

TESIS DOCTORAL

**“Incidencia del tipo de manejo sobre
la artropodofauna del
agroecosistema del olivar”**

Carlos Jerez del Valle



**UNIVERSIDAD
DE GRANADA**



**Facultad de
Ciencias**

Incidencia del tipo de manejo sobre la artropodofauna del agroecosistema del olivar

Memoria presentada por el Licenciado en Biología Carlos
Jerez del Valle para optar al grado de Doctor.

Fdo. Carlos Jerez del Valle

VºBº DIRECTOR DEL TRABAJO

Fdo. Dr. Felipe Pascual Torres

Doctor en Ciencias Biológicas

Granada, diciembre de 2017

Editor: Universidad de Granada. Tesis Doctorales
Autor: Carlos Jerez del Valle
ISBN: 978-84-9163-817-9
URI: <http://hdl.handle.net/10481/50137>

FELIPE PASCUAL TORRES, Catedrático de la Universidad de Granada,

INFORMA:

Que el trabajo “Incidencia del tipo de manejo sobre la artropodofauna del agroecosistema del olivar”, realizado por el licenciado don Carlos Jerez del Valle bajo mi dirección, se considera ya finalizado y puede ser presentado para su exposición y defensa como Tesis Doctoral en la Universidad de Granada.

Granada, diciembre de 2017

Fdo. Dr. Felipe Pascual Torres

Este trabajo ha sido realizado en el Departamento de Zoología de la Universidad de Granada y en el Departamento de Protección Ambiental de la Estación Experimental del Zaidín (CSIC), gracias a una Beca Predoctoral de Formación de Profesorado Universitario en el marco de las Unidades Asociadas entre Universidades y Consejo Superior de Investigaciones Científicas de Ministerio de Educación, Cultura y Deporte.

A mi María y a nuestros hijos.

Abreviaturas

%FR: porcentaje de la fauna registrada en función de la fauna estimada por un determinado modelo de ajuste.

ATRIA: Agrupación para Tratamientos Integrados en Agricultura.

BMGO: Banco de Germoplasma Mundial del Olivo.

BOE: Boletín Oficial del Estado.

BOJA: Boletín Oficial de la Junta de Andalucía.

CA: *Correspondence Analysis* (Análisis de Correspondencias).

CEE: Comisión Económica Europea.

CESE: Comité Económico y Social Europeo.

COI: Consejo Oleícola Internacional.

ESYRCE: Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos de España.

FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

FEADER: Fondo Europeo de Agricultura y Desarrollo Rural.

FEAGA: Fondo Europeo de Garantía Agrícola.

IFAPA: Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera.

K-W test: prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para más de tres muestras independientes.

LDA: *Linear Discriminant Analysis* (Análisis Discriminante Lineal).

LOO: método de validación cruzada *Leave-One-Out*.

m: pendiente de la recta.

MAPAMA: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

MDA: *Multiple Discriminant Analysis* (Análisis Discriminante Múltiple).

Me: mediana.

M-W U test: prueba no paramétrica de la U de Mann-Whitney para dos muestras independientes.

$N_{\%}$: abundancia relativa (proporción de individuos de un determinado grupo respecto del total).

N_0 : diversidad de orden 0 (números de Hill); representa la riqueza específica (en nuestro caso es la riqueza en órdenes).

N_1 : diversidad de orden 1 (números de Hill); representa la exponencial del índice de Shannon.

N_2 : diversidad de orden 2 (números de Hill); representa la inversa del índice de Simpson.

N : abundancia absoluta (cantidad de individuos de un determinado grupo).

n : número de muestras.

$n_{m=0,05}$: número de muestras en el que la pendiente adopta un valor de 0,05.

$O_{\%}$: ocurrencia (proporción de unidades muestrales en las que está presente un determinado organismo).

ODCE: Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos.

PAC: Política Agraria Común.

qD : diversidad de orden Q.

R^2 : porcentaje de la variabilidad observada que es explicada por un modelo de ajuste determinado.

RD: Real Decreto.

SD : *standard deviation* (desviación estándar).

S_n : número de especies (órdenes en nuestro caso) estimado por uno de los modelos de ajuste de las curvas de acumulación para un determinado esfuerzo de muestreo (n).

S_{obs} : número de especies (en nuestro caso órdenes) observado.

SVM: *Support Vector Machine* (Máquina de Vectores de Soporte).

TNO: número total de órdenes predichos por un determinado modelo de ajuste (las siglas corresponden a su traducción en inglés "*Total Number of Order*").

UE: Unión Europea.

UNIDADES

°C: grado Celsius o centígrado (temperatura), $1\text{ }^{\circ}\text{C} = -273,15\text{ K}$.

cm: centímetro (longitud).

ha: hectárea (superficie), $1\text{ ha} = 10.000\text{ m}^2$.

