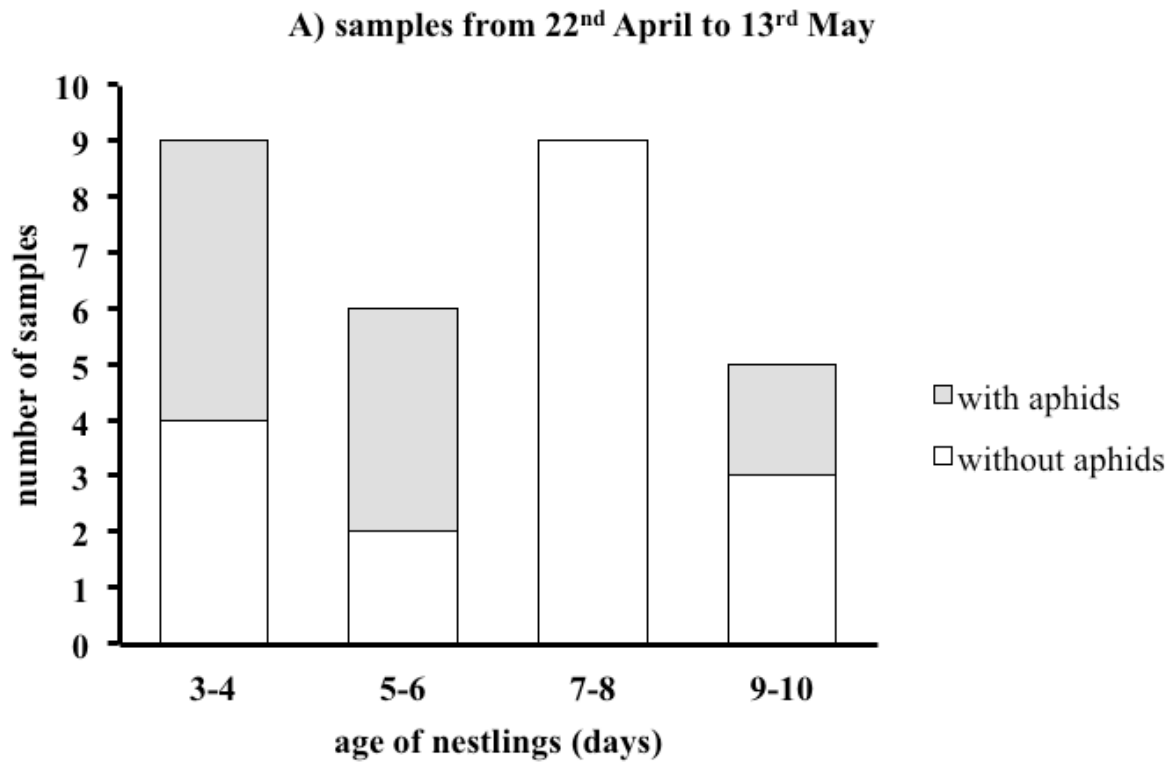


Figure 1. Distribution of samples with aphids and without aphids in relation to the ages of greenfinch nestlings in each half of the breeding season: A) from 22<sup>nd</sup> April to 13<sup>rd</sup> May, B) from 14<sup>th</sup> May to 28<sup>th</sup> June. [Distribución de las muestras con áfidos (gris) y sin áfidos (blanco) en relación a la edad de los pollos de verderón común en cada mitad de la temporada reproductora: A) del 22 de abril hasta el 13 de mayo, B) del 14 de mayo hasta el 28 de junio.]



According to the age of nestling of the first group, 3 – 6 day old nestlings took more aphids than older nestlings ( $\chi^2_1 = 4.6$ ,  $P < 0.05$ , Fisher exact test).

### Seasonal variation of food items

Three species of plants, *E. cicutarium*, *Portulaca oleracea* and *Amaranthus* spp., showed significant seasonal trends during the breeding season and the best regression fit were linear in all three cases. Nevertheless, opposing seasonal trends were found among these species. Consumption of *E. cicutarium* decreased ( $Y_{Erodium\ cicutarium} = 3.62 - 0.02 \cdot X_{Date}$ ;  $R^2 = 0.117$ ,  $F_{1, 45} = 5.988$ ,  $P = 0.018$ ; Figure 2A), while *P. oleracea* ( $Y_{Portulaca\ oleracea} = -0.816 + 0.007 \cdot X_{Date}$ ;  $R^2 = 0.24$ ,  $F_{1,45} = 14.21$ ,  $P < 0.001$ ; Figure 2B) and *Amaranthus* spp. ( $Y_{Amaranthus\ spp.} = -1.215 + 0.1 \cdot X_{Date}$ ;  $R^2 = 0.119$ ,  $F_{1, 45} = 6.053$ ,  $P = 0.018$ ) increased as the season progressed. The trend for *Amaranthus* spp. could have been forced by samples of only two nests at the end of breeding season. Furthermore, another type of food, bulbs of *Oxalis pes-caprae*, also presented a significantly increased consumption as the breeding season progressed ( $Y_{Bulbs} = -1.666 + 0.016 \cdot Date$ ;  $R^2 = 0.122$ ,  $F_{1, 45} = 6.226$ ,  $P = 0.016$ ; Figure 2C). No significant trends were found for the other seed and food types.

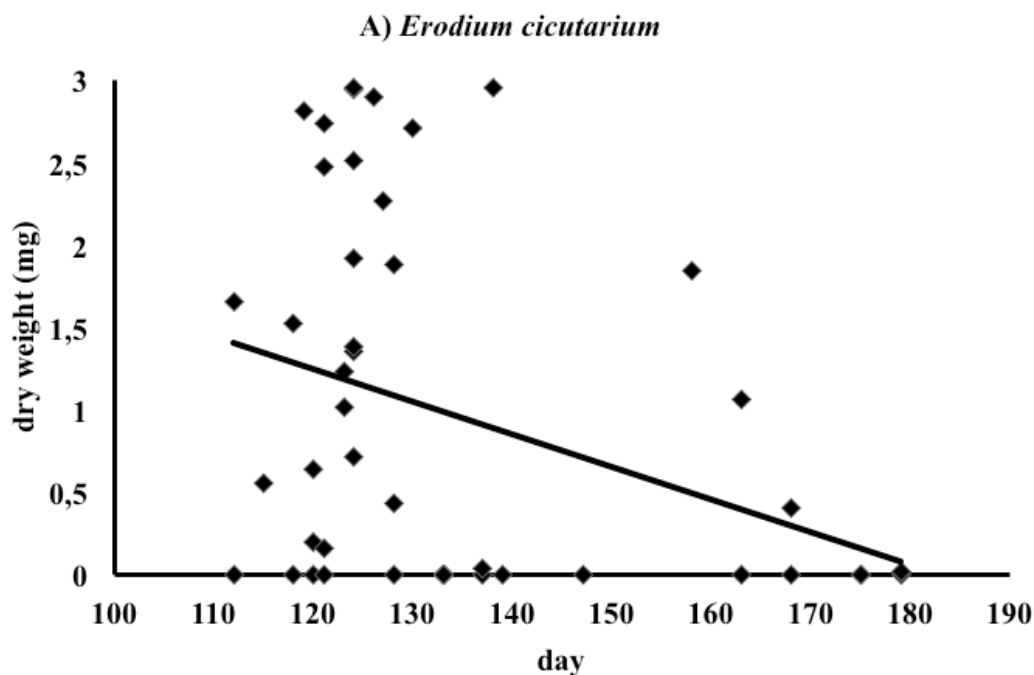


Figure 2. Seasonal variation of three food types with significant trends found in the diet of greenfinch nestlings in orange groves in the breeding seasons of 1998 and 1999 (1 January = day 1). A) *Erodium cicutarium* [Variación estacional de tres tipos de alimento con tendencias significativas que forman parte de la dieta de los pollos de verderón común en los huertos de naranjos en las temporadas reproductoras de 1998 y 1999 (1 enero = día 1). A) *Erodium cicutarium*.]

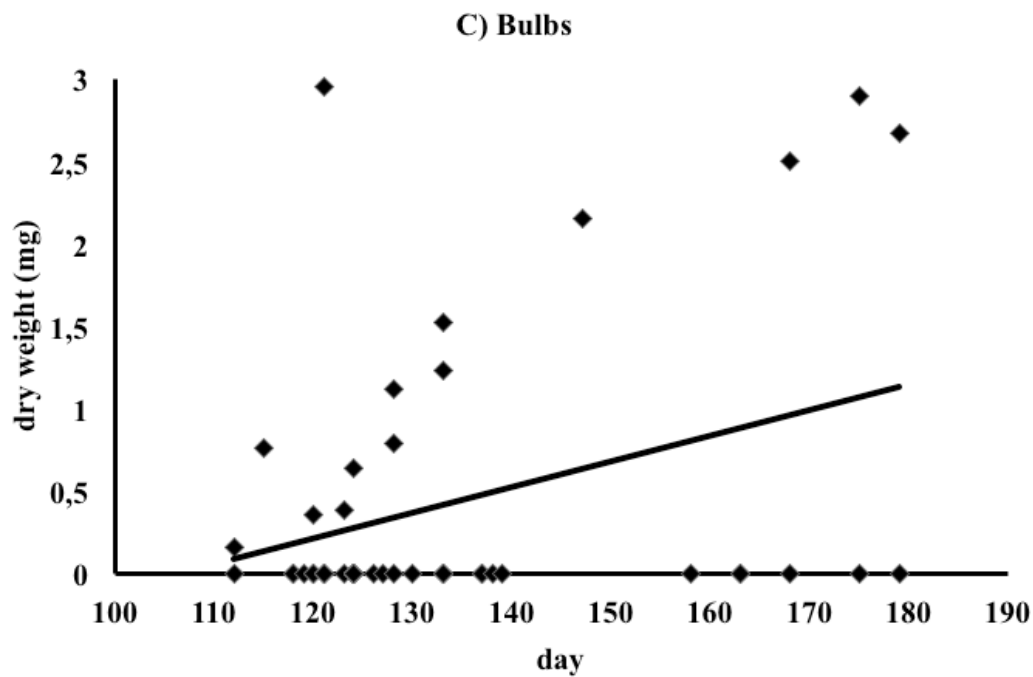
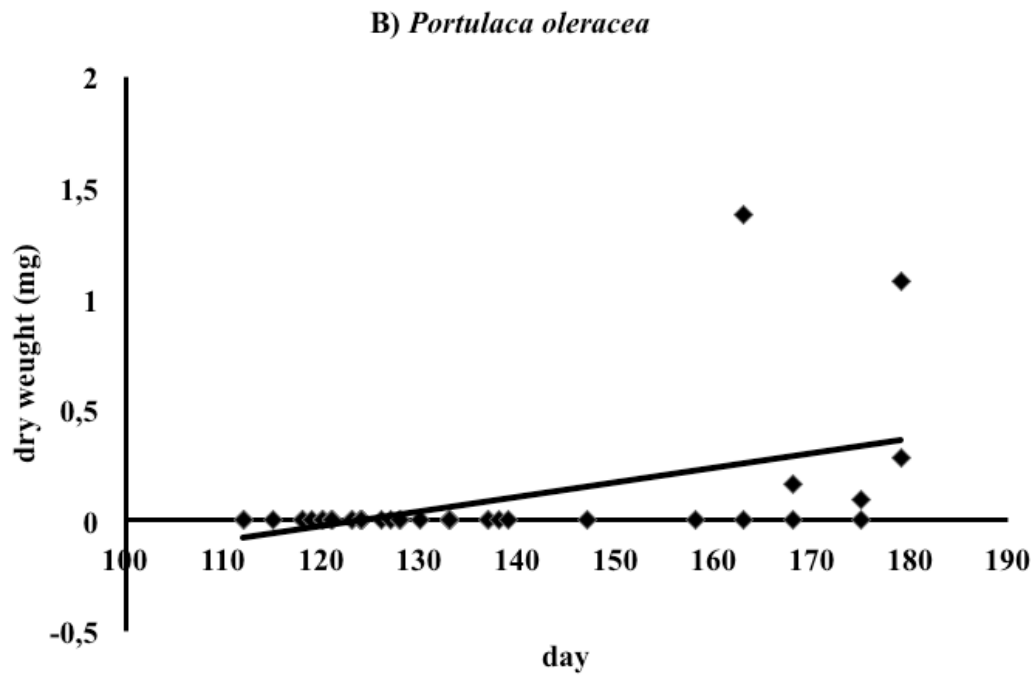


Figure 2. Cont. Seasonal variation of three food types with significant trends found in the diet of greenfinch nestlings in orange groves in the breeding seasons of 1998 and 1999 (1 January = day 1). B) *Portulaca oleracea*; C) Bulbs. [*Variación estacional de tres tipos de alimento con tendencias significativas que forman parte de la dieta de los pollos de verderón común en los huertos de naranjos en las temporadas reproductoras de 1998 y 1999 (1 enero = día 1). B) *Portulaca oleracea*; C) Bulbos.*]

## Discussion

In Sagunto, the diet of greenfinch nestlings comprises the seeds of eight plant families, particularly Euphorbiaceae and Poaceae. Furthermore, the bulbs of Oxalidaceae are as frequent as the aforementioned seeds. In southern England, both adult and nestling greenfinches feed on the same seeds, although nestlings are also fed with invertebrates. However, only two genera coincide in terms of the seeds observed in the nestlings' diet in Sagunto (Newton, 1967, 1972). The review of Cramp and Perrins (1994) covers a wider area of central and Western Europe, but the most frequent seed types we found in the nestlings' diet in Sagunto (i.e. *E. cicutarium*, *O. pes-caprae* and *A. myosuroides*) are not listed. Newton (1972) reports seeds of 15 plant species in the diet of greenfinches in southern England. However, none of them is found in eastern Spain. In Sagunto, five of the 12 species of seedbearing plants and bulbs, mainly *Oxalis*, present the highest biomass values in the crops of greenfinch nestlings. Although *E. cicutarium* constituted the nestlings' main food, their diet elements vary and their consumption is not clearly focused. Since the birds in our study fed on different species, our results for birds in southern Europe agree with the review of the diet information corresponding to northern European farmland birds which shows that greenfinch nestlings in the UK consume a wide array of plant species (Holland *et al.*, 2006). However, whereas the Poaceae (cereals), Cruciferae and Ulmaceae families feature among the most important families for greenfinch chicks in northern Europe (Holland *et al.*, 2006), other families are more common in Sagunto. The different kind of farmland area and the biogeographical aspects involved could lead to latitudinal differences in the presence of weed species which provide seeds to granivorous birds.

The consumption of invertebrates among greenfinch nestlings is very low in Sagunto, which is in agreement with the low proportion of invertebrates reported by Holland *et al.* (2006) in the UK. In our case, only aphids were found in the crops of nestlings from the beginning until half-way through the breeding season, and despite the occurrence of 25.5 %, only a biomass dry weight of 0.33 % was found. Thus, our results do not support the shift in the diet of seed-eating birds which feed their nestlings with insects to supplement their diet (Newton, 1967, 1972; Wiens and Johnston, 1977). In serins Valera *et al.* (2005) did not find insects in the nestlings' diet. They suggested that seeds with high protein levels could be related to the absence of insects in chick's diets (see also Díaz, 1996). Another study about the diet of goldfinch nestlings in our study area does not support the switch in seed-eaters either. Goldfinches in this study mainly use two thistle species to feed their nestlings, *Sonchus oleraceus* and *Carduus pycnocephalus*, which are present throughout the breeding season. Although present throughout the whole breeding season, aphids represent a low proportion of biomass, and the consumed amount of invertebrates declines as the season progresses (Gil-Delgado and Guijarro, 2008). Nevertheless, the

proportion of invertebrates in the diet of goldfinch is greater than in the diet of greenfinch nestlings in the orange groves, and its presence encompassed the whole breeding season. Thus, aphids are present in the orange groves before greenfinches start breeding since the greenfinches in the study area start their breeding season later than goldfinches (Gil-Delgado *et al.*, 2005). Despite the continuous presence of aphids in the study area throughout the whole breeding season, greenfinches do not use them for feeding purposes during the second half of their breeding season. Therefore, the presence of invertebrates in the diet of cardueline finches appears to be unnecessary for nestling growth (Valera *et al.*, 2005). Thus, the very low percentage of aphids found in the crops of greenfinch nestlings suggests that they are taken accidentally. Invertebrates also constitute a small part of the diet of nestlings of linnets *Carduelis cannabina* in northern France (Eybert and Constant, 1998).

### *Seasonal variation of the diet*

Among the seeds of the plant species consumed by greenfinch nestlings, only four types present seasonal variation. The most important, which represents one third of the nestlings' diet, are *E. cicutarium* seeds whose consumption decreases as the breeding season progresses. Three food types present a different pattern because of their increased consumption. Eleven food types do not reveal any particular trend. This is likely because they are consumed less frequently. However, there are seeds that may have been simply not used. For instance, goldfinch nestling's take two thistles species, *S. oleraceus* and *C. pycnocephalus*, and they both represent over 80 % of the diet. The first species is present throughout the breeding season (Gil-Delgado and Guijarro, 2008).

Newton (1972) pointed out that the amount of animal prey declined as the season progresses. This pattern was also found in the goldfinches in our study area (Gil-Delgado and Guijarro, 2008); however, no trend in aphid consumption was found in the greenfinch. Nevertheless, two parts in the breeding season in Sagunto can be distinguished according to aphid consumption, the first half when aphids were mainly consumed and moreover mostly found in younger nestlings, and the second half were aphids rarely appear. Thus, aphid consumption seems to be seasonal but also dependent on the age of nestlings since aphids were mainly consumed by 3 - 6 day old nestlings.

The seasonal changes reported in the seedbearing plants do not mean changes in food availability (Newton, 1972); rather they merely reflect the use of food types to feed nestlings with. The most common species used to feed greenfinch nestlings, *E. cicutarium*, displays a continuous decrease, while the consumption of bulbs, which also contribute greatly to the nestlings' diet, increases as the breeding season progresses. Seed-bearing plants were present in diets throughout the whole season

and bulbs were mainly consumed in the second half of the season. It is not possible to distinguish between the use and preference of these species despite both them contributed greatly to the nestlings' diet. Moreover, when farming practices were applied, such as rotovating, they caused the extraction of bulbs from under the ground making them available to greenfinches (see Gil-Delgado *et al.*, 2002). To be able to distinguish between use and preference, food availability data are required, which we do not have. However some species, such as *P. oleracea* and *Amaranthus* spp., are consumed towards the end of breeding season, probably when both species are available.

Some authors have pointed out that the shift in the diet of granivorous birds could be an opportunistic response in order to face seasonal changes of food availability in seasonal areas (Wiens and Johnston, 1977; Rotenberry, 1980; Valera *et al.*, 2005). More specialised species could show a shift in diet if changes in food availability affect the main food type; conversely, the more generalist food types may be less affected whatever the food type availability change taking place. The wide range of food types found in the nestlings' crops suggests a generalist diet based on plant material. Therefore, when seed production changes vastly in time and space (Newton, 1972), this generalist condition could enable birds to face the changes occurring in food availability without having to mainly focus on animal food.

## Acknowledgments

We wish to thank L. Arteaga, A. García, J. Gómez, M. Marín, J. Monrós, V. Vercher and F. Vila for their help with the fieldwork searching for nests in Sagunto. We also thank two anonymous referees for their comments and the owners of the orange groves for allowing us to work on their land.

## Bibliography

- APHA, AWWA, WEF. 1992. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18th. Edition. American Public Health Association. Washington D.C.
- BELDA, J., FERRANDIS, P. AND GIL-DELGADO, J. A. 1995. Clutch size variation and nest failure of the Serin *Serinus serinus* in orange groves. *Ardeola*, 42: 1-10.
- BENTON, T. G., BRYANT, D. M., COLE, L. AND CRICK, H. Q. P. 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*, 39: 673-687.

- BORRÁS, A., CABRERA, T., CABRERA, J. AND SENAR, J. C. 2003. The diet of the Citril Finch (*Serinus citrinella*) in the Pyrenees and the role of *Pinus* seeds as a key resource. *Journal für Ornithologie*, 144: 345-353.
- CHAMBERLAIN, D. E. AND FULLER, R. J. 2000. Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land- use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78: 1-17.
- CHAMBERLAIN, D. E. AND GREGORY, R. D. 1999. Coarse and fine scale habitat associations of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in the UK. *Bird Study*, 46: 34-47.
- CHAMBERLAIN, D. E., FULLER, R. J., BUNCE, R. G. H., DUCWORTH, J. C. AND SHRUBB, M. 2000. Changes of the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37: 771-788.
- CRAMP, S. AND PERRINS, C. M. (EDS). 1994. *The Birds of the Western Palearctic Vol. VIII*. Oxford University Press. Oxford.
- CRICK, H. Q. P., GIBBONS, D. W. AND MAGRATH, R. D. 1993. Seasonal changes in clutch size in British birds. *Journal of Animal Ecology*, 62: 263-273.
- DÍAZ, M. 1996. Food choices by seed-eating birds in relation to seed chemistry. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 113A: 239-246.
- DONALD, P. F., GREEN, R. E. AND HEATH, M. F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society, London Series B*, 268: 25-29.
- DONALD, P. F., SANDERSON, F. J., BURFIELD, I. J. AND VAN BOMMEL, P. J. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116: 189-196.
- EYBERT, M. C. AND CONSTANT, P. 1998. Diet of nestling Linnets (*Acanthis cannabina* L.). *Journal für Ornithologie*, 139: 277-286.
- FÖRSCHLER, M. 2007. Seasonal variation in the diet of citril finches *Carduelis citrinella*: are they specialists or generalists? *European Journal of Wildlife Research*, 53: 190-194.
- FULLER, R. J., GREGORY, R. D., GIBBONS, D. W., MARCHANT, J. H., WILSON, J. D., BAILLIE, S. R. AND CARTER, N. 1995. Population declines and range

- contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology*, 9: 1425-1441.
- GIL-DELGADO, J. A. 1981. La avifauna del naranjal valenciano III. El verdecillo (*Serinus serinus* L.). *Mediterránea, Serie Biológica*, 5: 97-114.
- GIL-DELGADO, J. A. AND CATALÁ, M. C. 1989. El verderón común (*Carduelis chloris*): población nidificante, tamaño de puesta y éxito reproductor. Un ejemplo de estudios a largo plazo. *Mediterránea, Serie Biológica*, 11: 121-131.
- GIL-DELGADO, J. A. AND ESCARRÉ, A. 1977. Avifauna del naranjal valenciano I. Datos preliminares sobre mirlo (*Turdus merula* L.). *Mediterránea, Serie Biológica*, 2: 89-109.
- GIL-DELGADO, J. A. AND GUIJARRO, D. 2008. An evaluation of the use of a spooned spatula to assess the diet of cardueline nestlings. *Ardeola*, 55: 49-57.
- GIL-DELGADO, J. A. AND LACORT, P. 1996. La estación de nidificación del Mirlo *Turdus merula* en los naranjales: tiempo de nidificación y número de nidadas. *Ardeola*, 43: 41-48.
- GIL-DELGADO, J. A., CATALÁ, M. C. AND BARBA, E. 1991. Breeding success of the Goldfinch *Carduelis carduelis* in orange plantations: the effect of predation and starvation. *Mediterránea, Serie Biológica*, 13: 5-14.
- GIL-DELGADO, J. A., VIVES-FERRÁNDIZ, C. AND TAPIERO, A. 2002. Tendencia decreciente de la población de gorrión común *Passer domesticus* en los naranjales del este de España. *Ardeola*, 49: 195-209.
- GIL-DELGADO, J. A., MARCO, E., PAREDES, M. AND VIVES-FERRÁNDIZ, C. 2005. Seasonal clutch size variation of multi-brooded bird species: comparisons between breeding season and latitudes. *Ibis*, 147: 206-212.
- GLÜCK, E. E. 1985. Seed preference and energy intake of Goldfinches *Carduelis carduelis* in the breeding season. *Ibis*, 127: 421-429.
- HARTLEY, P. H. T. 1948. The assessment of the food of birds. *Ibis*, 90: 361-381.
- HOLLAND, J. M., HUTCHINSON, M. A. S., SMITH, B. AND AEBISCHER, N. J. 2006. A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Annals of Applied Biology*, 148: 49-71.
- JOHSON, D. H. 1979. Estimating nest success: the Mayfield method and an alternative. *The Auk*, 96: 651-661.

- LITVAITIS, J. A. 2000. Investigating food habits of terrestrial vertebrates. In, L. Boitani and T. K. Fuller (Eds.): *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*, pp. 165-190. Columbia University Press. New York.
- MAYFIELD, H. F. 1975. Suggestion for calculating nest success. *Wilson Bulletin*, 87: 456-466.
- NEWTON, I. 1967. The adaptative radiation and feeding ecology of some British finches. *Ibis*, 109: 33-98.
- NEWTON, I. 1972. *Finches*. Collins. London.
- NEWTON, I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146: 579-600.
- PANEK, M. 1997. The effect of agricultural landscape structure on food resources and survival of grey partridge *Perdix perdix* chicks in Poland. *Journal of Applied Ecology*, 34: 787-792.
- PONZ, A., GIL-DELGADO, J. A. AND BARBA, E. 1996. Population changes and breeding ecology of the Cirl Bunting *Emberiza cirrus* in eastern Spain. *Bird Study*, 43: 38-46.
- ROBINSON, R. A. AND SUTHERLAND, W. J. 2002. Postwar changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39: 157-176.
- ROSENBERG, K. V. AND COOPER, R. J. 1990. Approaches to an avian diet analysis. *Studies in Avian Biology*, 13: 80-90.
- ROTENBERRY, J. T. 1980. Dietary relationships among shrubsteppe passerine birds: competition or opportunism in a variable environment? *Ecological Monographs*, 50: 93-110.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., BUCKLAND, S. T., FEWSTER, R. M., MARCHANT, J. H. AND WILSON, J. D. 1998. Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Bird Census indices. *Journal of Applied Ecology*, 35: 24-43.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., CRICK, H. Q. P. AND WILSON, J. D. 2001. Changes in agricultural land-use and breeding performance of granivorous farmland passerines in Britain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84: 191-206.



- SUTHERLAND, W. J. 2004. Diet and foraging analysis. In, W. J. Sutherland, I. Newton and R. E. Green (Eds.): *Bird Ecology and conservation: A handbook of techniques*, pp. 233-250. Oxford University Press. New York.
- TER BRAAK, C. J. F. AND LOOMAN, C. W. N. 1995. Regression. En, R. H. G. Jongman, C. J. F. ter Braak y O. F. R. van Tongeren (Eds.): *Data analysis in community and landscape ecology*, pp. 29-77. Cambridge University Press. Cambridge.
- VALERA, F., WAGNER, R. H., ROMERO-PUJANTE, M., GUTIÉRREZ, J. E. AND REY, P. J. 2005. Dietary specialization on high protein seeds by adult and nestling Serins. *The Condor*, 107: 29-40.
- VICKERY, J. A., TALLOWIN, J. R., FEBER, R. E., ASTERAKI, E. J., ATKINSON, P. W., FULLER, R. J. AND BROWN, V. K. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38: 647-664.
- WIENS, J. A. AND JOHNSTON, R. F. 1977. Adaptive correlates of granivory in birds. In, J. Pinowski and S. C. Kendeigh (Eds.): *Granivorous birds in ecosystems*, pp. 301-340. Cambridge University Press. Cambridge.
- WILSON, J. D., MORRIS, A. J., ARROYO, B. E., CLARK, S. C. AND BRADBURY, R. B. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 75: 13-30.
- ZARAGOZA, S. 1988. *Pasado y presente de la citricultura española*. Consellería de Agricultura y Pesca, Generalitat Valenciana. Valencia.



# Capítulo VI

## **Éxito reproductor y productividad del jilguero europeo y del verderón común en los naranjales de Sagunto**

## Resumen

El jilguero europeo (*Carduelis carduelis*) y el verderón común (*Carduelis chloris*) se caracterizan porque las variaciones estacionales de sus tamaño de puesta siguen un patrón de puesta múltiple. Por ello, su éxito reproductor depende del número de puestas y del tamaño de las puestas, y se espera éste presente un patrón similar al del tamaño de puesta. Así, se explora el éxito reproductor y la productividad de las poblaciones de ambas especies que crían en los naranjales de Sagunto. Siendo la depredación considerada la principal causa de los fracasos reproductores, también se valoran los patrones temporales de la variación en el número de descendientes en el curso de la estación reproductora en relación a la depredación. El número de volanderos de ambas especies disminuyó a lo largo del periodo de estudio y tuvo relación con el número de parejas en la temporada reproductora siguiente. El número de volanderos no se ajustó al patrón estacional que describe el tamaño de puesta, por lo que ambas poblaciones no predicen la depredación ni los cambios en la disponibilidad de alimento.

**Palabras clave:** *Carduelis carduelis*, *Carduelis chloris*, éxito reproductor, depredación, productividad.

## Introducción

El jilguero europeo (*Carduelis carduelis*) y el verderón común (*Carduelis chloris*) son especies caracterizadas por presentar puestas múltiples (Newton, 1972; Crick *et al.*, 1993; Cramp y Perrins, 1994). Por consiguiente, pertenecen al grupo de especies que se caracterizan por un patrón consistente en un incremento inicial del tamaño de la puesta, para una vez alcanzado un tamaño medio de puesta máximo, iniciar un declive hasta el final de la temporada reproductora. Este patrón en estas especies se ha puesto de manifiesto en las poblaciones británicas (Crick *et al.*, 1993) y en las que nidifican en los naranjales saguntinos (Gil-Delgado y Catalá, 1989; Gil-Delgado *et al.*, 2005, capítulo IV de esta tesis doctoral). En las especies en las que cada temporada reproductora realizan una sola puesta, el tamaño medio de ésta declina según avanza la estación reproductora (Perrins, 1965; Perrins y Birkhead, 1983; Crick *et al.*, 1993). El carbonero común (*Parus major*) es un clásico representante de este grupo (Perrins, 1965, 1979) y en esta especie, en paralelo al declive del tamaño medio de la puesta según progresa la temporada reproductora, se acopla un declive en el éxito reproductor (Perrins, 1965, 1979). Ambas tendencias acopladas se ajustaban a la sugerencia de Lack (1954) quien planteó que las aves depositaban tantos huevos como aquellos que podían generar pollos con posibilidades de ser criados por sus padres.

En las especies de puesta múltiple, la aportación de los padres a la siguiente generación, depende tanto del tamaño de la puesta como del número de puestas en cada estación reproductora (Crick *et al.*, 1993; Dhondt *et al.*, 2002). En este grupo de especies, la temporada reproductora comienza antes de que el alimento para el desarrollo de los pollos alcance su máxima disponibilidad, lo cual parece ser el factor responsable de que la temporada reproductora comience con tamaños medios de puesta inferiores al que se consigue cuando la disponibilidad del alimento es mayor (Perrins y Birkhead, 1983). En paralelo a este incremento del tamaño medio de la puesta y el declive posterior, se sugiere que el número de volanderos sigue un patrón similar. Diversos estudios sobre especies con puestas múltiples muestran patrones en los que el éxito reproductor aumenta desde los comienzos de la temporada reproductora hasta alcanzar un valor máximo y entonces declinar hasta el final de la estación de nidificación (Snow, 1958). Siendo, tanto el verderón común como el jilguero europeo, especies con puestas múltiples (Cramp y Perrins, 1994; Gil-Delgado *et al.*, 2005, capítulo IV de esta tesis) se debe predecir que el éxito reproductor se debería acoplar al patrón anteriormente descrito, en donde el éxito reproductor se incrementa inicialmente y a continuación declina (Perrins y Birkhead, 1983). Sin embargo, referencias sobre la supervivencia del verderón común en el Reino Unido describen un patrón ascendente del éxito reproductor según progresa la estación de nidificación, el cual se ha explicado por la mayor cobertura que ofrecen las especies de árboles caducifolias y que dificultaría la detección de nidos por parte

de los depredadores (Newton, 1972). Sin embargo, en otros carduelinos, como es el caso del verdicillo (*Serinus serinus*), el éxito reproductor decrece según avanza la estación reproductora en la región Mediterránea (Gil-Delgado, 1981; Belda *et al.*, 1995).

Para entender las dinámicas poblacionales es necesario conocer las causas de las diferencias en el número de volanderos producidos en las poblaciones de aves, entre las que se encuentra la disponibilidad de alimento y la depredación (Murray, 2000). Así, en este capítulo se explora el éxito reproductor y la productividad del jilguero europeo y del verderón común que crían en los naranjales de Sagunto. Siendo la depredación considerada la principal causa de los fracasos reproductores (Ricklefs, 1969), también se valoran los patrones temporales de la variación en el número de descendientes en el curso de la estación reproductora en relación a la depredación.

## Área de estudio y métodos

El área de estudio es la misma que la descrita en los anteriores capítulos, excepto la del capítulo II (véase anexo II).

Desde 1975 y cada temporada reproductora, desde final de febrero hasta principio de agosto, se aplica la técnica mixta de la parcela y la búsqueda de nidos sobre superficies conocidas. Cada 7-12 días se revisan todos los árboles y los nidos encontrados se controlan al menos cada 3 días. (Gil-Delgado y Catalá, 1989; Belda *et al.*, 1995; Ponz *et al.*, 1996; Gil-Delgado *et al.*, 2005, capítulo IV de esta tesis doctoral). De las historias completas de los nidos monitorizados se obtuvieron las variables: fecha de puesta (día 1 = 1 enero), tamaño de puesta y número de volanderos. También se obtuvo el número de parejas reproductoras de jilguero europeo y verderón común, que se determinó para cada temporada reproductora en base a la totalidad de los nidos encontrados en la parcela de naranjos de Sagunto. Las puestas son asignadas a las diferentes parejas tras valorar conjuntamente su localización y el periodo en el que los nidos están activos (véase también capítulo III).

Para el jilguero europeo se ha considerado el periodo 1985-2012 y se utilizó la información de un total de 419 nidos. Para el verderón común se usaron un total de 398 nidos pertenecientes al periodo 1976-2010, pero del que no forman parte los años 1979, 1984 y 2006.

Existen diferentes enfoques a la hora de tratar el éxito reproductor en aves (Murray, 2000). En este caso, el éxito reproductor se ha medido como el número de

nidos en los que al menos vuela uno de los pollos frente al total de nidos. La productividad se ha medido como el número de volanderos por parejas.

Para valorar el número de volanderos a lo largo de los periodos de estudio respectivos y, también su valoración a medida que avanza la estación de nidificación, se han llevado a cabo análisis de regresión (ter Braak y Looman, 1995). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el paquete estadístico SPSS versión 19.0 (IBM, 2010).

## Resultados

### *Jilguero europeo*

El número de volanderos varió entre 0 y 73 en el periodo 1985-2012, dándose los mayores valores de productividad a finales de los años 90 y principios de siglo. El mejor ajuste es cuadrático (NÚMERO DE VOLANDEROS =  $-0,00007 + 717,3 \cdot \text{AÑO} - 0,18 \cdot \text{AÑO}^2$ ;  $R^2 = 0,289$ ;  $F_{2, 25} = 5,07$ ;  $P < 0,05$ ; Figura 1).

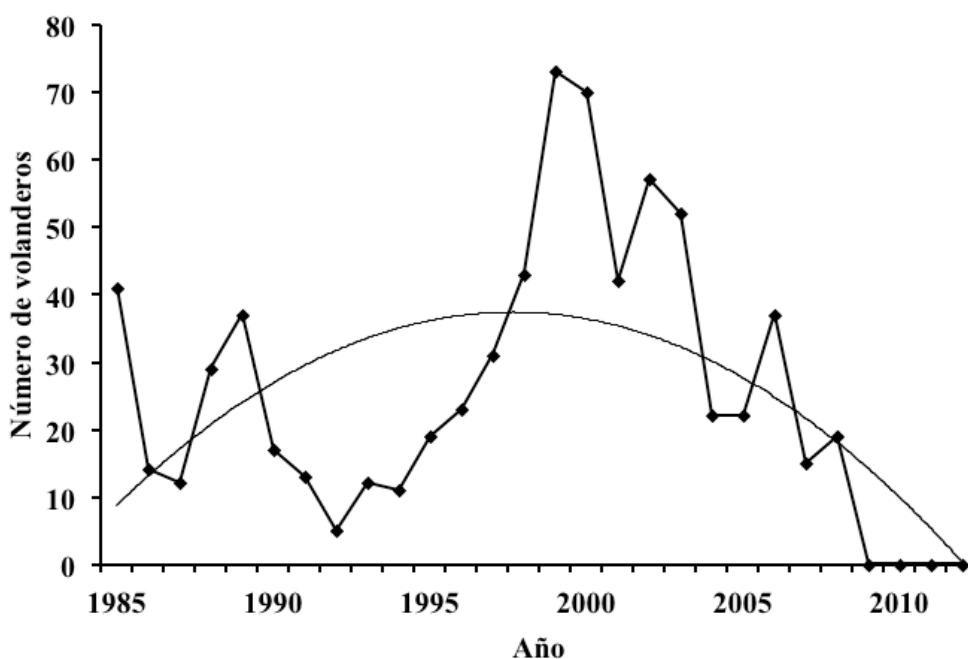


Figura 1. Variación del número de volanderos de jilguero europeo a lo largo del periodo de estudio 1985-2012. Se muestra la curva de ajuste significativa de los datos (véase texto).

El número de volanderos estuvo relacionado con el número de parejas (NÚMERO DE VOLANDEROS =  $1,54 + 2,18 \cdot \text{NÚMERO DE PAREJAS}$ ,  $R^2 = 0,472$ ;  $F_{1, 26} = 23,25$ ;  $P < 0,001$ ): a mayor número de parejas hay más volanderos

(Figura 2) y, el número de parejas estuvo relacionado con el número de volanderos de la estación reproductora anterior (NÚMERO DE PAREJAS EN  $t+1 = 4,36 + 0,25 \cdot$  NÚMERO DE VOLANDEROS EN  $t$ ;  $R^2 = 0,599$ ;  $F_{1, 26} = 38,92$  ;  $P < 0,001$ ): a mayor número de volanderos mayor número de parejas en la siguiente temporada reproductora (Figura 3).

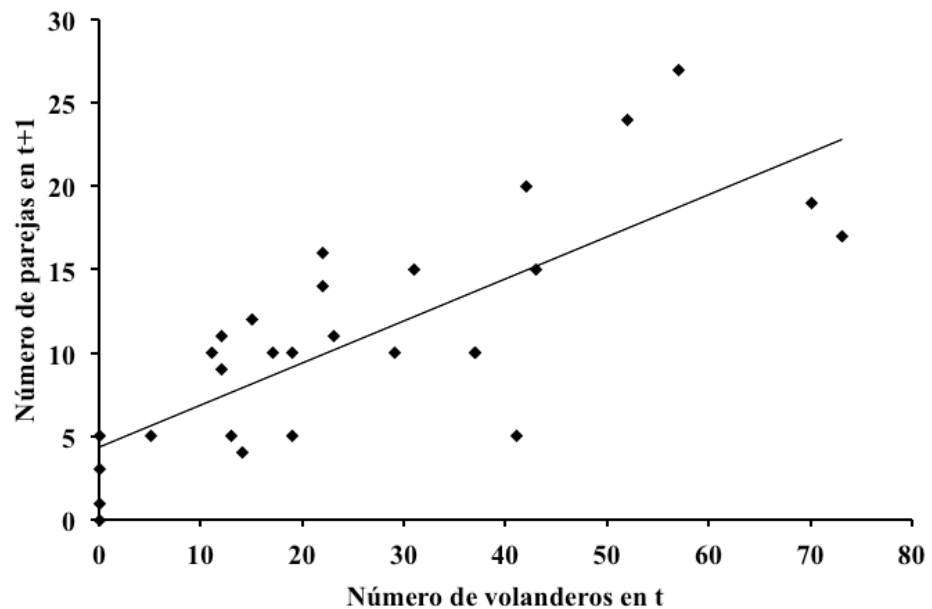
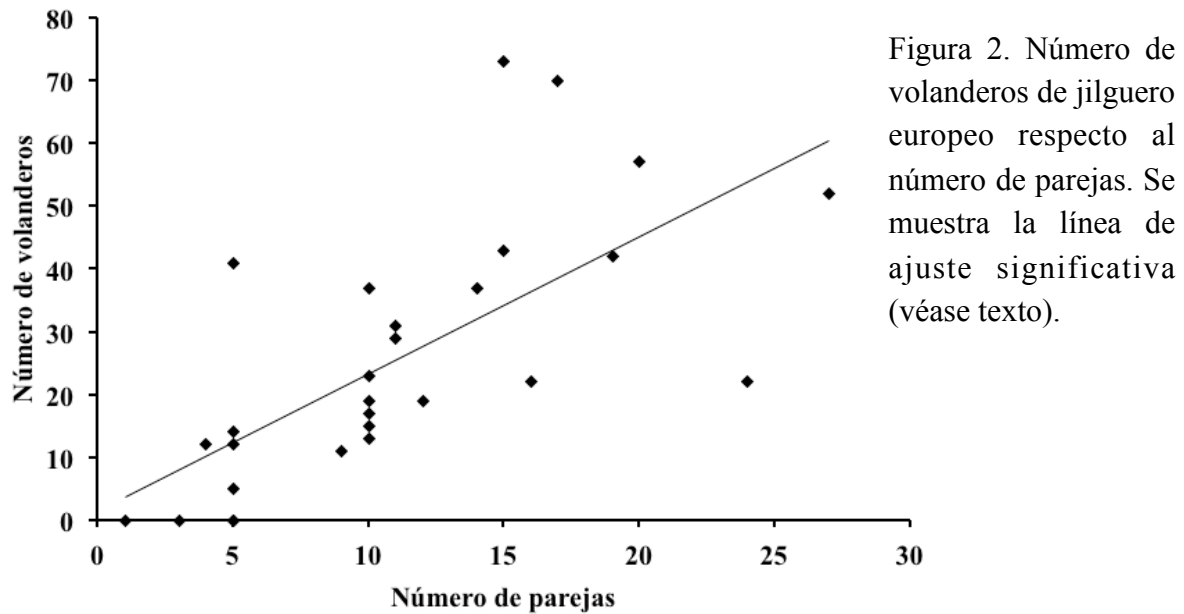


Figura 3. Número de parejas de jilguero europeo en el tiempo  $t+1$  respecto al número de volanderos en el tiempo  $t$ . Se muestra la línea de ajuste significativa (véase texto).



