

Evaluando la biodiversidad de flora y fauna en los paisajes de olivar de Andalucía

Pedro J. Rey¹, Francisco Valera², Antonio J. Manzaneda¹, Julio M. Alcántara¹, José L. Molina-Pardo¹, Rubén Tarifa², Jorge Isla¹, Teresa Salido¹, Carlos Ruiz³, José E. Gutiérrez³

¹ Dpto. Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Jaén. Campus Las Lagunillas s/n, E-23071 Jaén.

² Estación Experimental de Zonas Áridas, EEZA-CSIC, Ctra de Sacramento s/n, La Cañada de San Urbano, 04120, Almería

³ Sdad. Española de Ornitología. SEO-BirdLife. Oficina del LIFE Olivares Vivos. GEOLIT, Parque Científico y Tecnológico. C/Sierra Morena. CTSA. Local 1. E-23620 Mengíbar, Jaén

RESUMEN

El olivar es el cultivo arbóreo con mayor relevancia económica en Europa, y uno de los de mayor importancia para el mantenimiento de la biodiversidad en la cuenca Mediterránea. No obstante, son escasos los estudios sobre la biodiversidad de este cultivo y sobre los servicios ecológicos que ésta aporta. Presentamos el primer estudio a nivel regional sobre la biodiversidad del olivar andaluz y los factores que la influyen mediante el análisis del efecto del tamaño y marco de plantación, la cobertura herbácea y la complejidad del paisaje circundante en veinte plantaciones distribuidas por toda Andalucía. Se estudió la riqueza y abundancia de organismos indicadores sensibles a la actividad agrícola tan dispares como las aves, hormigas y la flora arvense. Los resultados preliminares muestran que los olivares andaluces, en su conjunto, albergan una notoria biodiversidad, pero que el estado de la misma varía considerablemente según la práctica de manejo agrícola y el escenario de complejidad del paisaje en que se desarrolla el cultivo. La complejidad del paisaje afecta de forma diferente a los distintos grupos de indicadores, siendo las aves las que parecen responder en mayor medida a esta variable. De los factores analizados, nuestros resultados preliminares indican que el de mayor impacto en la biodiversidad es la eliminación de cubiertas herbáceas por lo que la Política Agraria Comunitaria debería incidir prioritariamente en el mantenimiento de las cubiertas silvestres.

Palabras clave: OLIVARES VIVOS, biodiversidad, servicios ecosistémicos, cobertura herbácea, complejidad del paisaje, bioindicadores.

INTRODUCCIÓN

Entre los factores que conducen a la pérdida de biodiversidad, el uso de la tierra por parte del hombre y, particularmente, la actividad agraria (agricultura y ganadería) son los más frecuentes a nivel global (Millenium Ecosystem Assessment, <http://www.unep.org/maweb/en/Index.aspx>). La agricultura, extendida en la mayoría de los ecosistemas terrestres, ha convertido los hábitats naturales en paisajes antrópicos simplificados y

homogéneos. La agricultura implica una importante sustitución de especies a escala local (e.g. comunidades forestales reemplazadas por tierras de cultivo) junto con una pérdida de especies vinculada a la pérdida de hábitat y a la fragmentación (Lindenmayer & Fischer 2006). Los paisajes agrícolas tradicionales fueron capaces de retener mucha de la biodiversidad original en muchas regiones, pero la intensificación agrícola ocurrida desde la década de los 50 del siglo pasado ha causado pérdidas globales de biodiversidad a una escala sin precedentes (Tscharntke et al. 2005). La intensificación ha ocurrido a dos escalas espaciales: 1) a escala de paisaje, implicando la simplificación del paisaje como consecuencia de la eliminación de hábitats naturales y la homogeneización de cultivos a gran escala; y 2) a escala local (dentro de cultivo), relacionada con el uso de pesticidas y fertilizantes y con la homogeneización de especies y variedades cultivadas (Tscharntke et al. 2005; Concepción et al. 2008).

Los ecosistemas modificados por la agricultura pueden, no obstante, mantener complejidad biológica y, por tanto, las áreas afectadas por la agricultura deberían ser interpretadas como agroecosistemas más que simplemente sistemas productivos. A pesar de las pérdidas de biodiversidad debidas a la agricultura, los agroecosistemas han sido un objetivo a considerar por parte de programas de conservación a gran escala destinados al mantenimiento de la biodiversidad (Pimentel et al. 1992, Brooks et al. 2004, Inger et al. 2015). El fomento de la preservación de la biodiversidad en paisajes agrícolas se fundamenta bajo la premisa de que ésta provee servicios ecosistémicos fundamentales a la agricultura. Esto es aún más relevante si se considera la creciente demanda de alimentos (y, por tanto, la consiguiente necesidad de terreno agrícola) en las próximas décadas. La importancia de integrar la producción agrícola sostenible y la conservación de la biodiversidad