Km: kilómetro (longitud).

m: metro (longitud).

MJ/m²: Megajulio por metro cuadrado (radiación solar).

mm: milímetro (precipitaciones), $1\text{ mm} = 1\text{ litro/m}^2$.

ml: mililitro.

msnm: metros sobre el nivel del mar (altitud).

tm: tonelada métrica (masa).

PARCELAS DE ESTUDIO

El código asignado a las diferentes parcelas de estudio depende del tipo de manejo de las mismas:

INT: olivares en producción integrada. En inglés también se emplea **INT** (*integrated*).

CNL: olivares convencionales de no laboreo. En inglés se emplea **NT** (*Non-Tillage*).

CON: olivares convencionales con laboreo tradicional. En inglés también se emplea **CON** (*conventional*).

ECO: olivares en producción ecológica. En inglés se emplea **ORG** (*organic*).

Índice

| | |
|--|-----|
| RESUMEN | 1 |
| I. INTRODUCCIÓN..... | 3 |
| II. OBJETIVOS | 75 |
| III. METODOLOGÍA..... | 77 |
| IV. RESULTADOS..... | 97 |
| Capítulo 1. Determinación de la intensidad de muestreo mediante el uso de curvas de acumulación a nivel taxonómico de orden | 99 |
| Capítulo 2. Caracterización de la diversidad de la artropodofauna del olivo a nivel taxonómico de orden en copa y en el estrato herbáceo | 135 |
| Capítulo 3. Consideraciones metodológicas para la discriminación del tipo de manejo del olivar usando la artropodofauna de la copa a nivel de orden | 169 |
| Capítulo 4. Aproximación a un método sencillo para la discriminación entre manejos mediante la artropodofauna del suelo del olivar | 199 |
| V. CONCLUSIONES..... | 231 |

RESUMEN

RESUMEN

Esta tesis doctoral, titulada “Incidencia del tipo de manejo sobre la artropodofauna del agroecosistema del olivar” ha sido desarrollada en 12 olivares de la comarca de los Montes Orientales, de la provincia de Granada, pertenecientes a cuatro tipos de manejo distintos (ecológico, integrado, convencional de no laboreo y convencional tradicional). Se tomaron muestras en la primavera-verano de 2007, 2008 y 2009 de la comunidad de artrópodos de la copa del olivo, del estrato herbáceo y del suelo, tanto bajo copa como de las calles entre los olivos. Las muestras se clasificaron al nivel de orden, separando los individuos pertenecientes a las dos principales plagas de nuestra zona de estudio, *Euphyllura olivina* Costa (Psyllidae, Hemiptera) y *Prays oleae* Bern. (Yponomeutidae, Lepidoptera).

Este trabajo comienza con una “Introducción” en la que se habla de manera general del olivo y su cultivo. Se resaltan las características más importantes del agroecosistema del olivar, desde los aspectos biológicos del propio árbol en sí y de la artropodofauna que lo conforma, hasta las particularidades de su cultivo y las diferentes maneras de manejarlo. También se realiza una revisión desde el punto de vista económico del sector del olivo, atendiendo especialmente al mercado del aceite de oliva y de la aceituna de mesa en el mundo. Aunque esta tesis sea de carácter biológico, consideramos que es importante no perder de vista la perspectiva económico-social del olivar. Se trata de un cultivo de suma importancia en la economía mundial, europea y española, que sirve de sustento a numerosas familias, especialmente en Andalucía. La profundización en el conocimiento del agrosistema del olivo desde distintos campos de estudio, incluido el biológico, queda así más que justificada. Esta primera sección continúa con un acercamiento teórico a los conceptos de bioindicación y biodiversidad, para concluir con aspectos descriptivos de la artropodofauna asociada al olivar, especialmente plagas y fauna auxiliar.

Tras los “Objetivos generales” de esta tesis, se presenta la sección de “Metodología”, donde se describen ampliamente las características geográficas y agronómicas de las parcelas de estudio, de los diferentes tipos de manejo y de las técnicas empleadas para llevar a cabo el muestreo y el diseño experimental. Este apartado termina con una amplia descripción de las técnicas estadísticas empleadas a lo largo de los diferentes capítulos de esta tesis doctoral.

Tras la sección de “Resultados” se presentan los principales logros alcanzados en este trabajo a través de cuatro capítulos. En el **capítulo 1** se realiza un análisis de la intensidad de muestreo desarrollada tanto en copa como en el estrato herbáceo durante los tres años que

duró el estudio a través del empleo de curvas de acumulación. Así mismo se evalúan dos funciones de ajuste para este tipo de curvas. Se concluye que la intensidad de muestreo fue suficiente para conseguir los objetivos a nivel de orden, así como que la función de Clench se ajusta mejor a los datos reales.