El éxito reproductor, medido como la fracción de nidos exitosos frente al total de nidos, disminuyó a lo largo de los 28 años de estudio, siendo el mejor ajuste cuadrático ( $\text{ÉXITO REPRODUCTOR} = -6690 + 6,71 \cdot \text{AÑO} - 0,0017 \cdot \text{AÑO}^2$ ;  $R^2 = 0,608$ ;  $F_{2, 25} = 19,42$ ;  $P < 0,001$ ; Figura 4).

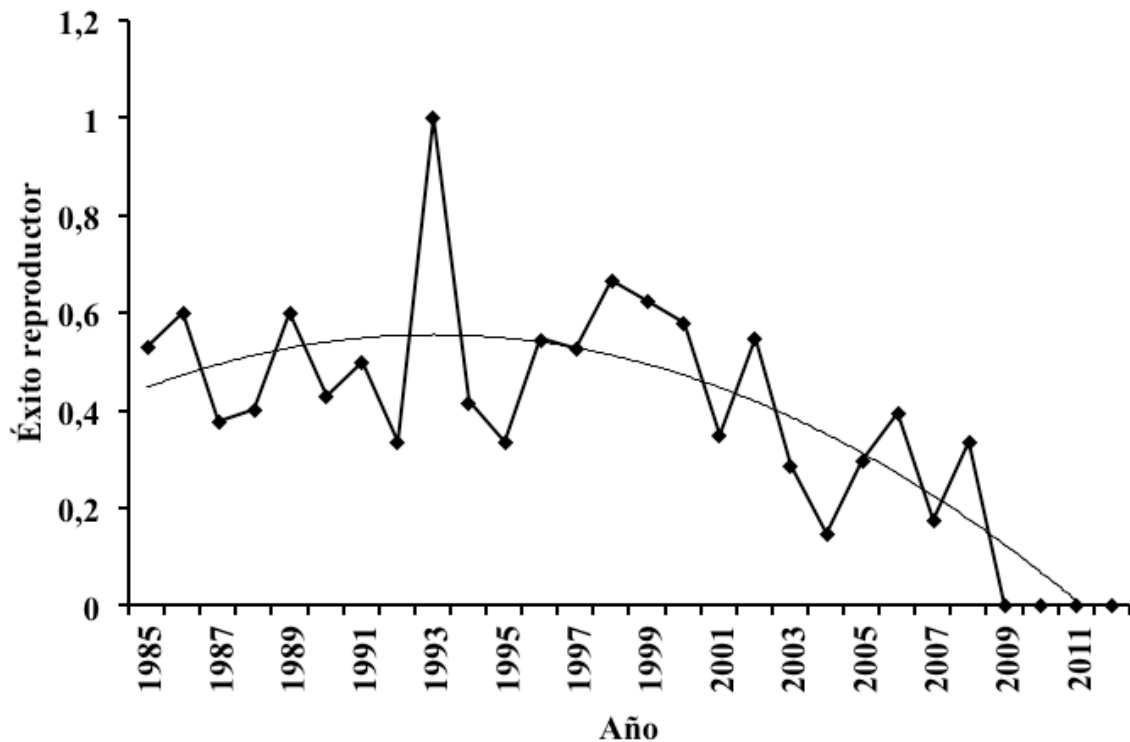


Figura 4. Variación del éxito reproductor del jilguero europeo en el periodo de estudio 1985-2012. Se muestra la curva de ajuste significativa de los datos (véase texto).

El número de volanderos a lo largo de la estación reproductora, considerando tanto nidos depredados como sin depredar, tuvo un mejor ajuste lineal ( $\text{NÚMERO DE VOLANDEROS} = 3,08 - 0,013 \cdot \text{FECHA DE PUESTA}$ ;  $R^2 = 0,044$ ;  $F_{1, 417} = 19,25$ ;  $P < 0,001$ ; Figura 5); a diferencia del tamaño de puesta que tuvo un mejor ajuste cuadrático ( $\text{TAMAÑO DE PUESTA} = 3,4 + 0,02 \cdot \text{FECHA DE PUESTA} - 0,0001 \cdot \text{FECHA DE PUESTA}^2$ ;  $R^2 = 0,079$ ;  $F_{2, 416} = 17,74$ ;  $P < 0,001$ ; Figura 5). Cuando se eliminan los nidos que han sido depredados, el número de volanderos a lo largo de la estación reproductora también disminuyó a medida que avanza la estación pero no de forma significativa ( $\text{NÚMERO DE VOLANDEROS} = 3,41 - 0,0072 \cdot \text{FECHA DE PUESTA}$ ;  $R^2 = 0,015$ ;  $F_{1, 249} = 3,77$ ; ns; Figura 5).

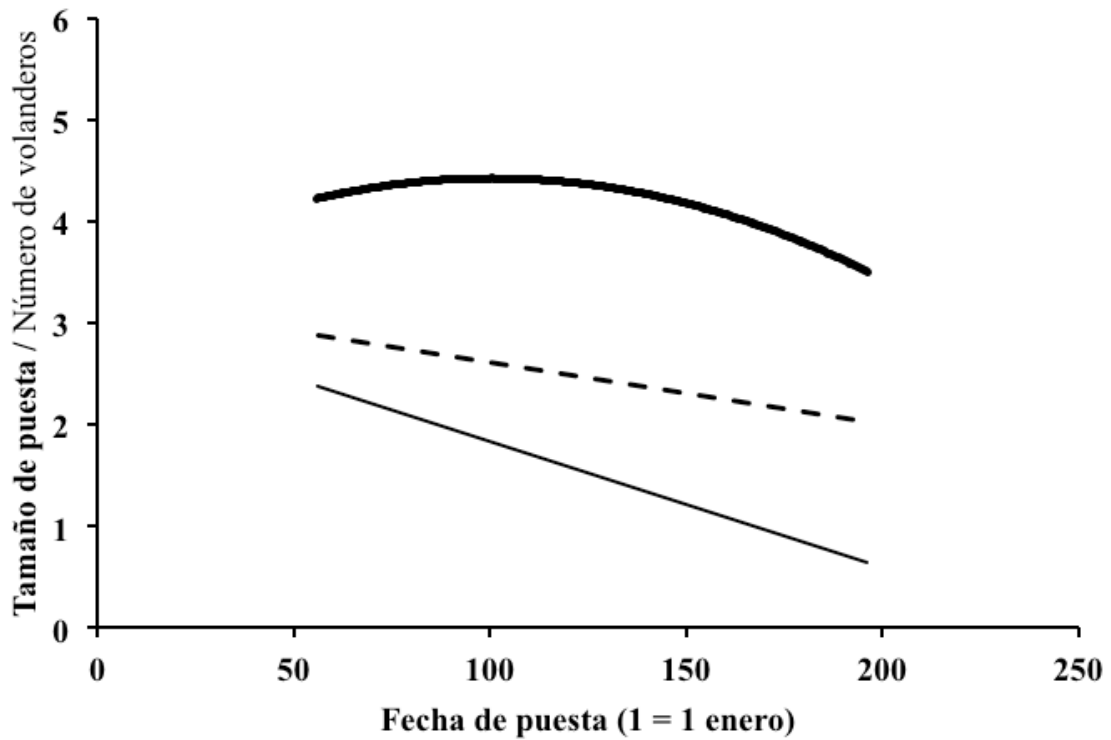


Figura 5. Ajuste de la variación del tamaño de puesta (línea gruesa, significativa) del jilguero europeo a lo largo de la estación reproductora y del número de volanderos considerando la totalidad de los nidos (línea fina, significativa) y excluyendo los nidos que han sido depredados (guión, no significativa).

*Verderón común*

El número de volanderos varió entre 0 y 74 en el periodo 1976-2010 (Figura 6), sin embargo no se encontró un ajuste significativo en su variación ( $\text{NÚMERO DE VOLANDEROS} = 1281,9 - 0,63 \cdot \text{AÑO}$ ;  $R^2 = 0,118$ ;  $F_{1, 30} = 4,02$ ; ns).

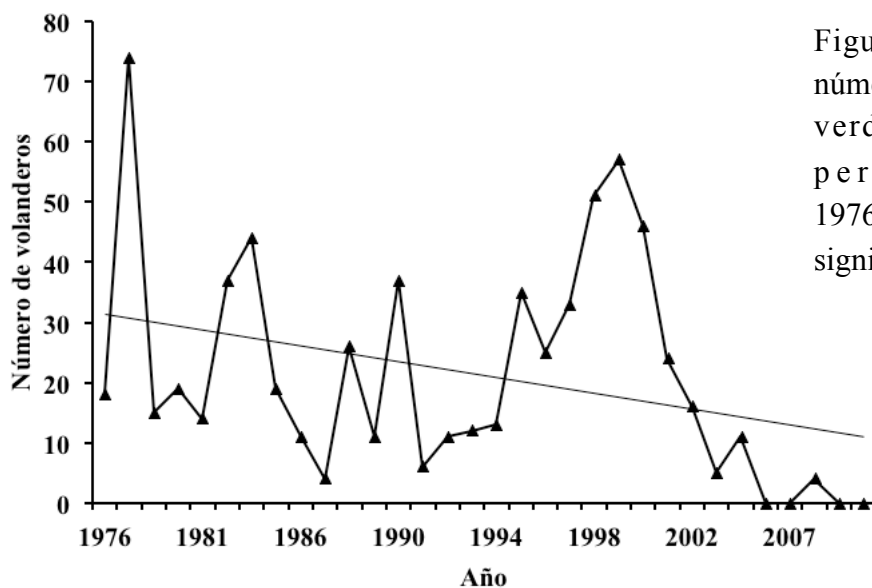


Figura 6. Variación del número de volanderos de verderón común en el periodo de estudio 1976-2010. El ajuste no es significativo (véase texto).

El número de volanderos estuvo relacionado con el número de parejas (NÚMERO DE VOLANDEROS =  $0,22 + 2,01 \cdot \text{NÚMERO DE PAREJAS}$ ;  $R^2 = 0,614$ ;  $F_{1, 30} = 47,6$ ;  $P < 0,001$ ) de forma que a mayor número de parejas hay más volanderos (Figura 7) y, el número de parejas estuvo relacionado con el número de volanderos de la estación reproductora anterior (NÚMERO DE PAREJAS EN  $t+1 = 5,48 + 0,2 \cdot \text{NÚMERO DE VOLANDEROS EN } t$ ;  $R^2 = 0,277$ ;  $F_{1, 30} = 11,49$ ;  $P < 0,01$ ), de forma que a mayor número de volanderos mayor número de parejas en la siguiente temporada reproductora (Figura 8).

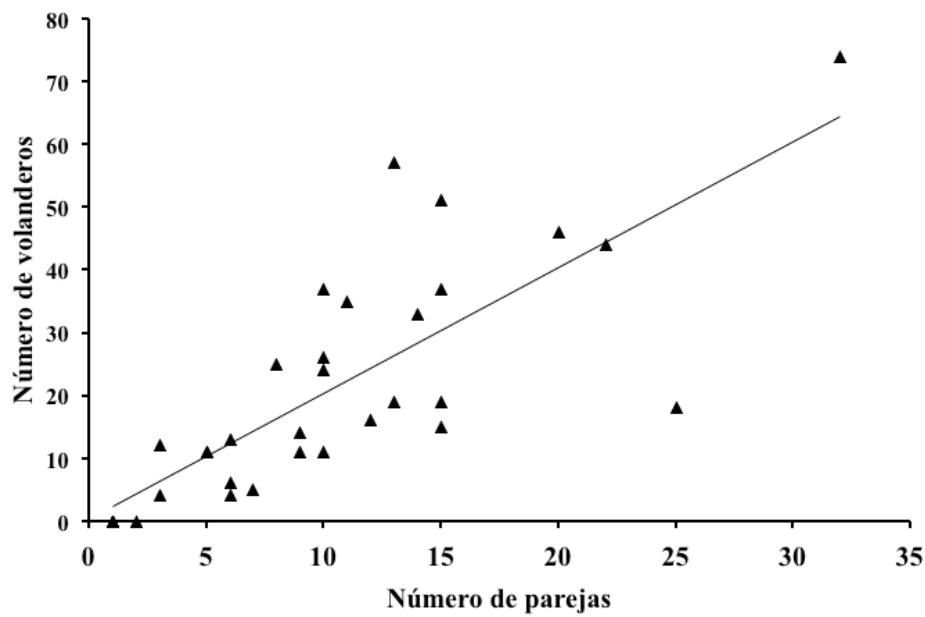


Figura 7. Número de volanderos de verderón común respecto al número de parejas. Se muestra la línea de ajuste significativa (véase texto).

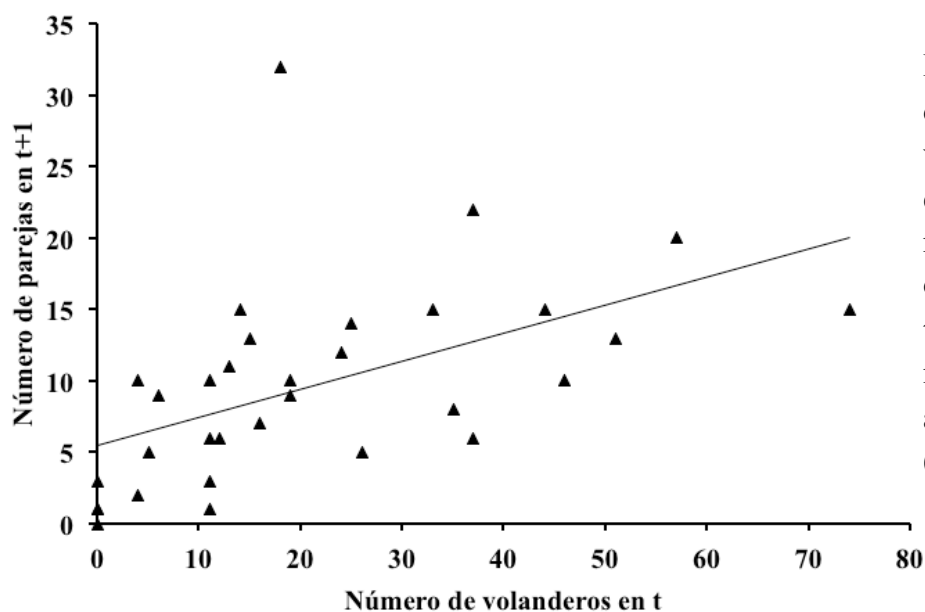


Figura 8. Número de parejas de verderón común en el tiempo  $t+1$  respecto al número de volanderos en el tiempo  $t$ . Se muestra la línea de ajuste significativa (véase texto).

El éxito reproductor, medido como la fracción de nidos exitosos frente al total de nidos, disminuyó a lo largo del periodo de estudio, siendo el mejor ajuste lineal ( $\text{ÉXITO REPRODUCTOR} = 32,16 - 0,016 \cdot \text{AÑO}$ ;  $R^2 = 0,473$ ;  $F_{1, 30} = 26,88$ ;  $P < 0,001$ ; Figura 9).

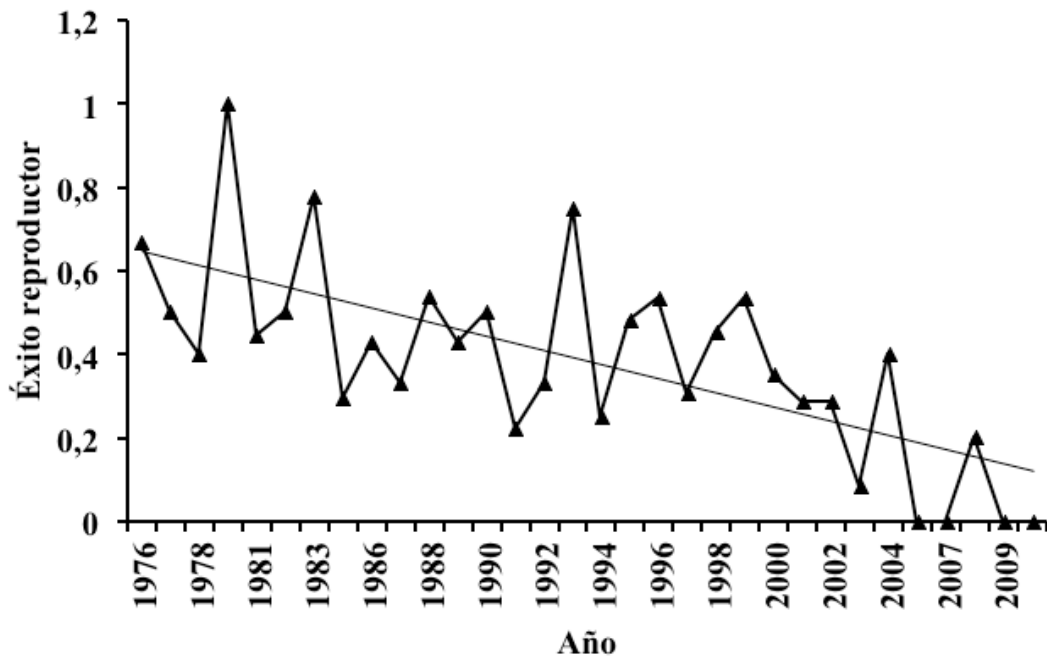


Figura 9. Variación del éxito reproductor del verderón común en el periodo de estudio 1976-2010. Se muestra la línea de ajuste significativa (véase texto).

El número de volanderos a lo largo de la estación reproductora, considerando tanto nidos depredados como sin depredar, tuvo un mejor ajuste lineal ( $\text{NÚMERO DE VOLANDEROS} = 4,78 - 0,023 \cdot \text{FECHA DE PUESTA}$ ;  $R^2 = 0,143$ ;  $F_{1, 396} = 65,83$ ;  $P < 0,001$ ; Figura 10), sin embargo el tamaño de puesta se ajustó a una curva cuadrática ( $\text{TAMAÑO DE PUESTA} = 0,90 + 0,059 \cdot \text{FECHA DE PUESTA} - 0,00023 \cdot \text{FECHA DE PUESTA}^2$ ;  $R^2 = 0,133$ ;  $F_{2, 395} = 30,31$ ;  $P < 0,001$ ; Figura 10). Cuando se eliminan los nidos que han sido depredados, el número de volanderos a lo largo de la estación reproductora también disminuyó de forma significativa a medida que avanza la estación de nidificación, y también el mejor ajuste fue lineal ( $\text{NÚMERO DE VOLANDEROS} = 5,37 - 0,023 \cdot \text{FECHA DE PUESTA}$ ;  $R^2 = 0,126$ ;  $F_{1, 254} = 36,62$ ;  $P < 0,001$ ; Figura 10).

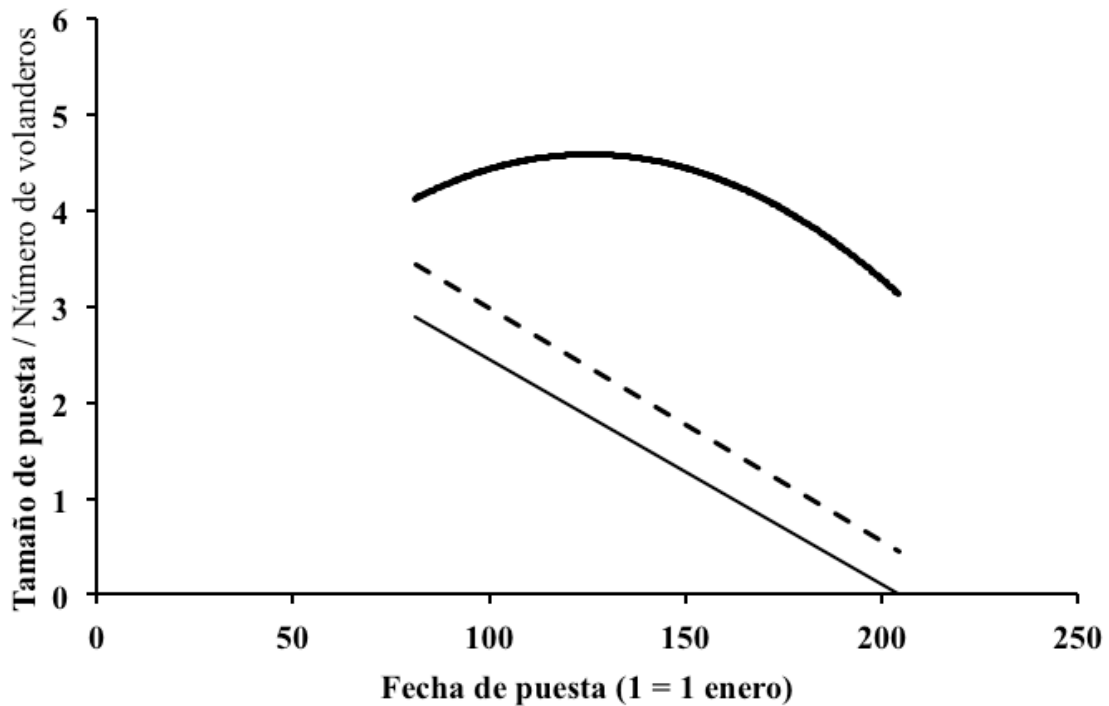


Figura 10. Ajuste de la variación del tamaño de puesta (línea gruesa, significativa) del verderón común a lo largo de la estación reproductora y del número de volanderos considerando la totalidad de los nidos (línea gruesa, significativa) y excluyendo los nidos que han sido depredados (guión, significativa).

## Discusión

El éxito reproductor del jilguero europeo y del verderón común en los naranjales del este de España ha disminuido a lo largo de los periodos de estudio respectivos. No sólo el número de nidos exitosos ha disminuido, sino que también lo ha hecho el número de volanderos que ambas especies han producido. Así, para ambas poblaciones, el reclutamiento de pollos a la población ha ido disminuyendo a lo largo de los 28 y 35 años de estudio respectivamente y, ha determinado el número de parejas en las siguientes temporadas reproductoras.

Por otro lado, el número de volanderos producidos a lo largo de la estación reproductora no se ajustó a los valores del tamaño de puesta. Según la hipótesis de la depredación de nidos, las aves tienen tamaños de puesta menores cuando el riesgo de depredación es mayor y por tanto se reduce el éxito reproductor (Skutch, 1949). En los naranjales de Sagunto, la depredación es un factor importante, sobre todo en los últimos años donde la presencia de lirón careto (*Eliomys quercinus*) (Gil-Delgado *et al.*, 2006) ha sido la principal causa de depredación de huevos y pollos de estas y otras especies que crían en la parcela (Gil-Delgado *et al.*, 2009b). Otras causas de depredación de estas especies son las hormigas, serpientes y rata negra (Gil-Delgado

*et al.*, 1991). Sin embargo, el jilguero europeo y el verderón común parecen no predecir la depredación en el área de estudio pues no se encuentran diferencias en los patrones del número de volanderos a lo largo de la estación respecto a la variación del tamaño de puesta, cuando se considera por un lado la totalidad de los nidos, y por otro los nidos no depredados. En ambos casos el número de volanderos disminuye al avanzar la estación de nidificación de forma lineal, sin ajustarse al patrón del tamaño de puesta que se incrementa hasta alcanzar un pico y luego decrecer. Cuando se elimina el efecto de la depredación, y si hubiera capacidad predictiva, la tendencia resultante tendría un ajuste similar al que presenta la variación del tamaño de puesta, sin embargo no lo es.

Numerosos estudios muestran la capacidad de las aves para valorar el riesgo de depredación y ajustar sus estrategias reproductivas (Morrison y Bolger, 2002; Eggers *et al.*, 2006; Fontain y Martin, 2006) y, aunque ponen de manifiesto la importancia de la depredación de nidos, otros autores lo muestran como un factor relativo y que no siempre es el mayor determinante en el éxito reproductor (Mönkkönen, 2009). El alimento como factor limitante, y la clásica explicación para las variaciones en el tamaño de puesta y por tanto en el éxito reproductor, es fundamental (Slagsvold, 1982) y debe ser tenido en consideración (véase Siikamäki, 1998). Se ha encontrado que para el papamoscas cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*), la cantidad de alimento es un factor determinante en el éxito reproductivo y una causa de su disminución estacional (Siikamäki, 1998). Sin embargo, dado el desajuste encontrado entre el número de volanderos y el tamaño de puesta a lo largo de la estación reproductora, nuestros resultados para ambas especies tampoco concuerdan con la hipótesis de Lack (1954) de que las aves depositan tantos huevos como pollos pueden criar.

Un estudio previo del éxito reproductor del jilguero europeo en el área de estudio relativo a 15 años, muestra que éste disminuye a medida que avanza la estación de nidificación (Gil-Delgado *et al.*, 1991). También ocurría lo mismo para el verderón común (Gil-Delgado y Catalá, 1989). Nuestros resultados, aunque con medidas de éxito reproductor diferente y tomando como unidad muestral el nido y no el número inicial de huevos, abundan en la disminución del éxito reproductor de estos carduelinos hacia el final de la estación de nidificación. Sin embargo, los resultados no concuerdan con el patrón descrito por Newton (1972) para el Reino Unido, donde al avanzar la estación de nidificación se observa un aumento del éxito reproductor, a la vez que aumenta la cobertura vegetal, lo cual ofrecería mayor protección frente a los depredadores. En regiones templadas la depredación disminuye a lo largo de la estación de nidificación porque los nidos se detectan menos debido al desarrollo de la vegetación (Slagsvold, 1982); sin embargo, en el área de estudio como apuntaba Gil-Delgado y colaboradores (1991), la cobertura vegetal no sería un factor importante, a pesar de que se llevan a cabo podas de los naranjos. Por ello, se deben valorar

diferentes aspectos y e investigar qué factores son los que principalmente afectan a las estrategias reproductivas en cada población.

En el caso del jilguero europeo y del verderón común en Sagunto, ni la depredación ni la disponibilidad de alimento parecen modular las estrategias reproductoras porque el número de volanderos no se ajusta al tamaño de puesta. Alternativamente, la respuesta adaptativa de estas especies a los cambios rápidos ocurridos recientemente en el área de estudio en la presión de depredación y en la disponibilidad de alimento (véase Gil-Delgado y Guijarro, 2008; Gil-Delgado *et al.*, 2009a, capítulo V de esta tesis doctoral) no ha ocurrido todavía.

## **Bibliografía**

- BELDA, E., FERRANDIS, P. Y GIL-DELGADO, J. A. 1995. Clutch size variation and nest failure of the Serin *Serinus serinus* in orange groves. *Ardeola*, 42: 1-10.
- CRAMP, S. Y PERRINS, C. M. (EDS.).1994. *The Birds of the Western Palearctic, Vol VIII*. Oxford University Press. Oxford.
- CRICK, H. Q. P., GIBBONS, D. W. Y MAGRATH, R. D. 1993. Seasonal changes in clutch size in British birds. *Journal of Animal Ecology*, 62: 263-273.
- DHONDT, A. A., KAST, T. L. Y ALLEN, P. E. 2002. Geographical differences in seasonal clutch size variation in multi-brooded bird species. *Ibis*, 144: 646-651.
- EGGERS, S., GRIESSER, M., NYSTRAND, M. Y EKMAN, J. 2006. Predation risk induces changes in nest-site selection and clutch size in the Siberian jay. *Proceedings of the Royal Society, London Series B*, 273: 701-706.
- FONTAIN, J. J. Y MARTIN, T. E. 2006. Parent birds assess nest predation risk and adjust their reproductive strategies. *Ecology Letters*, 9: 428-434.
- GIL-DELGADO, J. A. 1981. La avifauna del naranjal valenciano III. El Verdecillo (*Serinus serinus* L.). *Mediterránea, Serie Biológica*, 5: 97-114.
- GIL-DELGADO, J. A. Y CATALÁ, M. C. 1989. El Verderón Común (*Carduelis chloris*): población nidificante, tamaño de la puesta y éxito reproductor. Un ejemplo de estudios a largo plazo. *Mediterránea, Serie Biológica*, 11: 121-131.
- GIL-DELGADO, J. A. Y GUIJARRO, D. 2008. An evaluation of the use of a spooned spatula to assess the diet of cardueline nestlings. *Ardeola*, 55: 49-57.

- GIL-DELGADO, J. A., CATALÁ, M. C. Y BARBA, E. 1991. Breeding success of the Goldfinch *Carduelis carduelis* in orange plantations: the effect of predation and starvation. *Mediterránea, Serie Biológica*, 13: 5-14.
- GIL-DELGADO, J. A., MARCO, E., PAREDES, M. Y VIVES-FERRÁNDIZ, C. 2005. Seasonal clutch size variation of multi-brooded bird species: comparisons between breeding season and latitudes. *Ibis*, 147: 206-212.
- GIL-DELGADO, J.A., CABARET, P., DECLERCQ, S., GÓMEZ, J. Y SÁNCHEZ, I. 2006. Winter reproduction of *Eliomys quercinus* (Rodentia) in the orange groves of Sagunto (Valencia, Spain). *Mammalia*, 70: 76-79.
- GIL-DELGADO, J. A., GUIJARRO, D. Y VIVES-FERRÁNDIZ, C. 2009a. The nestling diet of Greenfinch *Carduelis chloris* in orange groves of Eastern Spain. *Ardeola*, 56(2): 205-214.
- GIL-DELGADO, J. A., TAMARIT, R., VIÑALS, A., GÓMEZ, J. Y VIVES-FERRÁNDIZ, C. 2009b. Depredación sobre nidos, aves adultas y mamíferos por el lirón careto *Eliomys quercinus*. *Galemys*, 21 (2): 3-11.
- IBM CORP. Released 2010. *IBM SPSS Statistics for Windows, Version 19.0*. IBM Corp. Armonk, NY
- LACK, D. 1954. *The Natural Regulation of Animal Numbers*. Oxford University Press. Oxford.
- MÖNKKÖNEN, M., FORSMAN, J. T., KANANOJA, T. Y YLÖNEN, H. 2009. Indirect cues of nest predation risk and avian reproductive decisions. *Biology Letters*, 5: 176-178.
- MORRISON, S. A. Y BOLGER, D. T. 2002. Variation in a sparrow's reproductive success with rainfall: food and predator-mediated processes. *Oecologia*, 133: 315-324.
- MURRAY, B. G. JR. 2000. Measuring annual reproductive success in birds. *The Condor*, 102: 470-473.
- NEWTON, I. 1972. *Finches*. Collins. London.
- PERRINS, C. M. 1965. Population fluctuations and clutch size in the Great Tit *Parus major* L. *Journal of Animal Ecology*, 34: 601-647.
- PERRINS, C. M. 1979. *British Tits*. Collins. London.
- PERRINS, C. M. Y BIRKHEAD, T. R. 1983. *Avian Ecology*. Blackie. Glasgow.



- PONZ, A., GIL-DELGADO, J. A. Y BARBA, E. 1996. Population changes and breeding ecology of the Cirl Bunting *Emberiza cirlus* in eastern Spain. *Bird Study*, 43: 38-46.
- RICKLEFS, R. E. 1969. An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 9: 1-48.
- SIKKAMÄKI, P. 1998. Limitation of reproductive success by food availability and breeding time in Pied Flycatchers. *Ecology*, 79(5): 1789-1796.
- SKUTCH, A. F. 1949. Do tropical birds rear as many young as they can nourish? *Ibis*, 91: 430-455.
- SLAGSVOLD, T. 1982. Clutch Size Variation in Passerine Birds: The Nest Predation Hypothesis. *Oecologia*, 54: 159-169.
- SNOW, D. W. 1958. *A Study of Blackbirds*. British Museum. London, UK.
- TER BRAAK, C. J. F. Y LOOMAN, C. W. N. 1995. Regression. En, R. H. G. Jongman, C. J. F. ter Braak y O. F. R. van Tongeren (Eds.): *Data analysis in community and landscape ecology*, pp. 29-77. Cambridge University Press. Cambridge.



# Capítulo VII

## **Tendencias poblacionales del verderón común y del jilguero europeo en los naranjales del este de España**

## Resumen

El verderón común (*Carduelis chloris*) y el jilguero europeo (*Carduelis carduelis*) son especies de aves pertenecientes a la subfamilia de los carduelinos que se caracterizan por presentar patrones poblacionales fluctuantes. Estudios previos en los naranjales de Sagunto mostraron una tendencia poblacional creciente para el jilguero europeo pero decreciente para el verderón común durante 14 años desde 1975. Para conocer si estas tendencias han continuado hasta la actualidad, se presenta la tendencia poblacional de ambas especies durante 41 años de estudio. Ambas poblaciones mostraron una tendencia decreciente, hasta su extinción como poblaciones nidificantes actualmente en los huertos de naranjos de Sagunto. El riego por inundación y la roturación de la tierra fueron sustituidos por el riego por goteo y el uso de herbicidas en el área de estudio. Estas nuevas prácticas empobrecieron la cubierta vegetal de los suelos de los huertos de naranjos hasta el punto de que las especies vegetales importantes para la dieta de los pollos de ambas especies desaparecieron o estuvieron pobremente representadas. Estimaciones de la densidad de las poblaciones reproductoras de verderón común en otras áreas agrícolas de la región Mediterránea apoyan la idea de que los cambios en el manejo agrícola son los causantes de dichos declives.

**Palabras clave:** Áreas agrícolas, *Carduelis carduelis*, *Chloris chloris*, declive, dieta, extinción, intensificación agrícola, tendencia poblacional.

## Introducción

El verderón común (*Carduelis chloris*) y el jilguero europeo (*Carduelis carduelis*) son especies granívoras que actualmente son aves típicas de ambientes agrícolas a lo largo de Europa, dándose sus máximas densidades en jardines y cultivos arbóreos (Lack, 1971; Newton, 1972; Carrascal y Palomino, 2008). En la Península Ibérica las mayores densidades de ambas especies se encuentran en aquellos hábitats con cultivos arbóreos del piso climático Termomediterráneo (Rivas-Martínez, 1983; Tellería *et al.*, 1999; Martí y del Moral, 2003), relacionándose las mayores densidades positivamente con la temperatura (Tellería y Santos, 1994).

Los carduelinos se caracterizan por presentar patrones poblacionales fluctuantes, al menos aquellas especies que habitan las regiones templadas del hemisferio norte (Newton, 1972; Gil-Delgado y Catalá, 1989). En el mismo hemisferio, en las áreas más cálidas como la región Mediterránea del este de España, tanto el verderón común como el jilguero europeo también presentaron un patrón fluctuante (Gil-Delgado y Catalá, 1989; Gil-Delgado *et al.*, 1991). Los patrones fluctuantes presentan periodos sucesivos y alternos de incrementos y disminuciones de los tamaños poblacionales. Valorar el estatus de una población con un patrón fluctuante, como en los carduelinos, requiere censos continuos para detectar los años con mayores densidades. Una serie suficiente de años debe permitir clarificar la tendencia general pues estos valores deben decrecer si la población decrece, aunque el patrón sea en forma de sierra. Tras 14 años de seguimiento, la población nidificante de verderón común en los naranjales de Sagunto apuntaba a un declive (Gil-Delgado y Catalá, 1989); sin embargo, la población de jilguero europeo, en la misma superficie estudiada y para el mismo periodo de tiempo, presentó un incremento (Gil-Delgado *et al.*, 1991). Si el declive para el verderón común y el incremento del jilguero europeo continuaron describiendo sus dinámicas poblacionales, debe responderse con los resultados procedentes de años siguientes en la serie temporal.

En este capítulo se presenta la tendencia de las poblaciones nidificantes del verderón común y del jilguero europeo durante 41 años (1975-2015) en los huertos de naranjos de Sagunto. Esta serie temporal es lo suficientemente larga como para detectar las tendencias poblacionales en dichos huertos, un ambiente donde ambas especies alcanzaron densidades elevadas a mitad de la década de los 70 (verderón común) y de los 80 (jilguero europeo) del siglo XX (Gil-Delgado y Catalá, 1989; Gil-Delgado *et al.*, 1991) en comparación con otros tipos de ambientes (Cramp y Perrins, 1994).

En estos naranjales del este de España, las densidades registradas del verderón común variaron entre 0,7-3,9 individuos/ha (Gil-Delgado y Catalá, 1989) y el incremento de aproximadamente 2°C (véase capítulos I y III) en las temperaturas

medias desde 1974 podría haber actuado positivamente en la población dada la preferencia de esta especie por ambientes con temperaturas elevadas. Sin embargo, los resultados del estudio previo sugiriendo un declive en dicha población de verderón común (Gil-Delgado y Catalá, 1989) indican que otros factores parecen estar afectando a esta población. Los cambios en la disponibilidad de alimento para alimentar a los pollos podrían llevar al declive de la población reproductora, pues la disponibilidad de alimento es un factor causal externo de los cambios en los tamaños poblacionales de muchas especies de aves granívoras ligadas a medios agrícolas (Tucker y Heath, 1994; Wilson, *et al.*, 1999; Siriwardena *et al.*, 2001; Newton, 2004). Dichos cambios en la disponibilidad de alimento, y por tanto en la vegetación del área de estudio, habrían sido causados por la sustitución de las prácticas agrícolas tradicionales por aquellas pertenecientes a la intensificación de la agricultura, fundamentalmente la instalación de riego por goteo y el cese de la roturación de la tierra en el área de estudio. El declive poblacional del gorrión común en la misma área de estudio se ha relacionado con estos cambios agrícolas que afectan a la disponibilidad de alimento (Gil-Delgado *et al.*, 2002, capítulo I de esta tesis doctoral).

En este contexto, y conocida la dieta de los pollos del verderón común (Gil-Delgado *et al.*, 2009, y capítulo V de esta tesis doctoral) y de jilguero europeo (Gil-Delgado y Guijarro, 2008) en este medio, se determinó la abundancia de especies de plantas productoras de semillas consumidas por los pollos de ambas especies en los naranjales de Sagunto. Si la intensificación de la agricultura (Chamberlain *et al.*, 2000; Donald *et al.*, 2001; Robinson y Sutherland, 2002; Newton, 2004; Sanderson *et al.*, 2013) incide sobre la vegetación herbácea, las especies de este gremio deben rarificarse y, en este caso, se puede predecir un efecto negativo sobre las poblaciones de las especies granívoras. Además, para valorar el efecto de las prácticas agrícolas se siguieron las poblaciones reproductoras de verderón común en otras áreas agrícolas de la Península Ibérica con diferentes manejos agrícolas.

