

# Efectos del manejo del viñedo sobre la biodiversidad de artrópodos epiedáficos en Andalucía oriental (España)

J. Miguel-Aristu<sup>1</sup>, L. Avivar-Lozano<sup>1</sup>, V. Giráldez-Sánchez<sup>1</sup>, O. Pastor-Sepúlveda<sup>1</sup>, S. Pérez-Guerrero<sup>1,\*</sup>

(1) Laboratorio de Entomología. IFAPA. Centro "Las Torres". Crta. Sevilla-Cazalla de la Sierra, Km 12,2. 41200 Alcalá del Río (Sevilla). España.

\* Autor de correspondencia: S. Pérez-Guerrero [[sergio.perez@juntadeandalucia.es](mailto:sergio.perez@juntadeandalucia.es)]

> Recibido el 16 de mayo de 2019 - Aceptado el 17 de septiembre de 2019

**Miguel-Aristu, J., Avivar-Lozano, L., Giráldez-Sánchez, V., Pastor-Sepúlveda, O., Pérez-Guerrero, S. 2019. Efectos del manejo del viñedo sobre la biodiversidad de artrópodos epiedáficos en Andalucía oriental (España). *Ecosistemas* 28(3):115-125. Doi.: 10.7818/ECOS.1793**

La intensificación de la actividad agrícola de las últimas décadas ha hecho que se constatare una merma en la biodiversidad y en los servicios ecosistémicos asociados a los sistemas productivos. En respuesta a esto, el manejo ecológico de los cultivos se ha planteado como una herramienta de conservación de la biodiversidad y de sostenibilidad de los mismos. En este trabajo, se comparan la riqueza y la abundancia de artrópodos epiedáficos asociados a viñedos ecológicos y convencionales de Andalucía occidental mediante la selección de parcelas pareadas. Los artrópodos se recolectaron mediante trampas de caída y se asignaron a diferentes grupos funcionales atendiendo a sus preferencias tróficas y ecológicas. Se identificó un total de 22 110 artrópodos pertenecientes a 24 órdenes y 97 familias. Los resultados muestran que tanto la riqueza específica como la abundancia fueron significativamente superiores en las parcelas con manejo ecológico. Además, este tipo de cultivos albergó una riqueza de morfoespecies de todos los grupos funcionales (depredadores, omnívoros, detritívoros, fitófagos y micófagos) significativamente mayor que las parcelas con manejo convencional. En cuanto a la abundancia, los viñedos ecológicos albergaron un mayor número de depredadores, fitófagos y micófagos mientras que para omnívoros y detritívoros no se encontraron diferencias significativas con respecto a los viñedos con manejo convencional. En términos generales, no se encontró una distribución del número de morfoespecies desde el borde a zonas más interiores de las parcelas. Finalmente, no se encontró una distribución diferencial del número de morfoespecies y la abundancia de los diferentes grupos funcionales a lo largo de las tres distancias consideradas, a excepción de la abundancia de artrópodos depredadores que fue significativamente superior en trampas más interiores a 25 m con respecto a la observada a las distancias de 5 y 15 m. Los resultados obtenidos en este trabajo ponen de manifiesto la mayor diversidad general y de determinados grupos funcionales en viñedos ecológicos, lo que tiene importantes implicaciones desde el punto de vista de la funcionalidad y la conservación de la biodiversidad en uno de los agroecosistemas más importantes del sur de Europa.

**Palabras clave:** abundancia; agricultura sostenible; agroecosistema; cultivo ecológico; riqueza servicio ecosistémico

**Miguel-Aristu, J., Avivar-Lozano, L., Giráldez-Sánchez, V., Pastor-Sepúlveda, O., Pérez-Guerrero, S. 2019. Effects of vineyard management on soil-dwelling arthropods biodiversity in the Eastern Andalusia (Spain). *Ecosistemas* 28(3):115-125. Doi.: 10.7818/ECOS.1793**

Over the last decades, expansion and intensification of agriculture have prompted a loss of biodiversity and ecosystem services in agroecosystems. In order to mitigate these effects, organic farming is one of the main agri-environment schemes proposed for biodiversity conservation and sustainability. In the present work, richness and abundance of surface-active arthropods in matching pair of organic and conventional vineyards from the Western Andalusia were compared. Pitfall traps were used to sample arthropods and morphospecies were assigned to functional groups. A total of 22 110 arthropods were sampled from 24 orders and 97 families. Overall arthropods richness and abundance were significantly highest in organic vineyards with respect to conventional ones. In addition, morphospecies richness was also highest in organic vineyards for all functional groups considered and different trophic levels (predators, omnivores, saprophages, phytophages and mycophages). The same trend was found for abundance of predators, phytophages and mycophages, while no significant differences in abundance were found for omnivores and saprophages. In general, results showed no differences in distribution of morphospecies richness and abundance from the interior to the edge of the vineyards. Finally, there were no significant differences in morphospecies richness and abundance of functional groups considered from the interior to the edge of the vineyards except for abundance of predators with more individuals captured in traps placed at 25 m than traps placed at 5 m and 15 m. Results obtained here highlight the ability of organic vineyards to sustain more morphospecies and individuals of important guild of arthropods than conventional vineyards in the Southern Iberian Peninsula, which has important implications for the functionality and biodiversity conservation in one of the most important agroecosystem in the Southern Europe.

**Key words:** abundance; agroecosystem; ecosystem service; organic farming; richness; sustainable agriculture

## Introducción

La creciente intensificación de la actividad agrícola ha hecho que crezca la preocupación por la sostenibilidad de los cultivos, ya que se ha constatado una merma en la biodiversidad de estos sistemas (Kleijn et al. 2011). Esta biodiversidad asociada puede verse también afectada por otros factores como el paisaje circundante o los fenómenos de cambio climático (Isaia et al. 2006; Bellard et al.

2012). En los últimos 30 años, el cultivo de la vid se ha convertido en una actividad económica muy importante en todo el mundo, que actualmente se valora en más de 1000 millones de dólares (Bros-trom y Brostrom 2009). En algunos países con fuerte tradición vi-nícola como España, más del 20% de los cultivos leñosos son viñedos, con una superficie de más de 970 000 has (MAPAMA 2018). Como ocurre con la mayor parte de los cultivos, los distintos sistemas de manejo agrícola determinan en gran medida la soste-

nibilidad ecológica y económica de los viñedos (Abbona et al. 2007). En las zonas donde se ha implantado un manejo intensivo del viñedo, con el objetivo de obtener mayor rentabilidad y beneficios a corto plazo, este cultivo está generando un fuerte impacto sobre el medio ambiente y sobre servicios ecosistémicos de vital importancia. En respuesta a esto, han ido surgiendo propuestas para implantar una viticultura sostenible adoptando el manejo ecológico del cultivo que se basa, principalmente, en la no utilización de productos de síntesis (fertilizantes, insecticidas) y el uso de prácticas culturales (ej. cubiertas vegetales) que preservan la biodiversidad y los servicios ecosistémicos asociados. En los últimos años, el cultivo ecológico o sostenible de la vid ha ido en aumento, y en la Unión Europea más del 15% de los viñedos ya son de este tipo (Willer et al. 2014). Esta tendencia también se está produciendo en España y en Andalucía, aunque los porcentajes dedicados a este tipo de cultivo son aún bajos (por encima del 11% y el 3%, respectivamente; MAPAMA 2017).

El agroecosistema de la vid en Europa está caracterizado por su alta biodiversidad (Costello y Daane 2003; Gliessman 2000; Isaia et al. 2006) y puede tener un papel importante en la conservación de la misma (Bruggisser et al. 2010). Se ha analizado el efecto de las prácticas de manejo en este cultivo sobre varios grupos taxonómicos y diferentes niveles tróficos, principalmente plantas, aves e insectos (Foidevaux et al. 2017). Uno de los grupos más utilizados para detectar estos cambios en biodiversidad son los artrópodos, debido fundamentalmente a su sensibilidad al cambio y su estrecha asociación al suelo y al cultivo, de hecho, los artrópodos tienen un papel crucial en importantes servicios ecosistémicos como la descomposición de la materia orgánica, la polinización o el control natural de plagas (Stout y Finn 2015). Se ha constatado que las explotaciones vinícolas en régimen ecológico presentan, en términos generales, una mayor diversidad de artrópodos que aquellas que están sometidas a un régimen más intensivo (Bengtsson et al. 2005; Fuller et al. 2005; Gaigher y Samways 2010). De hecho, recientemente en Italia, se ha comprobado que algunos importantes grupos de artrópodos depredadores que participan en el control biológico (arañas y carábidos) son más abundantes y diversos en viñedos con un manejo ecológico que en aquellos que presentan un manejo más intensivo (Caprio et al. 2015). En la misma línea, Masoni et al. (2017) detectan un efecto positivo del manejo ecológico sobre la abundancia y la riqueza específica de hormigas en viñedos del norte de la Toscana (también en Italia). En el sureste de Francia, Froidevaux et al. (2017) muestran como el manejo ecológico determina una mayor abundancia de arañas, aunque este efecto no se detecta en la riqueza específica de este grupo que se ve favorecida por la presencia de cobertura vegetal y no por dicho manejo.