En el **capítulo 2** se presenta un extenso análisis de la artropodofauna presente en los olivares objeto de estudio tanto en copa como en el estrato herbáceo a nivel de orden. Se consideran parámetros descriptivos de la comunidad de artrópodos como la abundancia relativa de cada grupo, el número promedio de individuos por unidad muestral, e etc., incluyendo los análisis preceptivos para detectar diferencias significativas. Se emplean además los análisis de correspondencias para conocer los órdenes típicos o mejor representados en cada tipo de manejo. Finalmente, mediante curvas de rarefacción se calculan los números de Hill para evaluar la biodiversidad de cada uno de los manejos considerados. Se tuvieron en cuenta varias consideraciones estadísticas para determinar la manera más apropiada de abordar el estudio. El manejo ecológico resultó ser más abundante en artrópodos que el resto. Además, considerando la incidencia de cada grupo en lugar de su abundancia se consiguieron valores de diversidad en los manejos en general más coherentes y fáciles e interpretar.

En el **capítulo 3** se recogen los resultados de un estudio en el que se trata de desarrollar una función discriminante que permita diferenciar al menos entre tipos de manejo considerando la comunidad de artrópodos al nivel de orden. Se emplean datos de los muestreos en copa y se evalúan 3 funciones discriminantes distintas. Se introduce además variabilidad interanual considerando diferentes datos meteorológicos para agrupar las muestras. Se concluye que, a la hora de realizar los análisis discriminantes, no es tan importante la función discriminante utilizada como las características del conjunto de datos. Teniendo en cuenta diferentes aspectos como la consideración de aquellos taxones con diferencias significativas entre manejos o de aquellas fechas con condiciones meteorológicas más homogéneas se consigue diferenciar al menos entre parcelas ecológicas y no ecológicas.

Finalmente, en el **capítulo 4** se presenta un estudio sobre la artropodofauna del suelo, tanto bajo copa como entre las calles, desde el punto de vista de la bioindicación. Se evalúa tan solo una función discriminante para tratar de diferenciar entre manejos empleando los artrópodos al nivel de orden. Se concluye que el suelo bajo copa ofrece más posibilidades para discriminar entre manejos que el suelo entre las calles.

Para terminar esta tesis doctoral, en la sección “Conclusiones” se enumeran los distintos logros alcanzados durante la realización de este trabajo.

I. INTRODUCCIÓN

I. INTRODUCCIÓN GENERAL

1. EL CULTIVO DEL OLIVO

1.1. Taxonomía y características biológicas del olivo

El olivo (*Olea europaea*, L.) es una planta de hoja perenne, generalmente andromonoica¹ y de porte arbóreo. Pertenece la familia botánica Oleaceae, que comprende especies de plantas distribuidas por las regiones tropicales y templadas del planeta. A esta familia pertenecen otros géneros, en su mayoría árboles o arbustos, muchos de los cuales producen aceites esenciales en sus flores o frutos. Destacan por su interés económico u hortícola géneros como *Ligustrum* (aligustre), *Fraxinus* (fresno) o *Jasminum* (jazmín), entre otros (Rapoport & Moreno-Alias, 2017; Vargas & Talavera, 2012). El género *Olea*, L. fue establecido por Tournefort a finales del siglo XVII y validado posteriormente por Linneo en 1753 (Vargas & Talavera, 2012). En la actualidad consta de 33 especies, de las cuales *O. europaea* es la única que posee frutos comestibles (Rapoport & Moreno-Alias, 2017). El olivo está representado por dos variedades: el olivo cultivado –*O. europaea* var. *europaea*– y el olivo silvestre o acebuche –*O. europaea* var. *sylvestris* (Mill.) Lehr (*O. sylvestris* Mill.)– (Vargas & Talavera, 2012). Green (2002) considera estos dos taxones como dos variedades de *O. europaea* ssp. *europaea*.

Los olivos son por lo general muy longevos. Pueden mantenerse vivos y productivos durante cientos de años. El olivo cultivado es un árbol de tamaño medio (de unos 4 a 8 metros de altura). Presenta un tronco grueso, de corteza bastante agrietada en los ejemplares más viejos y de color grisáceo. La forma de la copa del árbol está fuertemente influenciada por las labores agronómicas, especialmente por la poda. Las técnicas de poda tratan principalmente de aclarar la copa para permitir la entrada de luz (Barranco *et al.*, 2017). Las ramas más jóvenes pueden ser tanto flexibles como rígidas, tomentosas, cubiertas por tricomas escuamiformes. Presentan en los primeros años numerosas lenticelas (Vargas & Talavera, 2012).