## **Área de estudio y métodos**

El área de estudio es la misma descrita en los anteriores capítulos, excepto la del capítulo II. Además, se llevaron a cabo censos de las poblaciones reproductoras de verderón común en 9 áreas dedicadas a cultivos arbóreos distribuidas según un gradiente norte-sur de la Comunidad Valenciana (véase Anexo II). Estas áreas se caracterizan por presentar naranjales, almendros, olivos, pinares y matorral y, algunas de ellas (naranjales, almendros y olivares), estaban trabajadas según diferentes manejos agrícolas. En el caso de los naranjales, algunas de las muestras fueron realizadas en campos regados por inundación, y otros por goteo. Olivares y campos

de almendro tuvieron el manejo propio de los cultivos de secano. Así, hubo campos trabajados según prácticas tradicionales mientras que en otros se llevaban a cabo nuevas prácticas propias de la intensificación de la agricultura.

### *Población nidificante del verderón común y del jilguero europeo en los naranjales de Sagunto.*

Desde 1975 y cada temporada reproductora, desde final de febrero hasta principio de agosto, se aplica la técnica mixta de la parcela y la búsqueda de nidos sobre superficies conocidas. Cada 7-12 días se revisan todos los árboles y los nidos encontrados se controlan al menos cada 3 días. (Gil-Delgado y Catalá, 1989; Belda *et al.*, 1995; Ponz *et al.*, 1996, Gil-Delgado *et al.*, 2005 en capítulo IV).

El número de parejas reproductoras de jilguero europeo y verderón común se determinó para cada temporada reproductora en base a la totalidad de los nidos encontrados en la parcela de 16,9 ha de naranjos de Sagunto. Las puestas son asignadas a las diferentes parejas tras valorar conjuntamente su localización y el periodo en el que el nido está activo (véase también capítulo III).

### *Disponibilidad de alimento*

Para analizar la disponibilidad de alimento se realizaron muestreos mensuales para detectar la presencia de plantas productoras de semillas que forman parte de la dieta de los pollos de verderón común (Gil-Delgado *et al.*, 2009, capítulo V de esta tesis doctoral) y de jilguero europeo (Gil-Delgado y Guijarro, 2008). Los muestreos se realizaron entre Marzo y Julio de 2005 y 2006, en 64 cuadrados de 5x5 metros distribuidos al azar en los diferentes huertos que forman el área de estudio en Sagunto. En la temporada reproductora de 2006 el tamaño muestral fue 59 cuadrados debido a la eliminación de 3 huertos por la sustitución de los naranjos por nuevos plántones de frutales.

### *Densidad del verderón común en otras áreas agrícolas durante la temporada reproductora*

Se estimó la densidad de verderón común durante las temporadas reproductoras de 2006, 2007 y 2011 en 9 áreas agrícolas del este de la Península Ibérica localizadas desde el norte de la provincial de Castellón hasta el norte de la provincial de Alicante (véase Anexo II).

Se realizaron puntos de escucha (Blondel, 1969; Sutherland, 1996) separados al menos por 300 metros, para independizar las escuchas, y considerando un radio de 50 metros en los cuales se registró cada individuo visto u oído durante 5 minutos. Los cálculos se basaron en el número de individuos localizados dentro de ese rango de 50 m ( $n_1$ ) y número de individuos localizados fuera de esa distancia ( $n_2$ ) según  $D = (n_1 +$

$n_2/m \Pi r^2) \ln (n_1 + n_2/ n_2)$  (Sutherland, 1996). El número de puntos de escucha por localidad varió entre 20 y 33 (Tabla 1).

### *Análisis estadísticos*

Se llevaron a cabo análisis de regresión (ter Braak y Looman, 1995) para valorar las tendencias poblacionales del verderón común y del jilguero europeo en los huertos de naranjos de Sagunto. Se utilizó el paquete estadístico SPSS versión 19.0 (IBM, 2010).

## **Resultados**

### *La población de verderón común en los naranjales de Sagunto y en otras áreas agrícolas*

La población nidificante del verderón común en los naranjales de Sagunto varió entre 0,06 y 3,9 individuos/ha entre 1975 y 2010. A partir de la estación reproductora de 2010 no hubo parejas criando en la parcela. La serie temporal total considerando los 41 años presentó valores máximos de 32, 22 y 20 parejas pero la tendencia general de la población en este periodo fue decreciente (Figura 1). El mejor ajuste fue lineal con pendiente negativa:  $\text{NÚMERO DE PAREJAS} = 934,94 - 0,46 \cdot \text{AÑO}$  ( $R^2 = 0,553$ ;  $F_{1, 39} = 48,22$ ;  $P < 0,001$ ).

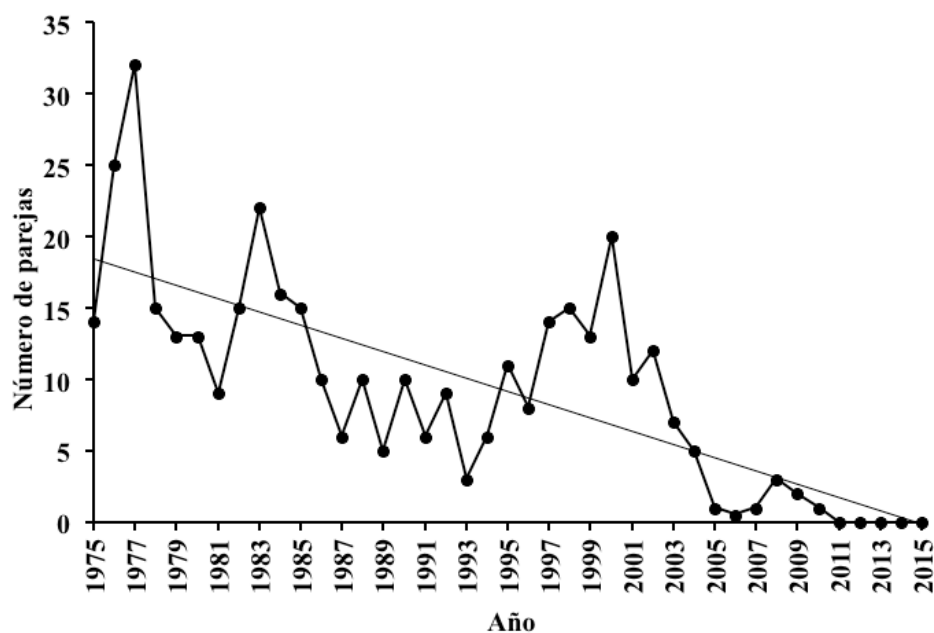


Figura 1. Población nidificante de verderón común en los naranjales de Sagunto desde 1975 hasta 2015. Se muestra la línea de ajuste significativa (véase texto).



La densidad media estimada en el resto de las superficies agrícolas variaron de 0,26 a 2,1 individuos/ha (Tabla 1). En áreas dedicadas al cultivo del olivo los valores de densidad encontrados fueron superiores a 1 individuo/ha; sin embargo, en áreas dedicadas al cultivo del naranjo los valores fueron siempre menores de 1 individuo/ha, con la excepción de las muestras procedentes de Guadassuar.

#### *La población de jilguero europeo en los naranjales de Sagunto*

Entre 1975 y 1984 el jilguero europeo no criaba todos los años en los naranjales de Sagunto, el número de parejas reproductoras varió entre 0 y 5. Desde 1985 y hasta 2012, la población varió entre 0,12 y 3,2 individuos/ha, alcanzando un máximo de 27 parejas reproductoras en 2006. A partir de la estación reproductora de 2012 no hubo parejas criando en la parcela. La serie temporal total considerando los 41 años mostró valores máximos de 27, 11 y 12 parejas. El mejor ajuste de la variación del tamaño poblacional (Figura 2) fue cuadrático:  $\text{NÚMERO DE PAREJAS} = -145178 + 145,36 \cdot \text{AÑO} - 0,0364 \text{AÑO}^2$  ( $R^2 = 0,529$ ;  $F_{1, 39} = 21,42$ ;  $P < 0.001$ ).

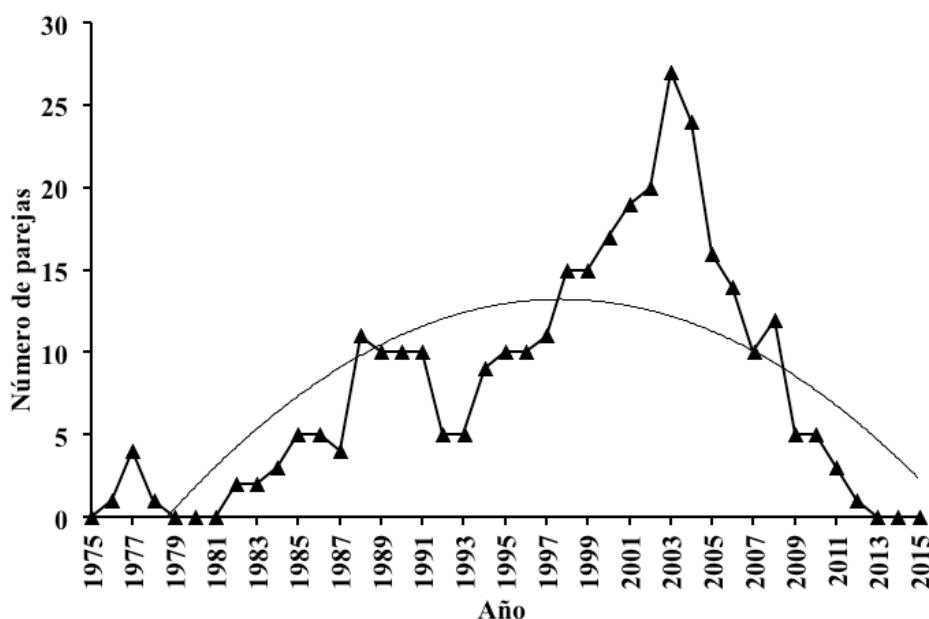


Figura 2. Población nidificante de jilguero europeo en los naranjales de Sagunto desde 1975 hasta 2015. Se muestra la curva de ajuste significativa de los datos (véase texto).

Las poblaciones nidificantes en los huertos de naranjos Sagunto de verderón común y jilguero europeo mostraron una correlación negativa pero no significativa ( $r$  Pearson = -0,073;  $P = 0,649$ ;  $N = 41$ ).

Tabla 1. Valores de densidad media estimada de verderón común por localidad en 2006, 2007 y 2011 y descripción general del hábitat de cada área agrícola. \* No censado. N: naranjos, Ol: olivos, Al: almendros, Ag: algarrobos, P: pinares, M: matorral, Ci: construcciones inhabitadas, C: cipreses.

Localidad	Coordenadas	Densidad media estimada (individuos/ha)			Habitat
		2006	2007	2011	
Càlig	40° 27' 43" N 0° 21' 18" O	<b>1.1</b>	*	*	Al, Ag, Ol, P, M
La Jana	40° 29' 27" N 0° 15' 3" O	*	*	<b>0.27</b>	N
				<b>1.99</b>	Ol
Vinaróz	40° 28' 52" N 0° 28' 11" O	<b>2.23</b>	<b>2.1</b>	*	Ol, Ag, P, M
El Toro	39° 58' 57" N 0° 45' 4" O	<b>0.29</b>	*	*	Al, P
Betxí	39° 55' 58" N 0° 11' 53" O	<b>0.26</b>	<b>0.51</b>	<b>0.45</b>	N
Sagunto	39°42' N 0°15' O	<b>0.43</b>	<b>0.42</b>	<b>0.33</b>	N
Guadassuar	39° 11' 41" N 0° 28' 51" O	<b>0.58</b>	<b>0.6</b>	<b>1.39</b>	N, Ci
Palma de Gandía	38° 56' 8" N 0° 13' 29" O	<b>0.6</b>	<b>0.63</b>	<b>0.35</b>	N
Jávea	38° 46' 40" N 0° 09' 23" O	<b>0.83</b>	<b>0.95</b>	<b>0.34</b>	N, Al, Ag, Ol, Ci, C

## Disponibilidad de alimento en los naranjales de Sagunto

Los resultados sobre la frecuencia de especies vegetales encontradas en las temporadas reproductoras de 2005 y 2006 mostraron que las principales plantas productoras de semillas para la dieta de los pollos de ambas especies fueron escasas o muy escasas, o incluso estuvieron ausentes en el área de estudio (Tabla 2).

Tabla 2. Frecuencia (%) de especies vegetales presentes en los huertos de naranjos de Sagunto durante los meses de las temporadas reproductoras de 2005 y 2006. \* especies vegetales importantes en la dieta de los pollos de verderón común (según Gil-Delgado *et al.*, 2009 y capítulo V de esta tesis); \*\* especies vegetales importantes en la dieta de los pollos de jilguero europeo (según Gil-Delgado y Guijarro, 2008).

ESPECIES	2005					2006			
	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Marzo	Abril	Mayo	Junio
<i>Erodium cicutarium</i> *	0	0	0	0	0	5,1	3,4	5,1	0
<i>Geranium rotundifolia</i>	6,3	28,1	0,0	18,8	3,1	1,7	0,0	0,0	0,0
<i>Euphorbia peplus</i> *	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mercurialis ambigua</i> *	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	1,7	3,4	15,3
<i>Chamaesyce postrata</i> *	0,0	0,0	0,0	0,0	25,0	0,0	0,0	20,3	42,4
<i>Alopecurus myosuroides</i> *	0,0	0,0	0,0	3,1	0,0	1,7	6,8	3,4	0,0
<i>Poa annua</i>	1,6	15,6	3,1	0,0	1,6	11,9	22,0	8,5	0,0
<i>Papaver dubium</i>	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0
<i>Portulaca oleracea</i>	0,0	0,0	0,0	21,9	25,0	0,0	0,0	13,6	30,5
<i>Amaranthus</i> spp.	0,0	0,0	28,1	34,4	31,3	0,0	1,7	15,3	32,2
<i>Stellaria media</i>	1,6	3,1	0,0	3,1	0,0	6,8	0,0	0,0	0,0
<i>Oxalis pes-caprae</i> *	87,5	62,5	18,8	1,6	0,0	98,3	79,7	32,2	0,0
<i>Setaria verticillata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,1	10,2
<i>Sonchus</i> sp. **	23,4	26,6	6,3	17,2	1,6	37,3	15,3	16,9	20,3
<i>Carduus pycnocephalus</i> **	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Parietaria judaica</i>	6,3	9,4	18,8	7,8	7,8	5,1	6,8	6,8	1,7
<i>Diplotaxis erucooides</i>	21,9	17,2	3,1	0,0	0,0	16,9	15,3	0,0	0,0
<i>Allium</i> sp.	4,7	0,0	0,0	4,7	0,0	8,5	15,3	5,1	0,0

La comparación entre la frecuencia de aparición de las especies vegetales importantes en sus dietas y la disponibilidad detectada de éstas en las temporadas reproductoras de 2005 y 2006 (Figuras 3 (verderón común) y 4 (jilguero europeo)), muestra que de entre las especies principales de sus dietas sólo *Oxalis pes-caprae*, y *Sonchus sp.*, estuvieron principalmente disponibles para alimentar a los pollos de ambas especies.

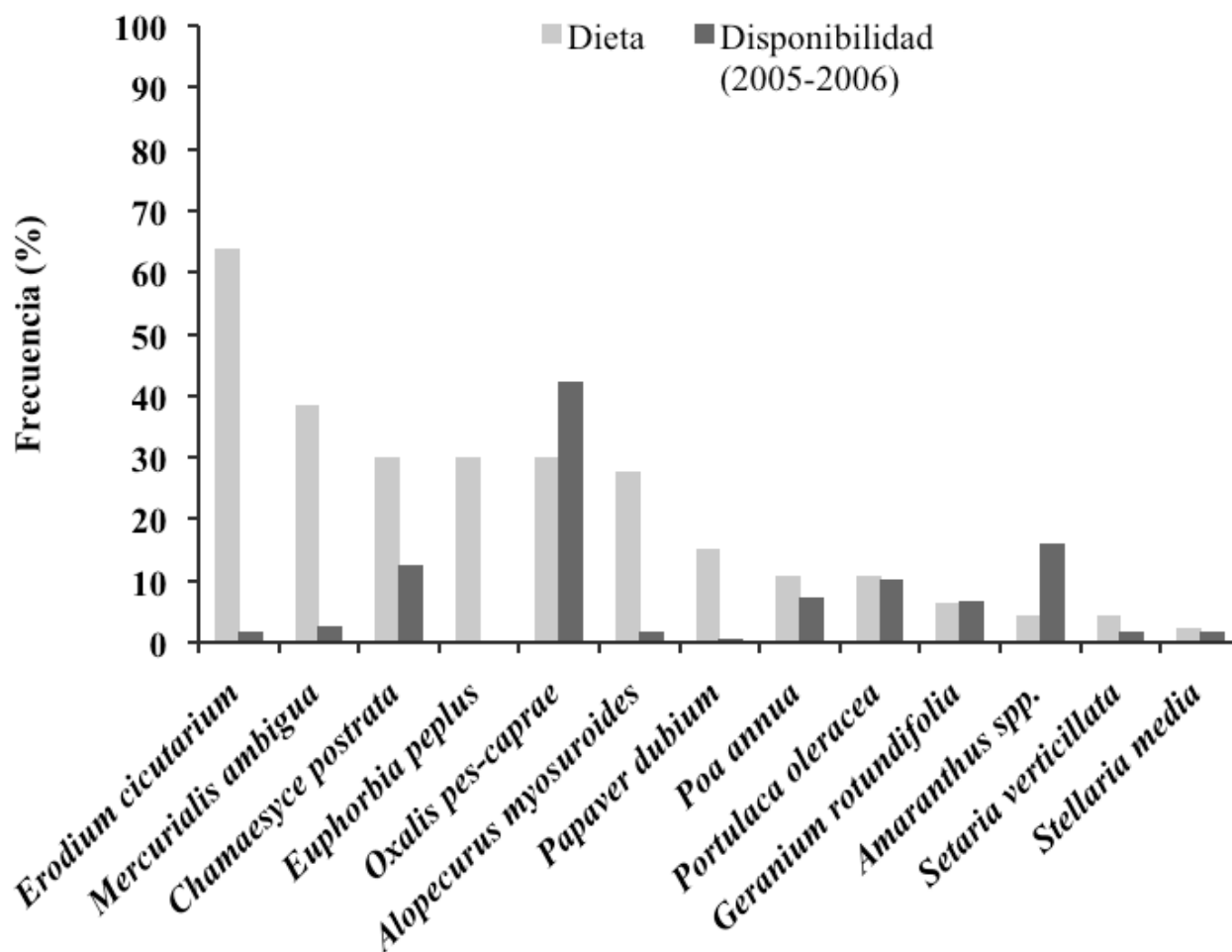


Figura 3. Disponibilidad (frecuencia media, %) de especies de plantas de la dieta del verderón común durante la época de cría en comparación con su frecuencia de aparición en la dieta de sus pollos (véase capítulo V y Gil-Delgado *et al.*, 2009).

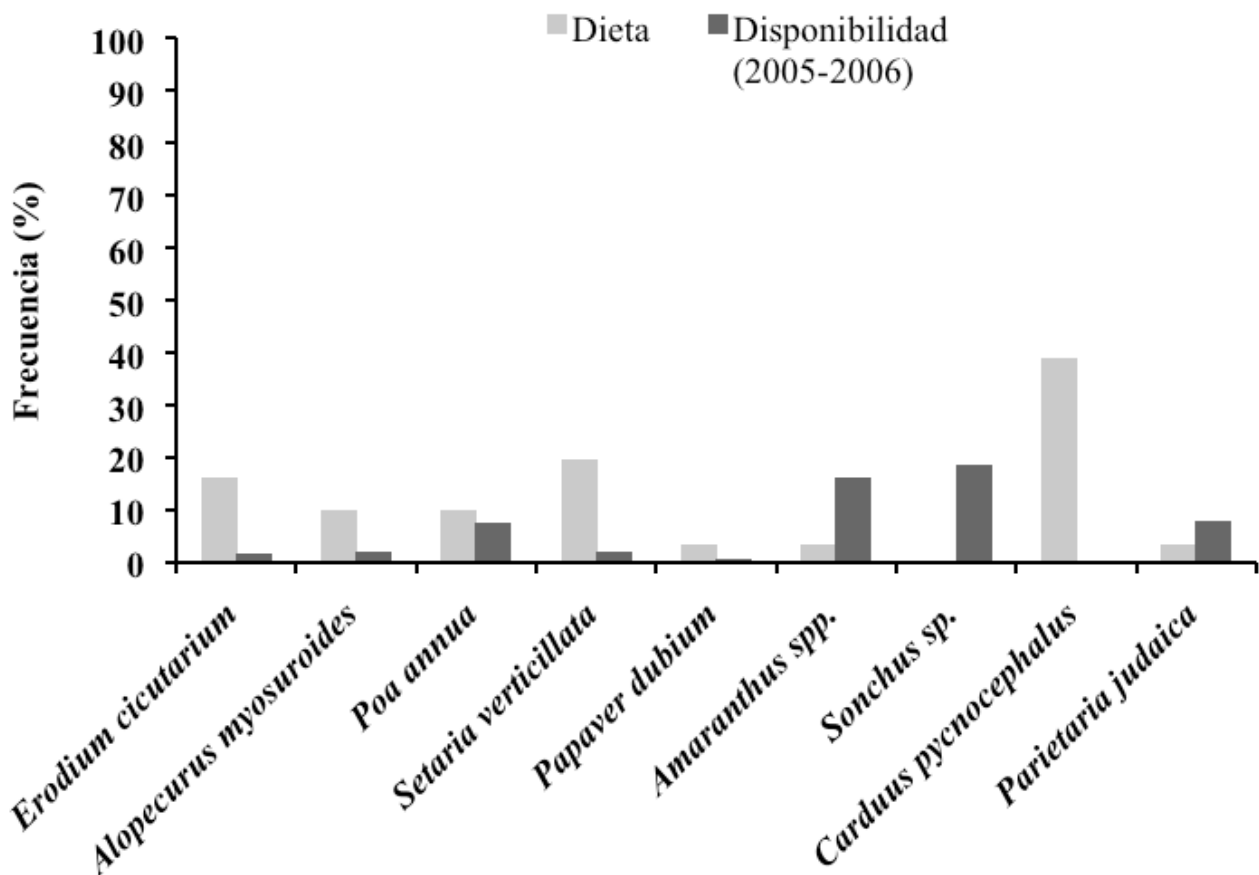


Figura 4. Disponibilidad (frecuencia media, %) de especies de plantas de la dieta del jilguero europeo durante la época de cría en comparación con su frecuencia de aparición en la dieta de sus pollos (Datos tomados de Gil-Delgado y Guijarro, 2008).

## Discusión

Recientemente se ha puesto de manifiesto que diferentes especies de aves que colonizaron con éxito ambientes agrícolas han sufrido declives poblacionales, siendo mayores en aquellas especies que más dependían de estos ambientes (Tucker y Evans, 1997; Siriwardena *et al.*, 1998; Chamberlain *et al.*, 2000), y siendo la principal causa los cambios producidos en el manejo de las tierras agrícolas (Crick *et al.*, 1994; Tucker y Heath, 1994; Fuller *et al.*, 1995; Wilson *et al.*, 1997; Chamberlain y Crick, 1999; Vickery *et al.*, 2001; Newton, 2004; Donald *et al.*, 2006).

Las poblaciones nidificantes de verderón común y jilguero europeo en los naranjales de Sagunto muestran un patrón fluctuante típico de carduelinos (Newton, 1972). La oscilación de las poblacionales muestra una tendencia general que decrece y que llega hasta la extinción de ambas especies, las cuales ya no se reproducen en los naranjales de Sagunto.

Sin embargo, a nivel estatal, en el caso del verderón común se ha indicado una tendencia contraria; para el periodo 1998-2006 el verderón común presenta un aumento de la población (Carrascal y Palomino, 2008). Estos autores obtuvieron valores de densidad de 1,76 individuos/ha en frutales del piso Termomediterráneo. Ya que los valores obtenidos mediante puntos de escucha se sitúan por debajo de este valor, las poblaciones de verderón común deben estar decreciendo en esta región.

Las densidades mayores de verderón común obtenidas mediante puntos de escucha son las registradas para los olivares. Estos valores son mayores que los indicados para este hábitat en el piso Termomediterráneo, 1,1 individuos/ha (Carrascal y Palomino, 2008). Se desconoce si estos valores obtenidos mediante puntos de escucha pertenecen a una tendencia poblacional creciente o decreciente; no obstante, corresponden a ambientes favorables para la especie, donde, además, los cultivos no han sufrido cambios en el manejo. Los olivares mantenían el manejo tradicional al igual que los naranjales de Guadassuar, donde todavía se mantenía el riego por inundación. Así, las diferencias en las densidades entre campos de olivos y de naranjos debe ser consecuencia de los diferentes manejos. En el norte de la provincia de Castellón, el manejo de los cultivos es tradicional, mientras que en otras áreas las prácticas agrícolas implican el uso de herbicidas, riego por goteo y ausencia de roturación de la tierra, lo que lleva a una reducción en la disponibilidad de alimento ya que estas prácticas reducen la cubierta vegetal. Nuestros resultados muestran que *O. pes-caprae* es el tipo de alimento más importante en relación a su abundancia; sin embargo, esto no refleja su disponibilidad, pues estas especies consumen sus bulbos. Al final de la década del pasado siglo, *O. pes-caprae* se situaba entre los tipos de alimento más importantes para los pollos de verderón común, incrementándose su importancia a medida que la estación reproductora avanzaba (Gil-Delgado *et al.*, 2009, capítulo V de esta tesis doctoral). Al final de la estación se producía la roturación de los campos y así los bulbos quedaban expuestos en la superficie y en disposición de ser utilizados para alimentar a los pollos de verderón común. Actualmente no se lleva a cabo esta práctica porque se usan herbicidas para eliminar las malas hierbas; de modo que los bulbos de *O. pes-caprae* no están disponibles aunque la especie está presente en el área de estudio.

En el caso del jilguero europeo en España, esta especie tiene sus ambientes más favorables en los pinares del piso Termomediterráneo, aunque los frutales en el mismo piso también se encuentran entre los hábitats más favorables, y donde presentan valores de 1,83 individuos/ha. Sin embargo, estos valores se encuadran en una tendencia poblacional decreciente a nivel estatal para el periodo 1998-2006 (Carrascal y Palomino, 2008).

También para el jilguero europeo se han observado diferencias entre su dieta a finales de la década de los 90 del siglo pasado y la disponibilidad de las especies

principales a principios del siglo actual en los naranjales de Sagunto. Esta especie se alimenta de una amplia gama de especies vegetales pero es más especialista que el verderón común, pues se centra principalmente en cardos (Gil-Delgado y Guijarro, 2008). La disponibilidad de alimento de las especies de plantas principales en la dieta de sus pollos también ha disminuido, pero mientras que *C. pycnocephalus* no se encontró en 2005 y 2006, *Sonchus* sp., todavía estaba presente en el área de estudio y con una frecuencia mayor que las especies principales para el verderón común.

La ausencia de correlación significativa entre las poblaciones de ambas especies y el diferente tipo de ajuste, lineal en el caso del verderón y cuadrático en el caso del jilguero, indican un desfase en los cambios de sus dinámicas poblacionales. Las respuestas a las perturbaciones que pueden haber afectado a las poblaciones de ambas especies diferirían entre ellas. Las diferencias temporales en la desaparición de las especies vegetales que forman la principal base en la dieta de los pollos de estas especies de carduelinos podrían explicar las diferencias en la extinción de estas especies en los naranjales de Sagunto. Así, el verderón común se habría enfrentado antes a la desaparición de alimento que el jilguero europeo, que además es de ambientes más secos (Tellería y Santos, 1994).

Los cambios en la composición y disponibilidad de las especies de plantas que crecen en los huertos de Sagunto como consecuencia del manejo de éstos podrían explicar el declive y extinción de las poblaciones nidificantes de verderón común y jilguero europeo. Desde 2010 y, a partir de finales de marzo, no se encuentran especies vegetales cubriendo los suelos de los huertos de naranjos, principalmente porque el suelo ya se encuentra con una vegetación empobrecida y las pocas plantas que hay son eliminadas con herbicidas. Así, los cambios en los manejos agrícolas habrían provocado la drástica desaparición de las principales especies vegetales usadas para alimentar a los pollos de ambas especies, incidiendo en su declive.

## **Bibliografía**

- BELDA, E., FERRANDIS, P. Y GIL-DELGADO, J. A. 1995. Clutch size variation and nest failure of the Serin *Serinus serinus* in orange groves. *Ardeola*, 42: 642-651.
- BLONDEL, J. 1969. *Problèmes d'écologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres*. Masson. Paris.
- CARRASCAL, L. M. Y PALOMINO, D. 2008. Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006. SEO/BirdLife. Madrid.

- CHAMBERLAIN, D. E. Y CRICK, H. Q. P. 1999. Population declines and reproductive performance of Skylark *Alauda arvensis* in different regions and habitats of the United Kingdom. *Ibis*, 141: 38-51.
- CHAMBERLAIN, D. E., FULLER, R. J., BUNCE, R. G. H., DUCKWORTH, J. C. Y SHRUBB, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37: 771-787.
- CRAMP, S. Y PERRINS, C. M. (EDS.). 1994. *The Birds of the Western Palearctic. Vol. VIII*. Oxford University Press. Oxford.
- CRICK, H. Q. P., DUDLEY, C., EVANS, A. D. Y SMITH, K. W. 1994. Causes of nest failure among buntings in the UK. *Bird Study*, 41: 88-94.
- DONALD, P. F., GREEN, R. E. Y HEATH, V. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society, London Series B*, 268: 25-29.
- DONALD, P. F., SANDERSON, F. J., BURFIELD, I. J. Y VAN BOMMEL, F. P. J. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-200. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116: 189-196.
- FULLER, R. J., GREGORY, R. D., GIBBONS, D. W., MARCHANT, J. H., WISLON, J. D., BAILLIE, S. R. Y CARTER, N. 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology*, 9: 1425-1441.
- GIL-DELGADO, J. A. Y CATALÁ, M. C. 1989. El verderón común (*Carduelis chloris*): población nidificante, tamaño de puesta y éxito reproductor. Un ejemplo de estudios a largo plazo. *Mediterránea, Serie Biológica*, 11: 121-131.
- GIL-DELGADO, J. A. Y GUIJARRO, D. 2008. An evaluation of the use of a spooned spatula to assess the diet of cardueline nestlings. *Ardeola*, 55: 49-57.
- GIL-DELGADO, J. A., CATALÁ, M. C. Y BARBA, E. 1991. Breeding success of the Goldfinch *Carduelis carduelis* in orange plantations: the effect of predation and starvation. *Mediterránea, Serie Biológica*, 13: 5-14.
- GIL-DELGADO, J. A., VIVES-FERRÁNDIZ, C. Y TAPIERO, A. 2002. Tendencia decreciente de la población de gorrión común *Passer domesticus* en los naranjales del este de España. *Ardeola*, 49: 195-209.



- GIL-DELGADO, J. A., MARCO, E., PAREDES, M. Y VIVES-FERRÁNDIZ, C. 2005. Seasonal clutch size variation of multi-brooded bird species: comparisons between breeding season and latitudes. *Ibis*, 147: 206-212.
- GIL-DELGADO, J. A., GUIJARRO, D. Y VIVES-FERRÁNDIZ, C. 2009. The nestling diet of Greenfinch *Carduelis chloris* in orange groves of Eastern Spain. *Ardeola*, 56(2): 205-214.
- IBM CORP. Released 2010. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 19.0. IBM Corp. Armonk, NY.
- LACK, D. 1971. *Ecological isolation in birds*. Blackwell Scientific Publications. Oxford y Edinburgh.
- MARTÍ, R. Y DEL MORAL J. C. (EDS.). 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- NEWTON, I. 1972. *Finches*. Collins. London.
- NEWTON, I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146: 579-600.
- PONZ, A., BARBA, E. Y GIL-DELGADO, J. A. 1996. Population changes and breeding ecology of the Cirl Bunting *Emberiza cirlus* in eastern Spain. *Bird Study*, 43: 38-46.
- RIVAS-MARTINEZ, S. 1983. Pisos bioclimáticos de España. *Lazaroa*, 5: 33-43.
- ROBINSON, R. A. Y SUTHERLAND, W. J. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain *Journal of Applied Ecology*, 39: 157-176.
- SANDERSON, F. J., KUCHARZ, M., MAREK, J. M. Y DONALD, P. F. 2013. Impacts of agricultural intensification and abandonment on farmland birds in Poland following EU accession. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 168: 16-24.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., BUCKLAND, S.T., FEWSTER, R. M., MARCHANT, J. H. Y WILSON, J. D. 1998. Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Bird Census indices. *Journal of Applied Ecology*, 35: 24-43.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., CRICK, H. Q. P. Y WILSON, J. D. 2001. Changes in agricultural land-use and breeding performance of some granivorous farmland passerines in Britain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84: 191-206.

- SUTHERLAND, W. J. (ED.). 1996. *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge University Press. Cambridge.
- TELLERÍA, J. L. Y SANTOS, T. 1994. Factors involved in the distribution of forest birds in the Iberian Peninsula. *Bird Study*, 41: 161-169.
- TELLERÍA, J. L., ASENSIO, B. Y DÍAZ, M. 1999. *Aves Ibéricas II. Paseriformes*. J. M. Reyero Editor. Madrid.
- TER BRAAK, C. J. F. Y LOOMAN, C. W. N. 1995. Regression. En, R. H. G. Jongman, C. J. F. ter Braak y O. F. R. van Tongeren (Eds.): *Data analysis in community and landscape ecology*, pp. 29-77. Cambridge University Press. Cambridge.
- TUCKER, G. M. Y EVANS, M. I. 1997. *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment (BirdLife Conservation Series no. 6.)*. BirdLife International. Cambridge. England.
- TUCKER, G. M. Y HEATH, M. F. (EDS.). 1994. *Birds in Europe: Their conservation status*. BirdLife International. Cambridge.
- VICKERY, J. A., TALLOWIN, J. R., FEBER, R. E., ASTERAKI, E. J., ATKINSON, P. W., R. J. FULLER, R. J. Y BROWN V. K. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38: 647-664.
- WILSON, J. D., EVANS, J., BROWNE, J. S. Y KING, J. R. 1997. Territory distribution and breeding success of skylark *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1462- 1478.
- WILSON, J. D., MORRIS, A. J., ARROYO, B. E., CLARK, S. C. Y BRADBURY, R. B. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 75: 13-30.

# Resumen global

## Resumen ampliado

Las poblaciones de aves ligadas a medios agrícolas han sufrido un declive generalizado en Europa occidental desde finales de los años 70 como consecuencia de la implantación de prácticas agrícolas relacionadas con la intensificación de la agricultura. Los efectos que estos cambios en el manejo agrícola tienen en las poblaciones de aves son variados, dándose casos de especies favorecidas o que se mantienen estables. Sin embargo, de forma general, el declive ha sido patente en las aves generalistas, afectando especialmente a las granívoras. Estos estudios publicados, hacen referencia a información relativa a países del norte de Europa y, por tanto, está relacionada con determinados cultivos. La información sobre la región Mediterránea todavía es escasa.

Los naranjales del este de España son un hábitat agrícola de cultivos arbolados que ocupa la franja litoral del Mediterráneo en un área aproximada de 60 Km de largo por 5-10 de ancho. En concreto, los naranjales de una parcela de 16,9 ha localizada en la Partida de Montíver, en Sagunto (Valencia), constituyen un área agrícola donde se han monitorizado las poblaciones de aves nidificantes desde 1975 y que ha sufrido cambios en el manejo agrícola: fundamentalmente la sustitución del riego por inundación por el riego por goteo y la sustitución de la roturación de la tierra por el uso de herbicidas.

El gorrión común (*Passer domesticus*), el jilguero europeo (*Carduelis carduelis*) y el verderón común (*Carduelis chloris*) son tres de las especies de aves granívoras que nidificaban en los naranjales de Sagunto. El gorrión común pertenece a la familia Passeridae y está ampliamente distribuido por toda España y, siendo el ave más abundante de la Península Ibérica, sus mayores densidades se asocian a zonas urbanas rodeadas de medios agrícolas. Las tendencias poblacionales de esta especie en el norte de Europa son decrecientes y las causas de dichos declives son fundamentalmente antropogénicas. En España también se ha detectado un declive. El jilguero europeo y el verderón común pertenecen a la familia Fringillidae y, aunque originalmente se asocian a los límites forestales, también se encuentran en altas densidades en zonas arbóreas cultivadas y otros hábitats antrópicos como parques y jardines. Los cambios poblacionales de estas especies en medios agrícolas, descritos para el norte de Europa, no son tan drásticos; sin embargo, los patrones observados en España difieren según el detalle de estudio.

El estudio a largo plazo llevado a cabo desde 1975 en la parcela de naranjos de Sagunto ha permitido obtener series de datos relativas a la ecología reproductiva de estas tres especies lo suficientemente largas como para detectar cambios en sus poblaciones nidificantes e indagar en las causas que subyacen a los cambios observados, en relación a los factores endógenos y exógenos que pueden modular sus poblaciones. Así, el objetivo de esta tesis es el estudio de sus tendencias poblacionales y el análisis de las causas de los cambios observados.

Cada temporada reproductora, desde 1975, en la parcela de naranjos de Sagunto se aplicó la técnica de búsqueda de nidos sobre superficies conocidas, revisándose todos los árboles cada 7-12 días y controlando los nidos encontrados cada 3 días. La historia de cada nido permitió obtener diferentes variables relativas a los parámetros reproductores: fecha de puesta, determinación de primeras puestas, tamaño de puesta y número de volanderos. El número de parejas se determinó cada año en base a las primeras puestas y a la totalidad de nidos construidos.

El primer indicador de la situación de las aves granívoras en la parcela de naranjos de Sagunto fue la población de gorrión común, que varió de 114 parejas en 1977 a 6 parejas en 2001, mostrando una tendencia general negativa. La especie no ha vuelto a criar en la parcela desde 2002 (véase Anexo III). Se investigó el efecto que las variables meteorológicas, la sustitución del arbolado y el cambio de la ubicación de las colonias pudieron tener sobre dicho declive (**Capítulo I**). Aunque las temperaturas medias mínimas invernales, las temperaturas medias máximas en verano o las precipitaciones en verano no estuvieron relacionadas ni con el tamaño de la población ni con las tasas de crecimiento, sí que se encontró que las tasas de crecimiento estuvieron relacionadas inversamente con las precipitaciones de septiembre y octubre. La desaparición de las colonias no sólo ocurrió en la parcela de estudio, sino que también ocurrió en los huertos que limitan con ella. El tamaño de la población tampoco estuvo relacionado con la superficie arbolada disponible para establecer los nidos, la cual ha variado como consecuencia de la sustitución de árboles viejos por plantones nuevos. Los cambios en el manejo agrícola de los huertos, que parecen disminuir la disponibilidad de alimento, parecen haber influido en el declive de la población. A raíz del declive del gorrión común en Sagunto y, con el fin de investigar los factores que están detrás de su declive generalizado en España, se estimó su abundancia en áreas urbanas de la provincia de Teruel, pues se trata de una provincia de carácter rural y que presenta un declive en las explotaciones agrícolas y ganaderas. Por ello, es un área idónea para investigar los factores relacionados con la actividad humana (tamaño de la población y prácticas agrícolas y ganaderas) que pueden incidir en la población de esta especie asociada al hombre (**Capítulo II**). Entre octubre de 2010 y febrero de 2011 se realizaron transectos lineales de al menos 1 km para determinar su abundancia en 32 localidades distribuidas aleatoriamente por la provincia y con un número de habitantes y

características agrícolas y ganaderas diferentes. Según la estructura de las localidades, los itinerarios se clasificaron como urbanos, rurales y mixtos. Con el fin de evaluar la relación del gorrión común con factores que representan la actividad humana, se usó el número de habitantes censados y diferentes variables agrarias y ganaderas procedentes de las estadísticas publicadas por el Gobierno de Aragón. Los resultados obtenidos indican que la abundancia de gorrión común no presentó diferencias al principio del estudio y al final del mismo, ni tampoco entre tipo de transectos. El número de cabezas de ganado, así como dos agrupaciones de variables agrícolas (la suma de las superficies de cultivo dedicadas al forraje de regadío, a hortalizas y a cultivos leñosos de secano y de regadío; y la suma de las superficies de cultivo dedicadas a cereal, leguminosas, tubérculos de regadío, girasol de regadío y superficie de barbecho) estuvieron relacionados con el número de habitantes. Sin embargo, el promedio de gorriones por km sólo estuvo relacionado con la suma de las superficies de cultivo dedicadas a cereal, leguminosas, tubérculos de regadío, girasol de regadío y superficie de barbecho.