inspira actualmente las políticas agrarias, tales como los Agri-Environmental Schemes (AES) de la Política Agrícola Común Europea (CAP), así como nuevas líneas de investigación, incluyendo la restauración ecológica (Swift et al. 2004; Rey-Benayas & Bullock 2012). Sin embargo, para hacer efectivas estas políticas y los esfuerzos de restauración es necesario considerar cómo se relacionan los niveles de biodiversidad en los agroecosistemas con las prácticas agrícolas de intensificación-extensificación y con la complejidad de los paisajes agrícolas (Tschamtker et al. 2005, 2012; Concepción et al. 2012) ya que los retazos de hábitats naturales son las últimas fuentes de biodiversidad en los paisajes modificados por el hombre. Esta información es tan vital como escasa para la mayoría de los cultivos en el mundo y, particularmente, para los cultivos arbóreos.

Como parte de un estudio a largo plazo sobre la evaluación y restauración de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos en olivares de Andalucía (proyectos LIFE OLIVARES VIVOS, LIFE14 NAT/ES/001094, de la Comisión Europea y AGRABIES CGL2015-68963-C2-1-R del Ministerio de Economía y Competitividad), este trabajo aporta un informe inicial de la biodiversidad de fauna (aves y hormigas) y flora (vegetación arvense) en relación con la complejidad del paisaje y las prácticas de intensificación agrícola en 20 olivares piloto distribuidos por las zonas de mayor producción olivarera en España. El olivar es el cultivo arbóreo con mayor relevancia económica en Europa, y uno de los cultivos de mayor importancia para el mantenimiento de aves y la biodiversidad de otros vertebrados (Rey 1993, 2011, Castro-Caro et al. 2014a, 2015, Carpio et al. 2015, 2016). No obstante, se conoce poco de su biodiversidad, así como de los servicios ecológicos que ésta aporta. También se ignora en qué medida estas variables son afectadas por las prácticas agrícolas y la complejidad del paisaje.

MÉTODOS

Área de estudio y diseño experimental general

El estudio comenzó realizando visitas a un gran número de plantaciones que cumplieran una serie de requisitos (tamaño de plantación, manejo de cobertura herbácea, marco de plantación, ver abajo) y entrevistando a sus propietarios. En estas visitas se recogió información básica sobre los olivares, su sistema de manejo y las características del paisaje en el que se enmarcaban. Estas visitas permitieron seleccionar veinte olivares (en donde actualmente se están estudiando la biodiversidad y los servicios ecosistémicos y se está restaurando la vegetación herbácea y leñosa) de acuerdo con tres criterios que

pueden influir en la biodiversidad y servicios ecosistémicos: i) tamaño de la plantación, ii) grado de intensificación agrícola (e.g. densidad de arbolado y técnicas de manejo de la vegetación arvense), iii) complejidad del paisaje circundante (Tabla 1). Estas plantaciones se distribuyen a lo largo de Andalucía, desde la provincial de Jaén a la de Cádiz (Fig. 1). Los olivares seleccionados se clasificaron según los mencionados criterios en las siguientes categorías:

1. Tamaño de plantación: olivares pequeños (< 10 has) y olivares grandes (> 40 has).
2. Estado de la cubierta herbácea: ausente (típicamente eliminada por herbicida de pre-emergencia o laboreo) o presente (sin herbicidas de pre-emergencia y siega en la primavera avanzada).
3. Tipo de manejo en función de su marco de plantación: extensivo (10x10 m o superior) o intensivo (inferior a 10x10m, típicamente 8x8 o 7x7 e incluso menor, pero no en seto).
4. Complejidad del paisaje: baja (paisajes agrícolas homogéneos de olivar o con escasa intercalación de cultivo y ausencia generalizada de elementos naturales en el paisaje), media (con intercalación de cultivo y elementos de vegetación natural dispersos tales como monte natural o bosques de ribera) o alta (elevada presencia de elementos naturales de diversificación del paisaje). (Figura 1).

Estudio de la diversidad taxonómica de cada grupo de organismos e indicadores de biodiversidad

Se realizaron censos mensuales de aves, vegetación arvense y hormigas epigeas en las veinte plantaciones piloto de abril a junio de 2016. Nuestro programa de censo incluía seis estaciones de muestreo en plantaciones pequeñas y 10-12 estaciones de muestreo (variable según el grupo de organismos a muestrear) en plantaciones grandes. El 40% de estas estaciones se situó en zonas improductivas de los cultivos mientras que el 60% restante se ubicó en las zonas cultivables. Todas estas estaciones fueron georreferenciadas con GPS y cargadas en una plataforma GIS desde la cual se evaluarán en el futuro diversas mediciones a escala de parche y de paisaje. Las estaciones de muestreo consistieron en parcelas circulares de 50 m de radio al considerarse este método como el más apropiado para el rango de tamaño de las plantaciones seleccionadas y por permitir una mejor relación entre la heterogeneidad del hábitat a pequeña escala y los valores de biodiversidad, lo que favorece el trabajo a diferentes escalas espaciales (del parche al paisaje, ver Figura 2).