Las hojas son opuestas, elípticas, ovadas o lanceoladas, cortamente pecioladas y de borde entero. Tienen el ápice obtuso o agudo. El haz es glabrescente² de color verde oscuro, mientras que el envés está densamente cubierto por tricomas muy similares a los de los tallos jóvenes, de color grisáceo o blanquecino (Vargas & Talavera, 2012), signo de adaptación a las condiciones de estrés del ambiente mediterráneo.

¹ Vegetales en los que aparecen flores hermafroditas y masculinas a la vez sobre un mismo pie de planta.

² Desprovisto de estructuras en forma de pelo o tricomas.

El olivo produce inflorescencias paniculadas³, en las que las flores hermafroditas son algo más abundantes que las masculinas. Cada inflorescencia presenta entre 10 y 40 flores (Rapoport & Moreno-Alias, 2017).

El fruto es una drupa, comestible, que puede ser desde estrechamente ovoide a subesférico, según la variedad, simétrico o asimétrico, apiculado o no, de color negro o morado en la madurez, con numerosas lenticelas y con una semilla o hueso fusiforme (Vargas & Talavera, 2012). Normalmente mide entre 1 y 4 cm de longitud y de 0,6 a 2 cm de diámetro (Rapoport & Moreno-Alias, 2017).

La raíz del olivo depende del origen vegetativo del árbol y de las condiciones del suelo. Cuando la planta procede de semilla, se genera una raíz principal gruesa pivotante, que domina el sistema radical durante los primeros años, sin que se formen raíces secundarias importantes. Sin embargo, la inmensa mayoría de los ejemplares comerciales proceden del enraizamiento de estaquillas. En este caso se producen numerosas raíces adventicias en la base que con el desarrollo del árbol se comportan, casi todas, como raíces principales múltiples (Barranco *et al.*, 2017).

El hábitat del olivo se concentra entre las latitudes 30° y 45°, tanto en el hemisferio norte como en el sur, en condiciones muy diversas, desde zonas desérticas hasta otras más húmedas. En el hemisferio sur, el olivar está presente en latitudes más tropicales con clima modificado por la altitud (Civantos, 2008; Fernández-Escobar *et al.*, 2012). Generalmente, el olivo se cultiva en regiones climáticas de tipo mediterráneo, caracterizadas por veranos secos y calurosos e inviernos relativamente húmedos y no muy fríos (Fall *et al.*, 2002). El olivo puede resistir temperaturas inferiores a 0 °C. En estado de reposo, temperaturas comprendidas entre 0 °C y -5 °C pueden causar daños en los brotes y ramas de corta edad, lo que supone una vía de entrada para enfermedades y plagas. Temperaturas de hasta -10 °C suelen causar daños mayores en ramas algo más maduras. Finalmente, temperaturas inferiores a -10 °C causan la muerte de ramas de gran tamaño, incluso de toda la parte aérea. Temperaturas inferiores a -12 °C causan la muerte del árbol (Sibbett & Osgood, 2005). Por otra parte, los inviernos templados tienen un efecto adverso sobre el inicio de la floración. Además, el árbol requiere de tiempo cálido desde la primavera hasta el otoño y soporta bastante bien condiciones extremas de sequía y temperatura del verano mediterráneo (Villalobos & López-Bernal, 2017). El óptimo de precipitaciones anuales se encuentra en 600-650 mm bien repartidos, aunque se puede

³ Inflorescencias que presentan un eje central del que parten ejes secundarios que a su vez también pueden ramificarse.

cultivar en secano en lugares donde las lluvias anuales no alcancen 400 mm, reduciendo el marco de plantación. El olivo se desarrolla en su plenitud a 600-700 msnm, aunque es frecuente encontrarlo por encima de 1.000 msnm en algunas regiones de España y Marruecos. El tipo de suelo más adecuado para el cultivo del olivo es franco-arcilloso, con un buen drenaje pues las raíces son muy sensibles al encharcamiento (Navarro & Parra, 2001). El olivo crece bien en suelos tanto moderadamente ácidos como alcalinos (pH entre 5,5 y 8,5) (Sibbett & Osgood, 2005).

Desde los orígenes del cultivo del olivo se conoce su carácter vecero. La vecera o “vecería” (como se conoce generalmente en el sector oleícola) es una característica de ciertas plantas o cultivos donde se registra una cosecha muy escasa tras una campaña de producción muy alta, denominada “año de carga” (Rallo & Cuevas, 2017). Desde los años 80 del siglo pasado se conoce que la “vecería” en el olivo está causada por una hormona, el ácido fenólico, que producen los frutos maduros y que inhibe la diferenciación de los brotes florales del año siguiente, por lo que se convierten en tallos leñosos (Fernández-Escobar *et al.*, 1992; Lavee *et al.*, 1986). Este fenómeno provoca que en la campaña que sigue a una cosecha muy abundante, denominada “año de carga”, se produzca lo que se conoce como “floración de retorno”, caracterizada por una escasa o nula producción (Rallo & Cuevas, 2017).