La disminución de la población de gorrión común en los naranjales de Sagunto significó el punto de partida para investigar los factores que influyen en los parámetros reproductores que modulan las poblaciones de otras especies de aves nidificantes en Sagunto. Por ello, posteriormente el estudio se centró en la ecología reproductiva de las poblaciones de jilguero europeo y verderón común: se estudió todo el proceso que acontece durante la estación reproductora, desde la puesta hasta la incorporación de los pollos a la población, y su expresión final en las poblaciones nidificantes.

Entre los factores exógenos que influyen en la puesta en aves, los factores meteorológicos, junto con la disponibilidad de alimento, determinan el inicio de la estación de nidificación. Numerosos estudios en regiones templadas del hemisferio norte relacionan el avance en el inicio de la reproducción de muchas especies de aves con el incremento de la temperatura relativo al cambio climático. En esta tesis se valoró la tendencia en el inicio de la estación reproductora del jilguero europeo y del verderón común en los naranjales de Sagunto. En esta superficie de estudio también se ha registrado un aumento de la temperatura desde 1974, por lo que también se investigó la relación del inicio de la estación reproductora con las temperaturas previas a la reproducción de estas especies. (**Capítulo III**). Las fechas de las primeras puestas estuvieron relacionadas con las temperaturas medias de los periodos previos a la reproducción considerados para cada una de las especies (Jilguero europeo: 1 Febrero - 15 Marzo, 10 Febrero – 10 Marzo, 20 Febrero – 20 Marzo; verderón común: 1 Marzo -15 Abril, 10 Marzo – 10 Abril, 20 Marzo – 20 Abril). Estos resultados están en consonancia con el efecto de la temperatura sobre el inicio en la temporada reproductora en muchas otras aves. Sin embargo, ni el jilguero europeo ni el verderón común presentaron un avance en el inicio de sus temporadas

reproductoras a lo largo de los años de estudio. Considerando las medias mensuales, el mes de febrero no presentó un aumento significativo de la temperatura media. Sin embargo, los periodos 1 Febrero – 15 Marzo y 20 Febrero – 20 Marzo para el jilguero europeo sí aumentaron la temperatura media de forma significativa entre 1985-2008. En el caso del verderón común, los tres periodos previos a la reproducción presentaron un incremento significativo entre 1976 y 2008. Ni el jilguero europeo ni el verderón común presentaron una respuesta al incremento de las temperaturas en el área de estudio, donde las altas temperaturas que caracterizan a la región donde se localiza podrían presentar determinados valores considerados umbral a partir de los cuales no sería posible un adelanto de la puesta por parte de las aves.

Otro parámetro reproductor que supone un límite en el éxito reproductor, y que por tanto afecta a la producción de volanderos que formarán parte de la población, es el tamaño de puesta. Las estrategias para maximizar el número de descendientes por temporada reproductora en aves sigue dos tipos de patrones: el patrón de puesta simple y el patrón de puesta múltiple. Las especies con patrón de puesta múltiple realizan varias puestas a lo largo de la temporada reproductora; su tamaño va aumentando a lo largo de la estación reproductora hasta alcanzar un pico máximo a mitad de la misma y después decrece. En estas especies, el éxito reproductor depende no sólo del número de huevos sino también del número de puestas. El jilguero europeo y el verderón común son especies que presentan un patrón de puesta múltiple el cual también se encontró en las poblaciones de los naranjales de Sagunto (**Capítulo IV**). Puesto que hubo diferencias en el inicio de la estación reproductora entre años, se estudió en ambas especies la variación estacional del tamaño de puesta comparando años tempranos y tardíos respecto al inicio. Según fuera el inicio, se esperaba que las especies ajustaran sus estrategias hacia el patrón de puesta simple o al de puesta múltiple para maximizar su número de descendientes. Para describir la variación estacional del tamaño de puesta, se ajustaron los datos a ecuaciones cuadráticas y se obtuvieron índices derivados de las mismas que permitieron detectar el patrón de puesta múltiple o de puesta simple según el inicio. También en ambas especies, se encontró que si realizan la puesta de forma tardía, la duración de la temporada reproductora se reduce. Además se encontró una aproximación al patrón de puesta simple cuando los inicios fueron tardíos: al disponer de menos tiempo para criar, las especies deben presentar tamaños de puesta mayores al principio que decrecen a medida que avanza la estación de nidificación.

Para entender las dinámicas poblacionales de aves es necesario conocer las causas de las diferencias en el número de volanderos producidos en sus poblaciones y, entre ellas se encuentra la disponibilidad de alimento y la depredación. Por ello, la dieta de las especies de aves ligadas a medios agrícolas requiere especial atención, ya que la presencia y disponibilidad de alimento adecuado para los pollos es fundamental en su supervivencia. Por otro lado, también es necesario evaluar las

estrategias reproductivas frente a la depredación. Así, en este contexto, resultó fundamental conocer la dieta de los pollos de verderón común en los naranjales de Sagunto (**Capítulo V**), pues la dieta de los pollos de jilguero europeo ya se había descrito. Durante las temporadas reproductoras de 1998 y 1999 se obtuvieron muestras de alimento de los buches de pollos, cuyo contenido fue analizado y clasificado. Los resultados muestran que los pollos fueron alimentados con una amplia variedad de especies vegetales, siendo la más frecuente *Erodium cicutarium*. Se encontró variación estacional en los diferentes tipos de alimento: mientras que el consumo de *E. cicutarium* disminuyó a medida que avanzaba la estación reproductora, el consumo de bulbos de *Oxalis pes-caprae*, otra especie ampliamente consumida, aumentó. Respecto a la fracción animal de la dieta, el bajo consumo de áfidos indicó que fueron tomados accidentalmente. Como último punto a estudiar en el contexto anteriormente expuesto, se trató el éxito reproductor y la productividad medidos como la fracción de nidos exitosos (al menos uno de los pollos vuela) frente al total de nidos y el número de volanderos por pareja respectivamente (**Capítulo VI**), incidiendo en el papel de la depredación. Se encontró que el número de volanderos de jilguero europeo y de verderón común estuvo relacionado con el número de parejas y, que además, ha disminuido a lo largo de los 28 (jilguero europeo) y 35 (verderón común) años de estudio. También el éxito reproductor disminuyó a lo largo de los periodos de estudio. Por otro lado, las variaciones estacionales en el número de volanderos en ambas especies no se ajustaron a los patrones observados para el tamaño de puesta; mientras que ésta tuvo un mejor ajuste cuadrático, en el número de volanderos fue lineal, tanto si se consideran todos los nidos como si se eliminan de los análisis los nidos que han sido depredados. Estos resultados nos indican la ausencia de ajuste de sus estrategias reproductivas ante la depredación.

Finalmente, las variaciones en el tamaño de las poblacionales del verderón común y del jilguero europeo en los naranjales de Sagunto mostraron una tendencia negativa desde mediados de los años 70 para el verderón común y desde mediados de los 80 para el jilguero europeo (**Capítulo VII**). Desde las temporadas reproductoras de 2010 y 2012 respectivamente, estas especies no se reproducen en los naranjales de Sagunto. Para evaluar el efecto de la disponibilidad de alimento en ambas especies, durante las temporadas reproductoras de 2005 y 2006 se realizaron muestreos mensuales de las especies vegetales de la cubierta del suelo. Los resultados muestran que las especies principales de las dietas de ambas especies de aves están presentes de forma muy escasa o incluso ausentes. Asimismo, para indagar en el efecto de las prácticas agrícolas sobre las poblaciones, se realizaron estimas de la densidad de verderón común en otras áreas agrícolas de la Comunidad Valenciana y que estaban sujetas a diferentes manejos agrícolas. Los resultados obtenidos muestran mayores densidades en aquellas áreas donde los manejos fueron tradicionales, como los

olivares del norte de Castellón y los naranjales de Guadassuar donde el riego por inundación todavía se practicaba.

## Discusión

Las causas de la desaparición de la población nidificante de gorrión común en los naranjales de Sagunto pueden estar relacionadas con el manejo agrícola de los huertos, que hace disminuir la disponibilidad de alimento, bulbos e insectos, para alimentar a los pollos, al quedar descartadas otras alternativas relacionadas con la temperatura, precipitación y ubicación de las colonias. La relación entre la abundancia del gorrión común y algunos cultivos herbáceos y su independencia con el número de habitantes en la provincia de Teruel, indican que, pese a tratarse de una especie estrechamente ligada al hombre (Sætre *et al.*, 2012), las superficies dedicadas a la producción agrícola parecen ser más importantes que otros factores relacionados con la presencia humana. Las poblaciones de gorrión común en las áreas agrícolas del este de España estudiadas responden a los factores que modulan la disponibilidad de alimento, bulbos e insectos en los naranjales durante la temporada reproductora y, granos en los cultivos herbáceos y barbechos en la provincia de Teruel. Estos resultados coinciden con los encontrados para las poblaciones del norte de Europa, las cuales se ven afectadas por los cambios en la estructura agraria (Robinson *et al.*, 2005; DeLaet y Summer-Smith, 2007).

Las abundantes evidencias de las respuestas de las aves ante el cambio climático se refieren fundamentalmente a zonas templadas del hemisferio norte (Visser *et al.*, 1998; Both y Visser, 2001; Dunn y Winkler, 2010). Así, los resultados presentados en relación con la ausencia de respuesta en el avance de la estación reproductora del jilguero europeo y del verderón común, pese al incremento generalizado de temperatura en los naranjales de Sagunto pertenecientes a la región Mediterránea, aportan nueva información necesaria para entender los procesos ecológicos en diferentes contextos (Møller *et al.*, 2006). La existencia de valores umbral de temperatura en la región Termomediterránea, a partir de los cuales las poblaciones no adelantarían el inicio de la estación de reproducción, podrían explicar la ausencia de efecto del incremento de las temperaturas medias en el área de estudio sobre el inicio de la estación reproductora. Alternativamente, un análisis más detallado de las variaciones de temperatura podría mostrar relaciones hasta ahora no encontradas, dadas las diferencias halladas en las tendencias de las temperaturas medias según la escala de análisis. El uso de las primeras puestas o de la media de ellas ofrece resultados diferentes cuando se relacionan con las temperaturas promedio previas a la reproducción y, aunque aquí no varían las conclusiones que se derivan en ambos casos, su uso en este tipo de estudios necesita una investigación más



exhaustiva. Ninguna de las especies muestra un avance en el inicio de la reproducción a pesar del incremento de temperatura en el área de estudio, por ello no disponen de más tiempo para realizar más puestas. En especies de puesta múltiple el éxito no sólo depende del tamaño de puesta sino también del número de puestas realizadas (Desrochers y Magrath, 1993). Pese a poder favorecer sus éxitos reproductivos adaptándose al incremento de la temperatura adelantando el inicio de la temporada reproductora y teóricamente intentar un mayor número de intentos reproductores, no lo hacen. La relación encontrada del inicio de puesta con la temperatura nos indica que en latitudes meridionales la relación de las temperaturas con el inicio de las estaciones reproductoras no difiere de lo conocido para regiones más templadas; sin embargo, la ausencia de una tendencia del adelanto de la estación de nidificación por efecto del incremento de la temperatura, a consecuencia del cambio global, no concuerda con los resultados procedentes de zonas frías y templadas más septentrionales del hemisferio norte, donde sí se han registrado dichos avances en la reproducción (Crick y Sparks, 1999; Dunn, 2006).

Se ha encontrado que el jilguero europeo y el verderón común, como especies de puesta múltiple, pueden adaptar esta estrategia cuando los inicios en la reproducción son tardíos en la región Mediterránea. Cuando esto ocurre, las estaciones reproductoras se acortan, dado que la longitud de las mismas depende del inicio. Bajo esta restricción temporal, las primeras puestas deben ser mayores porque las parejas deben invertir al máximo en su única puesta que, además, debe coincidir con el pico de disponibilidad de alimento (Crick *et al.*, 1993). La comparación de los resultados obtenidos con los datos procedentes del Reino Unido (Crick *et al.*, 1993) indica que en el este de España las poblaciones de estas especies presentan un patrón más próximo al de puesta simple respecto al de las poblaciones del Reino Unido, por lo que se espera que tengan estaciones reproductoras de duración similar. El desajuste entre las variaciones estacionales del tamaño de puesta y el número de volanderos en ambas especies indica que nuestros resultados no se ajustan ni con la hipótesis de Lack (1954), los padres depositan tantos pollos como pueden criar, ni con los estudios sobre el ajuste de las estrategias reproductivas de las aves ante la depredación, pues si ambas especies hubieran predicho la depredación y la disponibilidad de alimento a lo largo de la estación reproductora, los patrones observados de ambos parámetros hubieran sido paralelos.

El aumento de las temperaturas medias registradas en el área de estudio no ha provocado un avance en el inicio de la estación reproductora de ambas especies de carduelinos, por tanto la longitud de la temporada reproductora no ha cambiado y las parejas no realizan más intentos reproductores que podrían aumentar el éxito reproductor. Por otro lado, el aumento de temperatura ha podido incrementar la evaporación de agua necesaria para el crecimiento de la cubierta vegetal en los huertos de naranjos donde, además, ésta se ha visto drásticamente disminuida por el

tipo de riego. Asimismo, el uso de herbicidas también ha contribuido al empobrecimiento de la cubierta vegetal y, por tanto, a la disminución de plantas productoras de semillas que forman parte de la dieta de estas especies. Estas nuevas condiciones ambientales han sido favorables para la entrada de otras especies en la parcela de naranjos entre las que se encuentra el lirón careto (*Eliomys quercinus*), el cual ha supuesto un aumento en la presión de depredación que podría afectar al éxito reproductor (Gil-Delgado *et al.*, 2006; Gil-Delgado *et al.*, 2009). Si el éxito reproductor disminuye por unas causas y no se ve incrementado por otras, la incorporación de pollos a la población que formará las poblaciones nidificantes siguientes, se verá mermada. Así, los factores exógenos, como la depredación y la disponibilidad de alimento, parecen modular estas poblaciones a través de la disminución del número de volanderos que se pueden reclutar para las temporadas siguientes. Estos factores a su vez estarían modulados por las prácticas agrícolas pues tienen efecto en la disponibilidad de alimento y en la presión de depredación. Los resultados presentados ofrecen nuevas evidencias de la relación de los declives poblacionales de aves de medios agrícolas con la intensificación de la agricultura ampliamente descritos para latitudes septentrionales (Tucker y Heath, 1994; Chamberlain *et al.*, 2000; Siriwardena *et al.*, 2000; Newton, 2004; Donald *et al.*, 2006).

Esta tesis doctoral presenta resultados relativos a aspectos ampliamente estudiados en especies de aves de regiones más templadas del hemisferio norte, pero de los que en la región Mediterránea había poca información, como son el efecto de las prácticas agrícolas en el declive de poblaciones de aves ligadas a cultivos agrícolas arbolados y la ausencia del efecto de las temperaturas en el inicio de la estación reproductora en las dos especies de carduelinos. Por otro lado, investiga otros aspectos, como la variación en el tamaño de puesta, la dieta de los pollos y el éxito reproductor, aportando nueva información para el jilguero europeo y el verderón común en otras áreas biogeográficas diferentes de las que proceden la mayoría de los estudios de este tipo (*e. g.* Newton, 1972; Crick *et al.*, 1993).

## **Bibliografía**

- BOTH, C. Y VISSER, M. E. 2001. Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird. *Nature*, 411: 296-298.
- CHAMBERLAIN, D. E., FULLER, R. J., BUNCE, R. G. H., DUCKWORTH, J. C. Y SHRUBB, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37: 771-787.

- CRICK, H. Q. P. Y SPARKS, T. H. 1999. Climate change related to egg-laying trends. *Nature*, 399: 423-424.
- CRICK, H. Q. P., GIBBONS, D. W. Y MAGRATH, R. D. 1993. Seasonal changes in clutch size in British birds. *Journal of Animal Ecology*, 62: 263-273.
- DE LAET, J. Y SUMMERS-SMITH, J. D. 2007. The status of the urban house sparrow *Passer domesticus* in north-western Europe: a review. *Journal of Ornithology*, 148: 275-278.
- DESROCHERS, A. Y MAGRATH, R. D. 1993. Age-specific fecundity in European Blackbirds (*Turdus merula*): individual and population trends. *Auk*, 110: 255-263.
- DONALD, P. F., SANDERSON, F. J., BURFIELD, I. J. Y VAN BOMMEL, F. P. J. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116: 189-196.
- DUNN, P. 2006. Breeding Dates and Reproductive Performance. En, A. P. Møller, W. Fiedler y P. Berthold (Eds.): *Birds and climate change*, pp. 69-85. Academic Press. USA.
- DUNN, P. O. Y WINKLER, D. W. 2010. Effects of climate change on timing of breeding and reproductive success in birds. En, A. P. Møller, W. Fiedler y P. Berthold (Eds.): *Effects of Climate change on Birds*, pp. 113-28. Oxford University Press. New York.
- GIL-DELGADO, J. A., CABARET, P., DECLERCQ, S., GÓMEZ, J. Y SÁNCHEZ, I. 2006. Winter reproduction of *Eliomys quercinus* (Rodentia) in the orange groves of Sagunto (Valencia, Spain). *Mammalia*, 70: 76-79.
- GIL-DELGADO, J. A., TAMARIT, R., VIÑALS, A., GÓMEZ, J. Y VIVES-FERRÁNDIZ, C. 2009. Depredación sobre nidos, aves adultas y mamíferos por el lirón careto *Eliomys quercinus*. *Galemys*, 21 (2): 3-11.
- LACK, D. 1954. *The Natural Regulation of Animal Numbers*. Oxford University Press. Oxford.
- MØLLER, A. P., BERTHOLD, P. Y FIEDLER, W. 2006. The Challenge of Future Research on Climate Change and Avian Biology. En, A. P. Møller, W. Fiedler y P. Berthold (Eds.): *Birds and climate change*, pp. 237-244. Academic Press. USA.
- NEWTON, I. 1972. *Finches*. Collins. London.

- NEWTON, I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146: 579-600.
- ROBINSON, R. A., SIRIWARDENA, G. M. Y CRICK, H. Q. P. 2005. Size and trends of the House Sparrow *Passer domesticus* population in Great Britain. *Ibis*, 147, 552-562.
- SÆTRE, G.-P., RIYAH, S., ALIABADIAN, M., HERMANSEN, J. S., HOGNER, S., OLSSON, U., GONZALEZ, M. F., SÆTHER, S. A., TRIER, C. N. Y ELGVIN, T. O. 2012. Single origin of human commensalism in the house sparrow. *Journal of Evolutionary Biology*, 25: 788-796.
- SIRIWARDENA, G. M., CRICK, H. Q. P., BAILLIE S. R. Y WILSON, J. D. 2000. Agricultural land-use and the spatial distribution of granivorous lowland farmland birds. *Ecography*, 23: 702-719.
- TUCKER, G. M. Y HEATH, M. F. (EDS.). 1994. *Birds in Europe: Their conservation status*. BirdLife International. Cambridge.
- VISSER, M. E., VAN NOORDWIJK, A. J., TINBERGEN, J. M. Y LESSELLS, C. M. 1998. Warmer spring lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*). *Proceedings of the Royal Society, London Series B*, 265: 1867-1870.

# Conclusiones generales

1. La población de gorrión común (*Passer domesticus*) ha presentado una tendencia decreciente desde la década de los 80 del siglo pasado en los naranjales del este de la Península Ibérica y, desde los primeros años del siglo XXI ya no se reproduce en dicha área. Esta extinción local podría explicarse por el cambio en el manejo de los huertos que afecta fundamentalmente a la disponibilidad de alimento.
2. El gorrión común, pese a ser una especie típicamente ligada al ser humano, no muestra relación de su abundancia con el número de habitantes que presentan pueblos y ciudades, al menos en la provincia de Teruel. Sin embargo, sí lo hace con la superficie de cultivos herbáceos de cereal, de forraje y barbecho. Estas superficies de cultivo proporcionarían recursos suficientes, y de ahí su importancia, durante los meses invernales en la provincia de Teruel.
3. El estudio de diferentes poblaciones del gorrión común en dos tipos de ambientes favorables, como son los naranjales de Sagunto y las áreas urbanas rodeadas de medios agrícolas de la provincia de Teruel, pone de manifiesto la importancia de los recursos alimentarios en relación con la abundancia de aves granívoras ligadas a medios agrícolas frente a otros factores.
4. En la región Mediterránea, el incremento de temperatura debido al cambio climático no induce a un avance en las temporadas reproductoras del jilguero europeo (*Carduelis carduelis*) y del verderón común (*Carduelis chloris*), pese a que las fechas de las primeras puestas se relacionan con las temperaturas previas a la reproducción. Al no avanzar ni prolongar sus temporadas reproductoras pierden la posibilidad de realizar más intentos reproductores. Dado que son especies de puesta múltiple, no incrementarían el éxito reproductor mediante la realización de más puestas durante la estación reproductora.
5. Las temperaturas en el piso Termomediterráneo son las más elevadas del clima Mediterráneo, por tanto la ausencia de respuesta de ambas especies ante el incremento de las temperaturas medias en los naranjales de Sagunto podría deberse a la presencia de valores umbral a partir de los cuales no se daría una respuesta. Dadas las diferencias encontradas en las tendencias de las temperaturas medias según la escala de análisis; alternativamente, un

análisis pormenorizado de las temperaturas podría revelar relaciones hasta ahora no encontradas y explicar la ausencia de efecto en el inicio de la reproducción.

6. Las poblaciones de jilguero europeo y de verderón común presentan una variación estacional del tamaño de puesta que se ajusta al patrón de puesta múltiple, y que tiende a un patrón de puesta simple cuando los inicios en la estación reproductora son tardíos. Al acortarse la estación de reproducción, el tiempo para criar disminuye y, por tanto, deben realizar primeras puestas mayores para maximizarla, pues de esa puesta dependerá su éxito reproductor.
7. Los patrones observados en Sagunto se acercan más a los de puesta simple cuando se comparan los patrones de la variación del tamaño de puesta de estas especies con los del Reino Unido. El jilguero europeo alcanza antes los tamaños de puesta máximos y el verderón común maximiza el número de huevos por puesta antes en la temporada reproductora que lo que ocurre en el Reino Unido. El tamaño de puesta en ambas especies es menor que en el Reino Unido, por lo que el pico de disponibilidad de alimento, posterior al pico del tamaño de puesta en especies de puesta múltiple, parece ocurrir antes en los naranjales de Sagunto que en el Reino Unido.
8. Las poblaciones de jilguero europeo y verderón común pueden presentar temporadas reproductoras con la misma longitud que las del Reino Unido, a pesar de que el inicio de la estación reproductora ocurre antes en latitudes más bajas.
9. Los pollos de verderón común fueron alimentados con una amplia variedad de semillas de especies vegetales en los naranjales de Sagunto. Aunque destaca la importancia en el consumo de *Erodium cicutarium* y de bulbos de *Oxalis pes-caprae*, la dieta de los pollos es más generalista que la descrita en la literatura para la otra especie de carduelinos en el área de estudio.
10. El bajo consumo de áfidos, y que además estuvo focalizado en la primera mitad de la estación de nidificación, indica que son consumidos accidentalmente, y por tanto, los resultados presentados no concuerdan con el cambio hacia una alimentación suplementaria con invertebrados descrita para algunas especies granívoras.
11. La incorporación de pollos a las poblaciones de jilguero europeo y de verderón común ha disminuido a lo largo de los años de estudio, y ha

determinado el número de parejas en las siguientes temporadas reproductoras.

12. En el caso del jilguero europeo y del verderón común en Sagunto, ni la depredación ni la disponibilidad de alimento parecen modular las estrategias reproductoras porque el número de volanderos no se ajusta al tamaño de puesta. Alternativamente, la respuesta adaptativa de estas especies a los rápidos y recientes cambios en la presión de depredación y en la disponibilidad de alimento, ocurridos en el área de estudio, no se ha producido todavía.
13. Las poblaciones nidificantes de jilguero europeo y de verderón común en los naranjales de Sagunto presentan dinámicas poblacionales cíclicas pero con una tendencia general decreciente. Actualmente ninguna de las dos especies de carduelinos cría en los naranjales de Sagunto.
14. Las especies vegetales productoras de semillas que forman los componentes principales de la dieta de los pollos de ambas especies, son muy escasas o están prácticamente ausentes. La cubierta vegetal de los huertos de naranjos se ha empobrecido por el uso de herbicidas y la sustitución del riego por inundación por el riego por goteo, afectando a la disponibilidad de alimento para criar a los pollos.
15. Las estimas de densidad de otras poblaciones reproductoras de verderón común a lo largo de diferentes áreas agrícolas en la Comunidad Valenciana son mayores en áreas de cultivo con manejos tradicionales.
16. Los cambios en el manejo agrícola serían la principal causa de los declives poblacionales detectados en las poblaciones de aves granívoras en los naranjales de Sagunto. Estos cambios afectarían a factores como la disponibilidad de alimento, que disminuiría el éxito reproductor de las poblaciones y por tanto al número de individuos que potencialmente podrían incorporarse a la población.





# **Anexos**

## **Anexo I.**

Copias de las publicaciones presentadas en los capítulos I, II, IV y V.

## TENDENCIA DECRECIENTE DE UNA POBLACIÓN DE GORRIÓN COMÚN *PASSER DOMESTICUS* EN LOS NARANJALES DEL ESTE DE ESPAÑA

José A. GIL-DELGADO \*, Carmen VIVES-FERRÁNDIZ\* & Audrey TAPIERO\*<sup>1</sup>

RESUMEN.—*Tendencia decreciente de la población de Gorrión Común Passer domesticus en los naranjales del este de España.* Presentamos la tendencia poblacional del Gorrión Común en una parcela de 16,92 hectáreas en los naranjales del este de España durante 27 años (1975-2001). Los censos anuales se hicieron mediante el método de la búsqueda de nidos sobre superficies conocidas. Los resultados muestran una fuerte reducción de efectivos, con una población nidificante que ha pasado de 114 parejas en 1977 a 6 en 2001. El descenso de la población no estuvo relacionado con eventos meteorológicos extremos, aunque la tasa de crecimiento de la población estudiada se relacionó inversamente con la suma de las precipitaciones de septiembre y octubre, periodo lluvioso donde pueden darse inundaciones. El descenso observado tampoco se puede achacar a un cambio de ubicación de las colonias, pues en las inmediaciones de la parcela de estudio también desaparecieron colonias. La sustitución del arbolado en los naranjales tampoco explicó la tendencia negativa, puesto que, aunque la superficie con frutales capaces de albergar nidos de Gorrión Comunes decreció hasta 1988, esta superficie alcanzó posteriormente la extensión arbolada original hacia 1998, mientras que la población nidificante de Gorrión Común continuó disminuyendo. Se sugieren causas alternativas relacionadas con los cambios en el manejo de los huertos y la intensificación de los trabajos agrícolas.

*Palabras clave:* colonias, Gorrión Común, naranjales, *Passer domesticus*, población, precipitaciones, superficie arbolada, tasa de crecimiento, temperatura.

SUMMARY.—*Population decline of the House Sparrow Passer domesticus in orange groves of eastern Spain.* This study presents the trend of a population of House Sparrows in a plot of 16.92 ha during 27 years (1975-2001) in eastern Spain. Each year we determined the number of breeding pairs in the plot by means of exhaustive nest searching. The results showed a dramatic decline of the breeding population from 114 pairs in 1977 to 6 in 2001 (No. breeding pairs = 5709.23 - 2.85 (YEAR);  $R^2 = 0.75$ ,  $F_{1,25} = 76.59$ ,  $P = 0.001$ ). Meteorological variables did not explain the population decline. We analysed four meteorological variables: i) the sum of rainfall during July and August, the dry period; ii) the sum of rainfall from September to October, a period of high rainfall in eastern Spain that could produce floods; iii) the average maximum temperatures from July to August, the warmest period; and iv) the average minimum temperatures during December and January, the coldest period. The population growth rate ( $r$ ) was inversely related to the sum of rainfall during September and October ( $r = 0.159 - 0.0019$  (MAXIMUM RAINFALL),  $R^2 = 0.24$ ,  $F_{1,24} = 7.22$ ,  $P = 0.013$ ; Fig. 3). Changes in the location of House Sparrow colonies did not explain the decline since colonies located in groves around the study area also disappeared (Fig. 4). From 1975 to 1988 the number of trees declined and then increased until 2000 (Fig. 5). However, the breeding population of House Sparrows did not change its declining trend after the increase of tree availability. Thus, the changes in tree cover were not related to House Sparrow decline ( $R^2 = 0.12$ ,  $F_{1,25} = 3.54$ ,  $P = 0.072$ ). We suggest some alternative causes of the observed population decline related to predation, competition and agricultural management, especially the intensification of the use of land that could have decreased food availability during critical periods. Thus, from the end of the 1980's onwards there has been a decline in the number of groves ploughed, together with an increase in the use of herbicides for weed control. These changes in weed management could have reduced the availability of bulbs and insects from May to September, a critical period for House Sparrows nesting in orange groves.

*Key words:* colonies, growth rate, House Sparrow, orange groves, *Passer domesticus*, population, rainfall, temperature, tree cover.

\* Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia. Apartado oficial 2085, E-46071 Valencia, España. e-mail gild@uv.es

<sup>1</sup> Dirección actual: 18 Bis Rue des Grillons, F-17420 St. Palais Sur Mer, Francia.

## INTRODUCCIÓN

Hay varias especies de aves que en los últimos años han visto reducidos sus efectivos en algunos países de Europa (Marchant *et al.*, 1990; Husting, 1992; Tucker & Heath, 1994). Sin embargo, el declive de las poblaciones no tiene por qué ocurrir en la totalidad de su área de distribución. Así, el Escribano Soteño *Emberiza cirulus* presentó una fuerte reducción de efectivos en Inglaterra durante los años ochenta, con una disminución paralela de su área de distribución en el mismo país (Sitters, 1985; Evans, 1992; Evans & Smith, 1994), mientras que las densidades de esta especie se incrementaron en los huertos dedicados al cultivo del naranjo en el este de España durante el mismo periodo (Ponz *et al.*, 1996). Las explicaciones sobre la disminución de las poblaciones de aves en las superficies agrícolas y ganaderas son variadas, aunque se acumulan las evidencias de que el declive de las poblaciones de aves en los ambientes citados está asociado a los nuevos procedimientos de trabajo que se están aplicando en las explotaciones agrícolas y ganaderas (Wilson *et al.*, 1997; Chamberlain *et al.*, 1999a, 1999b; Chamberlain & Fuller, 2000; Siriwardena *et al.*, 2000a, 2000b, 2001; Strien *et al.*, 2001), y que en conjunto provocan efectos que son desfavorables para las poblaciones de aves asentadas en dichos ambientes.

Entre las causas que provocan respuestas negativas de las poblaciones de aves por las modificaciones introducidas en épocas recientes en el manejo de las zonas agrícolas y ganaderas se han señalado la menor disponibilidad de alimento durante la época invernal (Donald & Evans, 1994; Evans & Smith, 1994; Peach *et al.*, 1999), la menor disponibilidad de recursos alimentarios para los pollos (Panek, 1997), los efectos debidos a cambios en el clima, las enfermedades y la depredación (Fuller *et al.*, 1995), la pérdida de lugares aptos para anidar (Wilson *et al.*, 1997; Chamberlain *et al.*, 1999b), el incremento de la mortalidad directa por culpa del laboreo agrícola (Crick *et al.*, 1994; Green, 1995) y el empobrecimiento del medio (Chamberlain *et al.*, 1999a, 1999b), que repercute empeorando las condiciones bajo las que tiene que llevarse a cabo la reproducción (Siriwardena *et al.*, 2001). Por ejemplo, Chamberlain & Crick (1999) señalan que la reduc-

ción de las poblaciones de Alondras Comunes *Alauda arvensis* en las granjas inglesas puede estar supeditada a un menor número de intentos de cría por pareja y año, un menor número de parejas que crían y a un incremento de la mortalidad durante la temporada no reproductora.

Se ha señalado que las especies que tienen una mayor dependencia del hombre son más propensas a presentar tendencias negativas cuando se altera de alguna manera aquellos ambientes de los que extraían mayores beneficios (Siriwardena *et al.*, 1998a). Recientemente se ha puesto de manifiesto que una especie asociada al hombre como es el Gorrión Común *Passer domesticus*, también presenta poblaciones con tendencias decrecientes en las superficies agrícolas y ganaderas de Inglaterra (Siriwardena *et al.*, 1998a). Esta tendencia poblacional decreciente también se presenta en los mismos ambientes en otras especies granívoras (Siriwardena *et al.*, 1999, 2000a). Informaciones recientes sobre el estado de las poblaciones del Gorrión Común en España sugieren que esta especie muestra una tendencia al alza, pues los censos nacionales muestran un número superior de cuadrículas en las que la especie está presente, al tiempo que sus números parecen incrementarse (Anónimo, 2000). No obstante, debemos señalar que cuando se han comparado tendencias entre superficies intensamente controladas durante períodos amplios de tiempo y se comparan con los censos nacionales, o en su caso, regionales, se encuentran a veces tendencias opuestas (Holmes & Sherry, 2001).

Este estudio muestra la tendencia de la población del Gorrión Común en una superficie agrícola intensamente controlada durante los últimos 27 años en el este de España, y en las que otras especies también han sido analizadas (Gil-Delgado & Catalá, 1989, Ponz *et al.*, 1996, entre otros). Durante la segunda mitad de la década de los años setenta del siglo veinte el Gorrión Común era la especie nidificante más abundante en los naranjales (Gil-Delgado, 1983), donde construía sus nidos sobre los propios frutales (véase Gil-Delgado *et al.*, 1979).

Explicar las causas de las tendencias es laborioso porque en ocasiones faltan las variables necesarias para poder explorarlas. No obstante, las variables conocidas ayudan a aceptar o rechazar algunas de las causas que pueden explicar la tendencia y el descarte de algunas o

todas las causas exploradas permite sugerencias alternativas que ayudan a centrar estudios posteriores (véanse Chamberlain & Crick, 1999; Holmes & Sherry, 2001). Con esta perspectiva hemos analizado los efectos que algunas variables meteorológicas, relacionadas con las temperaturas y las precipitaciones, pueden haber ejercido sobre la población nidificante estudiada. En segundo lugar hemos analizado el efecto que puede haber tenido sobre el tamaño de la población nidificante la sustitución de los naranjos viejos por nuevos plantones. Cuando los naranjos bajan su producción son sustituidos por otros, un proceso que lleva aparejado la destrucción del arbolado, el cual tarda un tiempo en recuperar la altura necesaria para que los gorriónes puedan volver a instalar sus nidos. Además, por ser el Gorrión Común una especie colonial (Summers-Smith, 1988), podemos añadir otra causa como consecuencia del patrón espacial de la distribución de los nidos y es que las colonias cambien de huerto. Con estas circunstancias no sería improbable que colonias asentadas en el interior de la parcela se hubieran trasladado a huertos que están situados en el exterior de la superficie controlada y que no se controlaron tan metódicamente. No obstante, poseemos información cualitativa sobre colonias establecidas en los huertos que rodean la parcela en 11 de los 27 años. Analizadas las tres causas, discutimos otras que pueden estar relacionadas con las variaciones derivadas de los cambios en los tratamientos y el manejo de los huertos de cítricos.

#### ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

El estudio se ha realizado en una parcela de 16,92 ha dedicada al cultivo del naranjo en la Partida de Montíver (Sagunto, Valencia, este de España; 39°42'N, 0°15'W, 30 m s.n.m.), y que se controla anualmente desde 1975 (véanse Gil-Delgado & Escarré, 1977; Gil-Delgado *et al.*, 1979). Además, hay una información amplia sobre las características y la vegetación de la superficie controlada (Gil-Delgado *et al.*, 1979; Gil-Delgado, 1983; Gil-Delgado & Lacort, 1996). Por otra parte, los huertos que rodean la superficie controlada presentan cualidades idénticas o similares a las que predominan en la parcela de estudio. Dado que era necesario atravesar con frecuencia estos huertos

que rodean la parcela, en algunos años también se exploraron cuando se sospechó la presencia de algunas de las especies más escasas. Las características de los nidos de los Gorriónes Comunes, grandes y en forma de domo (véase Gil-Delgado *et al.*, 1979), los hacen fácilmente visibles por lo que resulta sencillo verificar la presencia de una colonia.

Los naranjales controlados forman parte de una superficie continua dedicada al cultivo de los cítricos y que se extiende por una franja de más de 60 km de largo por 5-10 km de ancho en las inmediaciones de la costa mediterránea. La longitud es la distancia que existe entre las capitales de provincia de Castellón y Valencia. Los pueblos entre ambas ciudades son islas en el interior de la superficie cultivada. La parcela estudiada se encontraría en el centro de un círculo rodeado de naranjales por al menos en un radio de 3-4 km. Solo en la provincia de Valencia hay más de 100000 ha dedicadas a este tipo de cultivos (Zaragoza, 1988).

La población que anualmente nidifica en la parcela se censó aplicando la técnica de la búsqueda de nidos sobre superficies conocidas, revisándose todos los árboles cada 7-12 días (véanse Gil-Delgado, 1983; Belda *et al.*, 1995; Gil-Delgado & Lacort, 1996). En cada sesión dedicada a buscar nidos se controlaba si los nidos de Gorrión Común estaban o no ocupados. Además, para una pequeña fracción de nidos se determinó el tamaño de la puesta y el éxito reproductor mediante visitas cada 3-4 días (véanse Belda *et al.*, 1995; Gil-Delgado & Lacort, 1996). Para analizar el efecto de las variables meteorológicas hemos utilizado las temperaturas y las precipitaciones procedentes de una estación meteorológica instalada en Sagunto y situada aproximadamente a 4 km de la parcela controlada. Los valores diarios de la temperatura y de las precipitaciones fueron obtenidas del Servicio Nacional de Meteorología (véase Ponz *et al.*, 1996). Faltan las temperaturas de 1979 pues no están disponibles.

El Gorrión Común tiene preferencia por las cajas anidaderas cuando están disponibles (Escobar & Gil-Delgado, 1984). Algunos años se han dispuesto nidales en el interior de la parcela (1980, 1983, 1993), pero se retiraron una vez que terminó la temporada reproductora. También, y desde 1986, se dispusieron entre 100 y 150 nidales en el exterior de la parcela, que se colocaron a baja altura para evitar su

ocupación por los Gorriones Comunes (véase Barba & Gil-Delgado, 1990) y se retiraron todos los años para colocarlas de nuevo al principio de la temporada reproductora siguiente.

El Gorrión Común es una especie ampliamente extendida (véase Summer-Smith, 1988) y hay poblaciones que crían tanto en localidades más frías como más cálidas que la estudiada. Siendo las costas mediterráneas una región en donde las temperaturas raramente presentan valores por debajo de los 0° C, hemos utilizado para analizar los posibles efectos de la temperatura la media de las temperaturas mínimas correspondientes a los dos meses más fríos del año. Para la época estival seguimos el mismo proceder, utilizando la media de las temperaturas máximas correspondientes a los dos meses más calurosos. Esta forma de proceder, mediante la utilización de los valores extremos de las variables meteorológicas, está determinada porque son los valores extremos los que operan usualmente como factores limitantes (véanse Cawthorne & Marchant, 1980; Peach *et al.*, 1994). Respecto a las precipitaciones hemos operado en el mismo sentido mediante el uso de los dos meses consecutivos que suman una menor proporción de las precipitaciones anuales, julio y agosto, y los dos con una mayor proporción, septiembre y octubre. La Figura 1 muestra las variaciones de las variables meteorológicas consideradas durante los 27 años de estudio.