Como indicadores de diversidad usamos dos estimadores de riqueza de especies que posibilitan su genuina comparación entre fincas ya que permiten su control por diferentes esfuerzos de muestreos. Uno de ellos (S) se produce por estimas de rarefacción (un re-muestreo reiterativo de las especies que se acumulan conforme incrementamos secuencialmente el número de muestras) y, en nuestro caso, se estandariza a un mínimo común de estaciones de censo (24 en aves, 18 en herbáceas y 18 en hormigas). El otro (Chao2) es un estimador que incorpora a la riqueza observada el número de especies que se estiman que no se habrían detectado por ser infrecuentes (especies raras), lo que se realiza a partir de la ratio de frecuencia de especies detectadas sólo 1 y 2 veces. Ambos son ampliamente usados en la caracterización de diversidad y riqueza en las comunidades ecológicas (Gotelli & Colwell 2001). Ambos índices estuvieron basados para cada grupo de organismos en la función de incidencia (frecuencia de aparición de cada especie en estaciones de censo). En el caso de las aves, ambos estimadores de riqueza se proporcionan para aves detectadas dentro de la parcela de censo (dentro de banda) y para la suma de aves detectadas dentro y fuera de dicha parcela en cada estación de censo (fuera de banda).

Análisis estadísticos

Los efectos del tamaño de la finca, la presencia/ausencia de cubierta herbácea y el marco de plantación sobre la riqueza de especies (S y Chao2) fueron examinados por separado para cada grupo de especies mediante modelos lineales generalizados considerando los efectos principales y las interacciones entre estos factores. Debido a que la incorporación de un cuarto factor (la complejidad del paisaje) limitaría la potencia del test para el número de grados de libertad disponibles con un tamaño de muestra de 20 olivares, examinamos por separado el efecto del paisaje y su interacción con la presencia/ausencia de cubierta herbácea, que fue la variable más explicativa de las consideradas (ver resultados), y la que mejor refleja el grado de intensificación agrícola en olivar.

RESULTADOS

Diversidad en los olivares piloto

Durante la estación reproductora de 2016 se detectaron en total 128 especies de aves, 60 especies de hormigas y 500 especies de plantas herbáceas a lo largo de todos los olivares piloto.

La riqueza observada de aves en olivares piloto varió entre 16 y 43 especies (considerando sólo aves detectadas dentro de la parcela de 50 m radio) y entre 28 y 51 (considerando aves detectadas dentro

y fuera de la parcela). Estas últimas cifras se acercaron a las estimas de Chao2 para riqueza de especies de aves (dentro y fuera de banda) que dan un rango de variación entre olivares entre 33.4 y 68.5 especies. En cuanto a la flora arvense, el número de especies detectadas por olivar piloto varió entre 35 y 141, que según estimas de Chao2 podrían definir un rango de variación de 42.8 a 191.8 especies. Finalmente, el rango de variación de especies de hormigas detectado entre olivares fue de 11 a 26, que en base a la frecuencia de especies raras determina un rango de variación según estimas de Chao2 de 11 a 36.71. (Tabla 1).

Variables explicativas de la biodiversidad

De los factores de manejo reflejados en la Tabla 1 fue la presencia/ausencia de cubierta herbácea la que mayor influencia tuvo sobre la riqueza de aves, flora arvense y hormigas. El efecto de la cubierta fue estadísticamente significativo ($P < 0,05$) en modelos lineales generalizados de tres factores (tamaño del olivar, presencia/ausencia de cubierta y marco de plantación) para la riqueza de aves en los 50 m de banda de censo (S24), la riqueza de arvenses (S18) y la riqueza de hormigas (tanto S18 como Chao2), de forma que la eliminación de la cubierta implica una reducción promedio de 22 especies de flora arvense (30% reducción de riqueza), 4 de aves (18%) y 5 de hormigas (9 según Chao2) (25 y 35% de reducción de especies para cada estimador de riqueza, respectivamente).

El estimador de riqueza que incorpora la rareza (Chao2) también pone de manifiesto una cierta influencia del marco de plantación en la riqueza de especies de herbáceas y aves (en este caso para las aves detectadas tanto dentro como fuera de banda). Los marcos de plantación intensivos produjeron una ganancia estadísticamente significativa de algunos de nuestros indicadores de diversidad (25% de ganancia en flora arvense y 15% en aves). Los efectos del manejo de la cubierta y del marco de plantación son aditivos, ya que no se detectan efectos significantes de su interacción.