1.2. Variedades del olivo

Desde el origen del cultivo, los primeros agricultores realizaron la selección artificial de los ejemplares mejor dotados en términos de producción, tamaño del fruto, oleosidad, etc., lo que ha provocado la aparición de numerosas variedades de carácter local por todo el mundo (Barranco, 2017). Además, es posible que el olivo cultivado haya hibridado con ejemplares silvestres durante las glaciaciones del Cuaternario, en aquellos lugares que le sirvieron de refugio (Carrión *et al.*, 2010), ampliando aún más la diversidad genética de las distintas variedades locales (Diez *et al.*, 2015).

En la actualidad, el Banco de Germoplasma Mundial del Olivo (BMGO), del Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA) de Córdoba, contiene la colección de referencia a nivel mundial sobre los recursos genéticos del olivo (Trujillo *et al.*, 2014). En el BMGO se lleva a cabo el proceso de caracterización de variedades del olivo y se realizan una serie de ensayos comparativos de variedades de diferentes localizaciones y condiciones de cultivo (Uceda *et al.*, 2010). Entre variedades cultivadas y poblaciones silvestres, incluye alrededor de 700 variedades de 22 países. Sobre esta colección trabajan diferentes grupos de

investigación evaluando variedades desde distintos puntos de vista (agronómico, resistencia a enfermedades y plagas, características del fruto, propiedades del aceite, etc.).

Se han registrado 262 variedades cultivadas de olivo en España (Barranco, 2017), caracterizadas por su antigüedad, su localización restringida y su elevada homogeneidad genética. En primer lugar, podemos destacar la **antigüedad** de las variedades españolas. Existen registros históricos de que las variedades que actualmente son más importantes en la Península Ibérica, ya se cultivaban en el siglo XV, en tiempos de los Reyes Católicos (Oliveros & Jordana, 1968). Por otra parte, es importante resaltar que la **localización** incluso de las variedades principales se restringe en la mayoría de los casos a comarcas concretas, perfectamente delimitadas, donde se concentran de manera prácticamente exclusiva. Fuera de estas áreas de influencia, la presencia de estas variedades se reduce drásticamente o es nula, incluso en comarcas olivareras muy cercanas. De hecho existe un elevado número de variedades que no se han extendido fuera de una comarca concreta. Finalmente, podemos decir que la **homogeneidad genética** de las variedades cultivadas es muy acusada. Esto es debido fundamentalmente a que las técnicas de reproducción empleadas desde su origen consistieron mayoritariamente en la propagación vegetativa de los mejores especímenes (Barranco, 2017).

En España, se han clasificado las distintas variedades atendiendo a su importancia y difusión en *principales*, *secundarias*, *difundidas* y *locales* (ver Tabla I.1). Además, según el destino productivo al que se dedique cada variedad, podemos clasificarlas en *aceitunas de almazara* (aquellas que van a servir para su prensado y extracción de aceite de oliva y otros productos), *aceitunas de mesa* (cuyo destino es el aderezo para comercializarse como aceitunas aliñadas) y *aceitunas de doble aptitud* (aquellas que se pueden dedicar indistintamente a almazara o a aderezo, según le interese al agricultor en función de la situación de los mercados).

| CATEGORÍA | IMPORTANCIA | DIFUSIÓN |
|-------------------|-------------|---|
| Principal | Alta | Dominante en una o varias comarcas |
| Secundaria | Media | Plantaciones regulares que no llegan a dominar en ninguna comarca |
| Difundida | Baja | Árboles aislados en varias comarcas |
| Local | Baja | Árboles aislados exclusivamente en una comarca |

Tabla I.1. Categorías de las variedades de olivo en España en función de su importancia y difusión.
Fuente: adaptado de Barranco (2017).

En España se cultivan 24 variedades de las denominadas *principales*. La mayoría de esas variedades se dedican casi en exclusividad a *aceituna de almazara* para la obtención de aceite (Barranco, 2017). Entre ellas destacan por superficie de cultivo las variedades “Picual”, “Cornicabra”, “Arbequina” y “Lechín de Sevilla” (ver Tabla I.2). Respecto al resto de usos, “Manzanilla de Sevilla” (en Sevilla y Badajoz) y “Gordal sevillana” (sólo en Sevilla) se destinan principalmente para *aceituna de mesa*, mientras que las variedades “Hojiblanca” (en Córdoba, Málaga y Sevilla), “Manzanilla Cacereña” (en Cáceres y Salamanca) y “Aloreña” (en Málaga) son consideradas como *aceitunas de doble aptitud* (Barranco, 2017).