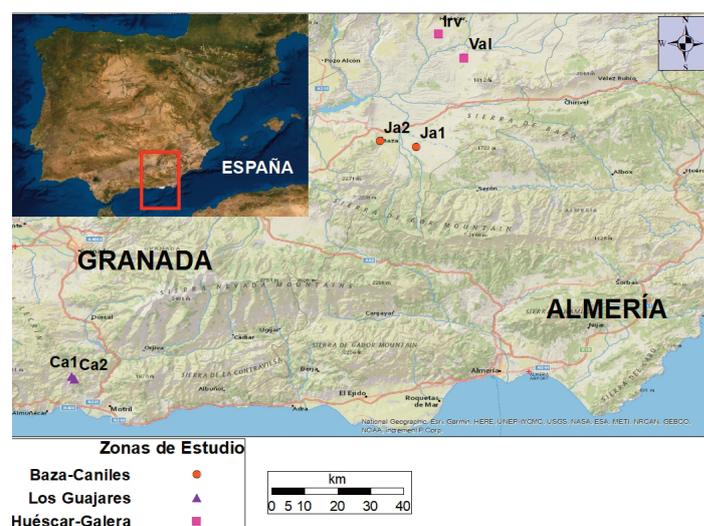
En España, los estudios del efecto del manejo agrícola sobre la biodiversidad asociada a viñedos son todavía escasos. En Extremadura (suroeste del país), se ha comprobado que en agroecosistemas mixtos (vid, cereal y olivar) los viñedos abandonados son más diversos que los sistemas de olivar y cereal, siendo los grupos dominantes formícidos, coleópteros y arañas (Pérez-Bote y Romero 2012). En Cataluña (noreste de España), Puig-Monserrat et al. (2017) obtuvieron mayores niveles de riqueza específica de lepidópteros en viñedos ecológicos. Sin embargo, se ha apuntado que los efectos positivos del manejo ecológico dependen del nivel de perturbación producida en el agroecosistema, ya que la relación entre el nivel de perturbación y la riqueza específica no sería lineal (Wootton 1998; Molino y Sabatier 2001; Svensson et al. 2007). De hecho, los resultados obtenidos por Bruggisser et al. (2010) detectan un efecto diferencial del nivel y el tipo de perturbación sobre varios niveles tróficos en el que el manejo ecológico no beneficia la biodiversidad. Por lo tanto, las conclusiones y recomendaciones derivadas de estos estudios dependen mucho de la localización y de las características bioclimáticas de las diferentes zonas de estudio, lo que pone de manifiesto la necesidad de reevaluar el efecto del manejo ecológico y otras prácticas de cultivo sostenibles, sobre todo en zonas de especial interés para la conservación de la biodiversidad (Tuck et al. 2014; Foidevaux et al. 2017).

Debido a lo planteado anteriormente, el objetivo del presente trabajo es conocer los efectos del manejo agrícola sobre la biodiversidad de artrópodos asociada al viñedo de altura (900-100 m) localizado en el sur de la Península Ibérica y en el entorno del macizo de Sierra Nevada.

## Material y métodos

### Zona de estudio y selección de parcelas

El estudio se realizó en 6 fincas (denominadas Ca1, Ca2, Irv, Val, Ja1 y Ja2) situadas en la Provincia de Granada (sur de España) dedicadas al cultivo de la vid. De esos 6 viñedos, 3 tenían un manejo ecológico y 3 un manejo convencional (al menos durante los últimos 3 años), y cada una de las fincas ecológicas estaba pareada con una convencional (Tabla 1; Fig. 1). Se siguió la metodología de Froidevaux et al. (2017) para la elección de las fincas pareadas. Cada pareja de fincas estaba situada a una altitud parecida y separada por una distancia menor a 10 000 metros y mayor a 500 metros, con el objetivo de que ambas estuvieran rodeadas de un paisaje similar y sometidas a condiciones climáticas semejantes, y que a su vez se pudiera obtener información independiente de cada una de ellas. En la zona de “Los Guajares” donde se sitúan las parcelas Ca1 y Ca2, los viñedos se encuentran rodeados de una zona heterogénea con fuerte pendiente de cultivos de árboles leñosos (olivo y almendro) y áreas semi-naturales formadas por zonas mixtas de matorral-pastizal con cultivos leñosos abandonados. El borde de referencia desde donde se realizó el muestreo en Ca1 linda con una zona de viñedos que suponen un total de 5.5 has y el borde de Ca2 linda con una zona mixta de matorral-pastizal. Por otro lado, las parcelas Ja1 y Ja2 se encuentran en la zona de “Baza-Caniles”. La parcela Ja1, en la localidad de Caniles, se caracteriza por estar en una zona donde predomina el cultivo de herbáceas anuales (con el que linda el borde de referencia) y una pequeña extensión de cultivos de leñosos (olivo y almendro). La parcela Ja2 está rodeada de cultivos anuales de herbáceas intercalados con la zona urbana de extensión del municipio de Baza. La parcela Irv, localizada en la zona de “Huéscar-Galera” y cuyo borde de referencia linda con una zona de viñedos que suponen unas 4.5 has, está rodeada de una zona extensa de cultivos anuales de herbáceas en regadío, con una pequeña mancha de vegetación natural (pastizal-matorral). Y por último, la parcela Val, localizada en Galera, linda con viñedos que suponen una extensión total de 7 has, rodeada por tierras arables y cultivo de leñosos más una pequeña superficie de vegetación natural de ribera.



**Figura 1.** Localización geográfica de las 6 parcelas en la provincia de Granada (Andalucía, España).

**Figure 1.** Location of the six sampling sites in Granada province (Andalusia, Spain).

**Tabla 1.** Resumen de las características de las parcelas de vid incluidas en el estudio. Las parcelas pareadas fueron Ca1 y Ca2, Irv y Val, y Ja1 y Ja2. \*La cobertura vegetal fue estimada in situ en el momento de colocar las trampas para el muestreo (ver sección 2.3).

**Table 1.** Summary with the main characteristics of the vineyards fields under study. Matching pair of organic and conventional vineyards were: Ca1 and Ca2, Irv and Val, Ja1 and Ja2. \*Ground covers vegetation were estimated in the fields simultaneously with the placement of the traps (see section 2.3).

Finca	Coordenada X	Coordenada Y	Término municipal	Altitud (m)	Superficie (ha)	Pendiente (%)	Cobertura vegetal (%)*	Manejo
Ca1	444541.88	4076272.96	Los Guajares	900	0.27	16.7	10-25	Ecológico
Ca2	445206.75	4075448.06	Los Guajares	1000	1.34	39.0	0-10	Convencional
Irv	533789.79	4181109.20	Huésca	900	4.54	3.3	10-25	Ecológico
Val	539921.54	4173606.53	Galera	920	3.18	6.4	0-10	Convencional
Ja1	528328.00	4146389.00	Caniles	890	0.80	2.7	10-25	Ecológico
Ja2	519660.88	4148043.97	Baza	890	0.66	5.9	0-10	Convencional

Los tratamientos en las parcelas convencionales consistieron en la aplicación de fungicidas/acaricidas azufrados (formulaciones en polvo y polvo mojable; 3 aplicaciones por año), fungicidas cúpricos (3 aplicaciones por año), Difenoconazol + Ciflufenamida (0-2 aplicaciones por año) y microbutanilo (0-1 aplicaciones por año) para paliar los efectos de las enfermedades fúngicas como mildiu y oidio. Además, para el control de plagas como el mosquito verde (*Empoasca/Japobiasca sp.*) o la polilla del racimo (*Lobesia botrana*) se utilizó clopirifos (0-1 aplicaciones por año), metil clopirifos (0-1 aplicaciones por año) y deltametrina (0-1 aplicaciones por año). Por su parte, en parcelas ecológicas se utilizó fundamentalmente fungicidas/acaricidas azufrados (formulaciones en polvo 2-3 aplicaciones por año) y fungicidas cúpricos (2-3 aplicaciones por año). El control de malas hierbas se realizó en ambos tipos de parcelas mediante labranza, si bien esta labor fue generalmente más intensa en las parcelas convencionales (2-3 aplicaciones por año) que en las parcelas ecológicas (labranza de intercepas; 2-3 aplicaciones por año).