Finalmente, el tamaño de la propiedad tiene también un cierto efecto sobre la riqueza de especies. Así en fincas pequeñas hubo una reducción estadísticamente significativa de especies de herbáceas (cuando se incorpora la rareza de especies) que supuso 38 especies menos respecto a fincas grandes (25% de reducción con Chao2). No obstante, estas diferencias no se aprecian con el estimador de riqueza que controla para el diferente esfuerzo de muestreo. Del mismo modo, la riqueza de especies de aves considerando lo detectado dentro y fuera de banda en cada estación de muestreo se redujo de promedio en 8 especies en fincas pequeñas (15%) respecto a las grandes al

considerar la frecuencia de especies raras. La riqueza de hormigas no varió en función del tamaño de la finca. El único término de interacción que resultó significativo en el diseño factorial de tres factores fue el del efecto del tamaño de la finca con el efecto de la eliminación activa de cubiertas sobre la riqueza de especies herbáceas. Esto indica que la pérdida de riqueza por eliminación de la cubierta sucede fundamentalmente en fincas grandes, mientras que las fincas pequeñas tienen menos riqueza de especies herbáceas tanto si tienen cubierta como si no.

El efecto de la complejidad del paisaje (baja, media o alta) sobre la diversidad en los distintos grupos varió. En el caso de especies herbáceas dependió de la práctica de manejo de la cubierta (efecto de interacción de ambos factores $P < 0,05$), de forma que donde no se elimina sistemáticamente la cubierta la riqueza de especies incrementó con la complejidad del paisaje mientras que ocurrió lo contrario en olivares donde se elimina (Fig. 3a). Ello se reflejó tanto con estimador S18 como con Chao2. En el caso de la riqueza de hormigas, también hubo efecto significativo de la interacción de la cubierta con la complejidad del paisaje ($P = 0,02$ para S18; $P = 0,04$ para Chao2), pero sólo hubo diferencias significativas a baja complejidad del paisaje, situación en la que los olivares con cubierta duplicaron el número de especies de hormigas respecto a los sin cubierta, mientras que en olivares en paisajes de complejidad media y alta la presencia de cubiertas no incrementó la diversidad de hormigas (Fig. 3b). En el caso de las aves, no se detectó un efecto de la interacción complejidad del paisaje-cubierta herbácea sobre el estimador S24 dentro de banda. De hecho, el único efecto significativo de la complejidad de paisaje se detectó con Chao 2 considerando las aves en banda+fuera de banda (Fig. 3d), con una tendencia al incremento desde baja a media y alta complejidad que no estuvo afectado por la cobertura. Al considerar sólo las aves dentro de banda, la riqueza estimada por S24 fue superior en presencia de cubiertas sólo en complejidades medias de paisaje mientras la cubierta no afectó a la riqueza a alta o baja complejidad de paisaje (Fig. 3c).

DISCUSIÓN

Se ha sugerido repetidamente que el olivar representa un importante refugio para la biodiversidad en la región Mediterránea (Herrera 1983, Rey 2011, Carpio et al. 2015) por: i) su naturaleza semiforestal, ii) su ubicación estratégica en un 'punto caliente de biodiversidad', iii) hallarse entre las joyas de la corona de la región Mediterránea (los espacios protegidos de Andalucía),

y iv) su procedencia de una planta nativa de la región con relaciones ecológicas establecidas a lo largo de millones de años con animales y plantas con los que todavía convive (Herrera 1983, Rey et al. 2009). Las evidencias científicas disponibles hasta ahora son, sin embargo, de corto alcance espacial y basadas en pocos grupos de organismos, especialmente vertebrados. Este es el primer estudio a nivel regional de largo alcance que se realiza sobre los factores que promueven o disminuyen la biodiversidad en los paisajes del olivar andaluz, la región más importante en la producción de aceite y aceituna a nivel mundial. Nuestros resultados son todavía muy preliminares, pero al estar basados en grupos indicadores sensibles a la actividad agrícola tan dispares como las aves, hormigas y la flora arvense permiten hacer más generalizaciones sobre el estado de la biodiversidad del olivar andaluz y su potencial de recuperación de biodiversidad de lo que ha sido previamente posible. Nuestros resultados confirman que los olivares andaluces, tomados en su conjunto, albergan todavía una notoria biodiversidad, pero que el estado de la misma varía considerablemente según la práctica de manejo agrícola y el escenario de complejidad del paisaje en que se desarrolla el cultivo. (Ver Figura 3).

La complejidad del paisaje parece afectar de forma diferente a los distintos grupos de especies. En el caso de herbáceas, la complejidad de paisaje incrementa la riqueza de especies sólo en olivares que dejan cubiertas, mientras que no es así en los que no dejan, sugiriendo que la acción de los herbicidas deteriorando los bancos de semillas no es compensada por el aporte de semillas desde los frecuentes elementos naturales que todavía permanecen en paisajes complejos. En el caso de las hormigas, la complejidad del paisaje de olivar no aporta más riqueza de especies, estando ésta más afectada por la presencia de cubierta y manejo del suelo, lo que se pone de manifiesto especialmente en complejidades bajas de paisaje. La ausencia del efecto del paisaje en este grupo probablemente se relaciona con su sensibilidad a variaciones a pequeña escala, debido a la dependencia estricta de estos organismos de las condiciones del suelo en el que habitan. Por su parte, las aves son las que parecen responder en mayor medida a la complejidad del paisaje del olivar, de forma que el número de especies incrementa en complejidades medias y altas con respecto a las bajas. Esto es común en aves ya que su ligazón durante la primavera a hábitats con estructura adecuada a cada una de ellas es bien conocida y un paisaje heterogéneo genera múltiples hábitats disponibles para la nidificación de muchas más especies (Rey et al. 1997). Además, parece haber una cierta tendencia a que sea en niveles intermedios de complejidad paisajística donde la presencia de