Los análisis consideran como variables independientes las precipitaciones y las temperaturas previas a la temporada reproductora y como variables dependientes el tamaño de la población nidificante o, en su caso, su tasa neta de crecimiento ( $r$ ) entre años consecutivos. La tasa neta de crecimiento entre temporadas consecutivas muestra valores de  $r$  positivos si la población se incrementa y negativos si la población disminuye (véanse Margalef, 1974; Begon *et al.*, 1988 para el modo de calcularla). El uso de las tasas netas de crecimiento corrige los posibles sesgos derivados de la dependencia de los valores absolutos del tamaño de la población con respecto al tamaño en el año anterior. Así, la premisa de la que partimos es de que a valores meteorológicos desfavorables les deben de corresponder tasas de crecimiento negativas mientras que a situaciones meteorológicas favorables le deben suceder tasas de crecimiento positivas.

El efecto de la superficie arbolada sobre la población de Gorrión Común es sencillo de analizar, puesto que nos basta restar a la superficie controlada la superficie desprovista de naranjos cuando talan uno o más huertos. El problema reside en saber cuándo pueden ser utilizados los nuevos árboles por los Gorriones. Para ello hemos considerado que la superficie de un huerto con naranjos renovados se podía sumar a la superficie arbolada desde el año en que el huerto contenía al menos un nido de Gorrión Común o desde el año en que los naranjos alcanzaban 2 m de altura. Es sobre esta altura cuando los gorriones han ocupado nuevamente los huertos, siendo además una altura sencilla de determinar pues aproximadamente es la que presentan los frutales cuando superan la altura de los hombres de talla normal (1,70-1,80 m). La utilización de la superficie arbolada en vez del número de naranjos está basada en la uniformidad de la distribución de los frutales, a causa de que los naranjos son plantados a distancias regulares de 3,5 m aproximadamente, lo que supone alrededor de 700 árboles por hectárea. Cuando se renueva el arbolado se talan todos, y por tanto la disminución de superficie arbolada y la disminución del número de árboles discurre en paralelo, con la salvedad de alguna corta puntual por haberse secado algún frutal en un huerto que está en plena producción.

Las relaciones entre variables se han analizado utilizando regresiones, generalmente lineales entre pares de variables. No obstante, cuando ha sido necesario también hemos utilizado regresiones múltiples de pasos sucesivos para detectar qué variables son las más predictivas (véase Zar, 1984). Aunque los tamaños poblacionales correspondientes a temporadas reproductoras consecutivas no son estrictamente independientes, puesto que la población nidificante en la estación  $t$  depende de la población nidificante en la temporada  $t - 1$ , no se han realizado correcciones para compensar este problema (véase Holmes & Sherry, 2001).

Las medias de las temperaturas mínimas de los dos meses más fríos no presentaron ninguna tendencia temporal ( $R^2 = 0,004$ ;  $P > 0,05$ ). Tampoco la presentaron la suma de las precipitaciones de julio y agosto ( $R^2 = 0,036$ ;  $P > 0,05$ ) ni las correspondientes a los meses más lluviosos de septiembre y octubre ( $R^2 = 0,14$ ;

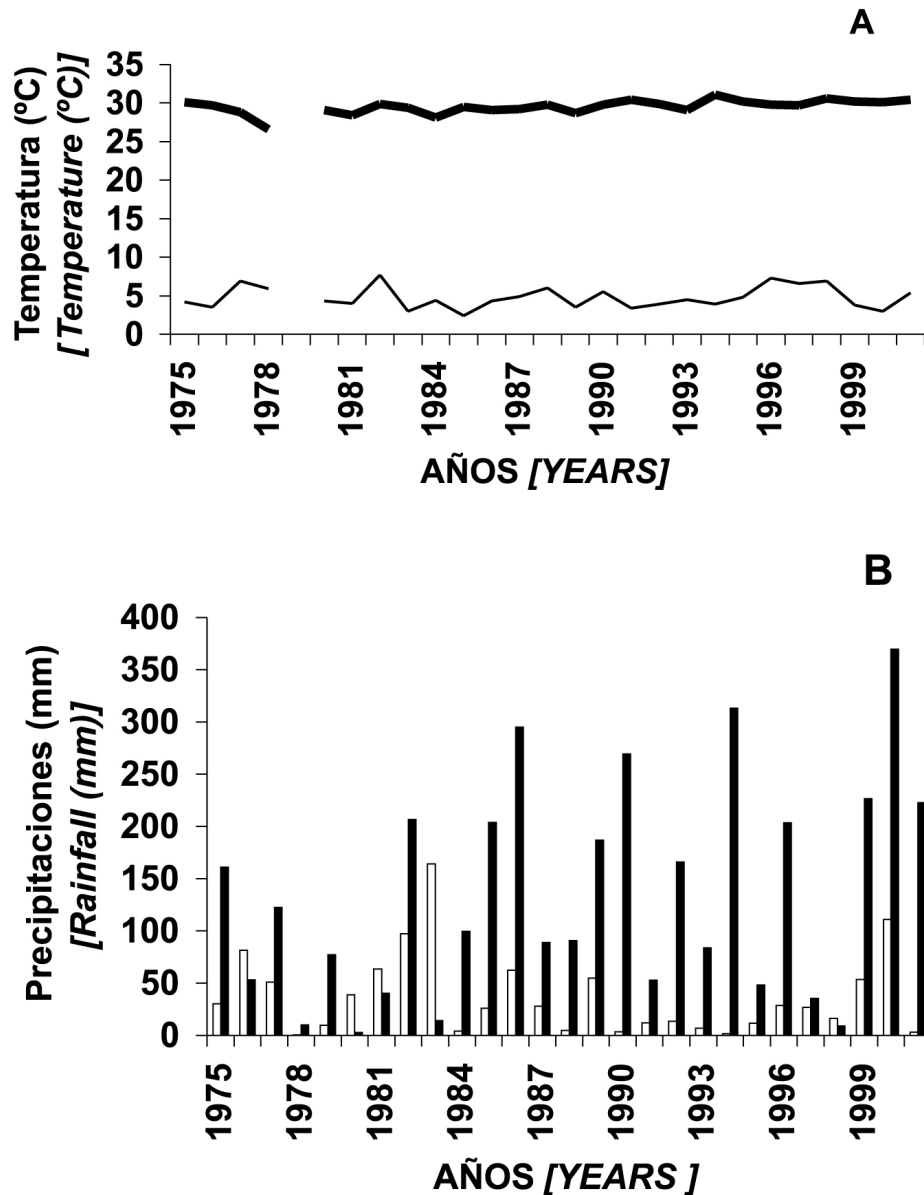


FIG. 1.—Variación durante los 27 años de estudio de A) las medias de las temperaturas mínimas correspondientes a diciembre-enero (línea fina inferior) y las medias de las temperaturas máximas correspondientes a julio-agosto (línea gruesa superior) y B) las precipitaciones totales en julio-agosto (columnas vacías) y de septiembre-octubre (columnas rellenas).

[Variation during the 27 years of study of A) the average minimum temperatures of January-February (lower thin line) and the average maximum temperatures of July-August (upper thick line) and B) total rainfall in July-August (open bars) and in September-October (closed bars).]

$P > 0,05$ ). Sin embargo, la temperatura máxima media de los meses de julio-agosto ha aumentado entre 1975 y 2001 ( $R^2 = 0,31$ ;  $F_{1,24} = 10,69$ ;  $P = 0,003$ ; MEDIA DE LAS TEMPE-

RATURAS MÁXIMAS =  $-98,89 + 0,06 \cdot \text{AÑO}$ ). La recta ofrece un incremento de las medias de las temperaturas máximas entre 1975 y 2001 de  $1,6^\circ \text{C}$ .

## RESULTADOS

Entre 1975 y 2001 el número de parejas de Gorrión Común que han nidificado en la parcela ha variado entre 6 y 114. Estos valores extremos, transformados a densidades, se inscriben en un intervalo de 3,5 – 67,4 parejas/10ha.

Las variaciones de la población no parecen ser aleatorias, sino que se enmarcan en una tendencia negativa desde 1977 hasta el año 2001. En 1977 el tamaño de la población nidificante, que fue de 114 parejas, alcanzó el valor máximo. Precisamente es en la última temporada reproductora controlada cuando el número de parejas nidificantes fue menor. El mejor ajuste de esta tendencia negativa se consigue según una regresión lineal muy altamente significativa ( $R^2 = 0,754$ ;  $F_{1,25} = 76,59$ ;  $P << 0,001$ ). En el curso de los 27 años controlados se aprecian picos, con años en los que la población parece recuperarse y, por consiguiente, podemos inferir fluctuaciones. Sin embargo, los picos corres-

pondientes a los procesos derivados de los incrementos poblacionales han sido cada vez más bajos que los que les precedían (Fig. 2).

*Efectos de las variables meteorológicas*

Las correlaciones interanuales entre las cuatro variables meteorológicas consideradas no resultaron significativas (Tabla I). Las temperaturas medias mínimas invernales, las temperaturas medias máximas estivales o las precipitaciones durante el verano no mostraron relaciones significativas con las tasas de crecimiento de la población. Sin embargo, estas tasas de crecimiento se relacionaron inversamente con las precipitaciones durante septiembre y octubre ( $R^2 = 0,24$ ,  $F_{1,24} = 7,221$ ,  $P = 0,013$ ;  $r = 0,16 - 0,0019 \cdot \text{PRECIPITACIONES MÁXIMAS}$ ; Fig. 3). El tamaño poblacional no se relacionó con estas variables meteorológicas pero sí con el año en una regresión múltiple por

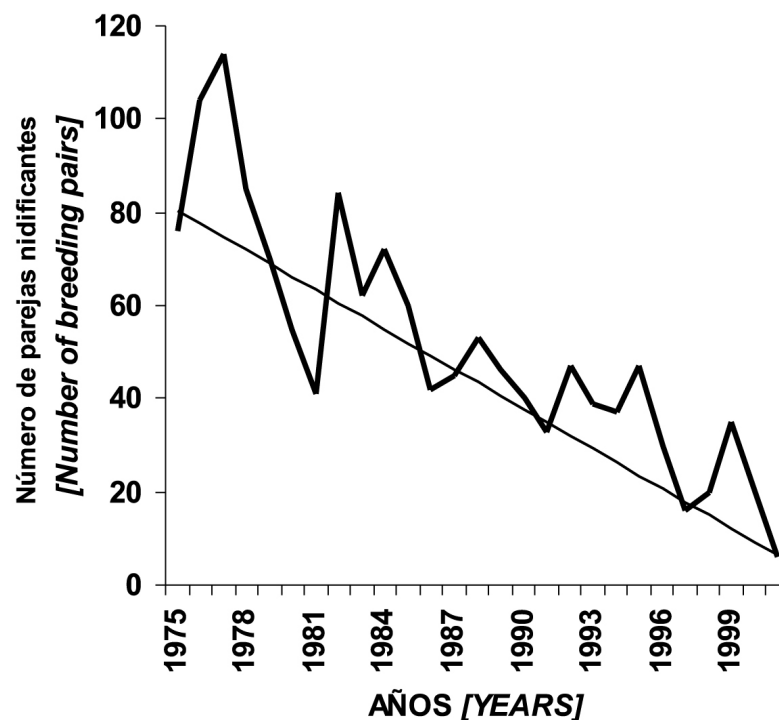


FIG. 2.—Variación de la población nidificante de Gorrión Común *Passer domesticus* en una parcela de naranjal entre 1975 y 2001. La línea fina indica la regresión lineal entre año y tamaño poblacional ( $Y = 5709,23 - 2,85X$ ).

[Population size of House Sparrows *Passer domesticus* in a plot of orange groves from 1975 to 2001. The thin line indicates the linear regression line relating population size and year.]

TABLA 1

Coefficientes de correlación entre las cuatro variables meteorológicas consideradas. T. máxima: temperatura media de las máximas de los meses de julio y agosto; T. mínima: temperatura media de las mínimas de los meses de diciembre y enero; P. máxima: suma de las precipitaciones de septiembre y octubre; P. mínima: suma de las precipitaciones de julio y agosto.

[Correlation coefficients among meteorological variables. T. máxima: average maximum temperatures of July and August.; T. mínima: average minimum temperatures of December and January; P. máxima: rainfall in September and October. P. mínima: rainfall in July and August.]

	Coefficiente de correlación [Pearson correlation coefficient]	P	n
T. máxima-T. mínima	-0,038	0,854	26
T. máxima-P. mínima	-0,010	0,962	26
T. máxima-P. máxima	0,365	0,067	26
T. mínima-P. mínima	-0,247	0,225	26
T. mínima-P. máxima	-0,147	0,474	26
P. mínima-P. máxima	-0,082	0,686	27

pasos que incluyó las cuatro variables meteorológicas más el año (TAMAÑO DE LA POBLACIÓN =  $6188,81 - 3,09 \cdot \text{AÑO}$ ;  $R^2 = 0,88$ ;  $F_{1,24} = 81,91$ ;  $P < 0,001$ ; la diferencia en los grados de libertad se debe a la ausencia de datos de temperatura para 1979).

#### Colonias

Por tratarse de una especie colonial, los agregados podrían instalarse en huertos situados en el exterior del área de estudio y enmascarar los resultados que muestra la tendencia poblacional

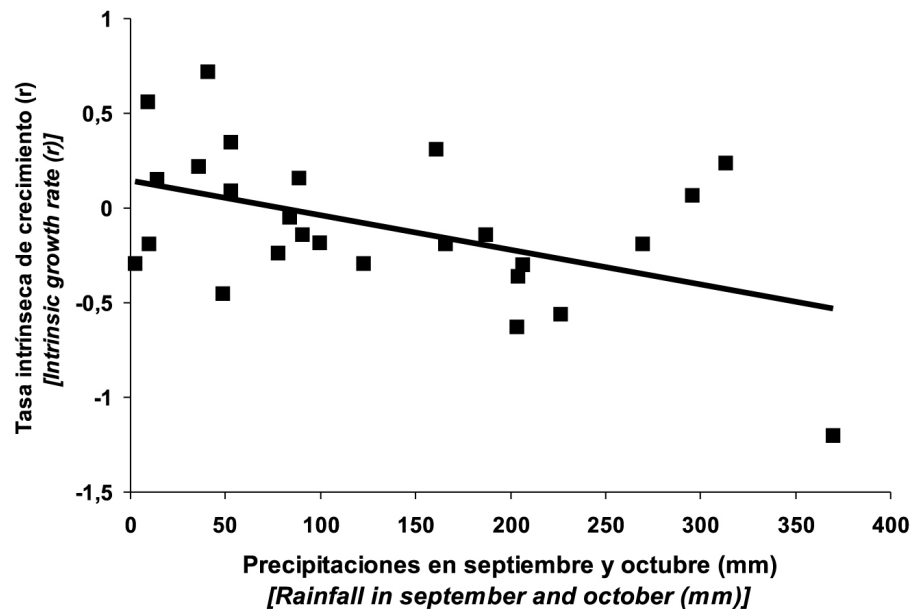


FIG. 3.—Relación entre las precipitaciones acumuladas de septiembre-octubre y la tasa de crecimiento de la población nidificante de Gorrión Común *Passer domesticus* en una parcela de naranjal entre 1975 y 2001. [Relationship between rainfall in September-October and the growth rate of a population of House Sparrows *Passer domesticus* breeding in a plot of orange groves from 1975 to 2001.]



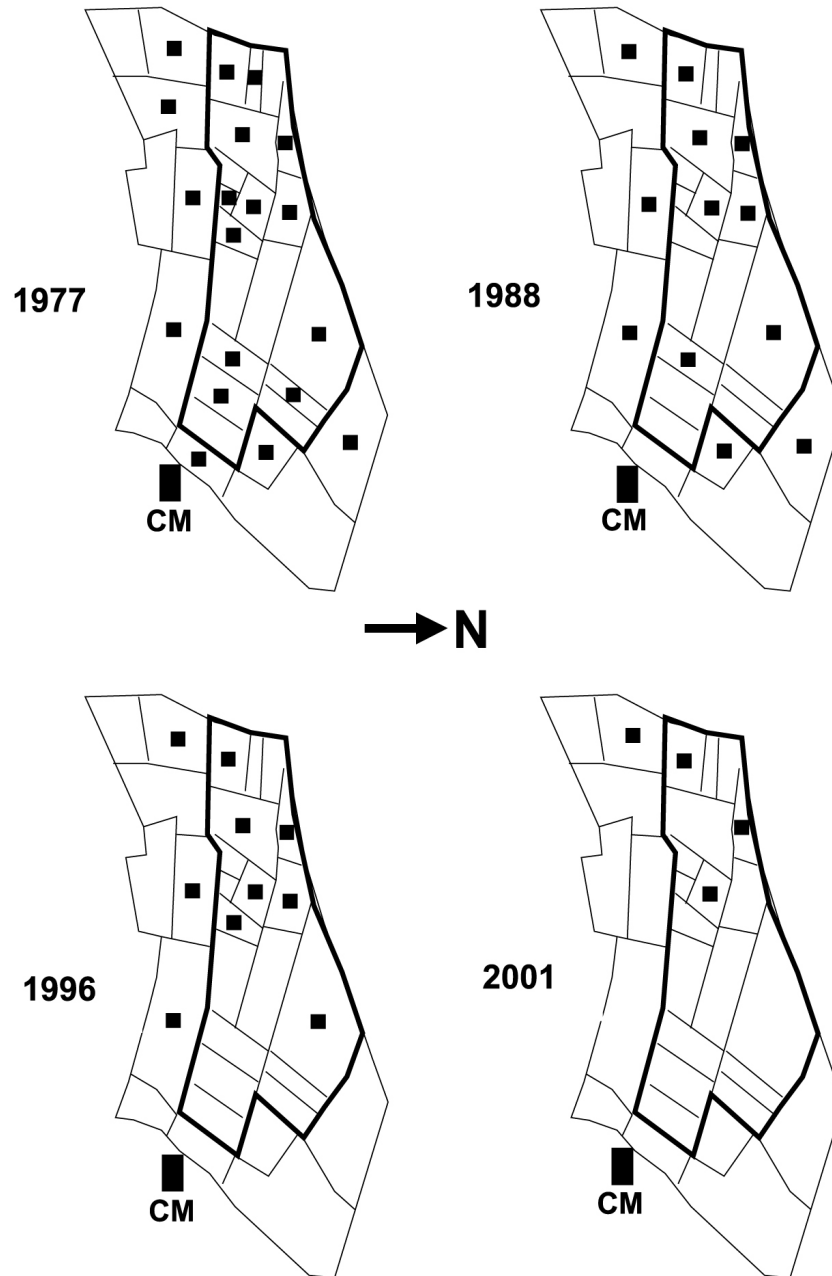


FIG. 4.—Distribución de las colonias de Gorrión Común (cuadrados rellenos) en la parcela de estudio y en los huertos que la rodean. Se muestran resultados para cuatro temporadas reproductoras (1977, 1988, 1996 y 2001). La superficie controlada con mayor intensidad es la limitada por la línea más gruesa. El rectángulo relleno (CM) es la casa del motor, en cuyos tejados y aleros nidifica una colonia de gorriones. En 2002 criaban sobre CM sólo seis parejas de Gorriones Comunes.

[Distribution of House Sparrow colonies in the study plot and in the neighbouring orange groves. We show the distribution of colonies during four breeding seasons (1977, 1988, 1996 and 2001). The thick line encloses the main study area, and the closed rectangle (CM) indicates a house with a watering engine used by a House Sparrow colony that had only 6 pairs in 2002. Closed squares show groves containing House Sparrow nests.]

negativa. Para ello bastaría que las colonias que desaparecen del interior del área de estudio se hubieran instalado en el exterior de la superficie controlada intensivamente. Esto no parece ser el caso, puesto que en los primeros años algunos huertos que rodeaban la parcela mantenían también colonias de Gorriones Comunes y en la mayor parte de ellos las colonias también han desaparecido. Por consiguiente, la reducción del número de colonias en el curso de los años controlados parece que afecta a una superficie superior a la de la parcela controlada. De hecho, en el último año tan sólo en uno de los huertos que limitan con la parcela quedaba una colonia de Gorriones Comunes. Así, la desaparición de colonias se ha dado tanto en el interior de la parcela como en los huertos periféricos (Fig. 4). En realidad, hablar de colonias durante la temporada reproductora del último año es algo ficticio pues las seis parejas nidificantes en el interior de la parcela se distribuían según un patrón de 1, 2 y 3 parejas sobre los huertos que las contenían (véase Figura 4D). Desde 1984, y en todos los años hasta la actualidad, han aparecido parejas que criaban en solitario (Gil-Delgado, observación personal).

#### *Efecto de la sustitución del arbolado*

El área de estudio contiene huertos de 18 propietarios diferentes. Esta dispersión puede inducir a pensar en la rotura de la homogeneidad del sistema. Algo de ello hay pues las edades de los naranjos, que son distintas en cada huerto, han marcado pautas de sustitución de los frutales bien diferenciadas. En total podemos considerar 24 sectores de los cuales 10 han mantenido el arbolado durante los 27 años. En los 24 sectores considerados se han instalado, al menos en algún año, nidos de Gorriones Comunes. La presencia de nidos en alguno de estos sectores durante el intervalo estudiado no implica una situación colonial pues hay parejas que crían en solitario. Los sectores no modificados coinciden en algunos casos con superficies que fueron ocupadas por las colonias pero que no están siendo utilizadas en los últimos años por los Gorriones Comunes para construir sus nidos y, por otra parte, huertos replantados han sido utilizados nuevamente por los Gorriones Comunes una vez que los frutales alcanzaron porte suficiente. La Figura 5 expone la evo-

lución de la superficie con árboles con capacidad de sostener nidos de Gorrión Común en el curso de los 27 años. Sobre la totalidad del período la disminución del número de parejas nidificantes no estuvo relacionada con la superficie arbolada disponible en la parcela para instalar los nidos ( $R^2 = 0,12$ ;  $F_{1,25} = 3,54$ ;  $P = 0,072$ ). Sin embargo, hasta 1988 parece tener mayor importancia la reducción del arbolado, pues analizando conjuntamente las variables año y superficie del arbolado como variables independientes contra el tamaño de la población como dependiente, la variable predictora es la definida por la superficie del arbolado ( $R^2 = 0,5$ ;  $F_{1,13} = 11,99$ ;  $P = 0,005$ ), quedando excluida la variable año. Sin embargo, la población no se recupera pese a que la superficie arbolada disponible sí lo hace a partir de 1988 (Fig. 5).

#### DISCUSIÓN

En este estudio mostramos que el Gorrión Común en un ambiente dedicado al cultivo del naranjo y que no está fragmentado, ha presentado una dramática reducción de efectivos durante los últimos 27 años. La reducción en las casi 17 ha controladas supera el 90% de los efectivos si consideramos el valor correspondiente al último año y el máximo alcanzado en el área estudiada.

Aunque se carecen de datos sobre un período tan largo de tiempo para el conjunto de la península Ibérica, se han documentado tendencias decrecientes para esta especie desde 1970 en las islas Británicas (Siriwardena *et al.*, 1998b). Hay indicios de que en otros países de Europa Occidental, Alemania y Holanda, las poblaciones del Gorrión Común también están decreciendo (Indykiewicz & Summers-Smith, 1997). En España, existen informes que recogen el período comprendido entre 1997 y 1999 que señalan que la especie está en aumento (SEO/BirdLife, 2000). No obstante, hemos de señalar que estos tres años coinciden con los mismos años en que hubo un incremento de la población de Gorriones Comunes en los huertos de naranjos, pues en la parcela controlada pasaron de 16 a 35 parejas, aunque este repunte no cambió el signo de la tendencia durante los años controlados. De este modo, la tendencia decreciente observada en los naranjales de

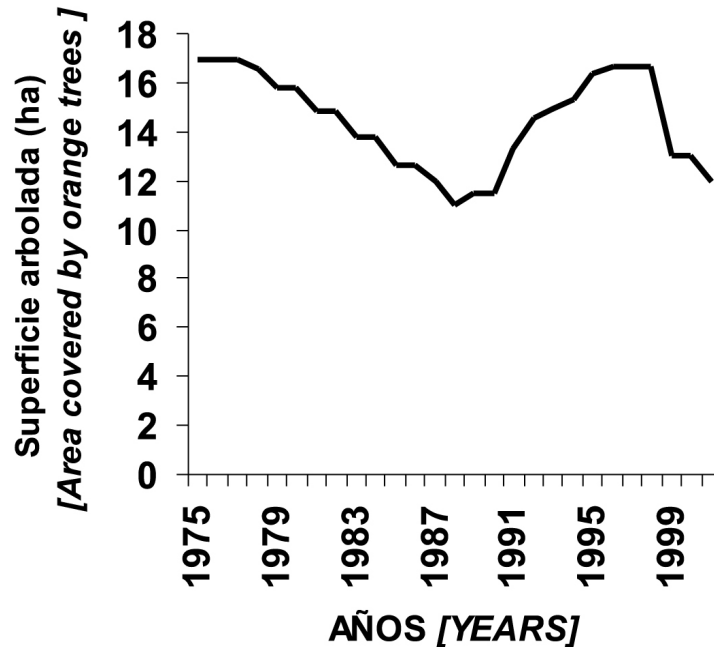


FIG. 5.- Variación de la superficie con arbolado disponible para el establecimiento de los nidos de Gorrión Común en las 16,92 ha del área de estudio.  
 [Changes of the surface covered by trees suitable to House Sparrows for nesting in the main study plot of 16.92 ha.)]

la huerta saguntina es similar a la detectada en otros países de Europa Occidental (Indykiewicz & Summers-Smith, 1997; Siriwardena *et al.*, 1998b; Engler & Bauer, 2002).

Nuestros resultados tan sólo expresan con claridad el patrón decreciente de la población, pero sobre la base de ellos es factible explorar las posibles causas de la reducción de efectivos, y en su caso descartar aquellas que resultan menos probables. En el presente estudio hemos analizado causas relacionadas con variables meteorológicas, con la cualidad colonial del Gorrión Común y con la repercusión que puede tener la renovación de los frutales sobre la población. Ninguna de ellas parece ser responsable de la reducción de efectivos durante los 27 años.

#### Causas meteorológicas

En meteorología los eventos adversos deben ligarse, durante la época invernal a las bajas temperaturas y durante el verano a los períodos de sequía. Los períodos con precipitaciones in-

tensas pueden también operar negativamente sobre las poblaciones de aves. Aunque los años secos ocurren en nuestras latitudes, el efecto de la sequía puede quedar enmascarado por el riego periódico de los huertos por inundación. Aunque el riego por goteo está sustituyendo el riego por inundación todavía es pronto para ver sus efectos, pues la superficie regada por goteo no abarca aún el 30% de la superficie controlada. Por consiguiente, la sequía en sentido estricto no existe. Nuestros resultados, al relacionar la carencia de precipitaciones con las tasas de crecimiento, permiten desestimar la carencia de lluvias como causa de la tendencia observada. Por el contrario, el aumento de las precipitaciones opera sobre la tasa de crecimiento, de manera que las precipitaciones abundantes se asociaron con tasas de crecimiento negativas. Esta relación no implica que las precipitaciones sean la causa de la tendencia encontrada. En efecto, cuando esta variable acompaña al año para explorar su efecto sobre la población, la precipitación máxima es eliminada como variable predictora. Además, en el curso de los 27

años no apreciamos un incremento de las precipitaciones máximas. Esta situación debería haber permitido la recuperación de las poblaciones de Gorrión Común, independientemente de que precipitaciones fuertes hubieran operado reduciendo la población entre temporadas consecutivas.

Respecto al efecto de las temperaturas en el área costera mediterránea los inviernos crudos sencillamente no existen. Las temperaturas más bajas encontradas no deben causar ningún problema a una especie homeoterma y que ha mantenido poblaciones florecientes en latitudes europeas de clima continental y localizadas en regiones más septentrionales y frías (véase Cramp & Perrins, 1994; Indykiewicz & Summers-Smith, 1997). Además, nuestros resultados muestran que los descensos de la población no estuvieron relacionados con las variaciones invernales de la temperatura en Sagunto. Tampoco las temperaturas máximas estivales estuvieron relacionadas con los parámetros demográficos analizados, y en consecuencia no parece que las causas meteorológicas expliquen el descenso de la población en los naranjales estudiados.

#### *El cambio espacial de las colonias*

El cambio de las colonias a otros huertos alternativos a la parcela no es en principio descartable. No obstante, las nuevas colonias, si existen, han de estar bastante distanciadas de la parcela controlada. A finales de los setenta la mayoría de los huertos que rodeaban la parcela también contenían nidos de Gorriones Comunes. En la actualidad, tan sólo uno de ellos los contiene y constituyen una continuidad con tres de las parejas que quedan en la parcela. Insertando éstos en los valores de la parcela, el incremento, 13 parejas, no tiene ningún efecto sobre el patrón decreciente de la población instalada en el área controlada. Los propios agricultores señalan la desaparición de nidos en otros huertos en los que criaban anteriormente. Por otra parte, también en las masías que salpican los huertos el número de parejas parece reducirse. Es el caso de la cercana casa del motor en la que tan sólo se mantenían 6 parejas en 2002 (Fig. 4). Más allá de los naranjales hay pinares, matorral bajo, el mar Mediterráneo y fragmentos de humedales.

#### *Cambios en la superficie arbolada*

En Sagunto el Gorrión Común nidifica sobre los naranjos construyendo sus propios nidos (véase Gil-Delgado *et al.*, 1979). Siendo la separación de los naranjos entre sí de alrededor de 3-4 metros, el número de árboles disponibles sobrepasa con creces el concepto de recurso según lo define Tilman (1982). Por ello, el cambio ambiental producido por la sustitución del arbolado, salvo que afecte a la totalidad de los huertos e impida la nidificación del Gorrión Común, debe fallar a la hora de considerarlo como causa que provoca la tendencia negativa de la población. Sin embargo, en Sagunto durante los catorce primeros años la reducción del arbolado parecía la causa principal de la tendencia negativa de la población. No obstante, si la reducción del arbolado fuera la verdadera causa de la tendencia observada, la población debería haberse recuperado una vez que la superficie disponible para nidificar se incrementó entre finales de los años ochenta y finales de los años noventa. Los resultados muestran que no es el caso, pues a pesar de recuperarse la superficie con frutales utilizables por el Gorrión Común la población siguió decreciendo. Además, el área mantiene el arbolado original en aquellos huertos que fueron ocupados durante los primeros años del estudio por las colonias de Gorriones Comunes.

#### *Otras alternativas*

Alternativamente, Holmes & Sherry (2001) discuten algunas causas como responsables de la reducción de efectivos del número de aves nidificantes en un bosque de hoja caduca durante los últimos 30 años. También para las zonas agrícolas y ganaderas británicas se han señalado causas que determinan la reducción de las poblaciones de aves en dichos ambientes, que afectan principalmente a las especies granívoras y que en general están relacionadas con la intensificación de la agricultura (Chamberlain & Fuller, 2000; Chamberlain *et al.*, 2000, 2001). Atendiendo únicamente a aquellas que pueden afectar a las aves sedentarias podemos apuntar la carencia de alimento disponible, sea durante la época invernal, durante la temporada reproductora, o en verano (Donald & Evans, 1994; Panek, 1997; Peach *et al.*, 1999); el in-

cremento de la depredación de nidos (Fuller *et al.*, 1995); efectos de la competencia interespecífica; y el cambio de las labores agrícolas con sus correspondientes alteraciones sobre el ambiente, y que parecen que explican las tendencias decrecientes en algunas especies británicas especializadas en la explotación de las tierras agrícolas (véase Siriwardena *et al.*, 1998a, 1998b, 2000a, 2000b; Chamberlain *et al.*, 2001). Esta última causa puede, por otra parte, estar en el origen de alguna de las causas señaladas con anterioridad.

Los Gorriónes Comunes construyen sus nidos sobre los naranjos, con lo que no competirían por cavidades con especies que ocupan huecos, que son sin embargo preferidos (ocupan cajas anidaderas cuando disponen de ellas; Escobar & Gil-Delgado, 1984). Su instalación en los árboles puede estar obligada por la carencia de cavidades apetecibles, pero en caso de tener la oportunidad de instalarse en un hueco, el Gorrión Común domina a las restantes especies de aves que utilizan huecos para nidificar en los naranjales, aunque la especie que al final domina las cavidades es la rata negra *Rattus rattus* (Barba & Gil-Delgado 1990). La rata negra se encuentra, o se encontraba, en densidades mucho menores (Faus & Vericad, 1981) y depreda y ocupa los nidos de Gorrión Común (Gil-Delgado *et al.*, 1979; Faus & Vericad, 1981; Escobar & Gil-Delgado, 1984).

Los nidos en domo del Gorrión Común siempre han presentado un gran número de pérdidas por efecto de los depredadores. La comadreja *Mustela nivalis*, la rata negra y la culebra bastarda *Malpolon monspessulanus* han sido observadas consumiendo pollos o huevos en los nidos (Gil-Delgado *et al.*, 1979; Gil-Delgado pers. obs.). Recientemente, y desde 1999, los lirones caretos *Elyomys quercinus* han colonizado la parcela, siendo potenciales consumidores de nidos pues destruyen los de otras especies (Gil-Delgado pers. obs.) y los de Gorrión Común (Tapiero pers. obs.). Sin embargo, las pérdidas por depredación en otras especies no parecen variar entre años, aunque se aprecian variaciones intranuales (Belda *et al.*, 1995). Por otra parte, una disminución de la densidad de Gorriónes debe de reducir el efecto de la depredación. Desconocemos las densidades de algunos de los depredadores, pero el uso generalizado de herbicidas en los últimos años, que reduce la cobertura vegetal, debe de

prevenir el uso de dichas áreas por parte de las serpientes desde que, y en general, tratan de pasar inadvertidas y buscan zonas con abundante cobertura vegetal (Monrós, 1997).

Por último apuntamos, aunque no demostramos, algunas sugerencias que tratan directa o indirectamente de la carencia de alimento. El cambio de las labores agrícolas puede mediatizar el alimento disponible y no necesariamente durante la estación reproductora. Bajo condiciones constantes, un medio agrícola difícilmente reduce la disponibilidad alimentaria salvo que el hombre intervenga. En los últimos años hay un cambio significativo en el tratamiento de los huertos. En la década de los setenta y principios de los ochenta la cubierta vegetal herbácea era tratada con mulas mecánicas de manera que la vegetación era devuelta a los huertos. Este tratamiento dejaba al descubierto bulbos de algunas especies (*Oxalis cernua*, *Allium* sp., entre otros) que forman parte de la dieta de los pollos del Gorrión Común (J. A. López, pers. com.). Probablemente, al remover la tierra diversas especies de invertebrados quedaban también disponibles para los Gorriónes Comunes. Al arar los huertos repetidamente el proceso se repetía. A partir de finales de los ochenta, pero particularmente en la década de los noventa, se empieza a abandonar la roturación de los huertos y a controlar las malas hierbas mediante herbicidas. Al mismo tiempo, el riego por inundación va siendo sustituido por el riego por goteo. Ambas prácticas reducen, a veces hasta eliminar, la cubierta vegetal durante la temporada invernal. También al eliminar el arado de los huertos disminuye el alimento que se ponía a disposición de los Gorriónes Comunes. El proceso en ambos casos debe de reducir la cantidad de alimento disponible y ello puede ser básico para la supervivencia de los jóvenes durante su primer verano e invierno. El riego por goteo, aunque oferta el agua suficiente a los naranjos, no mantiene los charcos que caracterizaban el riego por inundación. La alternativa es buscar el agua más lejos en una época en la que el clima mediterráneo se caracteriza por la carencia de precipitaciones y de temperaturas elevadas. Los cambios en el tratamiento agrícola de las granjas se han apuntado como responsables de la reducción de las poblaciones de algunas de las especies de aves que se han especializado en los sistemas agrícolas en Gran Bretaña (Siri-

wardena *et al.*, 1998a; Chamberlain *et al.*, 2000). Igualmente, los cambios en la forma de explotación de las superficies agrícolas y ganaderas parecen ser los responsables de la drástica reducción de los efectivos de los Gorriones Comunes en Alemania (Engler & Bauer, 2002).

Los resultados obtenidos tienen una segunda lectura. El Gorrión Común es una de las especies que mejor soporta la presencia humana (Summers-Smith, 1988). A pesar de ello, bajo determinadas circunstancias sus poblaciones pierden efectivos y según parece los cambios en el tratamiento de los huertos no les favorece. Además, la menor diferenciación entre los distintos huertos que acompaña a la intensificación de la agricultura parece explicar tendencias decrecientes de algunas especies (véase Chamberlain & Gregory, 1999). Desconocemos si la tendencia que el Gorrión Común presenta en Sagunto se puede generalizar al resto de España. No obstante, Holmes & Sherry, (2001) manifiestan que los resultados obtenidos en este tipo de estudios suelen reflejar bien las tendencias generales, y aunque el número de años controlados en el seguimiento de aves comunes reproductoras en España es aún pequeño parece existir un cierto paralelismo en los años en que se solapan con el presente estudio (véase SEO/BirdLife, 2000).

AGRADECIMIENTOS.—Entre 1992 y 1997 el estudio fue financiado por los proyectos de la DGICYT PS90-0266 y GV-2517/94 de la Generalitat Valenciana. A partir de 1997 la continuación del proyecto procede del salario de los autores (90%), y de los fondos de investigación de la Universidad de Valencia Fiu (10%). Agradecemos a E. Barba, E. Belda, I. Encabo, P. Ferrandis, J. Gómez, D. Guijarro, M. de Juan, P. Lacort, M. Marín, E. Marco, J. Monrós, M. Paredes, A. Ponz, la ayuda prestada en uno o más años a la hora de buscar nidos y colonias. También los comentarios de todos ellos en uno u otro momento de los 27 años. Por último quedamos muy agradecidos a los recordatorios de P.J. Cordero.

#### BIBLIOGRAFÍA

- ANÓNIMO. 2000. Proyecto SACRE 1999. *La Garcilla* 108: 36-37.
- BARBA, E. & GIL-DELGADO, J. A. 1990. Competition for nest boxes among four vertebrate species: an experimental study in orange groves. *Holarctic Ecology*, 13: 183-186.
- BEGON, M., HARPER, J. L. & TOWNSEND C. R. 1988. *Ecología: individuos, poblaciones y comunidades*. Omega. Barcelona.
- BELDA, J., FERRANDIS, P. & GIL-DELGADO, J. A. 1995. Clutch size variation and nest failure of the Serin *Serinus serinus* in orange groves. *Ardeola*, 42: 1-10.
- CAWTHORNE, R. A. & MARCHANT, J. H. 1980. The effects of the 1978/79 winter on British bird populations. *Bird Study*, 27: 163-172.
- CHAMBERLAIN, D. E. & CRICK, H. Q. P. 1999. Population declines and reproductive performance of Skylarks *Alauda arvensis* in different regions and habitats of the United Kingdom. *Ibis*, 141: 38-51.
- CHAMBERLAIN, D. E. & FULLER, R. J. 2000. Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78: 1-17.
- CHAMBERLAIN, D. E. & GREGORY, R. D. 1999. Coarse and fine scale habitat associations of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in the UK. *Bird Study*, 46: 34-47.
- CHAMBERLAIN D. E., WILSON, J. D. & FULLER, R. J. 1999a. A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biological Conservation*, 88: 307-320.
- CHAMBERLAIN, D. E., WILSON, A. M., BROWNE, S. J. & VICKERY, J. A. 1999b. Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *Journal of Applied Ecology*, 36: 856-870.
- CHAMBERLAIN, D. E., FULLER, R. J., BUNCE, R. G. H., DUCWORTH, J. C. & SHRUBB, M. 2000. Changes of the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37: 771-788.
- CHAMBERLAIN, D. E., FULLER, R. J., GARTHWAITE, D. G. & IMPEY, A. J. 2001. A comparison of farmland bird density and species richness in lowland England between two periods of contrasting agricultural practice. *Bird Study*, 48: 245-251.
- CRAMP, S. & PERRINS, C. M. (EDS.) 1994. *The Birds of the Western Palearctic. Vol. VIII*. Oxford University Press. Oxford.
- CRICK, H. Q. P., DUDLEY, C., EVANS, A. D. & SMITH, K. W. 1994. Causes of nest failure among buntings in the UK. *Bird Study*, 41: 88-94.
- DONALD, P. F. & EVANS, A. D. 1994. Habitat selection by Corn Buntings *Miliaria calandra* in winter. *Bird Study*, 41: 199-210.
- ENGLER, B. & BAUER, H. G. 2002. Dokumentation eines starken Bestandsrückgangs beim Haussperling (*Passer domesticus*) in Deutschland auf Basis von Literaturangaben von 1850-2000. *Die Vogelwarte*, 41: 196-210.
- ESCOBAR, J. V. & GIL-DELGADO, J. A. 1984. Estrategias de nidificación en *Passer domesticus*. *Doñana, Acta Vertebrata*, 11: 65-78.