### Muestreos de Artrópodos

Se realizaron muestreos de artrópodos epiedáfcos recogidos mediante trampas de caída en cada una de las fincas descritas anteriormente. Así mismo, se analizó si la riqueza y abundancia de los diferentes grupos de artrópodos variaba desde el borde a puntos más interiores de la parcela. Debido a la variabilidad en el tamaño, pendiente, orientación, variedad y sistema de cultivo de las fincas, en cada una de ellas se estableció una subparcela de muestreo de 20 x 20 metros con la misma orientación (N-S), sin pendiente o con pendiente cercana a 0, misma variedad de vid (tempranillo) y mismo sistema de cultivo (espaldera). La distancia al borde de la subparcela de muestreo en todas las parcelas seleccionadas fue siempre de 5 m. Dentro de la subparcela de 20 x 20 metros definida para cada finca, el espacio de muestreo se dividió en 3 filas de viñas paralelas, separadas entre sí por una distancia de 10 metros. En cada una de las filas se establecieron 3 puntos de muestreo (al pie de la cepa), separados entre sí por una distancia de 10 metros. Esta distancia garantiza la no influencia de los puntos de muestreo entre sí (Duelli et al. 1999). La primera fila se ubicaba a 5 metros del borde de la finca, la segunda a 15 metros y la tercera a 25 metros. Se establecieron esas distancias con el objetivo de comprobar si la diversidad y abundancia de artrópodos variaba desde el borde hacia el interior de la finca (Molina et al. 2014).

En cada uno de los 9 puntos de muestreo se colocó una trampa de caída de tipo "funnel" (o embudo). Se optó por este tipo de trampa porque es la que permite capturar un mayor rango de grupos de artrópodos frente a otros tipos de trampas (Duelli et al. 1999). La trampa consiste en un tubo de PVC de 13 cm de diámetro y 14 cm de alto, enterrado a ras del suelo y en cuyo interior se colocaba un bote recolector de 9 cm de diámetro y 9 cm de alto. El bote recolector contenía una mezcla de alcohol al 70 % y glicerina en proporción 60/40. La glicerina impide la evaporación del alcohol

durante el periodo de muestreo. Cada bote contenía 400 cl de la mezcla. Sobre el bote y encajando perfectamente con el tubo de PVC se colocó un embudo de plástico de 12 cm de diámetro y 7 cm de alto, de tal manera que este quedaba alineado con la superficie del suelo. Para finalizar, se instaló un tejadillo de metacrilato transparente de 21 x 21 cm a una altura de 10 cm para impedir que el agua de lluvia incidiera directamente sobre la trampa. Con el fin de estandarizar fenológicamente el momento del muestreo, en cada una de las parcelas se realizó la colocación de las trampas, y por lo tanto el inicio de la estima, cuando la viña llegó a la fase de plena floración (fase I2, 50 % de los capuchones caídos; 5 de junio de 2017 para Ca1, Ca2 y 13 de junio de 2017 para el resto de las parcelas), y las trampas se retiraron a los 14 días (Kleijn et al. 2006). Transcurrido este periodo, cada bote fue recogido, convenientemente etiquetado y trasladado al laboratorio para su procesamiento. Todas las muestras se mantuvieron en cámara frigorífica a 4 °C hasta el momento de su manipulación.

Una vez en el laboratorio, el contenido de las trampas de caída se pasaba por un tamiz de malla de 500 micras, con el objetivo de separar los artrópodos de la tierra fina que se acumulaba en la mayoría de las trampas y que dificultaba la detección de los animales más pequeños. Una vez estaban separados los artrópodos de la tierra, estos se introducían en unos botes de color blanco con 400 cl de agua que permitían la fácil observación y extracción de todos los individuos debido al contraste de color generado. Para la separación de los grandes grupos se siguió la clasificación utilizada por Melic et al. (2015) donde se recogen monográficos de cada grupo de la artropofauna ibérica. La extracción de los animales se realizó utilizando pinzas entomológicas y su identificación bajo lupa binocular y claves taxonómicas especializadas (Chinery 1988 para varios grupos; Melic et al. 2015 para varios grupos; Zahradník 1990 para Coleoptera; Richards y Davies 1984 para varios grupos; Barrantes 2005 para Araneae; Goulet y Huber 1993 para Hymenoptera; Buck et al. 2009 para Diptera; Mata y Goula 2011 para Heteroptera, Dietrich 2005 para Cicadomorpha, entre otros).

Todos los artrópodos se identificaron al menos hasta el nivel de familia siempre que fue posible. En algunos casos fue posible identificar individuos hasta los rangos taxonómicos de género y especie. Aquellos individuos que no pudieron ser identificados fueron asignados a morfoespecies. Posteriormente, dentro de cada agrupación taxonómica de orden o familia definida, se separaron y se contabilizaron las morfoespecies (Molina et al. 2014). Una vez identificados y contabilizados los individuos de todas las morfoespecies de cada trampa, se pudo estimar la riqueza, que se definió como el número de morfoespecies y la abundancia, que se definió como el número total de individuos.

Todos los individuos extraídos de las trampas se introdujeron en botes con alcohol al 70% para su correcta conservación y cada bote fue rotulado con una referencia individual que identificaba la finca, el número de trampa, la fecha de recogida de la trampa y la morfoespecie. Finalmente, a cada morfoespecie identificada, siem-

pre que fue posible, se le asignó un grupo funcional, atendiendo a sus preferencias tróficas y ecológicas mediante la revisión de bibliografía especializada (Chinery 1988; Zahradník 1990; Richards y Davies 1984; Melic et al. 2015, entre otros). Se establecieron 7 categorías de grupos funcionales: depredadores, detritívoros, omnívoros, fitófagos, micófagos, parasitoides y polinizadores; categorías que abarcaban la amplitud de la mayoría de los artrópodos recolectados (Molina et al. 2014; Froidevaux et al. 2017).

### Estimación de la cobertura vegetal

Para estimar la cobertura vegetal de las subparcelas de muestreo se utilizó un cuadrado de plástico de 50 x 50 cm que se arrojaba de forma aleatoria sobre la superficie de cada subparcela de muestreo en el momento en el que se colocaron las trampas. La superficie cubierta por vegetación se estimó utilizando una escala categórica en la que se distinguieron los siguientes niveles: 1) del 0 al 10 % de la superficie cubierta, 2) del 10 a 25 %, 3) del 25 al 50 % y 4) del 50 al 75 % y 5) por encima del 75 % de cobertura vegetal. En cada una de las parcelas se realizaron 8 medidas, 4 en las calles del viñedo y 4 debajo de las cepas. Tras el procedimiento, se identificaron 2 categorías de cobertura vegetal para las 6 fincas. En todas las parcelas ecológicas estudiadas se estimó que entre el 10 y el 25 % de la superficie estaba cubierta por vegetación (categoría 2), y en todas las parcelas convencionales la vegetación cubría entre el 0 y el 10 % de la superficie (categoría 1). Por lo tanto, se consideró la cobertura vegetal como una característica más del tipo de manejo, ya que todas las parcelas ecológicas, por un lado, y todas las convencionales, por otro, estuvieron asignadas a la misma categoría de cobertura vegetal.

### Análisis estadístico

Al no cumplirse las condiciones de linealidad de los residuos para el análisis paramétrico, el efecto de las variables independientes (manejo y distancia al borde) sobre las variables respuesta (la riqueza y la abundancia de los diferentes grupos de artrópodos) se analizó construyendo modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) utilizando la función "glmer" del paquete "lme4" en el entorno R 3.2.2. GLMM en R utiliza el valor del estadístico de "Wald" ("z") y Pr (|z|) para analizar el efecto de cada factor sobre la variable respuesta testando la hipótesis de que el parámetro correspondiente (coeficiente de regresión) toma el valor 0 (Crawley 2005). En cada modelo se incluyó la riqueza y la abundancia de los diferentes grupos de artrópodos como variable respuesta y el manejo y la distancia al borde como variables independientes, ajustado a una distribución de errores de tipo Poisson (las variables respuestas son conteos) y con función de vínculo de tipo logarítmico. En aquellos casos en los que se detectó sobredispersión de los datos, el ajuste se realizó a una distribución de errores de tipo binomial negativa con función vínculo logarítmica. Se incluyó también el par de parcela como factor aleatorio por dos razones fundamentales: 1) permite la comparación entre parcelas ecológicas y convencionales; 2) tiene en cuenta las similitudes de la zona donde se encuentra cada par de parcelas (Froidevaux et al. 2017). Para la selección de los diferentes modelos con mejor ajuste se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC). Para el análisis, se descartaron los estados inmaduros por la dificultad que estos individuos presentaban a la hora de asignarlos a morfoespecies y grupos funcionales. Además, no se incluyeron en el análisis aquellos artrópodos parasitoides y polinizadores cuyas capturas en trampas de caída no pueden considerarse representativas.