cubiertas herbáceas genere mayores diferencias en riqueza de especies de aves. Ello significa que es en paisajes de olivar con niveles intermedios de complejidad donde las políticas agroambientales de mantenimiento de cubiertas serían más efectivas para incrementar la diversidad de aves. Esto estaría acorde con los postulados conceptuales que describen que son las situaciones intermedias de complejidad las que permiten mayor recuperación de biodiversidad y, por tanto, mayor eficacia de las medidas agroambientales (Tscharntke et al. 2005; 2012)

De los factores analizados, la práctica activa de eliminación de cubiertas impacta negativa y consistentemente en la biodiversidad de los olivares andaluces considerada en su conjunto. Otros estudios en el olivar andaluz han reflejado la importancia del mantenimiento de las cubiertas para los vertebrados (Rey et al. 1996, Rey & Valera 1999, Valera et al. 2005, Castro-Caro et al. 2014b, 2015 para aves), pero lo hicieron a escalas espaciales mucho más reducidas y sin consideración explícita de la complejidad del paisaje (Castro-Caro et al. 2014a). La información disponible para otros grupos animales es casi exclusivamente referida a insectos auxiliares (Paredes et al. 2013, 2015), que no necesariamente actúan como bioindicadores de calidad de hábitat. Las hormigas, por el contrario, han sido ampliamente usadas como indicadores de salud del hábitat en otros sistemas agrícolas (Perfecto & Vandermeer 2002) por ser especialmente sensibles al trato que se le da al suelo, al dosel arbóreo y a la cubierta herbácea. En el olivar, la diversidad de hormigas reflejó patrones de afección en gran medida similares a los mostrados por las aves, por lo que puede decirse que el manejo del suelo y la cubierta herbácea traslada sus efectos entre la flora, los insectos del suelo y las aves.

Nuestros resultados también apuntan a un cierto efecto de la escala de manejo, puesto que la permanencia de cubierta herbácea redundó en mejoras de la biodiversidad respecto a su eliminación particularmente en fincas grandes, mientras que fincas pequeñas albergaron menos diversidad de flora independientemente de su manejo. Esto se une a que las fincas pequeñas albergan menos diversidad de aves. No obstante, el hecho de que esto suceda principalmente cuando se considera el estimador que incorpora la frecuencia de especies raras pero no suceda con la riqueza estandarizada a un mismo esfuerzo de muestreo plantea que ese efecto puede ser simplemente de muestra. En cualquier caso, el efecto de escala de manejo se ha puesto de manifiesto repetidamente en cultivos anuales en toda Europa y en Norteamérica (ej. Concepción et al. 2012) remarcando la ineficacia de las prácticas agro-ambientales y el subsidio al

pequeño propietario que las practica de cara a la mejora de la biodiversidad cuando la escala de actuación es pequeña (Scherr & McNeely 2008). De corroborarse esta tendencia en el olivar indicaría la necesidad de incrementar la escala de actuación de las prácticas de mantenimiento de cubiertas a nivel de cooperativa o consorcios de propietarios.

CONCLUSIÓN

Los resultados, siendo aún preliminares, proporcionan un diagnóstico inicial sobre el estado de la biodiversidad del olivar antes de iniciar las actuaciones de restauración de cubiertas herbáceas y de elementos de diversificación del paisaje en los olivares piloto. Este diagnóstico es relevante para la Política Agraria Comunitaria en el olivar. A falta de profundizar en la influencia de la complejidad del paisaje (Tscharntke et al. 2005) y el contexto geográfico de cada finca estudiada sobre la biodiversidad, los resultados claramente sugieren que, de los factores analizados, la práctica activa de eliminación de cubiertas (por si misma o asociada a otros manejos agronómicos aún por analizar) impacta negativa y consistentemente en la biodiversidad de los olivares andaluces considerada en su conjunto. El mantenimiento de cubiertas naturales y nativas del territorio impulsa la biodiversidad de aves e insectos del suelo a escala local y regional, por lo que la PAC debería incidir prioritariamente en el mantenimiento de las cubiertas silvestres en su política de incentivos al olivar. Aquí hemos mostrado resultados del estatus de la biodiversidad en olivares piloto antes de realizar actuaciones de restauración. Su contraste con los resultados de biodiversidad después de estas actuaciones proporcionará información sobre la eficiencia de manejo para la conservación de especies y remanentes de hábitat en paisajes de olivar. Adicionalmente, estos resultados servirán de punto de referencia para la certificación de Olivares Vivos (proyecto LIFE14 NAT/ES/001094) que produzcan aceites mediante un manejo agrícola que recupere biodiversidad.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido financiado por los proyectos OLIVARES VIVOS, LIFE14 NAT/ES/001094, de la Comisión Europea y AGRABIES, CGL2015-68963-C2-1-R, del Ministerio de Economía y Competitividad. Nuestros agradecimientos a los olivareros y olivareras participantes en el proyecto, a los cofinanciadores (Fundación Patrimonio Comunal Olivarero e Interprofesional del Aceite de Oliva Español) y a GEOLIT.