Debido a la ausencia de programas de mejora del olivo, ninguna de las variedades actuales reúne todas las características deseables en cuanto a tamaño del fruto, facilidad para su recogida, rendimiento graso o resistencia a enfermedades, entre otras. La evaluación sistemática de las distintas variedades cultivadas y el desarrollo de otras nuevas que sean capaces de responder a las exigencias actuales del cultivo del olivo, deberían de ser los objetivos prioritarios de los programas de mejora, de cara a conseguir el material vegetal necesario para hacer frente a las necesidades de una olivicultura moderna y competitiva (Barranco, 2017). En cualquier caso dada su importancia y por ser la variedad de olivo en la que se han desarrollado los trabajos descritos en esta tesis doctoral, merece una mención especial la variedad “Picual”.

Variedad “Picual”

Se trata de la variedad más importante del mundo. También es conocida como “Marteño” o “Nevadillo”, entre otras sinonimias. En España se encuentra prácticamente en su totalidad en Andalucía y representa alrededor del 40 % de la superficie de olivar, con cerca de 1 millón de hectáreas y se emplea de manera exclusiva para la obtención de aceite de oliva en almazara (Uceda *et al.*, 2010).

En el año 1972, el Ministerio de Agricultura, como consecuencia de la grave crisis que

| VARIEDAD | SUPERFICIE (10³ ha) | DIFUSIÓN |
|----------------------------|---------------------------------------|-------------------------------|
| “Picual” | 960 | Jaén, Córdoba y Granada |
| “Cornicabra” | 269 | Ciudad Real y Toledo |
| “Arbequina” | 115 | Lérida, Tarragona y Andalucía |
| “Lechín de Sevilla” | 105 | Sevilla y Cádiz |

Tabla I.2. Principales variedades de aceituna de almazara de la Península Ibérica. *Fuente: adaptado de Barranco (2017).*

atravesaba el sector, realizó un estudio sobre el olivar español, estableciendo diez zonas oleícolas. La denominada “Zona 1ª” es la más importante y en ella predomina la variedad “Picual”. Ocupa la totalidad de la provincia de Jaén, el norte de la de Granada (comarca de Iznalloz) y el este de la provincia de Córdoba (comarca del Bujalance). En ella están incluidas las zonas con Denominación de Origen para aceites de Sierra de Segura, Sierra Mágina, Sierra de Cazorla, Montes de Granada, Jaén Sierra Sur y Campiñas de Jaén. En cualquier caso, la variedad “Picual” alcanza cierta importancia en otras zonas oliveras de Andalucía (Civantos, 2008).

Las plantaciones de esta variedad presentan una precoz entrada en producción en comparación con otras variedades, alcanzando pronto una alta productividad (Barranco, 2017). Se trata de una variedad muy vigorosa, poco vecera y de tiempo maduración medio. Presenta además muy buena adaptación a la mecanización debido al tamaño medio del fruto y a su baja resistencia al desprendimiento (Uceda *et al.*, 2010). La aceituna tiene además un buen rendimiento graso (entorno al 22 %), con un 78,4 % de ácido oleico, el más alto de entre las variedades principales en España. Se trata de un ácido graso monoinsaturado y con alto interés nutricional. Tiene un contenido bajo en ácido linoleico y medio en ácido palmítico (Uceda *et al.*, 2010).

1.3. Breve historia del olivo

El olivo forma parte de la conocida tríada agrícola mediterránea, junto a los cereales y la vid. Se trata de productos básicos de la dieta mediterránea, por lo que han sufrido una fuerte dispersión desde la antigüedad (Lucena *et al.*, 2017). El origen exacto del inicio de la domesticación del olivo y la aparición de las distintas variedades es motivo de controversia entre los investigadores (Besnard *et al.*, 2013; Díez *et al.*, 2015; Kaniewski *et al.*, 2009, 2012). En las excavaciones arqueológicas, es difícil distinguir los restos botánicos de olivos silvestres de los cultivados (Lipshitz *et al.*, 1991), por lo que es complicado determinar con exactitud cuándo comenzó realmente el cultivo del olivo. Existen evidencias de explotación temprana y uso de olivos silvestres desde el Neolítico, desde Oriente Próximo hasta la Península Ibérica (Terral *et al.*, 2004; Zohary *et al.*, 2012). Sin embargo, se acepta que el inicio de la domesticación del olivo, entendida como la propagación vegetativa de los mejores genotipos cultivados con objeto de establecer un olivar, se inició hace algo más de 6.000 años en Oriente Medio, entre Turquía y Siria (Kaniewski *et al.*, 2012; Zohary *et al.*, 2012; Zohary & Spiegel-Roy, 1975), una región geográfica que ocupa desde el sur del Cáucaso hasta las altiplanicies de Irán y la costa del Mediterráneo de Siria y Palestina (Civantos, 2008). Sin embargo, varios estudios genéticos apoyan la idea de que a lo largo del Mediterráneo se produjeron varios orígenes del cultivo del

olivo (Baldoni *et al.*, 2006; Belaj *et al.*, 2001, 2012; Besnard *et al.*, 2001; Besnard *et al.*, 2007; Breton *et al.*, 2009), pero no queda claro si esto refleja una diversificación secundaria desde un origen común o realmente un origen múltiple (Besnard *et al.*, 2013; Diez *et al.*, 2015).