### Resultados

De las 54 trampas procesadas, pertenecientes a 6 fincas diferentes (9 trampas por finca), se capturó y se identificó un total de 22 110 artrópodos: 2407 y 1415 individuos para Ca1 y Ca2, respectivamente; 5022 y 3181 individuos para Ja1 y Ja2, respectiva-

mente; 44 860 y 5599 individuos para las parcelas Irv y Val, respectivamente. Del total de la muestra recolectada, se identificaron individuos pertenecientes a 24 órdenes y 97 familias: 16 de esos órdenes pertenecen al subfilo Hexapoda (con 78 familias), 4 al subfilo Chelicerata (con 19 familias), 3 al subfilo Myriapoda y 1 al subfilo Crustacea. Las morfoespecies de ácaros (pertenecientes al subfilo Chelicerata) se agruparon en la subclase Acari. Los artrópodos más abundantes en el conjunto de parcelas de estudio pertenecen a los órdenes Hymenoptera (7518 individuos), Collembola (4245 individuos), Diptera (3503 individuos) y Coleoptera (2715 individuos). En el **Apéndice 1**, se recogen los grupos funcionales asignados y la abundancia de los órdenes y familias de artrópodos de los subfilos Chelicerata, Crustacea, Myriapoda y Hexapoda detectados en las parcelas objeto de estudio. Sólo 13 de las 97 familias de artrópodos identificadas en la muestra estuvieron presentes en todas las fincas de estudio. Entre ellas, 9 pertenecen al subfilo Hexapoda y 5 al subfilo Chelicerata. Dentro del subfilo Hexapoda, las familias presentes en todas las fincas fueron Formicidae (Hymenoptera), Muscidae y Phoridae (Diptera), Anthicidae, Carabidae, Staphylinidae y Tenebrionidae (Coleoptera), Aphididae y Cicadellidae (Hemiptera). Dentro del subfilo Chelicerata, estuvieron presentes en todas las parcelas de muestreo las familias Gnaphosidae, Lycosidae, Philodromidae, Salticidae y Thomisidae, todas ellas del orden Araneae.

Los resultados muestran que hubo diferencias significativas en la riqueza total de morfoespecies recolectadas entre parcelas con manejo ecológico y manejo convencional, siendo mayor el número medio de morfoespecies en parcelas ecológicas que en parcelas convencionales (**Tabla 2; Fig. 2A**). Estas diferencias significativas volvieron a encontrarse en el número medio de artrópodos capturados por trampa observándose la misma tendencia a favor de las parcelas con manejo ecológico frente a aquellas manejadas de modo convencional (**Tabla 2; Fig. 3A**).

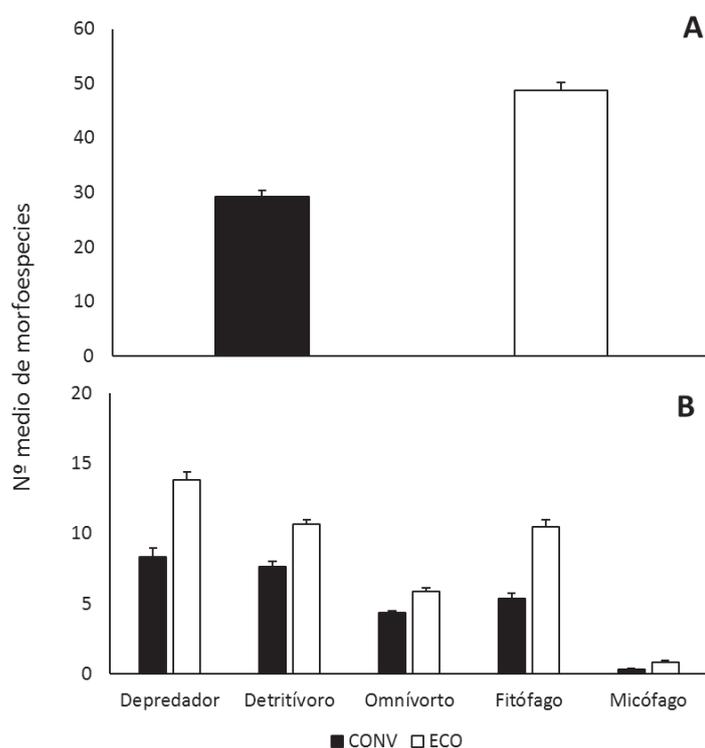
Analizando el efecto del manejo sobre los diferentes grupos funcionales, los modelos lineales realizados detectaron diferencias significativas en la riqueza de morfoespecies y abundancia media de depredadores en parcelas ecológicas y convencionales (**Tabla 2; Figs. 2B y 3B**). Tanto la riqueza de morfoespecies como la abundancia de depredadores fueron mayores en parcelas ecológicas que en parcelas convencionales. En el caso del grupo de artrópodos detritívoros, los resultados mostraron diferencias significativas respecto al número de morfoespecies, volviendo a ser superior este índice en parcelas ecológicas, pero no se encontraron diferencias significativas en abundancia entre parcelas con distinto manejo (**Tabla 2; Figs. 2B y 3B**). Para los artrópodos omnívoros, los resultados fueron muy similares al grupo anterior, con diferencias significativas en riqueza de morfoespecies entre parcelas con distinto manejo y valores medios superiores en parcelas ecológicas. Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas en la abundancia de este grupo de artrópodos en parcelas con diferente manejo (**Tabla 2; Fig. 3B**). En el caso de los artrópodos fitófagos y micófagos, nuevamente se obtuvieron diferencias significativas en el número de morfoespecies y abundancia media entre parcelas con distinto tipo de manejo (**Tabla 2; Figs. 2B y 3B**) con valores superiores siempre en parcelas ecológicas.

En cuanto a la distribución de riqueza y abundancia en los viñedos, los resultados obtenidos muestran que no hubo diferencias significativas en el número de morfoespecies capturadas y abundancia en trampas más cercanas al borde de la parcela y trampas más interiores (**Tabla 3; Figs. 4A y 4B**). Analizando la distribución de los distintos grupos funcionales, en general, no se encontró una distribución diferencial del número de morfoespecies y la abundancia a lo largo de las tres distancias consideradas (**Tabla 3**). Solo en el caso de la abundancia de artrópodos depredadores fue significativamente superior en trampas más interiores a 25 m con respecto a la observada a las distancias de 5 m y 15 m (**Tabla 3**).

**Tabla 2.** Efectos del manejo sobre la riqueza de morfoespecies y la abundancia para el total de la muestra y los diferentes grupos funcionales asignados (ns indica efectos no significativos).

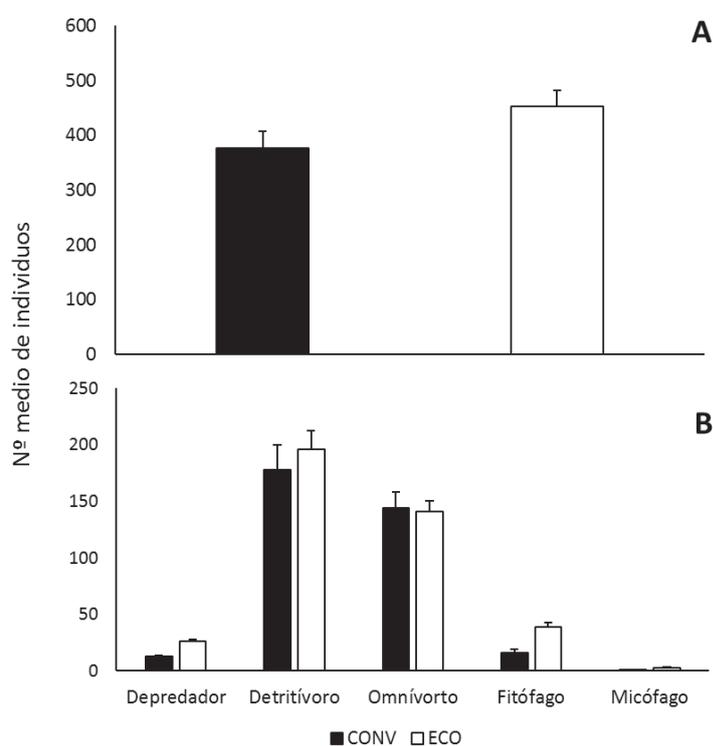
**Table 2.** Effects of vineyards management on morphospecies richness and abundance for the total sample and the different functional groups assigned (ns indicates non-significant effects).

Grupo Funcional	Variable independiente	Variable respuesta	Promedios		z	Pr(> z )
			Convencional	Ecológico		
Total	Manejo	Riqueza	29.22±1.19	48.65±1.51	-11.23	<0.001
		Abundancia	375.81±31.31	452.73±28.82	-14.18	<0.001
Depredador	Manejo	Riqueza	8.37±0.59	13.85±0.55	-5.89	<0.001
		Abundancia	13.00±1.07	26.31±1.31	-10.75	<0.001
Detritívoro	Manejo	Riqueza	7.67±0.37	10.69±0.29	-3.62	<0.001
		Abundancia	177.81±22.09	195.65±17.25	-1,78	ns
Omnívoro	Manejo	Riqueza	4.33±0.40	5.88±0.49	-2.49	<0.05
		Abundancia	144.18±13.81	141.03±9.15	0.70	ns
Fitófago	Manejo	Riqueza	5.37±0.40	10.50±0.49	-6,52	<0.001
		Abundancia	16.44±2.91	38.88±4.19	-15.40	<0.001
Micófago	Manejo	Riqueza	0.29±0.06	0.84±0.08	2.57	<0.01
		Abundancia	0.44±0.12	2.88±0.45	6.13	<0.001



**Figura 2.** (A) Riqueza media de morfoespecies de artrópodos en parcelas con manejo convencional (CONV) y ecológicas (ECO) estudiadas. (B) Riqueza media de morfoespecies de los diferentes grupos funcionales en parcelas con manejo convencional (CONV) y ecológicas (ECO) estudiadas.