REFERENCIAS

- Brooks, TM, et al. 2004. Coverage provided by the global protected-area system: Is it enough? *BioScience* 54:1081–1091.
- Carpio, AJ, Cabrera, M, Tortosa, FS. 2015. Evaluation of methods for estimating species richness and abundance of reptiles in olive groves. *Herpetological Conservation and Biology*, 10, 54-63
- Carpio, AJ, Oteros, J, Tortosa, FS, Guerrero-Casado, J. 2016. Land use and biodiversity patterns of the herpetofauna: The role of olive groves. *Acta Oecologica*, 70, 103-111.
- Castro-Caro, JC, Barrio, IC, Tortosa, FS. 2014a. Is the effect of farming practices on songbird communities landscape dependent? A case study of olive groves in southern Spain. *Journal of Ornithology*, 155, 357-365.
- Castro-Caro, JC, Carpio, AJ, Tortosa, FS. 2014b. Herbaceous ground covers reduce nest predation in olive groves. *Bird Study*, 61, 537-543.
- Castro-Caro, JC, Barrio, IC, Tortosa, FS. 2015. Effects of hedges and herbaceous cover on passerine communities in Mediterranean olive groves. *Acta Ornithologica*, 50, 180-192
- Concepción, ED, Díaz, M, Baquero, RA. 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology*, 23, 135-148.
- Concepción, ED, Díaz, M, Kleijn, D, Báldi, A, Batáry, P, Clough, Y, Gabriel, D, Herzog, F, Holzschuh, A, Knop, Marshall, EJP, Tschamntke, T, Verhulst, V. 2012. Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. *Journal of Applied Ecology* 49, 695-705.
- Gotelli NJ, Colwell RK. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4, 379–391.
- Herrera CM. 1983. Coevolución de plantas y frugívoros: la invernada mediterránea de algunos paseriformes. *Alytes*, 1, 177–189
- Inger, R., Gregory, R, Duffy, JP, Stott, I, Voříšek, P, Gaston, KJ. 2015. Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters*, 18, 28-36
- Lindenmayer, D, Fischer, J. 2006. *Habitat fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis*. Island Press, Washington.
- Paredes, D, Cayuela, L, Campos, M. 2013. Synergistic effects of ground cover and adjacent vegetation on natural enemies of olive insect pests. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 173, 72-80
- Paredes, D, Cayuela, L, Gurr, G M, Campos, M. 2015. Is ground cover vegetation an effective biological control enhancement strategy against olive pests? *PLoS ONE* 10, e0117265.
- Perfecto, I, Vandermeer, J. 2002. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. *Conservation Biology* 16: 174–182.
- Pimentel, DD, Stashow, U, Takacs, DA, Brubaker, HW, Dumas, AR, Meaney, JJ, O'Neil, JAS, Onsi DE, Corzilius, DB. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *BioScience* 42, 354-362.
- Rey, PJ. 1993. The role of olive orchards in the wintering of frugivorous birds in Spain. *Ardea*, 81, 151-160
- Rey, PJ. 2011. Preserving frugivorous birds in agro-ecosystems: lessons from Spanish olive orchards. *Journal of Applied Ecology* 48, 228-237
- Rey, PJ, Alcántara, JM, and Sánchez-Lafuente, AM. 1996. Temporal Variation in Food Availability and Diet of Blackcaps in Olive Orchards. *Journal of Field Ornithology*, 67, 592-603.
- Rey, PJ, Valera, F, Sánchez-Lafuente, AM. 1997. Avifauna reproductora y estructura del hábitat en la campiña y sierras subbéticas de Jaén. *Doñana, Acta Vertebrata*, 24, 115-142.
- Rey, PJ, Valera, F. 1999. Diet plasticity in blackcap (*Sylvia atricapilla*): The ability to overcome nutritional constraints imposed by agricultural intensification. *Ecoscience*, 6, 163-172.
- Rey, PJ, Alcántara, JM, Fernández-Palacios, JM. 2009. Bosques de Olea y Ceratonia. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- Rey-Benayas, JM, Bullock, JM. 2012. Restoration of Biodiversity and Ecosystem Services on Agricultural Land. *Ecosystems* 15: 883-899.
- Scherr, SJ, McNeely, JA. 2018. Biodiversity conservation and agricultural sustainability: towards a new paradigm of 'ecoagriculture' landscapes. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.*, 363, 477–494.
- Swift, MJ, Izac AMN, van Noordwijk, M. 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 113-134.
- Tschamntke, T, Klein, AM, Kruess, A, Steffan-Dewenter, I, Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874.
- Tschamntke, T et al. 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87, 661-685
- Valera, F, Wagner, RH, Romero-Pujante, M, Gutiérrez, JE, Rey, PJ. 2005. Dietary specialization on high protein seeds by adult and nestling serins. *The Condor* 107, 29-40.