Parece ser que ni los babilonios ni los asirios practicaban el cultivo del olivo. Tampoco hay evidencias de que se desarrollara en la India. Sin embargo, sí se conoce su cultivo en el tercer milenio antes de Cristo en Fenicia, Siria, Palestina, Armenia y Creta (Ciurana & Torrado, 1981). Se han encontrado evidencias de domesticación del olivo en yacimientos arqueológicos en Jordania en una época anterior al 4.700 a. C. (Lovell *et al.*, 2010) o en Israel entorno al 4.500 a. C. (Galili *et al.*, 1997).

La actividad marítima de los fenicios difundió el cultivo del olivo por las islas griegas hacia Occidente (Lucena *et al.*, 2017). Al parecer, desde Chipre saltó hacia la región de Anatolia, y a través de Creta hacia el norte de África, entrando por Egipto (Civantos, 2008). Se cree que el cultivo del olivo llegó a Grecia en el siglo VII a. C. y a Roma en el siglo V a. C. (Capel, 1992). La gran expansión del olivo se atribuye precisamente al Imperio Romano, que difundió su cultivo por todo el territorio conquistado, destacando el comercio de aceite con la Bética con destino a la metrópoli (Lucena *et al.*, 2017). Sin embargo, aunque en los yacimientos del sur de la Península Ibérica aparecen restos de *Olea* desde el Neolítico, las evidencias arqueológicas apuntan a que el consumo de aceitunas y aceite procedente de olivos cultivados en Andalucía no se produce hasta el siglo I d. C. (Rodríguez-Ariza & Montes-Moya, 2007), durante el periodo conocido como “paz de Augusto”. Durante aquella época de progreso, los latinos despreciaban a los pueblos del norte, por emplear grasas animales en lugar de aceite de oliva, por lo que se referían a ellos como “bárbaros”. El aceite español, procedente de la Bética, alcanzó pronto gran fama y se convirtió en un producto de lujo entre la aristocracia romana. Tal fue su auge, que los restos de las ánforas de aceite que llegaban al puerto de Roma, dieron lugar a una pequeña montaña artificial, conocida hoy día como Monte Testaccio. Los restos de las ánforas procedentes de la Bética se han encontrado en yacimientos de toda Europa. La zona original de producción en época del Imperio Romano es la parte baja del valle del Guadalquivir. Desde ahí el olivar fue progresando paulatinamente aguas arriba hasta ocupar la distribución actual (Guzmán-Álvarez, 2004). El cultivo del olivo pronto se extendió por encima de la Cordillera Central hasta el Ebro, con el único límite que le imponía el clima y el suelo. Con la decadencia del Imperio Romano en la antigua Hispania, se redujo el consumo de aceite y se abandonaron numerosas explotaciones (Martínez & Villarino, 2005). De hecho, el verdadero florecimiento del cultivo del olivo en Hispania se produjo con posterioridad, de la mano del mundo árabe (Lucena

et al., 2017), que convirtieron al cultivo del olivo y sus productos en un componente indispensable de la vida social y económica de los habitantes de la península. En el siglo XII, al-Ándalus ya era una región olivarera de gran importancia y su aceite era famoso por ser el mejor y más apreciado del país (Martínez & Villarino, 2005). En cualquier caso, la expansión del olivo fuera de las zonas iniciales romanas fue lenta. De hecho, muchas de las zonas que se consideran “ancestrales” de olivar lo vienen siendo únicamente en los últimos 175-200 años (Guzmán-Álvarez, 2004).