**Figure 2.** (A) Mean morphospecies richness of arthropods in conventional (CONV) and organic (ECO) vineyards. (B) Mean morphospecies richness of arthropods functional groups in conventional (CONV) and organic (ECO) vineyards.



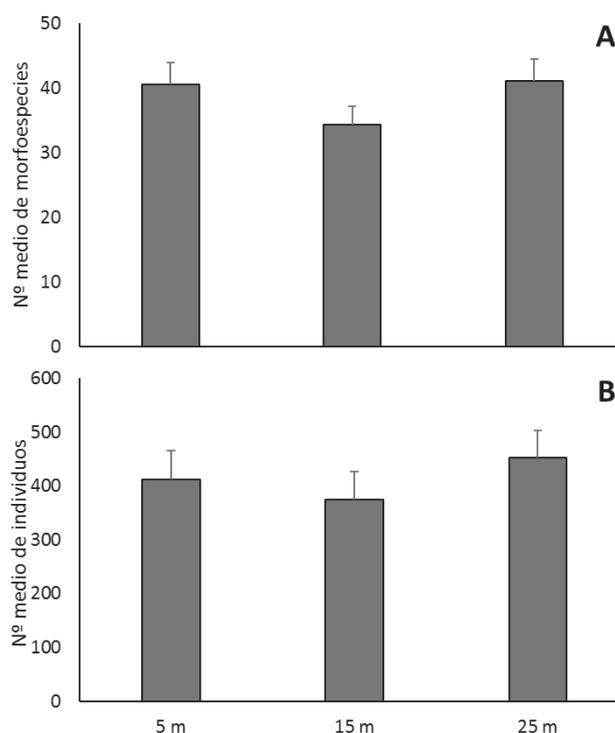
**Figura 3.** (A) Abundancia media de artrópodos en parcelas con manejo convencional (CONV) y ecológicas (ECO) estudiadas. (B) Abundancia media de los grupos funcionales de artrópodos en parcelas con manejo convencional (CONV) y ecológico (ECO) estudiadas.

**Figure 3.** (A) Mean arthropods abundance in conventional (CONV) and organic (ECO) vineyards. (B) Mean abundance of arthropods functional groups in conventional (CONV) and organic (ECO) vineyards.

**Tabla 3.** Efectos de la localización de la trampa (5m, 15m y 25m desde el borde) sobre la riqueza de morfoespecies y la abundancia para el total de la muestra y los diferentes grupos funcionales asignados (ns indica efectos no significativos).

**Table 3.** Effects of trap location (5m, 15m and 25m from the edge) on morphospecies richness and abundance for the total sample and the different functional groups assigned (ns indicates non-significant effects).

Grupo funcional	Variable independiente	Variable respuesta	Promedios			z	Pr(> z )
			5m	15m	25m		
Total	Distancia al borde	Riqueza	40.50±3.51	34.35±2.81	41.16±3.35	0.32	ns
		Abundancia	411.33±54.57	374.58±52.28	452.55	1.34	ns
Depredador	Distancia al borde	Riqueza	11.22±1.29	8.65±0.84	13.05±1.17	1.65	ns
		Abundancia	18.33±2.45	16.29±2.64	23.67±2.45	3.61	<0.001
Detritívoro	Distancia al borde	Riqueza	9,83±0.69	8.41±0.60	9.28±0.70	-0.49	ns
		Abundancia	204.05±40.09	154.05±33.47	200.17±2743	-0.79	ns
Omnívoro	Distancia al borde	Riqueza	5.28±1.60	5.00±1.41	5.00±1.71	-0.36	ns
		Abundancia	135.33±21,19	143.12±22.70	149.39±16.79	-0.36	ns
Fitófago	Distancia al borde	Riqueza	8.55±1.11	7.18±0.86	7.72±0.98	-1.01	ns
		Abundancia	27.50±5.72	24.12±6.75	30.22±7.72	1.36	ns
Micófago	Distancia al borde	Riqueza	0.61±0.12	0.53±0.15	0.55±0.17	0.28	ns
		Abundancia	2.22±0.83	1.29±0.45	1.39±0.54	-0.91	ns



**Figura 4.** (A) Riqueza media de morfoespecies de artrópodos capturados en trampas de caída situadas a diferentes distancias al borde de la parcela (5, 15 y 25 m). Las líneas verticales expresan los errores estándar. (B) Abundancia media de artrópodos capturados en trampas de caída situadas a diferentes distancias al borde de la parcela (5, 15 y 25 m). Las líneas verticales expresan los errores estándar.

**Figure 4.** (A) Mean morphospecies richness of arthropods in different field positions (5, 15 and 25 m from the edge). Vertical lines show standard errors. (B) Mean abundance of arthropods in different field positions (5, 15 and 25 m from the edge). Vertical lines show standard errors.

## Discusión

El agroecosistema de la vid en Europa está caracterizado por su alta biodiversidad (Costello y Daane 2003; Gliessman 2000; Isaia et al. 2006). En términos de número de artrópodos recolectados, los resultados obtenidos son comparables, e incluso superiores, a los obtenidos por otros autores con métodos y esfuerzos similares en viñedos de Sudáfrica situados en ambientes mediterráneos (Gaigher y Samways 2010) o en olivares, viñedos mixtos y cereales de la Península Ibérica (Pérez-Bote y Ramos 2012). En cuanto a la homogeneidad de la muestra, los resultados del muestreo realizado en este trabajo arrojan una alta variabilidad entre parcelas, donde sólo 13 de las 97 familias de artrópodos están representadas en los 6 viñedos estudiados. Se ha apuntado que los agroecosistemas soportan un menor grado de variabilidad en comparación con los ecosistemas naturales (Gaigher y Samways 2010). En este sentido, algunos autores han obtenido mayores índices de riqueza y abundancia de artrópodos en los espacios adyacentes al cultivo (Molina et al. 2014). A pesar de que la composición de los agregados de artrópodos presentes en los ambientes naturales en la zona de estudio queda fuera de los objetivos de este trabajo, los resultados parecen indicar una alta heterogeneidad entre las parcelas de viñedos muestreadas, a pesar de la relativa cercanía de los viñedos analizados (Fig. 1). Son necesarios más estudios que incidan en el estudio comparativo de la diversidad de artrópodos presentes en ambientes naturales adyacentes a los viñedos del sur de la Península Ibérica y el grado de impacto que estos producen sobre esta diversidad.

Los resultados obtenidos muestran que los viñedos con un manejo ecológico soportan mayores índices de riqueza y abundancia de artrópodos epiedálicos que los viñedos con un manejo convencional. Este resultado está en consonancia con otros autores en viñedos localizados en diferentes países (Bengtsson et al. 2005; Fuller et al. 2005; Gaigher y Samways 2010; Pérez-Bote y Romero 2012; Franin et al. 2016; Puig-Monserrat et al. 2017). En la Península Ibérica, Pérez-Bote y Romero (2012) en Extremadura (suroeste de España) obtienen una mayor riqueza y abundancia de artrópodos en viñedos abandonados que en viñedos en explotación y otros cultivos (olivo y cereal), aunque estos autores no especifican que grado de intensificación tienen los viñedos en explotación. Por su parte, Puig-Monserrat et al. (2017) en Cataluña (noreste de España) muestran como los viñedos ecológicos mantienen una mayor abundancia y riqueza de mariposas que los viñedos bajo régimen convencional. Con respecto al efecto sobre los índices de riqueza y abundancia de artrópodos, el principal factor que puede influir es la utilización en los viñedos convencionales de insecticidas orgánicos de síntesis y otros de nueva generación de amplio espectro (ej. clopirifos o deltametrina) para el control de las principales plagas del cultivo (como son *Empoasca Japobiasca sp.* o *Lobesia botrana*). Estos productos (que no se utilizan en el manejo ecológico) deben tener un papel determinante en la reducción de la biodiversidad de artrópodos en este tipo de cultivos. Otras técnicas de manejo en los viñedos ecológicos y que generalmente no se llevan a cabo en viñedos convencionales pueden contribuir a reducir las perturbaciones en este tipo de cultivos y favorecer el mantenimiento de índices de riqueza y abundancia mayores (menor perturbación del suelo y/o mantenimiento de cubiertas vegetales; hemos comprobado *in situ* que, en la zona de estudio, las explotaciones en régimen ecológico tienen un mayor porcentaje de cobertura vegetal). A pesar de ello, no todos los estudios realizados muestran el mismo patrón. Se ha apuntado que los beneficios sobre la biodiversidad producidos por la menor perturbación en cultivos ecológicos son más frecuentes en cultivos anuales y herbáceos (Bengtsson et al. 2005; Hole et al. 2005; Bruggisser et al. 2010) donde la intensificación de las técnicas de cultivos convencionales es mayor. Así, los beneficios por la reducción de las perturbaciones en el cultivo se darían a niveles intermedios de intensificación ya que la relación perturbación-riqueza de especies no sería lineal (Molino y Sabatier 2001; Svensson et al. 2007). De hecho, Bruggisser et al. (2010) muestran un efecto diferencial de las técnicas de cultivo sobre la