Figura 1. Ubicación en Andalucía de los 20 olivares piloto de estudio. La adscripción de cada olivar a un tamaño de finca, grado de intensificación según manejo de cubierta (con y sin cubierta herbácea) y marco de plantación (intensivo o extensivo) se indica en la Tabla 1.

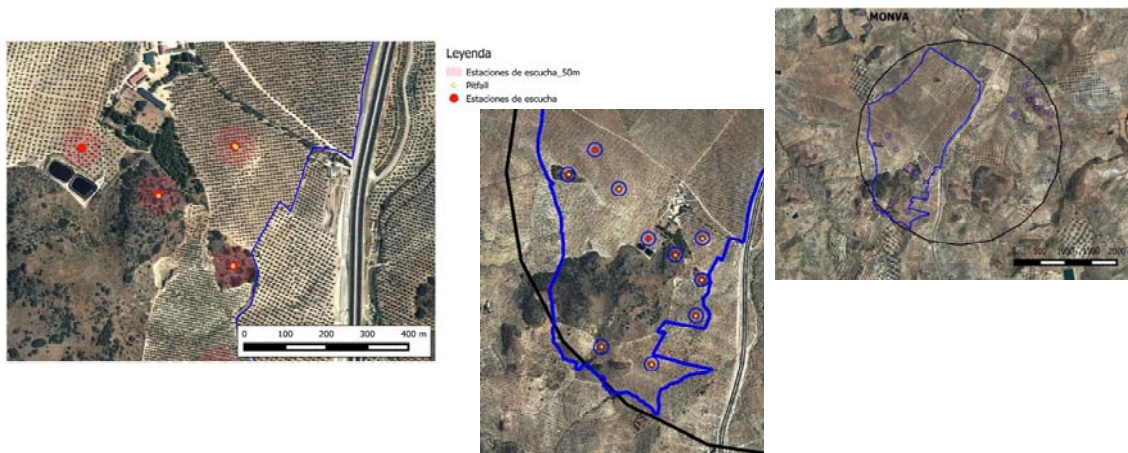


Figura 2. Representación de las escalas de muestreo consideradas para el **olivar piloto de Monva**. En la imagen de la derecha se muestra la vista general de la finca de **olivar piloto** (delimitado en trazo azul en el lado izquierdo de la imagen). Las imágenes central e izquierda muestran detalles de ubicación de algunas de las estaciones de muestreo de biodiversidad en el olivar piloto: estaciones de escucha de 50 m de radio para aves acompañadas de: i) trampas *pitfall* para captura de insectos, ii) muestreo de especies herbáceas mediante cuadrados de 1x1 m. Se configura así un muestreo inclusivo de biodiversidad que explora efectos a **escala de paisaje** (*buffer* de 2 km de radio representado en trazo negro en la figura de la derecha), **finca piloto** (efecto de manejo) y **rodal** (estación de 50 m de radio).