- EVANS, A. D. 1992. The numbers and distribution of Cirl Buntings *Emberiza cirlus* breeding in Britain in 1989. *Bird Study*, 39: 17-22.
- EVANS, A. D. & SMITH, K. W. 1994. Habitat selection of Cirl Buntings *Emberiza cirlus* wintering in Britain. *Bird Study*, 41: 84-94.
- FAUS, F. V. & VERICAD, J. R. 1981. Sobre nidos aéreos de rata negra, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), en el naranjal saguntino (Valencia). *Mediterránea Serie Biológica*, 5: 67-96.
- FULLER, R. J., GREGORY, R. D., GIBBONS, D. W., MARCHANT, J. H., WILSON, J. D., BAILLIE, S. R. & CARTER, N. 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology*, 9: 1425-1441.
- GIL-DELGADO, J. A. 1983. Breeding bird community in orange groves. *Proceedings of the VIII International Conference of Bird Census*, pp. 100-106. León, Spain.
- GIL-DELGADO, J. A. & CATALÁ, M. C. 1989. El Verderón Común (*Carduelis chloris*): población nidificante, tamaño de la puesta y éxito reproductor. Un ejemplo de estudios a largo plazo. *Mediterránea, Serie Biológica*, 11: 121-131.
- GIL-DELGADO, J. A. & ESCARRÉ, A. 1977. Avifauna del naranjal valenciano I. Datos preliminares sobre mirlo (*Turdus merula* L.). *Mediterránea, Serie Biológica*, 2: 89-109.
- GIL-DELGADO, J. A. & LACORT, M. P. 1996. La estación de nidificación del Mirlo *Turdus merula* en los naranjales: tiempo de nidificación y número de nidadas. *Ardeola*, 43: 41-48.
- GIL-DELGADO, J. A., PARDO, I., BELLOT, J. & LUCAS, I. 1979. Avifauna del naranjal valenciano (II): el gorrión común (*Passer domesticus* L.). *Mediterránea, Serie Biológica*, 3: 69-99.
- GREEN, R. E. 1995. The decline of the Corncrake *Crex crex* in Britain continues. *Bird Study*, 42: 66-75.
- HOLMES, R. T. & SHERRY, T. W. 2001. Thirty-year bird population trends in an unfragmented temperate deciduous forest: importance of habitat change. *Auk*, 118: 589-609.
- HUSTINGS, F. 1992. European monitoring studies on breeding birds: an update. *Bird Census News*, 5: 1-56.
- INDYKIEWICZ, P. & SUMMERS-SMITH, J. D. 1997. House Sparrow *Passer domesticus*. En *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: their distribution and abundance*. Hagemeyer, W. J. M. y Blair, M. J. (eds), pp. 694-695. T. & A.D. Poyser. London.
- MARCHANT, J. H., HUDSON, R., CARTER, S. P. & WHITTINGTON, P. A. 1990. *Population trends in British Breeding Birds*. British Trust for Ornithology. Thetford.
- MARGALEF, R. 1974. *Ecología*. Omega, Barcelona.
- MONRÓS, J. S. 1997. *El dominio vital y algunos aspectos de la ecología de la culebra bastarda* Malpolon monspessulanus en los naranjales. Tesis doctoral, Universidad de Valencia. Valencia.
- PANEK, M. 1997. The effect of agricultural landscape structure on food resources and survival of grey partridge *Perdix perdix* chicks in Poland. *Journal of Applied Ecology*, 34: 787-792.
- PEACH, W. J., THOMPSON, P. S. & COULSON, J. C. 1994. Annual and long-term variation in the survival rates of British lapwings *Vanellus vanellus*. *Journal of Animal Ecology*, 63: 60-70.
- PEACH, W. J., SIRIWARDENA, G. M. & GREGORY, R. D. 1999. Long-term changes in over-winter survival rates explain the decline of reed bunting *Emberiza schoeniclus* in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 36: 798-811.
- PONZ, A., BARBA, E. & GIL-DELGADO, J. A. 1996. Population changes and breeding ecology of the Cirl Bunting *Emberiza cirlus* in eastern Spain. *Bird Study*, 43: 38-46.
- SEO/BIRDLIFE 2000. Seguimiento de aves comunes reproductoras en España. Programa SACRE. Informe 1999. SEO/BirdLife. Madrid.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., BUCKLAND, S. T., FEWSTER, R. M., MARCHANT, J. H. & WILSON, J. D. 1998a. Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Bird Census indices. *Journal of Applied Ecology*, 35: 24-43.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R. & WILSON, J. D. 1998b. Variation in the survival rates of some British passerines with respect to their population trends on farmland. *Bird Study*, 45: 276-292.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R. & WILSON, J. D. 1999. Temporal variation in the annual survival rates of six granivorous birds with contrasting population trends. *Ibis*, 141: 621-636.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., CRICK, H. Q. P. & WILSON, J. D. 2000a. The importance of variation in the breeding performance of seed-eating birds in determining their populations trends on farmland. *Journal of Applied Ecology*, 37: 128-148.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., CRICK, H. Q. P. & WILSON, J. D. 2000b. Agricultural habitat-type and the breeding performance of granivorous farmland birds in Britain. *Bird Study*, 47: 66-81.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., CRICK, H. Q. P. & WILSON, J. D. 2001. Changes in agricultural land-use and breeding performance of some granivorous farmland passerines in Britain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84: 191-206.
- SITTERS, H. P. 1982. The decline of the Cirl Bunting in Britain, 1968-80. *British Birds*, 75: 105-108.
- SITTERS, H. P. 1985. Cirl Buntings in Britain in 1982. *Bird Study*, 32: 1-10.
- STRIEN, A. J. VAN, PANNEKOEK, J. & GIBBONS, D. W. 2001. Indexing European bird population trends using results of national monitoring sche-

- mes: a trial of a new method. *Bird Study*, 48: 200-213.
- SUMMERS-SMITH, J. D. 1988. *The Sparrows*. T. & A. D. Poyser. London.
- TILMAN, D. 1982. *Resource Competition and Community Structure*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.
- TUCKER, G. M. & HEATH, M. F. (eds.) 1994. *Birds in Europe: Their conservation status*. BirdLife International. Cambridge.
- WILSON, J. D., EVANS, J., BROWNE, J.S. & KING, J. R. 1997. Territory distribution and breeding success of skylark *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1462-1478.
- ZAR, J. H. 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall International. New Jersey.
- ZARAGOZA, S. 1988. *Pasado y presente de la citricultura española*. Consellería de Agricultura y Pesca, Generalitat Valenciana. Valencia.

[Recibido: 24-5-02]

[Aceptado: 16-6-02]



## EVALUACIÓN DEL DECLIVE POBLACIONAL DEL GORRIÓN COMÚN *PASSER DOMESTICUS*: EFECTOS DE LAS PRÁCTICAS AGRÍCOLAS Y GANADERAS EN LA PROVINCIA DE TERUEL\*

Carmen Vives-Ferrándiz\*\*, Eva Marco\*\*\*, Adrián Ponz\*\*\*\* y José A. Gil-Delgado\*\*\*\*\*

### RESUMEN

El gorrión común (*Passer domesticus*) es un ave abundante en la Península Ibérica que históricamente ha estado asociada al ser humano. Actualmente está en declive en Europa Occidental, aunque esta tendencia negativa parece que está más moderada en España. Para matizar este declive, el presente trabajo pretende estimar la abundancia del gorrión común en la provincia de Teruel y evaluar la incidencia que el tamaño de la población

\* Este artículo recoge los resultados del trabajo «El gorrión común *Passer domesticus* en la provincia de Teruel: desgranando el declive poblacional en España», financiado por el Instituto de Estudios Turolenses dentro del XXVIII Concurso de Ayudas a la Investigación 2010.

\*\* Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia. C/ Catedrático José Beltrán, 2, 46980, Paterna, Valencia. mavisan@alumni.uv.es

\*\*\* Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos, CSIC-Universidad Castilla-La Mancha. Ronda de Toledo s/n, 13071, Ciudad Real. emariz@alumni.uv.es

\*\*\*\* Departamento de Didáctica de las Ciencias Experimentales, Facultad de Ciencias Sociales y Humanas, Universidad de Zaragoza. Ciudad Escolar s/n, 44003 Teruel. adrin.ponz@unizar.es

\*\*\*\*\* Departamento de Microbiología y Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Valencia. C/ Dr. Moliner 50, Bujassot, Valencia. gild@uv.es

humana y las prácticas agrícolas y ganaderas tienen sobre su población. Para ello, se realizaron censos en itinerarios de 1 a 1.29 km en 32 localidades distribuidas al azar y con número de habitantes y características agrícolas y ganaderas diferentes. Los resultados muestran que el gorrión está presente en todas las localidades y que su abundancia no disminuye al final del periodo invernal. El número de cabezas de ganado y la mayoría de superficies agrícolas están relacionados linealmente con el número de habitantes; sin embargo, la abundancia de gorrión sólo está ligada a las superficies de cultivo de cereal, leguminosas, tubérculos de regadío, girasol de regadío y superficies de barbecho. La independencia de su abundancia respecto al número de habitantes indica la importancia que tiene la superficie dedicada a la producción agrícola sobre las poblaciones de esta especie.

**Palabras clave:** agricultura, ganadería, gorrión común, *Passer domesticus*, prácticas agrícolas, tendencia, Teruel.

### ABSTRACT

*Assessment of the population decline of the House sparrow *Passer domesticus*: effects of the agricultural and farming practices in the province of Teruel.*

The House sparrow (*Passer domesticus*) is an abundant bird in the Iberian Peninsula and has historically been associated to the human being. In Western Europe their populations show a decline, this negative population trend is more moderate in Spain. To clarify this decline this paper aims to determine the abundance of the House sparrow in the province of Teruel and to assess the effects that the human population and the farming practices have on its population. Line census transects (between 1 and 1.29 km) were done in 32 localities randomly distributed and with different number of inhabitants and agricultural and farming characteristics. The results show that the House sparrow is present in every locality and its abundance did not decrease at the end of the winter period. The livestock and the majority of the agricultural surfaces were related to the number of inhabitants. However, the abundance of House sparrow was only related to the surfaces of cereal, leguminous plants, irrigated tubers, irrigated sunflowers and fallow lands. The abundance of House sparrow was independent of the number of inhabitants, showing then the importance of the surfaces dedicated to the agricultural production to this specie.

**Key words:** agriculture, farming practices, House sparrow, livestock, *Passer domesticus*, tendency, Teruel.

### INTRODUCCIÓN

El gorrión común (*Passer domesticus*) es una especie típicamente asociada al ser humano, presentando las densidades más altas en las zonas urbanas rodeadas de medios agrícolas (MARTÍ y DEL MORAL, 2003).

Desde hace algo más de una década sus poblaciones asentadas en el Paleártico Occidental muestran tendencias decrecientes (EATON *et al.*, 2009). Este declive, aunque moderado, también se ha observado en España para el período 1998-2009 (SEO/BIRDLIFE, 2010). Sin embargo, la única serie temporal superior a veinticinco años mostraba un declive poblacional superior al 90%, y suge-

ría una tendencia a la extinción (GIL-DELGADO *et al.*, 2002). Estos mismos autores proponían que el declive de las poblaciones de esta especie era consecuencia de las nuevas prácticas agrícolas que reducían la cantidad de alimento disponible. Al estar la población española también en declive es necesario averiguar qué factores explican el decrecimiento de sus poblaciones. De esta forma, se pueden entender las tendencias a nivel local y matizar los declives poblaciones generales. Por ser el gorrión común una especie dependiente de las áreas antrópicas, la reducción de sus efectivos debe ligarse a cambios en las actividades asociadas a los seres humanos. El declive de su población en el Reino Unido, al mismo tiempo que se extinguía en el centro de Londres (ROBINSON *et al.*, 2005; DE LAET y SUMMERS-SMITH, 2007), sugiere un efecto negativo de las nuevas actividades humanas. Para el Reino Unido se ha sugerido que los cambios en la estructura agraria y los nuevos modelos de construcción urbana son los factores básicos para explicar dicho declive (CHAMBERLAIN y FULLER, 2000; SIRIWARDENA *et al.* 2001; ROBINSON *et al.* 2005; DE LAET y SUMMERS-SMITH, 2007).

Este trabajo pretende estimar la abundancia del gorrión común en áreas urbanas de la provincia de Teruel y evaluar la incidencia que algunos factores relacionados con la actividad humana tienen sobre esta especie. La provincia de Teruel es eminentemente rural, con una población con claros signos de envejecimiento (INSTITUTO ARAGONÉS DE ESTADÍSTICA, 2011) y, como consecuencia, con un declive de las explotaciones agrícolas y ganaderas. A falta de series temporales largas, la comparación entre la abundancia de gorriones comunes y las diferentes actividades humanas deben de ayudarnos a explicar los factores ligados al declive de la especie tratada.

## ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

Para realizar este trabajo se escogieron 32 localidades en las que estaban representadas ciudades eminentemente urbanas como Alcañiz y Teruel, y otras entre las que predominaba el medio rural. Algunas de las localidades fueron consideradas mixtas.

Las localidades se seleccionaron aleatoriamente por su localización geográfica y por el número de habitantes de forma proporcional sobre la totalidad de las poblaciones de la provincia de Teruel (tabla 1).

La abundancia de gorriones comunes fue determinada de acuerdo con itinerarios lineales con distancias de al menos 1 km. Esta técnica para evaluar poblaciones de aves está ampliamente descrita (BLONDEL, 1969; SUTHERLAND, 1996). Todos los valores se ajustaron al número de individuos por kilómetro recorrido (índice kilométrico de abundancia IKA) (TELLERÍA, 1978).

El estudio se realizó entre octubre y febrero de 2010-2011. Veinticuatro localidades se censaron dos veces coincidiendo con los periodos iniciales y finales del estudio. Las ocho localidades restantes, localidades control, se censaron mensualmente. El número de muestras por población varió entre 1 y 5 y estuvo relacionado con el número de habitantes (tabla 1). Los itinerarios fueron de tres tipos de acuerdo con la estructura de las localidades: urbano, que enmarca el área urbana; rural, llega hasta las zonas periurbanas agro-ganaderas, y mixto, que abarca zonas urbanas y rurales.

TABLA I  
Características geográficas de las localidades censadas

LOCALIDAD	COORDENADAS	N.º HABITANTES	ALTITUD (M S.N.M.)	TRANSECTOS	PROMEDIO IKAS ± dt
Albentosa	40°6'8" N - 0°46'7" O	310	960	1 mixto	73,50 ± 57,28
Alcañiz	41°2'57,55" N - 0°7'50,2" O	16.291	335	1 rural 2 urbanos	56,46 ± 28,18
Alfambra	40°32'53,56" N - 1°21,64" O	676	1.049	1 rural 1 urbano	26,07 ± 22,19
Allepuz	40°29'35,12" N - 0°43'39,14" O	133	1.425	1 mixto	23,08 ± 0,00
Andorra	40°58'38" N - 0°26'41" O	8.367	716	1 rural 2 urbanos	41,09 ± 28,95
Ariño	41°1'59" N - 0°36'0" O	925	522	1 rural 1 urbano	22,90 ± 16,96
Bádenas	41°53'0,79" N - 1°7'16,64" O	22	999	1 mixto	62,63 ± 32,01
Bronchales	40°30'35,35" N - 1°35'22,50" O	480	1.575	1 rural 1 mixto	42,36 ± 42,36
Bueña	40°42'31,43" N - 1°16'2,46" O	67	1.212	1 mixto	27,68 ± 17,68
Cabra de Mora	40°19'3" N - 0°48'26" O	88	1.081	1 mixto	43,50 ± 3,54
Calamocha	40°55'12" N - 1°18'3" O	4.049	884	2 rurales 1 urbano	69,95 ± 38,12
Calanda	40°56'23" N - 0°13'52,32" O	4.004	452	1 rural 2 urbano	38,04 ± 25,33
Calomarde	40°22'24" N - 1°34'31" O	84	1.314	1 mixto	6,07 ± 4,63
Camarillas	40°36'47,41" N - 0°45'14,33" O	119	1.313	1 mixto	24,50 ± 16,26
Cantavieja	40°31'40,9" N - 0°24'20,1" O	748	1.300	1 rural 1 urbano	53,70 ± 24,41

Cañada Vellida	40°42'32.22" N - 0°54'50.15" O	42	1.322	1 mixto	49,53 ± 6,00
Castellote	40°48'3" N - 0°19'12.5" O	804	779	1 rural 1 urbano	
Fórmoles	40°53'40.45" N - 0°01'42" O	103	706	1 mixto	21,57 ± 19,41
Hijar	41°10'28.50" N - 0°26'59.11" O	1.899	297	1 rural 1 urbano	61,48 ± 53,89
La Puebla de Valverde	40°13'30.32" N - 0°55'46.99" O	571	1.116	1 rural 1 urbano	70,89 ± 54,05
Molinos	40°49'10.20" N - 0°26'59.03" O	303	855	1 mixto	10,34 ± 11,29
Mora de Rubielos	40°15'11" N - 0°45'9" O	1.706	1.038	1 mixto 2 urbanos	71,54 ± 26,34
Mosqueruela	40°21'41" N - 0°26'56" O	608	1.474	1 mixto	49,57 ± 13,53
Muniesa	41°22.80" N - 0°48'42.59" O	669	781	1 rural 1 urbano	41,08 ± 32,33
Ojos Negros	40°44'17.48" N - 1°30'0.40" O	489	1.160	1 rural 1 urbano	74,11 ± 31,78
Rubiales	40°16'38.28" N - 1°16'11.82" O	57	1.164	1 mixto	31,68 ± 14,00
Santa Eulalia	40°34'26.04" N - 1°18'40.68" O	1.152	985	1 rural 1 urbano	65,38 ± 49,42
Teruel	40°20'37" N - 1°6'26" O	35.241	915	2 mixtos 3 urbanos	30,08 ± 10,97
Tomos	40°57'44.24" N - 1°26'1.68" O	232	1.017	1 mixto	25,73 ± 17,16
Torrijas	40°1'21.90" N - 0°23'9.1" O	66	1.356	1 mixto	5,00 ± 8,54
Valdealgofa	40°59'30.19" N - 0°23'9.1" O	685	511	1 mixto	79,06 ± 32,41
Vivel del Río Martín	40°52'11.78" N - 0°56'24.07" O	86	975	1 mixto	73,83 ± 21,15
TOTAL					43,28 ± 22,45

## DATOS SOBRE LAS POBLACIONES HUMANAS Y LAS EXPLOTACIONES AGRÍCOLAS Y GANADERAS

El número de habitantes censados en cada una de las localidades para el año 2010 fue obtenido a partir de la información del INE (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, 2011). También las características agrícolas y ganaderas de cada municipio se obtuvieron de las estadísticas agrarias y ganaderas publicadas por el Departamento de Agricultura y Alimentación del Gobierno de Aragón para el año 2010. Las gráficas de la figura 1 muestran las características agrícolas y ganaderas de cada localidad.

### ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Las variables ganaderas consideradas fueron: el número de cabezas de ganado porcino, de ovino y de bovino. La correlación positiva y estadísticamente significativa entre ellas (porcino-ovino:  $r$  Pearson = 0,524;  $p$  = 0,002;  $n$  = 32) (porcino-bovino:  $r$  Pearson = 0,675;  $p$  = 0,000;  $n$  = 32) (bovino-ovino:  $r$  Pearson = 0,533;  $p$  = 0,002;  $n$  = 32) permitió usar una única variable, el número total de cabezas de ganado.

Las variables agrícolas consideradas fueron las superficies de cultivos leñosos de secano (SCLS), de cultivos leñosos de regadío (SCLR), de barbecho de secano (SBS), de barbecho de regadío (SBR), de cereal de secano (SCS), de cereal de regadío (SCR), de leguminosas de secano (SLS), de leguminosas de regadío (SLR), de tubérculos de secano (STS), de tubérculos de regadío (STR), de girasol de secano (SGS), de girasol de regadío (SGR), de forrajes de secano (SFS), de forrajes de regadío (SFR), y de hortalizas (SH). Las correlaciones entre las variables agrícolas permitieron agruparlas en 5 grupos mediante un análisis *cluster*: variable 1, la superficie de tubérculos de secano (STS); variable 2, la superficie de girasol de secano (SGS); variable 3, la superficie de forrajes de secano (SFS); variable 4, las superficies de forrajes de regadío, de hortalizas, y de cultivos leñosos de secano y de regadío (SFR + SH + SCLS + SCLR); variable 5, las superficies de cereal de secano, de cereal de regadío, de leguminosas de secano, de leguminosas de regadío, de girasol de regadío, de barbecho de secano y de barbecho de regadío (SCS + SCR + SLS + SLR + STR + SGR + SBS + SBR) (fig. 2).

Se llevaron a cabo análisis de regresión entre las variables agrícolas y ganaderas (1 variable ganadera y los 5 grupos de variables agrícolas) y el número de habitantes. En el primer caso se eliminaron de los análisis las localidades de Teruel, Alcañiz, Calanda, Calamocha y Andorra; y en el segundo se eliminó la localidad de Teruel por representar valores extremos.

Los IKAs fueron comparados mediante análisis de varianza para distribuciones continuas y discretas, contrastándose mediante test paramétricos o no paramétricos según el caso. Para determinar la dependencia de los gorriones comunes de los factores que representan la actividad humana se utilizaron ecuaciones polinómicas en donde la abundancia de gorriones comunes constituía la variable dependiente (ZAR, 1984) y las variables independientes las componían aquellos grupos relacionados estadísticamente de forma significativa con el número de habitantes, además de la altitud y del número de habitantes.

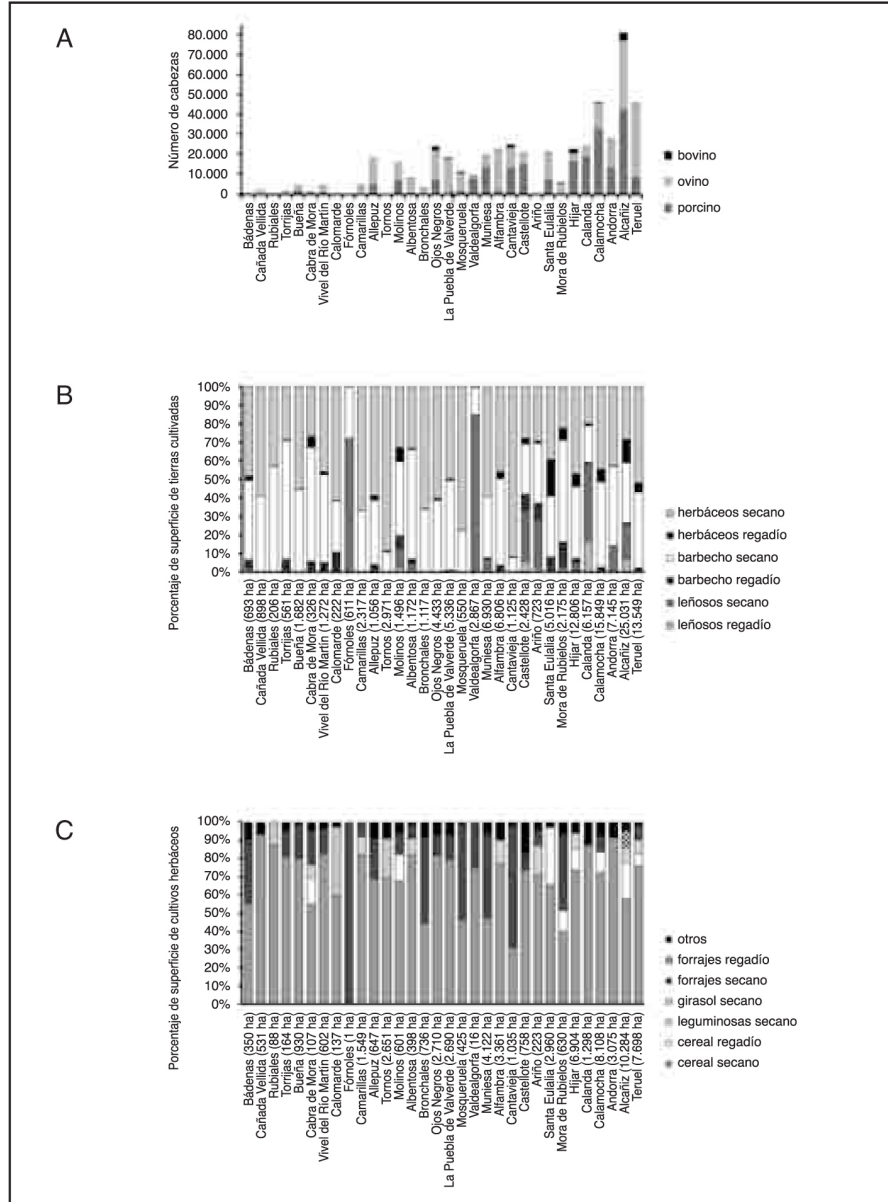


Fig. 1. Características agrícolas y ganaderas de todas las localidades presentadas de menor a mayor número de habitantes. A) Número de cabezas de ganado bovino, ovino y porcino; B) porcentaje de superficie de tierras de cultivo de leñosos, herbáceos y de barbecho; C) porcentaje de superficie de cultivo dedicada a cultivos herbáceos. Para cada localidad se presenta entre paréntesis la superficie total de cultivos considerada.

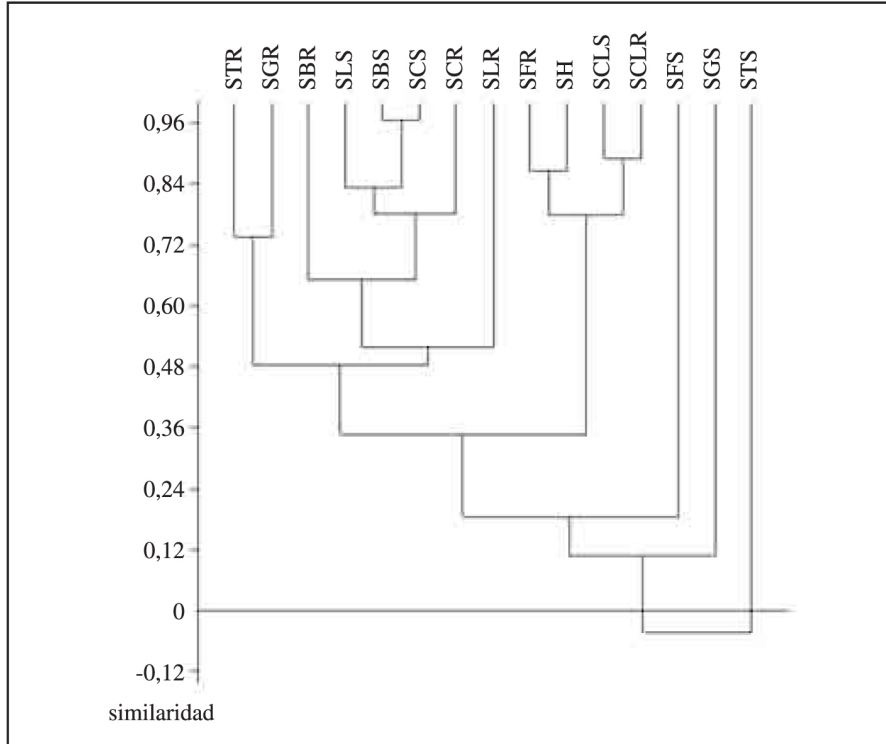


Fig. 2. Agrupación de las variables agrícolas según las correlaciones entre ellas (superficie de cultivos leñosos de secano = SCLS; superficie de cultivos leñosos de regadío = SCLR; superficie de barbecho de secano = SBS; superficie de barbecho de regadío = SBR; superficie de cereal de secano = SCS; superficie de cereal de regadío = SCR; superficie de leguminosas de secano = SLS; superficie de leguminosas de regadío = SLR; superficie de tubérculos de secano = STS; superficie de tubérculos de regadío = STR; superficie de girasol de secano = SGS; superficie de girasol de regadío = SGR; superficie de forrajes de secano = SFS; superficie de forrajes de regadío = SFR y superficie de hortalizas = SH).

Además se realizó un análisis de coordenadas principales con distancias euclidianas para agrupar localidades similares según las variables: promedio de gorriones/km, altitud, número de habitantes, número de cabezas de ganado y las 5 variables agrícolas.

Se utilizaron los programas estadísticos SPSS v.17 (SPSS, 2008) y PAST v. 2.07 (HAMMER *et al.*, 2001).



## RESULTADOS

### ABUNDANCIA DEL GORRIÓN COMÚN EN LA PROVINCIA DE TERUEL

El promedio de gorriones/km al inicio (media =  $50,03 \pm 35,65$ ;  $n = 35$ ) y al final del estudio (media =  $46,57 \pm 34,22$ ;  $n = 35$ ) no presentó diferencias en las localidades clasificadas como no control (test *t* muestras pareadas = 0,517; *g.l.* = 34;  $p = 0,609$ ; ns). Tampoco hubo diferencias significativas entre meses para las localidades control ( $F = 0,989$ ; *g.l.* = 4;  $p = 0,417$ ; ns) (Estadístico de Levene para homogeneidad de varianzas = 0,587; *g.l.* = 1,2;  $p = 0,673$ ; ns). Tampoco aparecen diferencias entre tipos de transectos (test de Kruskal-Wallis,  $\chi^2 = 0,565$ ; *g.l.* = 2;  $p = 0,754$ ; ns), ni tampoco entre tipos de transectos antes y después del periodo invernal considerando en ambos casos las localidades no control (test de Kruskal-Wallis,  $\chi^2 = 0,909$ ; *g.l.* = 5;  $p = 0,970$ ; ns) (tabla 2).

La abundancia promedio de gorriones/km en cada localidad y en el conjunto de localidades de la provincia de Teruel se muestra en la tabla 1.

TABLA 2

#### Promedio IKAs (gorriones/km) $\pm$ desviación típica (dt) de gorriones/km

	PROMEDIO IKAs $\pm$ dt	Nº MUESTRAS
Inicio del estudio	50,03 $\pm$ 35,65	35
Final del estudio	46,57 $\pm$ 34,22	35
Transectos mixtos	42,28 $\pm$ 28,05	28
Transectos rurales	55,32 $\pm$ 45,41	22
Transectos urbanos	49,01 $\pm$ 29,73	20
Transectos mixtos inicio	45,84 $\pm$ 31,86	14
Transectos mixtos final	38,72 $\pm$ 24,32	14
Transectos rurales inicio	56,19 $\pm$ 46,72	11
Transectos rurales final	54,46 $\pm$ 46,32	11
Transectos urbanos inicio	49,12 $\pm$ 28,88	10
Transectos urbanos final	48,89 $\pm$ 31,76	10

### RELACIÓN DE LAS VARIABLES AGRÍCOLAS-GANADERAS CON EL NÚMERO DE HABITANTES Y EL PROMEDIO DE GORRIONES/KM

El número total de cabezas de ganado estuvo positiva y significativamente correlacionado con el número de habitantes ( $r$  Pearson = 0,662;  $n = 32$ ;  $p < 0,001$ ). Después de eliminar los puntos extremos, el mejor ajuste de la relación entre ambas variables fue lineal: Número de cabezas de ganado =  $9,086 + 5390,43 \times$  Número de habitantes ( $R^2 = 0,254$ ;  $F = 8,495$ ; *g.l.* = 1, 25;  $p = 0,007$ ; fig. 3a).

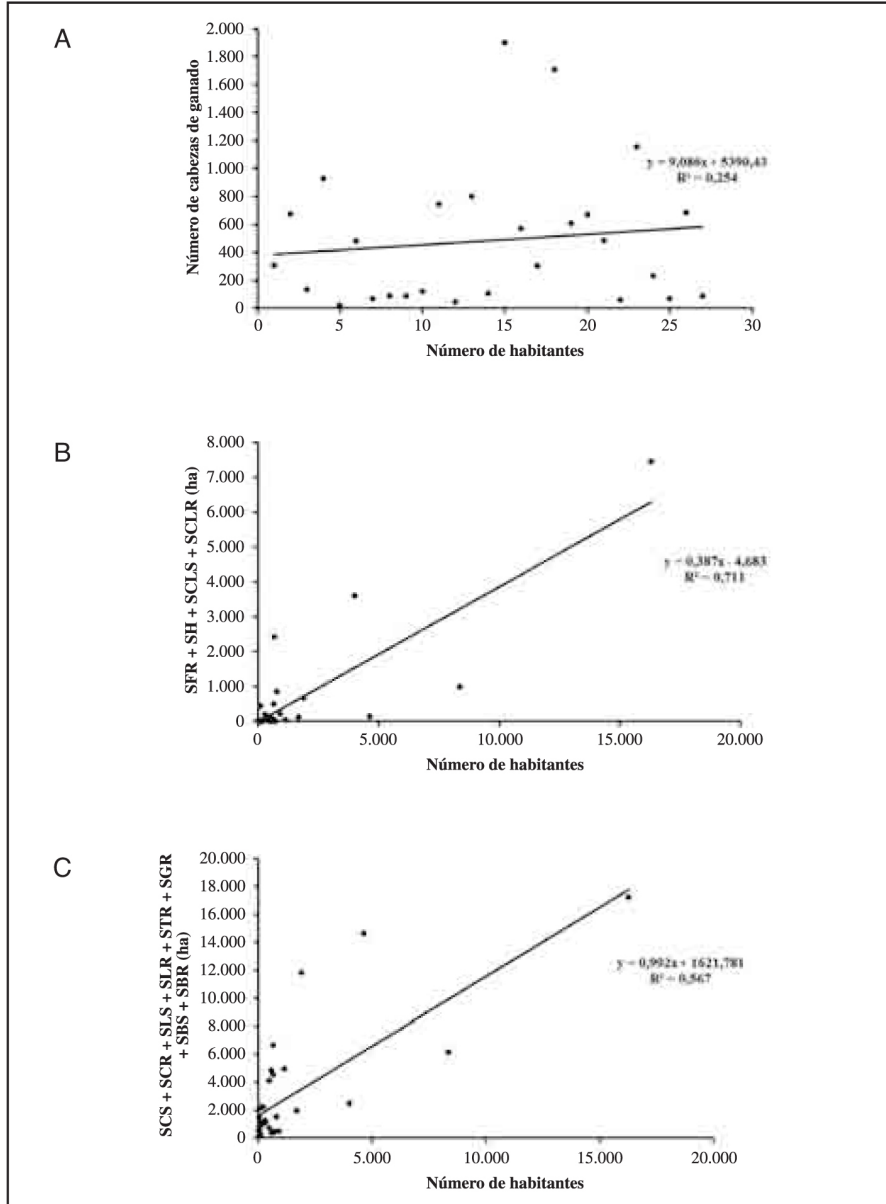


Fig. 3. Relación de A) el número de cabezas de ganado, B) la superficie de cultivo dedicada a forrajes de regadío, hortalizas y leñosos (SFR + SH + SCLS + SCLR), C) la superficie de cultivo dedicada a cereal, leguminosas, tubérculos de regadío, girasol de regadío y la superficie de barbecho (SCS + SCR + SLS + SLR + STR + SGR + SBS + SBR), con el número de habitantes.

De los cinco grupos de variables agrícolas, las variables 4 (SFR + SH + SCLS + SCLR) y 5 (SCS + SCR + SLS + SLR + STR + SGR + SBS + SBR) estuvieron positiva y significativamente correlacionadas con el número de habitantes (variable 4:  $r$  Pearson = 0,353;  $n = 32$ ;  $p = 0,047$ ; variable 5:  $r$  Pearson = 0,660;  $n = 32$ ;  $p < 0,001$ ). Después de eliminar el valor extremo de Teruel, el mejor ajuste en ambos casos fue lineal: Superficie (SFR + SH + SCLS + SCLR) =  $-4,683 + 0,387 \times$  Número de habitantes ( $R^2 = 0,711$ ;  $F = 71,183$ ;  $g.l. = 1, 29$ ;  $p < 0,001$ ; fig. 3b); Superficie (SCS + SCR + SLS + SLR + STR + SGR + SBS + SBR) =  $1621,781 + 0,992 \times$  Número de habitantes ( $R^2 = 0,567$ ;  $F = 38,023$ ;  $g.l. = 1, 29$ ;  $p < 0,001$ ; fig. 3c).

El promedio de gorriones/km únicamente presentó tendencias significativas con la suma de superficies integradas en la variable 5 ( $r$  Pearson = 0,434; Número de gorriones/km =  $36,185 + 0,002 \times$  Superficie (SCS + SCR + SLS + SLR + STR + SGR + SBS + SBR);  $R^2 = 0,189$ ;  $F = 6,981$ ;  $g.l. = 1,30$ ;  $p = 0,013$ ; fig. 4).

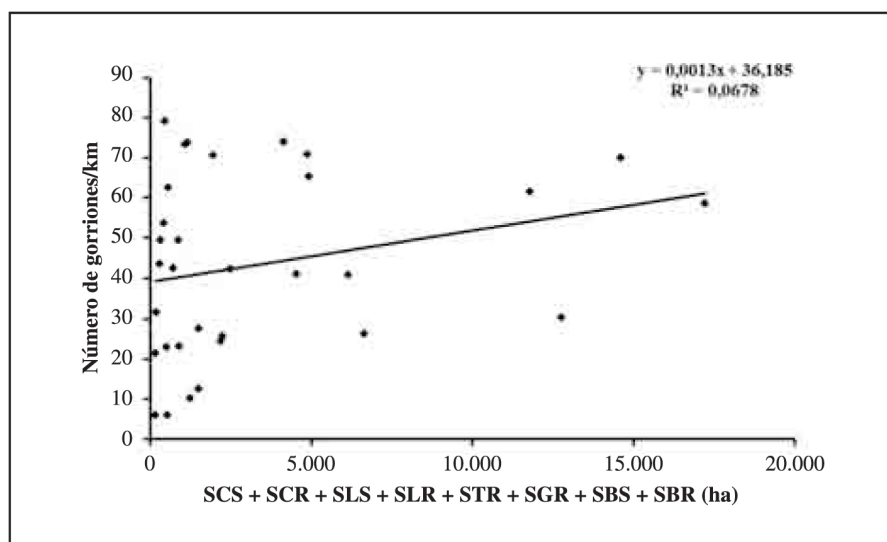


Fig. 4. Relación del número de gorriones/km con la superficie de cultivo dedicada a cereal, leguminosas, tubérculos de regadío, girasol de regadío y la superficie de barbecho (SCS + SCR + SLS + SLR + STR + SGR + SBS + SBR).

#### ANÁLISIS DE COORDENADAS PRINCIPALES

El análisis de coordenadas principales muestra cuatro grandes grupos de localidades considerando sus similitudes respecto a las variables consideradas. De los cuatro grupos, tres están compuestos por una sola localidad y el cuarto grupo engloba al resto de las localidades. Las localidades de Teruel, Alcañiz y Calamocha se agrupan independientemente del resto de localidades.