diversidad de diferentes niveles tróficos (plantas, saltamontes y arañas) donde, por ejemplo, el grupo de las arañas no se vio favorecido por la reducción de perturbaciones en viñedos ecológicos en Suiza. Sin embargo, los resultados obtenidos en este trabajo en viñedos del sur de España muestran un claro beneficio del manejo ecológico sobre la riqueza de artrópodos epiedálicos, lo que pone de manifiesto la necesidad de seguir indagando en los efectos del manejo ecológico en cultivos, condiciones bioclimáticas y niveles tróficos diferentes, incluyendo el papel crucial que debe tener el paisaje en esta relación.

Los resultados obtenidos muestran que depredadores, fitófagos, micófagos y en menor medida omnívoros y detritívoros (que ven incrementada su riqueza y no su abundancia) se ven beneficiados por el manejo ecológico del cultivo. Estos resultados están en consonancia con los obtenidos por otros autores que han abordado el estudio de diferentes grupos funcionales (Attwood et al. 2008; Gaigher y Samways 2010) en diferentes cultivos. En el caso de los depredadores, la respuesta a la menor perturbación en los viñedos ecológicos del sur de España es positiva, aumentando el número de especies y la abundancia. Algunos autores han demostrado que los organismos en los niveles tróficos superiores (ej. depredadores) parecen ser más vulnerables a las perturbaciones (más frecuentes e intensas en cultivos convencionales) que los de los niveles tróficos inferiores (Kruess y Tschamtker 1994), sufriendo una disminución tanto en su diversidad como en su abundancia. Este proceso, a su vez, puede disminuir el control natural que estos ejercen sobre plagas de los cultivos, entre otros servicios ecosistémicos. Varios autores documentan el efecto beneficioso del manejo ecológico sobre importantes grupos de artrópodos depredadores (Isaia et al. 2006; Franin et al. 2016; Foidevaux et al. 2017). Entre los factores predominantes para que esto ocurra se puede apuntar nuevamente el uso de insecticidas de amplio espectro en cultivos intensivos, que tienen importantes efectos letales y subletales sobre diversos grupos de depredadores (ej. Pérez-Guerrero et al. 2014). Pero, además, el aumento de la heterogeneidad en el cultivo ecológico asociado a una reducción del manejo (suelo, mayor presencia de cobertura vegetal) ha sido documentado como determinante en el favorecimiento de este grupo de artrópodos (Isaia et al. 2006; Sharley et al. 2008; Rosa-Ramos et al. 2018). Obviamente, la mayor diversidad y abundancia de depredadores en los cultivos ecológicos tiene importantes implicaciones para la funcionalidad de los agroecosistemas, desde el punto de vista de un servicio ecosistémico tan importante como el control natural y biológico de plagas. Detritívoros y omnívoros ven aumentada su riqueza de morfoespecies, aunque no su abundancia en el viñedo ecológico. Este resultado concuerda con los obtenidos por otros autores (Attwood et al. 2008; Gaigher y Samways 2010). En general, el viñedo ecológico sería más favorable para estos grupos gracias, por ejemplo, al mayor aporte de enmiendas orgánicas y el menor uso de fungicidas en este tipo de cultivos. Esto podría explicar la mayor diversidad de algunos grupos en este tipo de explotación, como los detritívoros, donde especies más exigentes podrían prosperar, frente a las condiciones del cultivo intensivo, donde las especies menos exigentes podrían tener una mayor abundancia. En este sentido, los resultados obtenidos por otros autores son muy similares a los obtenidos en este trabajo tanto para artrópodos (Gaigher y Samways 2010) como para otros grupos de organismos que también se ven favorecidos por este aumento de materia orgánica (ej. bacterias del suelo; Probst et al. 2008; Reinecke et al. 2008). En términos generales, los estudios anteriores muestran que el cultivo ecológico no favorece al grupo de los fitófagos y algunas revisiones han constatado esta tendencia (Bengtsson et al. 2005; Attwood et al. 2008). Sin embargo, la mayoría de los estudios se centran en especies que constituyen plagas importantes que no son el caso de los resultados mostrados en este trabajo. Las plagas más importantes de la vid están asociadas principalmente a la parte aérea de la planta (ej. mosquito verde o araña roja), por lo que la mayor parte de los fitófagos capturados en las trampas de caída no pertenecen a este grupo. Esto podría explicar que los resultados obtenidos en este trabajo no coincidan con el patrón general y se

hayen encontrado índices de riqueza y abundancia de fitófagos superiores en viñedos ecológicos como apuntan también Gaigher y Samways (2010).

Se ha comprobado que los artrópodos se mueven desde hábitats naturales hacia el cultivo y viceversa (Tschamtké et al. 2005; Madeira et al. 2016), lo cual tiene importantes implicaciones desde el punto de vista ecológico y de la funcionalidad de los sistemas productivos. Los resultados de este trabajo muestran que la distribución de riqueza y abundancia totales con respecto a la distancia de la trampa al borde no respondió de forma diferencial. No se encontraron diferencias en riqueza y abundancia, a excepción de los artrópodos depredadores cuya abundancia fue mayor en trampas interiores (25m). Este resultado contrasta con los obtenidos por Molina et al. (2014) y Madeira et al. (2016) en cereal, soja y maíz. Estos autores detectan una mayor riqueza y abundancia de artrópodos, especialmente artrópodos depredadores, en los bordes de las parcelas con respecto a posiciones más interiores. Sin embargo, las parcelas seleccionadas para este estudio y los bordes tomados como referencia (excepto en Ca<sup>2</sup>) lindan con otras zonas de cultivo (vid y otros) por lo que no habría una verdadera zona de transición o contacto con zonas naturales. Además, se ha apuntado que la alta disponibilidad de recursos en determinados momentos en los sistemas agrícolas (ej. floración, fructificación del cultivo o mayor densidad de presas) pueden tener importantes efectos en el movimiento de artrópodos, sobre todo en depredadores generalistas (Rand et al. 2006). Todo esto, unido a las características propias del cultivo de la vid (cultivo perenne o de ciclo largo) frente a cultivos anuales y de ciclo corto (como el cereal, maíz o la soja) podría ayudar a explicar que no se haya detectado una distribución diferencial de riqueza y abundancia desde el borde a zonas más interiores, coincidiendo con resultados obtenidos en trabajos precedentes para algunos grupos de artrópodos depredadores como carabidos o coccinelidos (Duelli et al. 1990; Rand y Louda 2006).

En conclusión, los resultados obtenidos muestran que el manejo ecológico de los viñedos analizados en el sur de la Península Ibérica determina una mayor diversidad y abundancia de artrópodos. En general, los principales grupos funcionales considerados, especialmente depredadores, mantienen índices de riqueza y abundancia mayores en los viñedos con manejo ecológico que en aquellos con manejo convencional. No se observó una distribución diferencial de la diversidad desde el borde al interior de las parcelas. La mayor diversidad general y de determinados grupos funcionales como depredadores o detritívoros en viñedos ecológicos tiene importantes implicaciones desde el punto de vista de la funcionalidad y la resiliencia de los agroecosistemas y su capacidad de respuesta a las perturbaciones propias de un ambiente antropizado, cobrando una mayor importancia en un área crucial para la conservación de la biodiversidad en Europa como la cuenca mediterránea.

## Agradecimientos

Los autores quieren agradecer a los viticultores, propietarios y técnicos de las bodegas Calvente, Antonio Valdivieso, Jabalcón e Irving por la ayuda y las facilidades prestadas en todo momento. Nuestro agradecimiento, además, a Carolina Puerta-Piñero por la ayuda en el diseño del trabajo y el muestreo en campo. Este trabajo está financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España mediante el Proyecto BACO (CGL2015-68220-R).

## Referencias

Abbona, E.A., Sarandón, S.J., Marasas, M.E., Astier, M. 2007. Ecological sustainability evaluation of traditional management in different vineyard systems in Berisso, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119: 335–345.