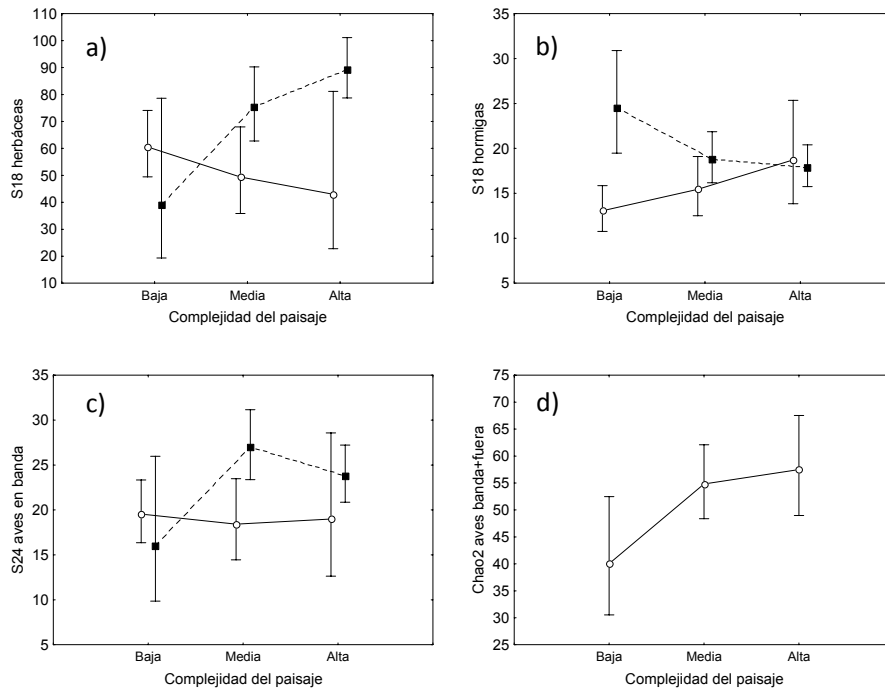


Figura 3. Efectos de la complejidad del paisaje en la diversidad de especies estimada como riqueza estandarizada a un esfuerzo común (S18 o S24) o como Chao2. Para flora arvense y hormigas se muestra la riqueza de especies por 18 muestras. Para aves se muestra tanto S24 en banda como Chao2 dentro y fuera de banda. Los gráficos a), b) y c) corresponden a efectos de interacción entre la complejidad del paisaje y el tratamiento de la cubierta (cubierta eliminada, indicada con círculos blancos, o mantenida, con cuadrados negros). El gráfico d) muestra el efecto de la complejidad del paisaje sobre la riqueza de aves dentro y fuera de banda (índice Chao2). Se muestran medias e intervalos de confianza del 95%.

Tabla 1. Indicadores de diversidad taxonómica de cada grupo de organismos. Se muestran los valores de S estandarizados a un número mínimo de unidades de muestreo común y Chao2. Para las aves, ambos estimadores de riqueza se proporcionan para aves detectadas dentro de banda y para la suma de aves detectadas dentro y fuera de banda en cada estación de censo. Se refleja también la adscripción de cada olivar piloto a una categoría de tamaño de propiedad, mantenimiento de cubierta, intensificación agrícola según el marco de plantación y nivel de complejidad del paisaje.

Olivar piloto	Características de los olivares en estudio				Aves				Hormigas		Flora arvense	
	Tamaño	Cubierta	Manejo (marco)	Complejidad del paisaje	Dentro de banda		Dentro+fuera de banda		S18	Chao 2	S18	Chao2
Benzalá	Pequeña	No	Extensivo	Baja	18,0	29,5	28,0	33,4	13,0	13,0	80,0	176,5
Casilla Aranda	Pequeña	No	Extensivo	Baja	20,0	40,1	37,0	39,7	11,0	11,0	47,0	61,17
Cortijo del Duque	Grande	No	Intensivo	Baja	17,1	27,8	41,3	56,5	16,2	16,9	42,7	167,7
Cortijo Guadiana E.	Grande	Sí	Extensivo	Media	36,6	49,4	44,2	57,9	11,0	14,0	88,5	140,4
Cortijo Guadiana I.	Grande	Sí	Intensivo	Media	26,0	35,5	34,7	61,5	17,0	17,3	84,4	192,8
David Lantejuela	Pequeña	No	Intensivo	Baja	20,0	26,9	47,0	61,4	12,0	12,0	63,0	100,5
El Tobazo	Grande	Sí	Extensivo	Alta	22,7	38,7	41,5	68,5	18,8	20,9	94,8	201,4
Finca La Torre	Grande	Sí	Intensivo	Alta	17,8	27,8	35,7	46,5	18,3	21,9	93,6	142,3
La Casona	Grande	Sí	Extensivo	Alta	29,0	41,3	44,2	63,7	15,3	24,9	91,5	155,2
Monva	Grande	Si	Intensivo	Media	29,5	53,7	47,1	61,3	22,5	30,7	74,3	119,4
Moraleda	Pequeña	No	Intensivo	Media	18,0	26,9	33,0	54,1	14,9	15,0	74,0	155,5
Ojuelos	Grande	No	Extensivo	Media	17,0	86,4	39,6	63,8	15,2	17,4	27,0	42,8
Olivar de La Luna	Grande	Sí	Extensivo	Alta	25,8	37,3	39,1	49,0	18,3	22,7	78,7	150,4
Olivilla	Pequeña	Sí	Intensivo	Media	16,0	21,0	33,0	43,5	24,8	26,0	54,0	93,0
Peña del Gallo	Pequeña	No	Extensivo	Alta	19,0	24,0	40,0	61,1	18,7	20,6	43,0	67,8
Piedras Cucas	Grande	No	Extensivo	Baja	22,7	36,9	30,4	40,0	13,2	13,2	70,1	166,9
Quinta Linares	Pequeña	Sí	Extensivo	Baja	16,0	50,5	28,0	34,7	24,5	36,7	39,0	58,8
Rancho del Herrador	Pequeña	Sí	Extensivo	Alta	24,0	28,5	38,0	38,8	22,2	24,9	67,0	96,3
Toquillas	Grande	No	Extensivo	Media	20,0	23,7	33,9	42,9	16,3	19,6	47,1	134,9
Torres de Albánchez	Pequeña	Sí	Intensivo	Alta	23,8	45,6	39,6	58,4	14,7	17,9	109,8	191,8