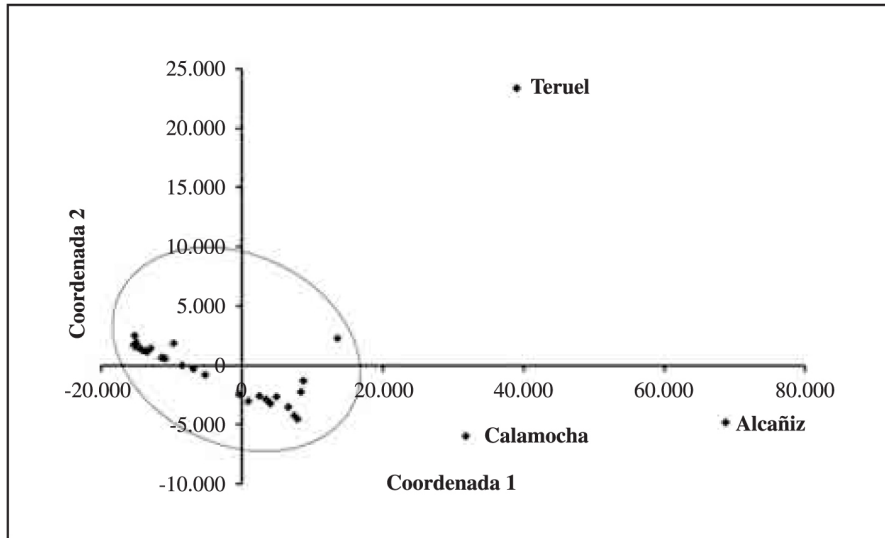


Fig. 5. Agrupación de localidades según las distancias euclidianas de similitud entre las variables: promedio de gorriones/km, altitud, número de habitantes, número de cabezas de ganado y las 5 variables agrícolas (SGS, SFS, SFR + SH + SCLS + SCLR, SCS + SCR + SLS + SLR + STR + SGR + SBS + SBR).

## DISCUSIÓN

El gorrion común se encuentra presente en todas las localidades estudiadas. Durante el periodo invernal no hay aporte de individuos a la población procedentes de la reproducción, por ello se esperaba una reducción de individuos al final del periodo de estudio. Sin embargo, no se encontraron diferencias entre el principio y el final del mismo. Además, tampoco las hubo en el número de gorriones por kilómetro entre los meses considerados para las localidades control. Por consiguiente, no hay mortalidad invernal y, en su caso, el declive de las poblaciones no estaría asociado al invierno; además, en Teruel el gorrion común es un ave de presencia constante, no sólo en la época reproductiva (SAMPIETRO *et al.*, 2000) sino también en la época invernal.

La población de gorrion común (número de gorriones/km) en la provincia de Teruel depende de algunos cultivos herbáceos (cereal, leguminosas, tubérculos y girasol de regadío) y de las superficies de barbecho. Las mayores abundancias de gorrion común en la provincia se dieron en localidades donde en las tierras cultivadas predominan los cultivos herbáceos de cereal y forrajes de secano además de áreas de barbecho. Siendo la alimentación del gorrion común durante el invierno casi exclusivamente granívora (CRAMP y PERRINS, 1994), el aumento de las superficies dedicadas a estos cultivos debe favorecerlo, pues en ella encuentra este tipo de alimento. Por consiguiente, se puede predecir que un incremento de la superficie de estos cultivos implicaría una mayor cantidad de recursos dispo-

nibles y, en consecuencia, habría densidades mayores de gorriones comunes. Sin embargo, los núcleos urbanos mayores pueden perder superficie dedicada a los cultivos y diferir respecto al patrón general de otras localidades, en cuanto a la relación entre el número de habitantes y los usos del suelo y por tanto presentar una reducción de los recursos disponibles. Un incremento del número de habitantes con cambios en el manejo del entorno, como por ejemplo con incremento de superficies dedicadas a plantas industriales en sustitución de superficies dedicadas a la agricultura, actuaría negativamente por la reducción de recursos disponibles. Aunque la presencia del ser humano es necesaria para el gorrión común por tratarse de una especie típicamente asociada al hombre, la independencia de su abundancia respecto al número de habitantes indica la importancia que tiene la superficie dedicada a la producción agrícola anteriormente citada sobre las poblaciones de esta especie.

Los resultados para la provincia de Teruel son puntuales y constituyen el punto de partida para poder apuntar tendencias poblacionales; no obstante, también muestran las causas que pueden estar detrás de los declives poblacionales de gorrión común. Los declives poblacionales de gorrión común en Gran Bretaña señalan que las tendencias decrecientes son más tempranas en las áreas agrícolas que en las urbanas (ROBINSON *et al.*, 2005). Además, su declive en áreas rurales de Inglaterra puede deberse a extinciones locales (HOLE *et al.*, 2002). Por ello, en la provincia, dada la dependencia de la especie de zonas agrícolas, el mantenimiento de las explotaciones agrícolas deberían impedir el declive de las poblaciones de gorrión común.

### Agradecimientos

A José L. Alonso Guillén por los comentarios realizados durante la realización del proyecto y especialmente por su ayuda, a Mariadela Paredes por su colaboración en el trabajo de campo y a José Marco y Carmen Izquierdo por la ayuda prestada. Este estudio ha sido realizado gracias a la financiación del Instituto de Estudios Turolenses a través de la ayuda de investigación concedida a Carmen Vives-Ferrándiz en 2010.

### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BLONDEL, J. (1969), *Problèmes d'écologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres*, Paris, Masson.
- CRAMP, S. y PERRINS, C.M. (eds.) (1994), *The Birds of the Western Palearctic*, vol. VIII, Oxford, Oxford University Press.
- CHAMBERLAIN, D.E. y FULLER, R.J. (2000), «Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land use», *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78, pp. 1-17.
- DE LAET, J. y SUMMERS-SMITH, J.D. (2007), «The status of the urban house sparrow *Passer domesticus* in north-western Europe: a review», *Journal of Ornithology*, 148, pp. 275-278.
- DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA Y ALIMENTACIÓN DEL GOBIERNO DE ARAGÓN, SECRETARÍA GENERAL TÉCNICA. SERVICIO DE PLANIFICACIÓN Y ANÁLISIS (2011), [en línea] <<http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Departamentos/AgriculturaGanaderiaMedioAmbiente/AreasTematicas/EstadisticasAgrarias?channelSelected=1cfbc8548b73a210VgnVCM100000450a15acRCRD>> [última consulta: 10 agosto 2011].

- EATON, M.A.; BROWN, A.F.; NOBLE, D.G.; MUSGROVE, A.J.; HEARN, R.; AEBISCHER, N.J.; GIBBONS, D.W.; EVANS, A. y GREGORY, R.D. (2009), «Birds of Conservation Concern 3: the population status of birds in the United Kingdom, Channel Islands and the Isle of Man», *British Birds*, 102, pp. 296-341.
- GIL-DELGADO, J.A.; VIVES-FERRÁNDIZ, C. y TAPIERO, A. (2002), «Tendencia decreciente de una población de Gorrión común *Passer domesticus* en los naranjales del este de España», *Ardeola*, 49 (2), pp. 195-209.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T. y RYAN P.D. (2001), «PAST: Palaeontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis», *Palaeontologia Electronica* 4(1), 9 p.
- HOLE, D.G.; WHITTINGHAM, M.J.; BRADBURY, R.B.; ANDERSON, G.Q.U.; LEE, P.L.M.; WILSON, J.D. y KREBS, J.R. (2002), «Widespread local house-sparrow extinctions», *Nature*, 418, pp. 931-932.
- INSTITUTO ARAGONÉS DE ESTADÍSTICA (2011), [en línea] <<http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Organismos/InstitutoAragonesEstadistica/AreasTematicas/Demografia/IndicadoresDemograficos/IndicadoresEstructuraDemografica/ci.Poblaci%C3%B3nTotal.detalleDepartamento?channelSelected=448c2135fc5fa210VgnVCM100000450a15acRCRD>> [última consulta: 9 septiembre 2011].
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA (2011), [en línea] <<http://www.ine.es/jaxi/tabla.do?path=/t20/e260/a2010/10/&file=mun44.px&type=pcaxis&L=0>> [última consulta: 9 septiembre 2011].
- MARTÍ, R. y DEL MORAL, J.C. (eds.) (2003), *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, Madrid, Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología.
- ROBINSON, R.A.; SIRIWARDENA, G.M. y CRICK, H.Q.P. (2005), «Size and trends of the House Sparrow *Passer domesticus* population in Great Britain», *Ibis*, 147, pp. 552-562.
- SAMPIETRO, F.J.; PELAYO, E.; HERNÁNDEZ, F.; CABRERA, M. y GUIRAL, J. (2000), *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, Zaragoza, Diputación General de Aragón.
- SEO/BIRDLIFE (2010), *Estado de conservación de las aves en España en 2010*, Madrid, SEO/BirdLife.
- SIRIWARDENA, G.M.; BAILLIE, S.R.; CRICK, H.Q.P. y WILSON, J.D. (2001), «Changes in agricultural land-use and breeding performance of some granivorous farmland passerines in Britain», *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84, pp. 191-206.
- SPSS (2008), *SPSS Statistics Base 17.0 User's Guide*, Chicago, IL, USA, SPSS Inc.
- SUTHERLAND, W. (1996), *Ecological census techniques: a Handbook*, Cambridge, Cambridge University Press.
- TELLERÍA, J.L. (1978), «Introducción a los métodos de estudio de las comunidades nidificantes de aves», *Ardeola*, 24, pp. 19-69.
- ZAR, J.H. (1984), *Biostatistical analysis*, New Jersey, Prentice-Hall International.

Recibido el 4 de octubre de 2011  
Aceptado el 2 de marzo de 2012



## Seasonal clutch size variation of multi-brooded bird species: comparisons between breeding season and latitudes

JOSÉ A. GIL-DELGADO,\* EVA MARCO, MARIADELA PAREDES & CARMEN VIVES-FERRÁNDIZ  
*Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia, 46071 Valencia, Spain*

Single- and multi-brooded species of birds differ in their seasonal patterns of clutch size. Single-brooded species start with a maximum clutch size that declines continuously as the season progresses, whereas the clutch sizes of multi-brooded species usually increase to a mid-season maximum peak and then decrease progressively until the end of the breeding season. Previous studies have shown that multi-brooded migrant species present seasonal patterns that are similar to single-brooded species at high latitudes but similar to multi-brooded non-migratory species at lower latitudes. We studied the Greenfinch *Carduelis chloris* and Goldfinch *C. carduelis* populations in eastern Spain (Sagunto, Valencia) between 1975 and 2002 to compare seasonal variations in clutch sizes between years with early and late starts to the breeding season. The period over which clutch sizes increase was longer when the breeding season started earlier. The Goldfinch population showed no pattern of initial increase in clutch size when there was a late start to the breeding season: a late start shortens the season giving them less time to breed, and may also coincide with maximum food availability. Thus, the pattern of single-brooded species was observed. In the Greenfinch population, a trend toward the seasonal pattern of single-brooded species was also observed when the following indices were compared: clutch size increase, modal timing, initial slope and timing of maximum clutch size. We have also compared the seasonal patterns of clutch size of both species in eastern Spain with the patterns observed in Britain. Our results show that for both Goldfinches and Greenfinches, the non-migrant southern populations of Sagunto in eastern Spain do not tend towards a more multi-brooded seasonal pattern of clutch size than the migrant Goldfinches of Britain.

Passerine birds use two tactics to maximize their number of offspring per breeding season. In single-brooded species, the clutch size is at its maximum at the start of the breeding season and declines as the season progresses. Multi-brooded species, however, present a different pattern. Their breeding season is longer and females lay several clutches with a mid-season peak of clutch size (Lack 1954, Klomp 1970). Therefore, in multi-brooded species, seasonal reproductive success is determined not only by the productivity of each brood but also by the number of broods raised (Bryant 1979, Desrochers & Magrath 1993). As a consequence, Crick *et al.* (1993) suggested that multi-brooded species start laying before the optimal moment, which accounts for the increase in

clutch sizes until the optimal time, when clutch sizes are the largest. In addition, a tendency to start breeding earlier would be normal as it would allow a greater number of clutches per season. Furthermore, the same species might present both patterns across its distribution range if it is made up of non-migrant as well as migrant populations. The Eastern Bluebird *Sialia sialis* shows an initial increase in the size of clutches in the southern part of its range, with a peak in mid-season followed by a decline. However, in the northern part of its range, where the population is migratory, clutch sizes start at a peak and decline continuously throughout the season (Dhondt *et al.* 2002).

The start of the breeding season varies from year to year, as it is determined mainly by meteorological factors and food availability (Perrins 1965, Perrins & Birkhead 1983). Multi-brooded species lay as soon as

\*Corresponding author.  
Email: gild@uv.es

the female can garner the resources needed to form a clutch (Schoech 1996). Therefore, in years when the breeding season starts later, multi-brooded species should have larger initial clutches, closer to the maximum clutch size for the year and area concerned. A later start to the breeding season may result in a reduction in the number of clutches, and so in these years the patterns resemble those characteristic of single-brooded species. Dhondt *et al.* (2002) pointed out that the date of the maximum clutch size is earlier in the season in the south than in the north, and according to Crick *et al.* (1993) the onset of spring is more abrupt as latitude increases. As a result, in years with a later start to the breeding season, the birds must lay their first clutches closer to the time when the availability of resources is at its maximum. Therefore, within the same area, a trend toward the single-brooded pattern can be expected when the onset of the breeding season arrives late. A review of species that present a distribution area with a wide latitudinal range (e.g. Dunnock *Prunella modularis* by Dhondt *et al.* 2002) shows a decrease in the duration of the breeding season as latitude increases. As a result, southern populations of species that also have northern breeding populations may present characteristics typical of multi-brooded species. The number of breeding attempts may increase when the breeding season is longer, possibly causing an intensification of these characteristics.

Quadratic equations were used by Crick *et al.* (1993) to describe trends, and four indices were obtained: (i) clutch size increase, (ii) initial slope, (iii) timing of maximum clutch size and (iv) modal timing. These indices allowed the following specific predictions to be made: as taxa become more multi-brooded, the values for clutch size increase, initial slope and timing of maximum clutch size will increase, whereas the value for modal time will decrease. The initial slope will be positive for multi-brooded taxa.

Comparisons between migratory and non-migratory populations have been made (Dhondt *et al.* 2002), and the results obtained corresponded to these predictions. The same could occur when comparing the same species over years that differ in the timing of the breeding season. Thus, seasonal patterns of clutch size in years when the breeding seasons starts early may tend more towards the pattern expected of a multi-brooded species, because an earlier start may allow a greater number of clutches.

In order to address the question of whether a species in the same geographical area shows different patterns according to the start of the breeding

season, we collected data over 28 years (1975–2002) from two cardueline species that breed in orange groves in eastern Spain. The Greenfinch *Carduelis chloris* and Goldfinch *C. carduelis* populations of these plantations have been studied previously (e.g. Gil-Delgado & Catalá 1989, Gil-Delgado *et al.* 1991). Seeds constitute the main diet of the nestlings for both species (Newton 1972, Cramp & Perrins 1994). Furthermore, both species present extended breeding seasons and we can expect different onsets of the breeding season from year to year. Both are multi-brooded (Crick *et al.* 1993, Cramp & Perrins 1994), common and widely distributed across the western Palearctic (Clement *et al.* 1993, Cramp & Perrins 1994). In the north, some populations of Greenfinches and Goldfinches are migratory. In Great Britain, about two-thirds of the breeding population of Goldfinches move south, wintering between Belgium and southern Spain. However, most of the Greenfinches remain there throughout the year (Newton 1972, Clement *et al.* 1993, Cramp & Perrins 1994).

Therefore, in Mediterranean areas, the seasonal variation in clutch size in years with an early start to the breeding season may correspond more to those characteristics of multi-brooded populations.

On the other hand, multi-brooded species from the Mediterranean region may, in northerly latitudes, present patterns similar to those observed in single-brooded species that breed at northerly latitudes because these include a high proportion of migratory birds.

## STUDY AREA AND METHODS

The study area is located in the municipality of Sagunto, which is in the province of Valencia in eastern Spain (39°42'N, 0°15'W, 30 m asl). The data come from a 16.9-ha orange grove that has been widely referred to in the past (e.g. Gil-Delgado 1981, Barba *et al.* 1995, Ponz *et al.* 1996). Since 1975, mapping methods and nest searching techniques have been applied. Every year, nest searching started in the first week of March and went on until early August (Gil-Delgado 1981, Belda *et al.* 1995, Gil-Delgado & Lacort 1996, Ponz *et al.* 1996, Gil-Delgado *et al.* 2002). Fieldwork started even earlier in some years because of the continuous singing of other birds, which possibly indicated that the season would be early. In this study, the basic data used come from 278 Goldfinch and 370 Greenfinch nests.

The complete histories of these nests is known as they were found before the first eggs were laid.



Although the number of Greenfinch nests checked is less than half that used in the UK by Crick *et al.* (1993), it is, nevertheless, still greater than the number used to detect the general patterns of species with single- and multi-brooded seasonal patterns. More Goldfinch nests have been checked than in the UK study (Crick *et al.* 1993). The two variables, laying date and clutch size, allow the use of quadratic equations (Crick *et al.* 1993, Dhondt *et al.* 2002).

Each year, the laying dates of the first clutch for each pair in the study plot were used to determine the average start of the breeding season. These data allowed us to classify the breeding season according to the timing of its onset. The sample size differed from year to year, as did the size of the breeding population of both species (e.g. Gil-Delgado & Catalá 1989, Gil-Delgado *et al.* 1991). For Goldfinches only, data from 1985 onwards were used because the Goldfinch population breeding in the plot was too small or absent prior to that (Gil-Delgado *et al.* 1991). The Goldfinch data from 1993 were also excluded because only one nest was found.

To determine the mean laying date for first clutches, two other groups of samples were used. The first comprises nests that were destroyed or abandoned during the laying period so that although the exact laying date is known, the clutch size was not. Eighteen Goldfinch nests and 26 Greenfinch nests belong to this group.

The second group comprises nests that were found after the eggs were laid. As the hatching date was known, we were able to calculate the laying date with a maximum margin of error of 2 days by adding the incubation period to the time needed to complete the laying of the clutch. Eight Goldfinch nests and 24 Greenfinch nests belong to this group.

The following conditions had to be met for a clutch to be considered as a first clutch: (i) it was located in an orange tree built near a singing post, and (ii) there were no nests with signs of use nearby. Cardueline finches sometimes add a nest next to their first one (see Newton 1972), but it was not difficult to include contiguous nests as independent data when the incubation periods overlapped because observation of the females incubating simultaneously proved that the nests belonged to different females. When a damaged nest or one with broken eggshell was found, the nearest nest was not considered to contain the first clutch. Thus, a total of 228 Greenfinch clutches and 170 Goldfinch clutches constitute the data used to determine the average laying dates for first clutches. These groups of samples

include the nests destroyed before hatching. However, because of predators or flaws in the laying, the clutch size of some of these nests is unknown. Both species are resident in Sagunto, as ringed nestlings were recaptured during the following winter. Adults ringed in winter were also recaptured in spring or summer.

### Statistical analyses

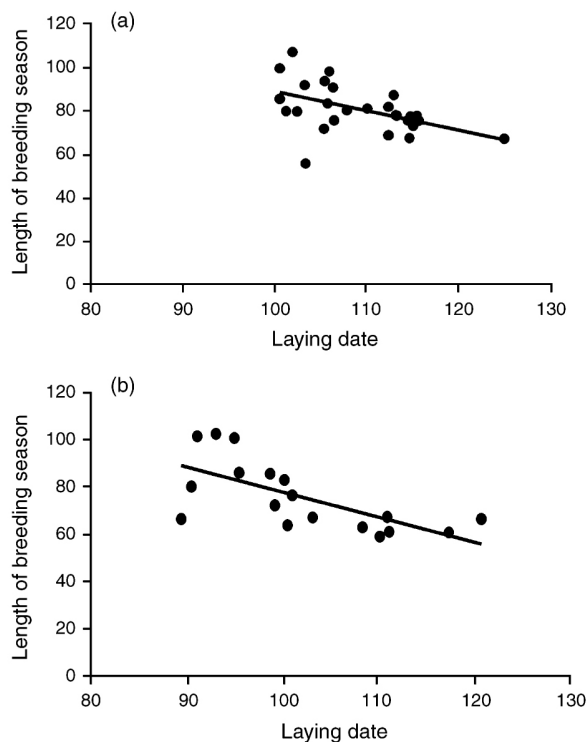
Kruskal–Wallis tests were performed to detect variations in the mean date of first clutches for each species over the years (Zar 1996). We also analysed the relationship between the mean date of first clutches and the length of the breeding season for both species by fitting a regression line. In order to describe the seasonal trends, we adjusted the least-squares quadratic equations to the data on clutch sizes for each species. The following four indices were calculated: (i) clutch size increase (CSI) was calculated as the maximum clutch size divided by the clutch size at the start of the breeding season (the earliest date of laying in the sample); (ii) initial slope (IS) was calculated as the slope of the quadratic at the beginning of the breeding season; (iii) timing of maximum clutch size (TMCS) was expressed as a fraction representing the number of days into the breeding season when the maximum clutch size occurred divided by the total number of days that the breeding season lasted; and (iv) modal timing (MT) was the ratio of modal laying date to the date of maximum clutch size, calculated by the use of a quadratic equation (see Crick *et al.* 1993). Statistical analyses were carried out using the statistical package SPSS 8.0.

It should be emphasized that our samples are from a single area. However, Crick *et al.* (1993) also noted that results for two species, the Blackbird *Turdus merula* and the Great Tit *Parus major*, from single sites did not differ from those obtained from the whole of Britain.

### RESULTS

The mean clutch size of the Goldfinch was 4.2 eggs (sd =  $\pm 0.71$ ,  $n = 278$ ), four being the modal clutch size (48.2%). For Greenfinch, the mean clutch size was 4.4 (sd =  $\pm 0.83$ ,  $n = 370$ ), five being the modal clutch size (50.3%). The clutch sizes of both Cardueline species present significant differences ( $t = 2.49$ ,  $P = 0.013$ ,  $df = 646$ ).

The first nests of the year show a highly significant correlation with the mean of first clutches each year



**Figure 1.** Length of breeding season (LBS) in relation to the laying date (LD). Laying data are the mean of the first clutches of each year. The linear equation for Greenfinch (a) is  $LBS = 177.488 - 0.8873LD$  ( $r^2 = 0.237$ ,  $F = 7.78$ ,  $P = 0.01$ ,  $n = 27$ ) and for Goldfinch (b)  $LBS = 1.8223 - 1.0467LD$  ( $r^2 = 0.455$ ,  $F = 13.38$ ,  $P = 0.002$ ,  $n = 18$ ). day 1 = 1 January.

(Goldfinch  $r = 0.62$ ,  $P < 0.001$ ,  $n = 18$ ; Greenfinch  $r = 0.602$ ,  $P < 0.001$ ,  $n = 28$ ). As the exact number of breeding pairs each year was known (see Gil-Delgado & Catalá 1989, Gil-Delgado *et al.* 1991), we preferred to use the mean of first clutches. The number of first clutches per year was sometimes less than the number of breeding pairs because a number of nests were predated during the laying period, so the nearest nests were considered to be repeated clutches.

On average, both species had their first clutches during April, although the mean laying date for Goldfinch first clutches (mean = 98.8,  $sd = \pm 16.5$ ,  $n = 170$ , day 1 = 1 January) was some days before that of the Greenfinches (mean = 108.7,  $sd = \pm 12.4$ ,  $n = 228$ ). Thus, the difference between species was significant ( $t = 6.84$ ,  $P < 0.001$ ,  $df = 396$ ).

The mean laying date of first clutches for each species also differed significantly from year to year (Goldfinch: Kruskal–Wallis test = 36.66,  $P = 0.006$ ,  $df = 18$ ; Greenfinch: Kruskal–Wallis test = 46.9,  $P = 0.01$ ,  $n = 27$ ). This variation might affect the length of the breeding season (Fig. 1). The prediction is that

**Table 1.** Values for clutch size increase (CSI), initial slope (IS), time of maximum clutch size (TMCS), modal timing (MT) and sample size (SS) for years with early and late breeding seasons. In Sagunto we included all samples, early and later.

	CSI	IS	TMCS	MT	SS
Greenfinch					
Early	1.1	0.04	0.375	0.81	206
Later	1.02	0.04	0.129	1.15	164
Sagunto	1.18	0.04	0.5	0.80	370
Great Britain*	1.5	0.04	0.54	0.88	765
Goldfinch					
Early	1.078	0.014	0.453	0.83	135
Later	1.007	0.009	0.152	1.39	143
Sagunto	1.04	0.012	0.35	0.95	278
Great Britain*	1.07	0.014	0.424	0.85	223

\*Values from Crick *et al.* (1993).

the later the start of the breeding season, the shorter the time to breed and thus the smaller the number of clutches per season. Correlation values between the mean of the start of first clutches and the length of the breeding season show that the prediction was verified for both species (Greenfinch:  $r = -0.487$ ,  $P < 0.01$ ,  $n = 27$ ; Goldfinch:  $r = -0.675$ ,  $P < 0.001$ ,  $n = 18$ ). So the average number of breeding attempts per season should decrease.

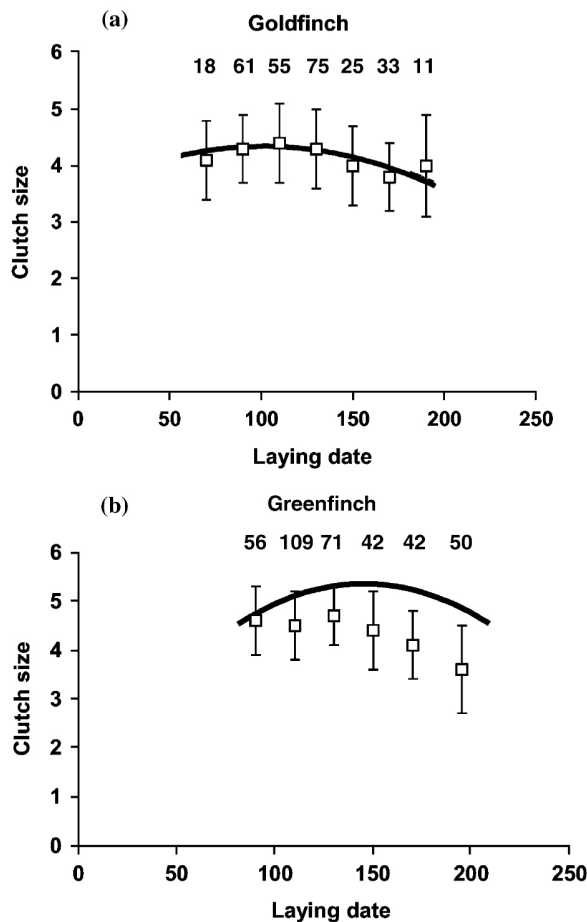
The average clutch size of both species varies as the season progresses, and at the end of the breeding season clutch sizes are smaller (Gil-Delgado & Catalá 1989, Gil-Delgado *et al.* 1991). The quadratic equations that were applied show a variation typical of multi-brooded species: the clutch sizes of both Greenfinches and Goldfinches initially increase with a peak in mid-season and then a decline (Fig. 2).

If we analyse separately the years with early and late breeding seasons, we find some differences for both species. The four indices described by Crick *et al.* (1993) tend towards the values expected for single brooders in years with a later breeding season. The same is true of the four indices in the case of the Goldfinches: CSI, IS and TMCS decrease whereas MT increases. Furthermore, the initial slope tends to zero (Table 1).

In the Greenfinch the trend is similar, except for the initial slope, which is the same in years with early and late breeding season (Table 1). This table also shows the British values obtained by Crick *et al.* (1993).

### Very late starts to the breeding season

In 1988, 1990, 1991, 1992, 1993 and 1996, the Goldfinch population started its nesting season very



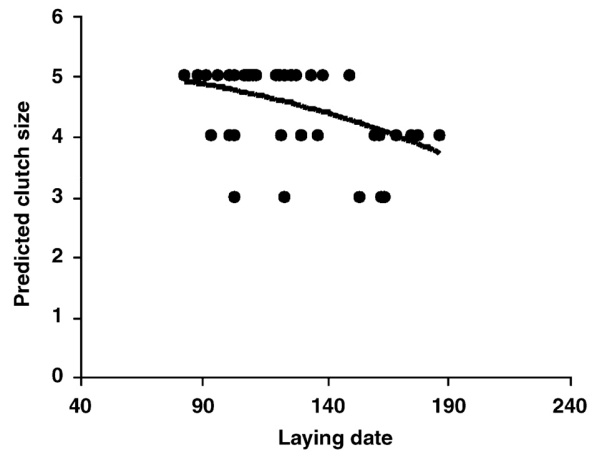
**Figure 2.** Seasonal change in clutch size (CS) of Goldfinch (a) and Greenfinch (b). Quadratic equations are Goldfinch:  $CS = 3.526 + 0.0162LD - 0.00008LD^2$  ( $r^2 = 0.046$ ,  $F = 6.70$ ,  $P = 0.01$ ,  $df = 275$ ); Greenfinch:  $CS = 1.1348 + 0.0581LD - 0.0002LD^2$  ( $r^2 = 0.207$ ,  $F = 48.02$ ,  $P < 0.001$ ,  $df = 367$ ). The open squares show the means ( $\pm$  sd) for 20-day intervals and the numbers show the sample sizes.

late. The quadratic equations for these years show a pattern typical of single-brooded species (Fig. 3). The four indices (CSI = 1; IS = -0.006; TMCS = 0; MT = 1.7) present values that correspond to single-brooders.

These six years constitute the group of very late starts because the year with the earliest mean date (19 April 1991) of first clutches in this group differed by 6 days from the latest mean start of breeding in the other years. Such late starts were not observed in the Greenfinch population.

## DISCUSSION

Resident multi-brooded species show a mid-season peak of clutch size, with smaller clutches laid early



**Figure 3.** Seasonal changes in Goldfinch clutch size in years with very late start to the breeding season. The quadratic equation is  $CS = 5.0696 + 0.0021LD - 0.00005LD^2$  ( $r^2 = 0.232$ ,  $F = 6.51$ ,  $P = 0.003$ ,  $df = 43$ ). The index values of seasonal change calculated from this equation are given in the text.

and late in the season, whereas single-brooded species present the larger clutches at the onset of breeding and then a decrease as the season progresses (Lack 1954, Klomp 1970). However, multi-brooded species that have migrant as well as non-migrant populations can present both patterns because they tend to the pattern of single-brooded species at higher latitudes (Dhondt *et al.* 2002).

Greenfinches and Goldfinches have both sedentary and migrant populations (Cramp & Perrins 1994). In Britain, Greenfinches are more or less sedentary whereas some Goldfinches migrate to Mediterranean areas in winter (Clement *et al.* 1993, Cramp & Perrins 1994). However, both species are sedentary in the orange groves of Sagunto (our pers. obs. from ringed birds). Each pair of both Goldfinches and Greenfinches rears at least two clutches per breeding season (Newton 1972, Crick *et al.* 1993, Cramp & Perrins 1994). In Sagunto, the nestlings leave the nest 30–35 days after the first egg is laid (e.g. Gil-Delgado *et al.* 1991). This interval corresponds to data given for cardueline finches by Newton (1972), who pointed out that the nests seem to follow one another in quick succession. We can therefore assume that the starting dates of two consecutive clutches differs by about 40 days and that 80 days are necessary to raise both clutches successfully. This amount of time is a conservative measure that includes the time parents need to fledge the brood, although it seems that only the male attends the fledglings (Newton 1972, Cramp & Perrins 1994). In Sagunto, considering all

years, the time available for Greenfinches and Goldfinches to breed allows a greater number of clutches per pair. Pairs that started breeding early in the season could have more than two clutches. Our results correspond to the multi-brooded pattern proposed by Crick *et al.* (1993), because the clutch size increases to a peak in mid-season and then decreases.

### Variations within the area

The length of the breeding season depends on the mean date of the first clutches so differences occur between years. The causes of annual variation in the start of the breeding season have not been analysed, although Newton (1972) suggested two likely factors: the availability of food and temperature (see Perrins & Birkhead 1983). An increase in food availability in the orange groves would therefore not only advance the breeding season, but could also explain an extension of the breeding season, because the length of the season depends on its onset. This does not mean that all pairs are able to increase their number of clutches in years with early breeding seasons; only the earliest-nesting pairs can do so. The average number of attempts per pair may therefore increase in years with earlier starts. According to Crick *et al.* (1993) only those years with the longest breeding season will present patterns typical of multi-brooded species.

This increase in the number of clutches may affect our four indices and the quadratic curve. In fact, our results showed some differences when the seasonal variation in clutch size of the two species was compared for the same locality over a long period of time. The duration of the study allowed a distinction to be made between earlier and later breeding seasons, enabling us to distinguish and compare them.

In late seasons the four indices tended towards values characteristic of single-brooded species. This tendency was especially evident in the Goldfinch in those years with an excessive delay in the onset of the breeding season. In this case, the pattern adjusted to the classic model of a single-brooded species, with similar index values and a negative initial slope (see Crick *et al.* 1993). We suggest that this pattern is due to the largest clutches being laid first. As single-brooded species must put all their effort into their only clutch, for these species, the breeding season must correspond to the period when the conditions to raise nestlings are best. They tend to maximize clutch size because benefits depend on the number

of fledglings raised in this single clutch (Perrins 1970, 1979, Perrins & Birkhead 1983). A later start by the youngest breeders, or those from poorer habitats, is part of the cause of the decrease in clutch size through the breeding season (Saether 1990, Boutin 1990). Years when multi-brooded species have a late start force them to invest all their potential in first clutches because time is short.

In the case of the Greenfinch, the pattern is not as clear. We could not find years when the breeding season started much later than in other years. This is probably because, in our study, the mean laying date for first clutches was 10 days later than for the Goldfinch. However, comparing earlier and later years, some indices showed a trend to the pattern of single-brooded species.

Our results indicate that multi-brooded species can show patterns corresponding to those of single-brooded species when the onset of the breeding season is delayed. This might be related to the lack of time to breed because the season becomes shorter as it starts later. The start of laying possibly coincides with the time of maximum food availability.

### Latitudinal variation

The quadratic equations showed a multi-brooded pattern in both Britain and Sagunto. However, when we compared the indices of both species for Britain and Sagunto, we found that the values tended towards those of single-brooded species in eastern Spain. The main differences are found in the clutch size increase of Greenfinches, and in the timing of maximum clutch size of Goldfinches. This suggests that Greenfinches tended to maximize the number of eggs per clutch from the start of the breeding season, and that Goldfinches reached the largest clutch sizes earlier in Sagunto than in Britain. We know that clutch sizes decrease as latitude decreases (Lack 1954, Klomp 1970, Perrins & Birkhead 1983). The average Greenfinch clutch size is smaller in Sagunto than in Britain. In addition, the Goldfinches in Britain usually lay five or six eggs per clutch (Cramp & Perrins 1994), whereas the mode in Sagunto is four eggs. This difference may be due to the fact that the peak resource availability occurs relatively earlier in the season in Spain than in the UK. However, the fact that the groves are weeded toward the end of May or beginning of June could have some effect on clutch sizes because of a decline in food availability. The effect of food availability on the onset of breeding and on the clutch size has been widely reported

(Perrins 1979, Davies & Lundberg 1985, Boutin 1990, Svensson 1995).

Migrant populations may present patterns that are more similar to those typical of single-brooded species (Dhondt *et al.* 2002). In Britain as well as in Sagunto, the Greenfinch population is largely sedentary. This is not the case for the Goldfinch as British populations are partially migratory (Clement *et al.* 1993). Consequently, their index values should tend toward the values of single-brooded species. However, our results do not agree with the trends Dhondt *et al.* (2002) obtained by comparing migrant and non-migrant populations of the Eastern Bluebird.

Our results for a southern area of eastern Spain show that neither Cardueline species was more multi-brooded. Therefore, they may present breeding seasons of similar length even though in temperate latitudes the onset of breeding occurs earlier as latitude decreases (Lack 1954, Immelmann 1971, Perrins & Birkhead 1983, Dhondt *et al.* 2002).

We thank all those who helped us to find nests in the study area: E. Barba, E. Belda, M.C. Catala, J. Gómez, M. Marín, J. Monrós, A. Ponz and A. Tapiero. From 1991 to 1996 this study was supported by funding from DGICYT, Ministerio de Educación y Ciencia (PS90-0266) and Generalitat Valenciana (GV-2517/94) given to J.A.G.D. In other years, most of the cost of fieldwork was met by the authors. We also thank Humphrey Crick for his helpful comments.

## REFERENCES

- Barba, E., Gil-Delgado, J.A. & Monros, J.S. 1995. The cost of being late: consequences of delaying great tit *Parus major* first clutches. *J. Anim. Ecol.* **64**: 642–651.
- Belda, E., Ferrandis, P. & Gil-Delgado, J.A. 1995. Clutch size variation and nest failure of the Serin *Serinus serinus* in orange groves. *Ardeola* **42**: 1–10.
- Boutin, S. 1990. Food supplementation experiments with terrestrial vertebrates: patterns, problems, and the future. *Can. J. Zool.* **68**: 203–220.
- Bryant, D.M. 1979. Reproductive costs in the house martin (*Delichon urbica*). *J. Anim. Ecol.* **48**: 655–675.
- Clement, P., Harris, A. & Davis, J. 1993. *Finches and Sparrows*. London: C. Helm, A & C Black.
- Cramp, S. & Perrins, C.M. (eds) 1994. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. 8. Oxford: Oxford University Press.
- Crick, H.Q.P., Gibbons, D.W. & Magrath, R.D. 1993. Seasonal changes in clutch size in British birds. *J. Anim. Ecol.* **62**: 263–273.
- Davies, N.B. & Lundberg, A. 1985. The influence of food on time budgets and timing of breeding of the Dunnock *Prunella modularis*. *Ibis* **127**: 100–110.
- Desrochers, A. & Magrath, R.D. 1993. Age-specific fecundity in European Blackbirds (*Turdus merula*): individual and population trends. *Auk* **110**: 255–263.
- Dhondt, A.A., Kast, T.L. & Allen, P.E. 2002. Geographical differences in seasonal clutch size variation in multi-brooded bird species. *Ibis* **144**: 646–651.
- Gil-Delgado, J.A. 1981. La avifauna del naranjal valenciano III. El Verdecillo (*Serinus serinus* L.). *Med. Ser. Biol.* **5**: 97–114.
- Gil-Delgado, J.A. & Catalá, M.C. 1989. El Verderón Común (*Carduelis chloris*): población nidificante, tamaño de la puesta y éxito reproductor. Un ejemplo de estudio a largo plazo. *Med. Ser. Biol.* **11**: 121–132.
- Gil-Delgado, J.A., Catalá, M.C. & Barba, E. 1991. Breeding success of the Goldfinch *Carduelis carduelis* in orange plantations: the effect of predation and starvation. *Med. Ser. Biol.* **13**: 5–14.
- Gil-Delgado, J.A. & Lacort, P. 1996. La estación de nidificación del Mirlo *Turdus merula* en los naranjales: tiempo de nidificación y número de nidadas. *Ardeola* **43**: 41–48.
- Gil-Delgado, J.A., Tapiero, A. & Vives-Ferrándiz, C. 2002. Tendencia decreciente de una población de Gorrión Común *Passer domesticus* en los naranjales del Este de España. *Ardeola* **49**: 195–209.
- Immelmann, K. 1971. Ecological aspects of periodic reproduction. In Farner, D.S. & King, J.R. (eds) *Avian Biology*, Vol. 1: 341–389. New York: Academic Press.
- Klomp, H. 1970. The determination of clutch size in birds. *Ardea* **58**: 1–124.
- Lack, D. 1954. *The Natural Regulation of Animal Numbers*. Oxford: Oxford University Press.
- Newton, I. 1972. *Finches*. London: Collins.
- Perrins, C.M. 1965. Population fluctuations and clutch size in the great tit *Parus major* L. *J. Anim. Ecol.* **44**: 601–647.
- Perrins, C.M. 1970. The timing of birds' breeding seasons. *Ibis* **112**: 242–255.
- Perrins, C.M. 1979. *British Tits*. London: Collins.
- Perrins, C.M. & Birkhead, T.R. 1983. *Avian Ecology*. Glasgow: Blackie.
- Ponz, A., Gil-Delgado, J.A. & Barba, E. 1996. Population changes and breeding ecology of the Cirl Bunting *Emberiza cirrus* in eastern Spain. *Bird Study* **43**: 38–46.
- Saether, B.-E. 1990. Age-specific variation in reproductive performance of birds. In Power, D.M. (ed.) *Current Ornithology* **7**: 251–283. New York: Plenum Press.
- Schoech, S.J. 1996. The effect of supplemental food on body condition and timing of reproduction in a cooperative breeder, the Florida Scrub Jay. *Condor* **98**: 234–244.
- Svensson, E. 1995. Avian reproductive timing – when should parents be prudent? *Anim. Behav.* **49**: 1569–1575.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical Analysis*, 3rd edn. New York: Prentice Hall.