Attwood, S.J., Maron, M., House, A.P.N., Zammit, C. 2008. Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management? *Global Ecology and Biogeography* 17: 585–599

Barrientos, J.A. 2005. *Curso práctico de entomología*. Universitat Autònoma de Barcelona, España

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15: 365–377.

Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42: 261–269.

Brostrom, G., Bostrom, J. 2009. *The Business of Wine: An Encyclopedia*. Greenwood Press, Westport, Estados Unidos.

Bruggisser, O.T., Schmidt-Entling, M.H., Bacher, S. 2010. Effects of vineyard management on biodiversity at three trophic levels. *Biological Conservation* 143: 1521–1528.

Buck, M., Woodley, N.E., Borkent, A., Wood, D.M., Pape, T., Vockeroth, J.R., Michelsen, V., Marshall, S.A. 2009. *Key to Diptera families -adults*. Capítulo 6, pp. 5-144. En Brown, B.V., Borkent, A., Cumming, J.M., Wood, D.M., Woodley, N.E., Zumbado, M.A. (eds.). *Manual of Central American Diptera. Volume 1*. NRC Research Press, Ottawa, Canadá.

Caprio, E., Nervo, B., Isaia, M., Allegro, G., Rolando, A. 2015. Organic versus conventional systems in viticulture: comparative effects on spiders and carabids in vineyards and adjacent forests. *Agricultural Systems* 136: 61–69.

Chinery, M. 1988. *Guía de Insectos de Europa*, Ediciones Omega. Barcelona, España.

Costello, M.J., Daane, K.M. 2003. Spider and leafhopper (*Erythroneura* spp.) response to vineyard ground cover. *Environmental Entomology* 32: 1085–1098.

Crawley, J. 2005. *Statistics. An Introduction using R*, John Wiley and Sons Ltd. Chichester, Reino Unido.

Dietrich, C.H. 2005. Keys to the families of Cicadomorpha and subfamilies and tribes of Cicadellidae (Hemiptera: Auchenorrhyncha). *Florida Entomologist* 88(4): 502–517.

Duelli, P., Studer, M., Marchand, I., Jacob, S. 1990. Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation* 54: 193–207.

Duelli, P., Obrist, M.K., Schmatz, D.R. 1999. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 33–64.

Franić, K., Barić, B., Kuštera, G. 2006. The role of ecological infrastructure on beneficial arthropods in vineyards. *Spanish Journal of Agricultural Research* 14(1), e0303.

Froidevaux, J.S.P., Louboutin, B., Jones, G. 2017. Does organic farming enhance biodiversity in Mediterranean vineyards? A case study with bats and arachnids. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 249: 112–122.

Fuller, R., Norton, L., Feber, R., Johnson, P., Chamberlain, D., Joys, A.C., Mathews, F., Stuart, R., Townsend, M., Manley, W. 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters* 1: 431–434.

Gaigher, R., Samways, M.J. 2010. Surface-active arthropods in organic vineyards, integrated vineyards and natural habitat in the Cape Floristic Region. *Journal of Insect Conservation* 14: 595–605.

Gliessman S.R. 2000. *Agroecosystem Sustainability: Developing Practical Strategies*, first ed. CRC Press, Boca Raton, FL, Estados Unidos.

Goulet, H., Huber, J.T. 1993. *Hymenoptera of the world: An identification guide to families*. Ottawa: Agriculture Canada.

Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122: 113–130.

Isaia, M., Bona, F., Badino, G. 2006. Influence of Landscape Diversity and Agricultural Practices on Spider Assemblage in Italian Vineyards of Langa Astigiana (Northwest Italy). *Environmental Entomology* 35(2): 297–307.

Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., et al. 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* 9, 243–254.

Kleijn, D., Rundlof, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tschamtké, T. 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology and Evolution* 26: 474–481.

Kruess, A., Tschamtké, T. 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science* 264: 1581–1584.

- Madeira, F., Tschamtké, T., Elek, Z., Kormann, U.G., Pons, X., Rösch, V., Batáry, P. 2016. Spillover of arthropods from cropland to protected calcareous grassland the neighbouring habitat matters. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 235, 127–133.
- Masoni, A., Frizzi, F., Brühl, C., Zocchi, N., Palchetti, E., Chelazzi, G., y Santini, G. 2017. Management matters: A comparison of ant assemblages in organic and conventional vineyards. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 246: 175–183.
- MAPAMA 2017. Agricultura ecológica, estadísticas 2017. Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado. Ministerio de Agricultura y pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, España. Disponible en: <http://publicacionesoficiales.boe.es/>
- MAPAMA 2018. Encuesta sobre Superficies y Rendimientos Cultivos (ESYRCE). Encuesta de Marco de Áreas de España. Ministerio de Agricultura y pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Disponible en: <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/esyrce/>
- Mata, L., Goula, M. 2011. Clave de Familias de Heterópteros de la Península Ibérica (Insecta, Hemiptera, Heteroptera). Centre de Recursos de Biodiversitat Animal. Universitat de Barcelona: Barcelona. Disponible en: <http://www.ub.edu/crba/publicacions/Clau%20heteropters/>.
- Melic, A., Ribera, I., Torralba, A. (eds.) 2015. IDE@: Ibero Diversidad Entomológica @ccesible. *Revista IDE@-SEA*, nº 1-104, 1.492 pp. Disponible en: <http://www.sea-entomologia.org/IDE@>.
- Molina, G.A.R., Poggio, S.L., Ghera, C.M. 2014. Epigeal arthropod communities in intensively farmed landscapes: Effects of land use mosaics, neighbourhood heterogeneity, and field position. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 192: 135–143.
- Molino, J.F., Sabatier, D. 2001. Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. *Science* 294: 1702–1704.
- Pérez-Bote, J.L., Romero A.J. 2012. Epigeic soil arthropod abundance under different agricultural land uses. *Spanish Journal of Agricultural Research* 10: 55–61.
- Pérez-Guerrero, S., Gelan-Begna, A., Redondo Villa, A., Tamajón, R., Vargas-Osuna, E. 2014. Lethal and sublethal effects of commercial insecticides on *Philodromus buxi*, a potential predator of defoliating Lepidoptera in dehesa woodland in southern Spain. *International Journal of Pest Management* 60: 121–127.
- Probst, B., Schuler, C., Joergensen, R.G. 2008. Vineyard soils under organic and conventional management—microbial biomass and activity indices and their relation to soil chemical properties. *Biology and Fertility of Soils* 44: 443–450.
- Puig-Montserrat, X., Stefanescu, C., Torre, I., Palet, J., Fàbregas, E., Dantart, J., Arrizabalaga, A., Flaquer, C. 2017. Effects of organic farming and conventional crop management on vineyard biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 243: 19–26.
- Rand, T.A., Louda S.A. 2006. Spillover of agriculturally subsidized predators as a potential threat to native insect herbivores in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 20:1720–1729.
- Rand, T.A., Tylanakis, J.M., Tschamtké, T. 2006. Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecology Letters* 9:603–614.
- Reinecke, A.J., Albertus, R.M.C., Reinecke, S.A., Larink, O. 2008. The effects of organic and conventional management practices on feeding activity of soil organisms in vineyards. *African Zoology* 43: 66–74.
- Richards, O.W., Davies, R.G. 1984. *Tratado de Entomología Imms. Vol. 2. Clasificación y Biología*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona, España.
- Rosas-Ramos, N., Baños-Picón, L., Tobajas, E., de Paz, V., Tormos, J., Asís, J.D. 2018. Value of ecological infrastructure diversity in the maintenance of spider assemblages: a case study of Mediterranean vineyard agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 265: 244–253.
- Sharley, D.J., Hoffmann, A.A., Thomson, L.J. 2008. The effects of soil tillage on beneficial invertebrates within the vineyard. *Agricultural and Forest Entomology* 10: 233–243.
- Stout, J., Finn, J.A. 2015. Recognizing the value of insects in providing ecosystem services. *Ecological Entomology* 40: 1–2.
- Svensson, J.R., Lindgarth, M., Siccha, M., Lenz, M., Molis, M., Wahl, M., Pavia, H. 2007. Maximum species richness at intermediate frequencies of disturbance: consistency among levels of productivity. *Ecology* 88: 830–838.
- Tschamtké, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity—ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874.
- Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnstrom, J., Turnbull, L.A., Bengtsson, J. 2014. Landuse intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical metaanalysis. *Journal of Applied Ecology* 51: 746–755.
- Willer, H., Lernoud, J., Kilcher, L. 2014. *The world of organic agriculture: statistics and emerging trends 2014*, Bonn, Germany: Research Institute of Organic Agriculture (FiBL) y International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM).
- Wootton, J.T. 1998. Effects of disturbance on species diversity: a multitrophic perspective. *American Naturalist* 152: 803–825.
- Zaharadnik, J. 1990. *Guía de los coleópteros de España y de Europa*, Omega, Barcelona, España.