Received 6 January 2004; revision accepted 30 September 2004;  
first published (online) 16 December 2004  
(doi: 10.1111/j.1474-919x.2004.00391).

## THE NESTLING DIET OF GREENFINCH *CARDUELIS CHLORIS* IN ORANGE GROVES OF EASTERN SPAIN

### DIETA DE LOS POLLOS DEL VERDERÓN COMÚN *CARDUELIS CHLORIS* EN LOS NARANJALES DEL ESTE ESPAÑOL

José A. GIL-DELGADO\* <sup>1</sup>, Daniel GUIJARRO\* and Carmen VIVES-FERRÁNDIZ\*

SUMMARY.—*The nestling diet of greenfinch Carduelis chloris in orange groves of eastern Spain.*

The diet of granivorous birds in agricultural areas requires special attention where changes in farm management have severely affected bird populations. Nevertheless, studies into the diet of cardueline species are scarce in southern Europe. Thus, this study aims to determine the nestling diet of greenfinches *Carduelis chloris* and its seasonal variation in an agricultural area of eastern Spain. The study area is an agricultural plot of 16.9 ha in Sagunto (Valencia, 39° 42' N, 0° 15' W, 30 m a.s.l.) used for growing orange trees. During the breeding seasons of 1998 and 1999, we obtained 47 food samples from the crops of 3- to 10-day old greenfinch nestlings from 29 monitored nests using a spooned spatula. Crop contents were identified and classified with a binocular magnifying glass, dried and weighed. Quadratic and linear regression analyses were fitted to the standardized data of the dry weight of each food type in order to assess seasonal trends of the diet elements. The results shows that greenfinch nestlings were mainly fed on seeds, leaves and bulbs, of which *Erodium cicutarium* seeds were the most consumed type food. Seeds of this seed-bearing plant were found in the nestlings' crops throughout the whole breeding season, but consumption decreased as the breeding season progressed. However, the consumption of bulbs, another common food type, increased. Aphids appeared in the crops at the beginning of the season but contributed little to the diet of the chicks. In conclusion, greenfinch nestlings fed on a wide range of food types, mainly vegetables, showing a more generalist diet than other cardueline species in the same study area.

*Key words:* agricultural area, *Carduelis chloris*, diet analysis, greenfinch, nestlings.

RESUMEN—*Dieta de los pollos del verderón común Carduelis chloris en los naranjales del este español.*

El estudio de la dieta de aves granívoras requiere una atención especial en las áreas agrícolas donde los cambios en el manejo han afectado severamente a sus poblaciones. Sin embargo, los estudios sobre la dieta de carduelinos son escasos en el sur de Europa. Así, este estudio determina la dieta de los pollos de verderón común *Carduelis chloris* y su variación estacional en un área agrícola del sureste de España. El área de estudio es una parcela agrícola de 16.9 ha dedicada al cultivo del naranjo en Sagunto (Valencia, 39° 42' N, 0° 15' W, 30 m s.n.m.). Durante las temporadas reproductoras de 1998 y 1999 se obtuvieron, mediante una cucharilla, 47 muestras de los buches de pollos de verderón de 3 - 10 días de edad procedentes de 29 nidos. El contenido de los buches fue analizado y clasificado usando una lupa, secado y pesado. Se aplicaron análisis de regresión lineal y cuadrática a los datos estandarizados de peso seco de cada tipo de alimento para explorar las variaciones estacionales en los tipos de alimento que componen la die-

---

\* Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia.  
Apartado oficial 2085, E-46071 Valencia, Spain.

<sup>1</sup> Corresponding author: gild@uv.es

ta de los pollos. Los resultados muestran que los pollos de verderón fueron alimentados principalmente con semillas, hojas y bulbos, siendo las semillas de *Erodium cicutarium* el tipo de alimento más consumido. Las semillas de esta planta fueron encontradas en los buches durante toda la temporada reproductora, pero su consumo decreció a medida que ésta avanzaba. Sin embargo, el consumo de bulbos, que también presentó una elevada contribución, aumentó. Se encontraron áfidos en los buches, pero en muy baja proporción, durante la primera mitad del periodo reproductor. En conclusión, los pollos de verderón fueron alimentados con una amplia gama de alimentos de origen vegetal, mostrando una dieta más generalista que otras especies de carduelinos en la misma área de estudio.

*Palabras clave:* análisis de la dieta, área agrícola, *Carduelis chloris*, pollos, verderón.

## INTRODUCTION

Diet analysis of birds, food identification and assessment are major topics in biology and ecology studies (Hartley, 1948; Rosenberg and Cooper, 1990; Litvaitis, 2000), and are essential to carry out adequate management actions (Litvaitis, 2000; Sutherland, 2004). In the last decades of the past century, agricultural intensification has implied certain changes in farming practices in Europe that have affected ranges and population trends of some bird species that inhabit farmland areas (Fuller *et al.*, 1995; Chamberlain and Gregory, 1999; Siriwardena *et al.*, 1998, 2001; Chamberlain and Fuller, 2000; Chamberlain *et al.*, 2000; Donald *et al.*, 2001, 2006). Food supply features among the causal factors of declines in bird populations (Panek, 1997; Wilson *et al.*, 1999; Vickery *et al.*, 2001; Benton *et al.*, 2002; Robinson and Sutherland, 2002; Newton, 2004). Therefore, determining the important food taxa in the diets of such bird species is an essential step (Wilson *et al.*, 1999), especially for granivorous birds which have been severely affected by such intense agricultural practices (Fuller *et al.*, 1995; Chamberlain and Fuller, 2000).

Cardueline species are granivorous birds which, apart from habiting in their natural areas, are typically farmland birds. These species feed mainly on seeds and are considered opportunistic in the western Palearctic (Newton, 1967, 1972; Glück, 1985; Cramp and Perrins, 1994), although citril finches *Car-*

*duelis citrinella* can specialise in a few species during certain periods in both the Pyrenées (Borrás *et al.*, 2003) and the Black Forest (Förschler, 2007). Moreover, in some agricultural environments cardueline species can present a specialized diet (Valera *et al.*, 2005; Gil-Delgado and Guijarro, 2008). The diet of cardueline species' nestlings can differ from that of adult birds (Newton, 1967, 1972) which also feed their young mainly on seeds (Newton, 1967, 1972; Eybert and Constant, 1998; Valera *et al.*, 2005; Gil-Delgado and Guijarro, 2008). However, almost all granivorous birds also provide their young with insects (Newton, 1967, 1972; Cramp and Perrins, 1994). A shift towards a diet of seeds having consumed mainly invertebrates after hatching has been reported for goldfinch *Carduelis carduelis* nestlings in northern Europe (Holland *et al.*, 2006).

Those references available about the diet of the nestlings of cardueline correspond mainly to studies of northern populations or to reviews of the literature on the diet of different farmland birds in the UK and other European countries (Newton, 1967, 1972; Cramp and Perrins, 1994; Eybert and Constant, 1998; Wilson *et al.*, 1999; Holland *et al.*, 2006). Although few studies have been conducted in southern Europe, precise information is available on the diet of serins *Serinus serinus* nestlings in southern Spain (Valera *et al.*, 2005) and of goldfinches in eastern Spain (Gil-Delgado and Guijarro, 2008). Information about other cardueline

species such as greenfinches *Carduelis chloris* is still lacking.

This study aims to determine the nestling diet of greenfinches and its seasonal variation in an agricultural plot of eastern Spain used for orange monocultures, whose traditional management has changed towards an intensified use of the land in the last decades of the past century. Such changes are basically the use of herbicides and drip irrigation instead of rotovating and flood irrigation (see Gil-Delgado *et al.*, 2002). In the study area, the greenfinch breeding population has been studied since 1975 (Gil-Delgado and Catalá, 1989; Gil-Delgado *et al.*, 2005).

#### MATERIAL AND METHODS

The study area is a plot of 16.9 ha located in the municipality of Sagunto (province of Valencia, 39° 42' N, 0° 15' W, 30 m a.s.l.) within the orange monocultures which widely cover eastern Spain (Zaragoza, 1988). There is plenty of information available about the breeding ecology of those bird species that breed in orange groves. Since 1975, both mapping methods and nest searching techniques have been applied in every breeding season from late February to early August. This involved checking all the orange trees every 7 - 12 days and monitoring all the nests found every 3 days at least (Gil-Delgado and Escarré, 1977; Gil-Delgado, 1981; Gil-Delgado *et al.*, 1991; Belda *et al.*, 1995; Gil-Delgado and Lacort, 1996; Ponz *et al.*, 1996; Gil-Delgado *et al.*, 2002, 2005).

During the breeding seasons of 1998 and 1999, we extracted food from every 3 - 10 day old greenfinch nestling from 29 nests. More than one extraction was made in 10 nests in different days. Thus, we obtained 47 food samples, considering the content of each nest per day as unit sample. The sample distribution according to the age of nestlings did not present significant differences ( $\chi^2_3 = 3.81$ , NS). Nestling manipulation was conducted follow-

ing the protocol described in Gil-Delgado and Guijarro (2008), and we used a small spooned spatula to extract a spoonful of food from the crop since cardueline species store food in their crops before swallowing it (Newton, 1972). Food samples were kept in blotting paper before analyses that were carried out shortly after collection. Samples of each sibling were combined, and then we separated the contents according to food types. Seeds were classified to species with a binocular magnifying glass. We also identified bulbs, leaves and aphids. After drying them at 103 °C for two hours (APHA, AWVA, WEF, 1992), each food type per nest was weighed. Due to the differences in dry weight among nests, weight-related data were standardised to the lowest value to make the contribution of each nest equal (Gil-Delgado and Guijarro, 2008).

In order to assess the effects of removing food from the crop with a spatula on nestling survival, we compared the breeding success between manipulated and non-manipulated nests using the Mayfield method (Mayfield, 1975). We followed the analytical procedure of Gil-Delgado and Guijarro (2008). Nests that failed by tree cutting or predation were not considered in this analysis. The first manipulation took place on 3-day old nestlings, thus this day was taken as day 0. The number of 3-day old nestlings in manipulated ( $4.03 \pm 0.9$ , N = 117 nestlings of 29 nests) and non-manipulated ( $3.9 \pm 0.9$ , N = 112 nestlings of 29 nests) nests did not present significant differences (t - student = 0.72, NS). The daily survival rates were higher in manipulated ( $0.996 < 0.994 < 0.991$ ) than in non-manipulated ( $0.971 < 0.956 < 0.939$ ) nests (see Johnson, 1979 for the standard error). Nest failure was exactly the same in non-manipulated (31 %, n = 29) and manipulated nests (31 %, n = 29).

#### Data analysis

We fitted both quadratic and linear regression analyses to the standardised dry weight



TABLE 1

The composition of the greenfinch nestlings' diet. The names in boldface indicate the food types found in the crops. N shows the number of samples containing each food type. % shows the occurrence of each food type in relation to the number of samples. BDW shows the percentage of each food type in relation to the total biomass of dry weight. D1-D2 shows the first and last day, respectively, when each food type was found in the crops.

[Composición de la dieta de los pollos de verderón común. Los nombres en negrita muestran los diferentes tipos de alimento, indicando las especies de plantas cuyas semillas constituyen parte de la dieta. La segunda columna (N) muestra el número de muestras que contienen cada tipo de alimento. Las columnas % y BDW muestran el porcentaje de cada tipo de alimento en relación al número de muestras y en relación a la biomasa en peso seco, respectivamente. La columna D1-D2 muestra el primer y último día en que fue encontrado cada tipo de alimento.]

Food type	N	%	BDW	D1-D2
<b>Plant material</b>				
Seeds				
Fam. Geraniaceae				
<i>Erodium cicutarium</i>	30	63.8	32.61	22 April - 17 June
<i>Geranium rotundifolia</i>	3	6.4	3.09	7 May - 13 May
Fam. Euphorbiaceae				
<i>Euphorbia peplus</i>	14	29.8	6.49	28 April - 24 June
<i>Mercurialis ambigua</i>	18	38.3	13.97	30 April - 28 June
<i>Chamaesyce postrata</i>	14	29.8	5.59	4 May - 28 June
Fam. Poaceae				
<i>Alopecurus myosuroides</i>	13	27.7	13.29	22 April - 19 May
<i>Poa annua</i>	5	10.6	<1	22 April - 27 May
<i>Setaria verticillata</i>	2	4.3	<1	7 June - 28 June
Fam. Papaveraceae				
<i>Papaver dubium</i>	7	14.9	<1	28 April - 27 May
Fam. Portulacaceae				
<i>Portulaca oleracea</i>	5	10.6	2.16	12 June - 28 June
Fam. Amaranthaceae				
<i>Amaranthus</i> spp.	2	4.3	3.85	12 June - 17 June
Fam. Caryophyllaceae				
<i>Stellaria media</i>	1	2.1	<1	30 April
Bulbs	14	29.8	14.51	22 April - 24 June
Leaves	15	31.9	2.73	22 April - 28 June
<b>Animal material</b>				
Aphids	12	25.5	<1	22 April - 13 May

data of each food type in order to assess seasonal trends of the diet elements. A commonly used order of dates was utilised: day 1 = 1 January (Crick *et al.*, 1993; Gil-Delgado *et al.*, 2005). Quadratic equations were used because these are the simplest polynomials that could

describe seasonal changes, including the curvilinear rise and fall of each seed species contribution to nestlings' diet (Crick *et al.*, 1993; Braak and Looman, 1995; Gil-Delgado *et al.*, 2005). Statistical analyses were carried out using the SPSS statistical package, v. 14.0.

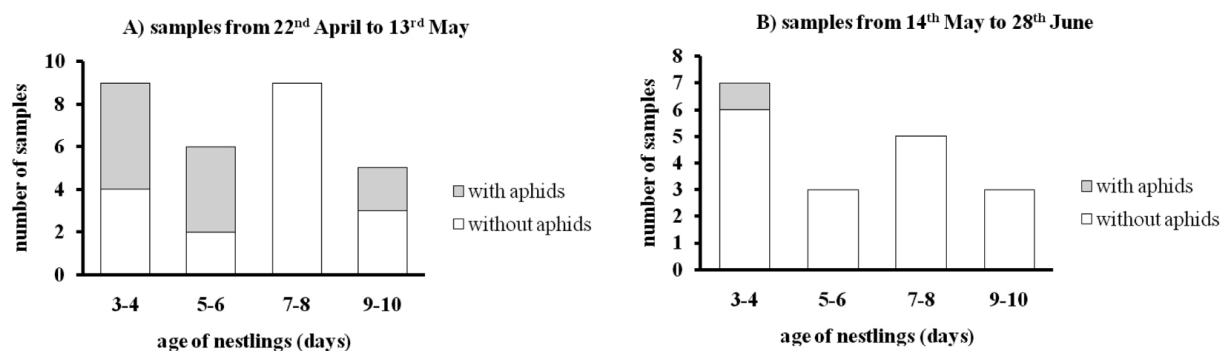


FIG. 1.—Distribution of samples with aphids and without aphids in relation to the ages of greenfinch nestlings in each half of the breeding season: A) from 22<sup>nd</sup> April to 13<sup>rd</sup> May, B) from 14<sup>th</sup> May to 28<sup>th</sup> June.

[Distribución de las muestras con áfidos (gris) y sin áfidos (blanco) en relación a la edad de los pollos de verderón común en cada mitad de la temporada reproductora: A) del 22 de abril hasta el 13 de mayo, B) del 14 de mayo hasta el 28 de junio.]

## RESULTS

### Diet composition

Both plant and animal items were found in the greenfinch nestling's diet. Bulbs, mainly of *Oxalis pes-caprae*, leaves and 12 different species of seeds among the plant material, and only aphids among the animal material, were found. The seeds found belonged to a wide range of seed-bearing plant species such as *Erodium cicutarium*, *Mercurialis ambigua*, *Chamaesyce postrata*, *Euphorbia peplus* and *Alopecurus myosuroides*. Bulbs and leaves presented a value of occurrence of over 25 % of the samples, *E. cicutarium* leaves being the most common (table 1).

Aphids presented a value of occurrence of 25.5 %. They appeared at the beginning of the breeding season and remained until mid season, but its contribution to the nestlings' diet was low (table 1). According to aphid presence, we divided the samples in two groups, the first with samples from 22<sup>nd</sup> April to 13<sup>rd</sup> May and the second from 14<sup>th</sup> May until the end of breeding season. Each group contains 29 and 18, samples respectively. The distribu-

tion of samples in relation to the ages of nestlings did not differ significantly between the two periods ( $\chi^2_3 = 0.38$ , NS), but in the first group aphid consumption was higher than in the second ( $\chi^2_1 = 5.6$ ,  $P < 0.05$ , Fisher exact test). In fact, only one sample of the second group contained aphids (figure 1). According to the age of nestling of the first group, 3 - 6 day old nestlings took more aphids than older nestlings ( $\chi^2_1 = 4.6$ ,  $P < 0.05$ , Fisher exact test).

### Seasonal variation of food items

Three species of plants, *E. cicutarium*, *Portulaca oleracea* and *Amaranthus* spp., showed significant seasonal trends during the breeding season and the best regression fit were linear in all three cases. Nevertheless, opposing seasonal trends were found among these species. Consumption of *E. cicutarium* decreased ( $Y_{Erodium\ cicutarium} = 3.62 - 0.02X_{Date}$ ;  $R^2 = 0.117$ ,  $F_{1,45} = 5.988$ ,  $P = 0.018$ ; fig. 2A), while *P. oleracea* ( $Y_{Portulaca\ oleracea} = -0.816 + 0.007X_{Date}$ ;  $R^2 = 0.24$ ,  $F_{1,45} = 14.21$ ,  $P < 0.001$ ; fig. 2B) and *Amaranthus* spp. ( $Y_{Amaranthus\ spp.} = -1.215 + 0.1X_{Date}$ ;  $R^2 = 0.119$ ,

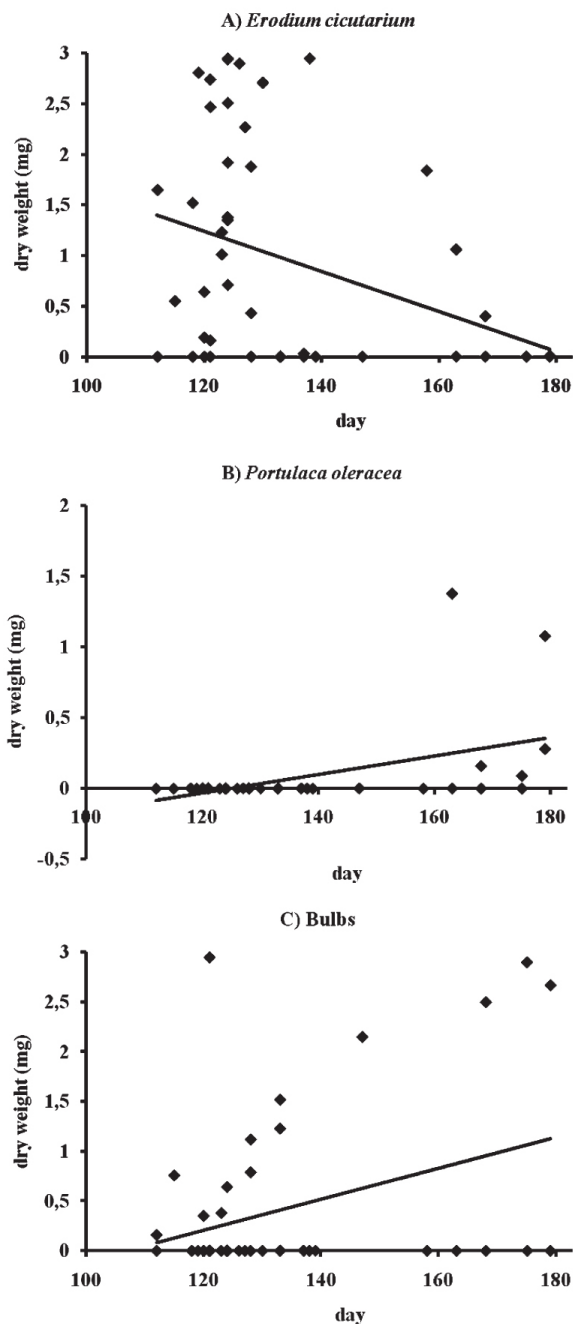


FIG. 2.—Seasonal variation of three food types with significant trends found in the diet of greenfinch nestlings in orange groves in the breeding seasons of 1998 and 1999 (1 January = day 1). A) *Erodium cicutarium*; B) *Portulaca oleracea*; C) Bulbs.

[Variación estacional de tres tipos de alimento con tendencias significativas que forman parte de la dieta de los pollos de verderón común en los huertos de naranjos en las temporadas reproductoras de 1998 y 1999 (1 enero = día 1). A) *Erodium cicutarium*; B) *Portulaca oleracea*; C) *Bulbos*.]

$F_{1,45} = 6.053, P = 0.018$ ) increased as the season progressed. The trend for *Amaranthus* spp. could have been forced by samples of only two nests at the end of breeding season. Furthermore, another type of food, bulbs of *Oxalis pes-caprae*, also presented a significantly increased consumption as the breeding season progressed ( $Y_{\text{Bulbs}} = -1.666 + 0.016X_{\text{Date}}$ ;  $R^2 = 0.122, F_{1,45} = 6.226, P = 0.016$ ; fig. 2C). No significant trends were found for the other seed and food types.

## DISCUSSION

In Sagunto, the diet of greenfinch nestlings comprises the seeds of eight plant families, particularly Euphorbiaceae and Poaceae. Furthermore, the bulbs of Oxalidaceae are as frequent as the aforementioned seeds. In southern England, both adult and nestling greenfinches feed on the same seeds, although nestlings are also fed with invertebrates. However, only two genera coincide in terms of the seeds observed in the nestlings' diet in Sagunto (Newton, 1967, 1972). The review of Cramp and Perrins (1994) covers a wider area of central and Western Europe, but the most frequent seed types we found in the nestlings' diet in Sagunto (i.e. *E. cicutarium*, *O. pes-caprae* and *A. myosuroides*) are not listed. Newton (1972) reports seeds of 15 plant species in the diet of greenfinches in southern England. However, none of them is found in eastern Spain. In Sagunto, five of the 12 species of seed-bearing plants and bulbs, mainly *Oxalis*, present the highest biomass values in the crops of greenfinch nestlings. Although *E. cicutarium* constituted the nestlings' main food, their diet elements vary and their consumption is not clearly focused. Since the birds in our study fed on different species, our results for birds in southern Europe agree with the review of the diet information corresponding to northern European farmland birds which shows that greenfinch nestlings in the UK consume a

wide array of plant species (Holland *et al.*, 2006). However, whereas the Poaceae (cereals), Cruciferae and Ulmaceae families feature among the most important families for greenfinch chicks in northern Europe (Holland *et al.*, 2006), other families are more common in Sagunto. The different kind of farmland area and the biogeographical aspects involved could lead to latitudinal differences in the presence of weed species which provide seeds to granivorous birds.

The consumption of invertebrates among greenfinch nestlings is very low in Sagunto, which is in agreement with the low proportion of invertebrates reported by Holland *et al.* (2006) in the UK. In our case, only aphids were found in the crops of nestlings from the beginning until half-way through the breeding season, and despite the occurrence of 25.5 %, only a biomass dry weight of 0.33 % was found. Thus, our results do not support the shift in the diet of seed-eating birds which feed their nestlings with insects to supplement their diet (Newton, 1967, 1972; Wiens and Johnston, 1977). In serins Valera *et al.* (2005) did not find insects in the nestlings' diet. They suggested that seeds with high protein levels could be related to the absence of insects in chick's diets (see also Díaz, 1996). Another study about the diet of goldfinch nestlings in our study area does not support the switch in seed-eaters either. Goldfinches in this study mainly use two thistle species to feed their nestlings, *Sonchus oleraceus* and *Carduus pycnocephalus*, which are present throughout the breeding season. Although present throughout the whole breeding season, aphids represent a low proportion of biomass, and the consumed amount of invertebrates declines as the season progresses (Gil-Delgado and Guijarro, 2008). Nevertheless, the proportion of invertebrates in the diet of goldfinch is greater than in the diet of greenfinch nestlings in the orange groves, and its presence encompassed the whole breeding season. Thus, aphids are present in the orange groves before greenfinches start

breeding since the greenfinches in the study area start their breeding season later than goldfinches (Gil-Delgado *et al.*, 2005). Despite the continuous presence of aphids in the study area throughout the whole breeding season, greenfinches do not use them for feeding purposes during the second half of their breeding season. Therefore, the presence of invertebrates in the diet of cardueline finches appears to be unnecessary for nestling growth (Valera *et al.*, 2005). Thus, the very low percentage of aphids found in the crops of greenfinch nestlings suggests that they are taken accidentally. Invertebrates also constitute a small part of the diet of nestlings of linnets *Carduelis cannabina* in northern France (Eybert and Constant, 1998).

#### *Seasonal variation of the diet*

Among the seeds of the plant species consumed by greenfinch nestlings, only four types present seasonal variation. The most important, which represents one third of the nestlings' diet, are *E. cicutarium* seeds whose consumption decreases as the breeding season progresses. Three food types present a different pattern because of their increased consumption. Eleven food types do not reveal any particular trend. This is likely because they are consumed less frequently. However, there are seeds that may have been simply not used. For instance, goldfinch nestling's take two thistles species, *S. oleraceus* and *C. pycnocephalus*, and they both represent over 80 % of the diet. The first species is present throughout the breeding season (Gil-Delgado and Guijarro, 2008).

Newton (1972) pointed out that the amount of animal prey declined as the season progresses. This pattern was also found in the goldfinches in our study area (Gil-Delgado and Guijarro, 2008); however, no trend in aphid consumption was found in the greenfinch. Nevertheless, two parts in the breeding season in Sagunto can be distinguished according to

aphid consumption, the first half when aphids were mainly consumed and moreover mostly found in younger nestlings, and the second half were aphids rarely appear. Thus, aphid consumption seems to be seasonal but also dependent on the age of nestlings since aphids were mainly consumed by 3 - 6 day old nestlings.

The seasonal changes reported in the seed-bearing plants do not mean changes in food availability (Newton, 1972); rather they merely reflect the use of food types to feed nestlings with. The most common species used to feed greenfinch nestlings, *E. cicutarium*, displays a continuous decrease, while the consumption of bulbs, which also contribute greatly to the nestlings' diet, increases as the breeding season progresses. Seed-bearing plants were present in diets throughout the whole season and bulbs were mainly consumed in the second half of the season. It is not possible to distinguish between the use and preference of these species despite both them contributed greatly to the nestlings' diet. Moreover, when farming practices were applied, such as rotovating, they caused the extraction of bulbs from under the ground making them available to greenfinches (see Gil-Delgado *et al.*, 2002). To be able to distinguish between use and preference, food availability data are required, which we do not have. However some species, such as *P. oleracea* and *Amaranthus* spp., are consumed towards the end of breeding season, probably when both species are available.

Some authors have pointed out that the shift in the diet of granivorous birds could be an opportunistic response in order to face seasonal changes of food availability in seasonal areas (Wiens and Johnston, 1977; Rotenberry, 1980; Valera *et al.*, 2005). More specialised species could show a shift in diet if changes in food availability affect the main food type; conversely, the more generalist food types may be less affected whatever the food type availability change taking place. The wide range of food types found in the nestlings' crops suggests a generalist diet based on plant material. There-

fore, when seed production changes vastly in time and space (Newton, 1972), this generalist condition could enable birds to face the changes occurring in food availability without having to mainly focus on animal food.

ACKNOWLEDGEMENTS.—We wish to thank L. Arteaga, A. García, J. Gómez, M. Marín, J. Monrós, V. Vercher and F. Vila for their help with the fieldwork searching for nests in Sagunto. We also thank two anonymous referees for their comments and the owners of the orange groves for allowing us to work on their land.

#### BIBLIOGRAPHY

- APHA, AWWA, WEF. 1992. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18th. Edition. American Public Health Association. Washington D. C.
- BELDA, J., FERRANDIS, P. and GIL-DELGADO, J. A. 1995. Clutch size variation and nest failure of the Serin *Serinus serinus* in orange groves. *Ardeola*, 42: 1-10.
- BENTON, T. G., BRYANT, D. M., COLE, L. and CRICK, H. Q. P. 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*, 39: 673-687.
- BORRÁS, A., CABRERA, T., CABRERA, J. and SENAR, J. C. 2003. The diet of the Citril Finch (*Serinus citrinella*) in the Pyrenees and the role of *Pinus* seeds as a key resource. *Journal für Ornithologie*, 144: 345-353.
- BRAAK, C. J. F. TER and LOOMAN, C. W. N. 1995. Regression. In, R. H. G. Jongman, C. J. F. ter Braak and O. F. R. van Tongeren (Eds.): *Data Analysis in community and landscape ecology*, pp. 29-77. Cambridge University Press. Cambridge.
- CHAMBERLAIN, D. E. and GREGORY, R. D. 1999. Coarse and fine scale habitat associations of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in the UK. *Bird Study*, 46: 34-47.
- CHAMBERLAIN, D. E. and FULLER, R. J. 2000. Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-

- use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78: 1-17.
- CHAMBERLAIN, D. E., FULLER, R. J., BUNCE, R. G. H., DUCWORTH, J. C. and SHRUBB, M. 2000. Changes of the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37: 771-788.
- CRAMP, S. and PERRINS, C. M. (Eds). 1994. *The Birds of the Western Palearctic Vol. VIII*. Oxford University Press. Oxford.
- CRICK, H. Q. P., GIBBONS, D. W. and MAGRATH, R. D. 1993. Seasonal changes in clutch size in British birds. *Journal of Animal Ecology*, 62: 263-273.
- DÍAZ, M. 1996. Food choices by seed-eating birds in relation to seed chemistry. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 113A: 239-246.
- DONALD, P. F., GREEN, R. E. and HEATH, M. F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society, London Series B*, 268: 25-29.
- DONALD, P. F., SANDERSON, F. J., BURFIELD, I. J., and VAN BOMMEL, P. J. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116: 189-196.
- EYBERT, M. C. and CONSTANT, P. 1998. Diet of nestling Linnets (*Acanthis cannabina* L.). *Journal für Ornithologie*, 139: 277-286.
- FÖRSCHLER, M. 2007. Seasonal variation in the diet of citril finches *Carduelis citrinella*: are they specialists or generalists? *European Journal of Wildlife Research*, 53: 190-194.
- FULLER, R. J., GREGORY, R. D. GIBBONS, D. W. MARCHANT, J. H. WILSON, J. D. BAILLIE, S. R. and CARTER, N. 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology*, 9: 1425-1441.
- GIL-DELGADO, J. A. and ESCARRÉ, A. 1977. Avifauna del naranjal valenciano I. Datos preliminares sobre mirlo (*Turdus merula* L.). *Mediterránea, Serie Biológica*, 2: 89-109.
- GIL-DELGADO, J. A. 1981. La avifauna del naranjal valenciano III. El verdecillo (*Serinus serinus* L.). *Mediterránea, Serie Biológica*, 5: 97-114.
- GIL-DELGADO, J. A. and CATALÁ, M. C. 1989. El verderón común (*Carduelis chloris*): población nidificante, tamaño de puesta y éxito reproductor. Un ejemplo de estudios a largo plazo. *Mediterránea, Serie Biológica*, 11: 121-131.
- GIL-DELGADO, J. A., CATALÁ, M. C. and BARBA, E. 1991. Breeding success of the Goldfinch *Carduelis carduelis* in orange plantations: the effect of predation and starvation. *Mediterránea, Serie Biológica*, 13: 5-14.
- GIL-DELGADO, J. A. and LACORT, M. P. 1996. La estación de nidificación del Mirlo *Turdus merula* en los naranjales: tiempo de nidificación y número de nidadas. *Ardeola*, 43: 41-48.
- GIL-DELGADO, J. A., VIVES-FERRÁNDIZ, C. and TAPIERO, A. 2002. Tendencia decreciente de la población de gorrión común *Passer domesticus* en los naranjales del este de España. *Ardeola*, 49: 195-209.
- GIL-DELGADO, J. A., MARCO, E., M. PAREDES, M. and VIVES-FERRÁNDIZ, C. 2005. Seasonal clutch size variation of multi-brooded bird species: comparisons between breeding season and latitudes. *Ibis*, 147: 206-212.
- GIL-DELGADO, J. A. and GUIJARRO, D. 2008. An evaluation of the use of a spooned spatula to assess the diet of cardueline nestlings. *Ardeola*, 55: 49-57.
- GLÜCK, E. E. 1985. Seed preference and energy intake of Goldfinches *Carduelis carduelis* in the breeding season. *Ibis*, 127: 421-429.
- HARTLEY, P. H. T. 1948. The assessment of the food of birds. *Ibis*, 90: 361-381.
- HOLLAND, J. M., HUTCHINSON, M. A. S., SMITH, B. and AEBISCHER, N. J. 2006. A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Annals of Applied Biology*, 148: 49-71.
- JOHNSON, D. H. 1979. Estimating nest success: the Mayfield method and an alternative. *The Auk*, 96: 651-661.
- LITVAITIS, J. A. 2000. Investigating food habits of terrestrial vertebrates. In, L. Boitani and T. K. Fuller (Eds.): *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*, pp. 165-190. Columbia University Press. New York.
- MAYFIELD, H. F. 1975. Suggestion for calculating nest success. *Wilson Bulletin*, 87: 456-466.
- NEWTON, I. 1967. The adaptative radiation and feeding ecology of some British finches. *Ibis*, 109: 33-98.

- NEWTON, I. 1972. *Finches*. Collins. London.
- NEWTON, I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146: 579-600.
- PANEK, M. 1997. The effect of agricultural landscape structure on food resources and survival of grey partridge *Perdix perdix* chicks in Poland. *Journal of Applied Ecology*, 34: 787-792.
- PONZ, A., GIL-DELGADO, J. A. and BARBA, E. 1996. Population changes and breeding ecology of the Cirl Bunting *Emberiza cirlus* in eastern Spain. *Bird Study*, 43: 38-46.
- ROBINSON, R. A. and SUTHERLAND, W. J. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39: 157-176.
- ROSENBERG, K. V. and COOPER, R. J. 1990. Approaches to an avian diet analysis. *Studies in Avian Biology*, 13: 80-90.
- ROTEBERRY, J. T. 1980. Dietary relationships among shrubsteppe passerine birds: competition or opportunism in a variable environment? *Ecological Monographs*, 50: 93-110.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., BUCKLAND, S. T., FEWSTER, R. M., MARCHANT, J. H. and WILSON, J. D. 1998. Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Bird Census indices. *Journal of Applied Ecology*, 35: 24-43.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., CRICK, H. Q. P. and WILSON, J. D. 2001. Changes in agricultural land-use and breeding performance of granivorous farmland passerines in Britain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84: 191-206.
- SUTHERLAND, W. J. 2004. Diet and foraging analysis. In, W. J. Sutherland, I. Newton and R. E. Green (Eds.): *Bird Ecology and conservation: A handbook of techniques*, pp. 233-250. Oxford University Press. New York.
- VALERA, F., WAGNER, R. H., ROMERO-PUJANTE, M., GUTIÉRREZ, J. E. and REY, P. J. 2005. Dietary specialization on high protein seeds by adult and nestling Serins. *The Condor*, 107: 29-40.
- VICKERY, J. A., TALLOWIN, J. R., FEBER, R. E., ASTERAKI, E. J., ATKINSON, P. W., FULLER, R. J. and BROWN, V. K. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38: 647-664.
- WIENS, J. A. and JOHNSTON, R. F. 1977. Adaptive correlates of granivory in birds. In, J. Pinowski and S. C. Kendeigh (Eds.): *Granivorous birds in ecosystems*, pp. 301-340. Cambridge University Press. Cambridge.
- WILSON, J. D., MORRIS, A. J., ARROYO, B. E., CLARK, S. C. and BRADBURY, R. B. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 75: 13-30.
- ZARAGOZA, S. 1988. *Pasado y presente de la citricultura española*. Consellería de Agricultura y Pesca, Generalitat Valenciana. Valencia.

[Recibido: 14-03-2009]

[Aceptado: 29-06-2009]

## Anexo II.

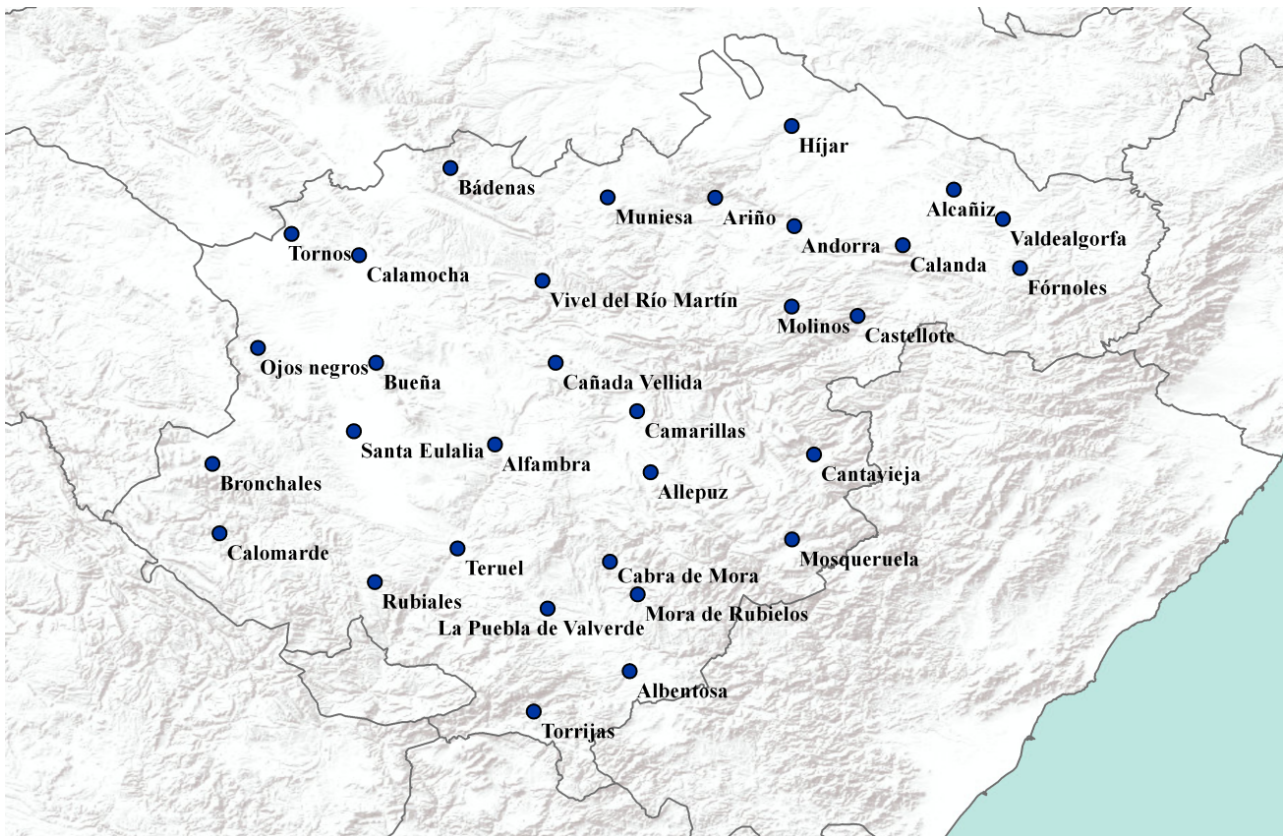
Mapas de las diferentes áreas de estudio.

1. Localización de la parcela de 16,9 ha dedicadas al cultivo de naranjo en la Partida de Montíver (Sagunto, Valencia).





2. Localidades de la provincia de Teruel donde se estimó la abundancia de gorrión común *Passer domesticus*.



3. Localidades de la Comunidad Valenciana donde se realizaron estimas de las poblaciones reproductoras de verderón común *Carduelis chloris*.



### Anexo III.

Variación de la población nidificante de gorrión común (*Passer domesticus*) en los naranjales de Sagunto desde 1975 hasta 2015. La línea indica el ajuste lineal de los datos (Número de parejas =  $5004,2 - 2,49 \cdot \text{AÑO}$ ;  $R^2 = 0,86$ ;  $F_{1, 39} = 236$ ,  $P < 0,001$ ).