## Apendice 1/ Appendix 1

**Tabla A1.** Grupos funcionales y abundancia de los órdenes y familias de artrópodos de los subfilos Chelicerata, Crustacea, Myriapoda y Hexapoda detectados en los viñedos. Dp (depredador); Dt (detritívoros); O (omívoros); F (fitófagos); M (micófagos); Po (polinizador); Pa (Parasitoide). \* Solo se representan aquellos géneros y especies identificados. Parasítica se refiere a grupo de superfamilias.

**Table A1.** Functional groups and abundance of arthropods orders and families from subphyla Chelicerata, Crustacea, Myriapoda and Hexapoda detected in vineyards. Dp (predator); Dt (detritivore); O (omnivore); F (phytophage); M (mycophage); Po (pollinator); Pa (parasitoid). \* Only those genera and species identified are represented. Parasitic refers to a group of superfamilies.

Subfilo	Orden	Familia	Géneros y especies*	Grupo funcional	Parcela						
					IRV	VAL	JA1	JA2	CA1	CA2	
Chelicerata	Araneae	Agelenidae		Dp	1				1	1	
		Dysderidae	<i>Dysdera</i> sp.	Dp		2	4		1		
		Eutichuridae	<i>Cheiracanthium</i> sp.	Dp			1				
		Gnaphosidae	<i>Pterotricha</i> sp.	Dp	96	22	82	9	49	22	
		Liocranidae		Dp	9						
		Lycosidae	<i>Arctosa</i> sp.	Dp	9	8	3	3	23	10	
		Oecobiidae	<i>Oecobius maculatus</i>	Dp		13	26			5	
		Oxyopidae	<i>Oxyopes</i> sp.	Dp		1	2				
		Philodromidae	<i>Thanatus</i> sp.	Dp	1	2	8	2	5	4	
		Salticidae	<i>Cyrrba algerina</i>	Dp	7	4	11	10	15	16	
		Scytodidae	<i>Scytodes</i> sp.	Dp				1			
		Sicariidae	<i>Loxosceles rufescens</i>	Dp		2		2	3	4	
		Theridiidae		Dp		1		2		1	
		Thomisidae	<i>Xysticus</i> sp.	Dp	2	11	1	1	4	5	
		Zodariidae	<i>Zodarion</i> sp.	Dp	2	1	21	6	10		
		No identificada		Dp		12	18	10	12	7	
		Opiliones	Phalangiidae		O	20					
			Sclerosomatidae		O	4					
	Scorpiones	Buthidae	<i>Buthus</i> sp.	Dp		3			1		
	Solifugae	Daesiidae	<i>Gluvia dorsalis</i>	Dp		4					
Crustacea	Isopoda		Dt	30	72	112	8	37	2		
Hexapoda	Archaeognatha	Machilidae		Dt					2		
	Blattodea	Blattellidae	<i>Loboptera</i> sp.	O	1		4	1	2	1	
	Coleoptera	Aderidae		M	1						
		Anthicidae		Dt	78	574	380	282	101	68	
		Aphodiidae	<i>Rhyssemus</i> sp.	Dt	2	1					
		Bostrichidae		F		4	1		1		
		Buprestidae	<i>Anthaxia</i> sp.	F, Po		1	1			4	
		Byrrhidae		F	4						
		Cantharidae		Dp						3	
		Carabidae		Dp	69	3	10	1	19	21	
		Cetoniidae		F, Po	2				2		
		Chrysomelidae	<i>Chrysolina</i> sp., <i>Hispa atra</i> sp.	F	2	1			6	8	
		Coccinellidae	<i>Coccinella septempunctata</i>	Dp	2	3			1	2	
		Curculionidae	<i>Lixus</i> sp.	F	18	7	6		11	24	
		Dermestidae		Dt		6	1		1	1	
		Elateridae		F			17			1	
		Geotrupidae		Dt						2	
		Histeridae		Dp		1	21				
		Laemophloeidae		M	15	2		2			
		Malachiidae		Dt						1	
		Meloidae	<i>Mylabris</i> sp., <i>Cerocoma</i> sp., <i>Meloe</i> sp.	F, Po		1	1		3	3	
		Melolonthidae		F	3	1					
		Melyridae		Dp					8	12	
		Mordellidae		Po	1		1				
		Nitidulidae		Dt		1	3				
		Ptinidae		Dp					7	5	
		Scarabaeidae		Dt					12	8	
Staphylinidae	<i>Ocyopus</i> sp.	Dp	42	26	50	20	2	6			
Tenebrionidae	<i>Blaps</i> sp., <i>Scaurus</i> sp., <i>Cnemeplatia</i> sp., <i>Pimelia</i> sp.	Dt	42	291	300	32	7	21			

**Tabla A1 (continuación).** Grupos funcionales y abundancia de los órdenes y familias de artrópodos de los subfilos Chelicerata, Crustaea, Myriapoda y Hexapoda detectados en los viñedos. Dp (depredador); Dt (detritívoros); O (omívoros); F (fitófagos); M (micófagos); Po (polinizador); Pa (Parasitoides). \* Solo se representan aquellos géneros y especies identificados. Parasítica se refiere a grupo de superfamilias.

**Table A1 (continuation).** Functional groups and abundance of arthropods orders and families from subphyla Chelicerata, Crustaea, Myriapoda and Hexapoda detected in vineyards. Dp (predator); Dt (detritivore); O (omnivore); F (phytophage); M (mycophage); Po (pollinator); Pa (parasitoid). \* Only those genera and species identified are represented. Parasitic refers to a group of superfamilies.

Subfilo	Orden	Familia	Géneros y especies*	Grupo funcional	Parcela						
					IRV	VAL	JA1	JA2	CA1	CA2	
Hexapoda	Collembola			Dt	780	1950	320	620	555		
	Dermaptera	Forficulidae		O	269		8		1		
	Diptera	Agromyzidae		F	19	4	1				
		Anthomyiidae		F					3	115	
		Calliphoridae	<i>Lucilia sericata</i>	Dt			1				
		Chironomidae		Dt	2						
		Drosophilidae		Dt			3	6			
		Muscidae		Dt	8	24	157	2	4	24	
		Phoridae		Dt	820	461	1266	48	92	224	
		Sciaridae		F	10	16	120	4			
		Syrphidae		Dp, Po	2		2				
		Therevidae		Po		1	4				
		Tipulidae		F					1	1	
		Embioptera			Dt	8	12	36	6	1	28
		Ephemeroptera			O					1	
	Hemiptera	Anthocoridae		Dp		1					
		Aphididae		F	54	41	82	18	98	98	
		Cercopidae		F					1		
		Cicadellidae	<i>Eupteryx</i> sp.	F	20	60	76	6	18	18	
		Cicadidae		F						1	
		Coreidae		F		2					
		Cydnidae		F	3	1	9				
		Delphacidae		F	2		4		1		
		Dictyopharidae		F						1	
		Dipsocoridae		Dp					1		
		Issidae		F	1		4				
		Leptopodidae	<i>Patapius spinosus</i>	Dp	1		1				
		Lygaeidae	<i>Spilostethus</i> sp., <i>Emblethis</i> sp., <i>Geocoris lineola</i>	F, Dp	27	23	301	1			
		Miridae		F		1	1				
		Nabidae		Dp			1				
		Pentatomidae		F	1	1	1			8	
		Psyllidae		F	2	1					
		Pyrrhocoridae	<i>Pyrrhocoris apterus</i>	F			1				
		Reduviidae		Dp		5	3				
		Rhopalidae		F	2	4	4		1		
	Scutelleridae		F		1						
	Hymenoptera	Apidae	<i>Apis mellifera</i>	Po		1		1	5	3	
		Formicidae		O	1093	1735	1192	1589	1091	563	
		Ichneumonidae		Pa					2		
		Megachilidae	<i>Anthidium</i> sp.	Po				1			
		Mutillidae		Po	4	11	17				
		Vespidae	<i>Vespula</i> sp.	Dp			3		2		
		Parasítica*		Pa	28	9	103	2			
	Lepidoptera	Noctuidae		F, Po		3	5	2			
		Tortricidae		F, Po			14				
Neuroptera	Chrysopidae		Dp	4	1	5	12				
	Myrmeleontidae		Dp		1	1		4	15		
Orthoptera	Acrididae		F		3	5					
	Gryllidae	<i>Sciobia</i> sp.	O	7	2	9	1	1			
	Pyrgomorphidae	<i>Pyrgomorpha conica</i>	F	1		1					
	Tetrigidae		F					4	8		
	Tettigoniidae		O	2		1		2	4		
Psocoptera			M	14	7	42	1	7			
Thysanoptera			F	41	6	15	5				
Zygentoma	Lepismatidae		Dt	9	1	3	3				
Myriapoda	Julida			Dt					1		
	Lithobiomorpha			Dp		7	8				
	Scolopendromorpha			Dp		1	1				