A partir del siglo XV, con los viajes oceánicos de Cristóbal Colón, Fernando de Magallanes y Juan Sebastián Elcano, el cultivo del olivo se extendió por el Nuevo Mundo. Comienza ya en el siglo XVI en Méjico, Perú, Chile y Argentina, extendiéndose hasta EE. UU. (California y Florida) durante el siglo XVII (Civantos, 2008; Lucena *et al.*, 2017) de la mano de inmigrantes y misioneros. A pesar de lo que se pueda pensar, el cultivo del olivo se extendió lentamente hasta la década de los 50 del pasado siglo XX. A partir de este momento, se comenzaron a abandonar los sistemas de plantación de carácter tradicional y empezaron a introducirse técnicas de cultivo orientadas hacia la explotación intensiva. Desde los años 90, la tendencia en la olivicultura a nivel mundial ha consistido en convertir las plantaciones tradicionales en olivares más intensivos, proliferando el olivo en nuevas zonas de cultivo (Fernández-Escobar *et al.*, 2012). De hecho, desde finales del siglo XX y durante los primeros años del siglo XXI, a la lista de productores de aceite de oliva se han incorporado países tan alejados del origen como Australia, China o Brasil (Lucena *et al.*, 2017).

Las referencias al olivo y el aceite de oliva en textos antiguos son numerosas. El primer documento escrito donde se habla del aceite de oliva es una Tabla Micénica de la Corte del Rey Minos (2.500 a. C.), donde se habla de la importancia que tenía el aceite de oliva en la economía de Creta (Arambarri, 1992). En la Antigua Grecia, el filósofo Teofrasto (371-287 a. C.), en “*De Causis Plantarum*” y en “*De Historia Plantarum*”, hace referencia al olivo, distinguiendo el silvestre del cultivado. Sus obras son consideradas la contribución más importante a la botánica de la época y el primer intento de sistematización de la misma (Rhizopoulou, 2007). En su obra “*Naturalis Historia*”, Plinio el Viejo (23-79 d. C.), emplea las áreas de cultivo del olivo para definir los límites del Mediterráneo (Blondel & Aronson, 1999). Dioscórides (40-90 d. C.), médico, farmacólogo y botánico griego, en su obra “*De Materia Medica*”, precursora de la farmacopeia moderna, también cita en numerosas ocasiones el olivo (Riddle, 2013).

En los textos sagrados de las tres grandes religiones monoteístas aparecen numerosas referencias al olivo o al aceite, hasta en 66 ocasiones, tanto en la Torá Hebrea, como en la Biblia

cristiana o en el Corán (Goor & Nurock, 1968; Janick, 2007; Moldenke & Moldenke, 1952). En el Génesis, cuando se narra el episodio del diluvio universal y el arca de Noé, una paloma trae una rama de olivo en el pico para anunciar el final del diluvio. Hoy en día, esta imagen sigue siendo el símbolo de la paz. En numerosas ocasiones, los personajes del Antiguo Testamento, hacen referencia a los olivares para describir las bondades de la Tierra Prometida (Moldenke, 1954). Durante milenios, el aceite ha estado cargado de simbolismo espiritual y funcional, empleándose en numerosos rituales para consagrar a personas, objetos litúrgicos, altares o edificios tanto civiles como religiosos. En la actualidad se utiliza el “santo óleo” en varios de los sacramentos cristianos desde el nacimiento hasta la muerte. El olivo, su cultivo y sus productos han acompañado el florecer de las civilizaciones del Mediterráneo y marcando la seña de identidad de toda una cultura.

1.4. Importancia socioeconómica

El olivo en el Mundo

En la actualidad, el olivo está ampliamente distribuido por el mundo (Figura I.1), representado en todas las regiones situadas entre los 30° y los 45° de latitud en ambos hemisferios, especialmente alrededor de la Cuenca Mediterránea, donde se concentra aproximadamente el 98 % de la superficie de olivar mundial (Lucena *et al.*, 2017) y se genera alrededor del 96 % de la producción de aceitunas del mundo (FAOSTAT, 2017). Como se indicó en apartados anteriores, aquellas regiones climáticas del planeta de tipo Mediterráneo, caracterizadas también por veranos secos y cálidos e inviernos no demasiado fríos, son propicias para el cultivo del olivo. De este modo, el olivo se encuentra hoy día extendido además por el Nuevo Mundo (especialmente Argentina, Chile, Perú, EE. UU. y México), Sudáfrica, Australia y Asia oriental (principalmente China, Taiwán y Japón). El cultivo del olivo a nivel mundial constituye un sector al alza, que ha experimentado un continuo crecimiento tanto en superficie como en producción desde mediados de la década de los 80 del siglo XX (Fernández-Escobar *et al.*, 2012; Lucena *et al.*, 2017). En los últimos 10 años, el número de países productores de aceituna en el mundo ha pasado de 40 a 56, mientras que la lista de países consumidores de los productos derivados del olivo ha aumentado de 120 a 174 (Vilar, 2017).

Según datos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (en adelante FAO), en 2014 la superficie dedicada al olivar en el mundo ascendía a 10.272.547 ha (FAOSTAT, 2017). Se calcula que existen alrededor 1.000 millones de olivos en el mundo, de los cuales sólo al 7,5 % se les aporta agua mediante algún sistema de riego en sentido

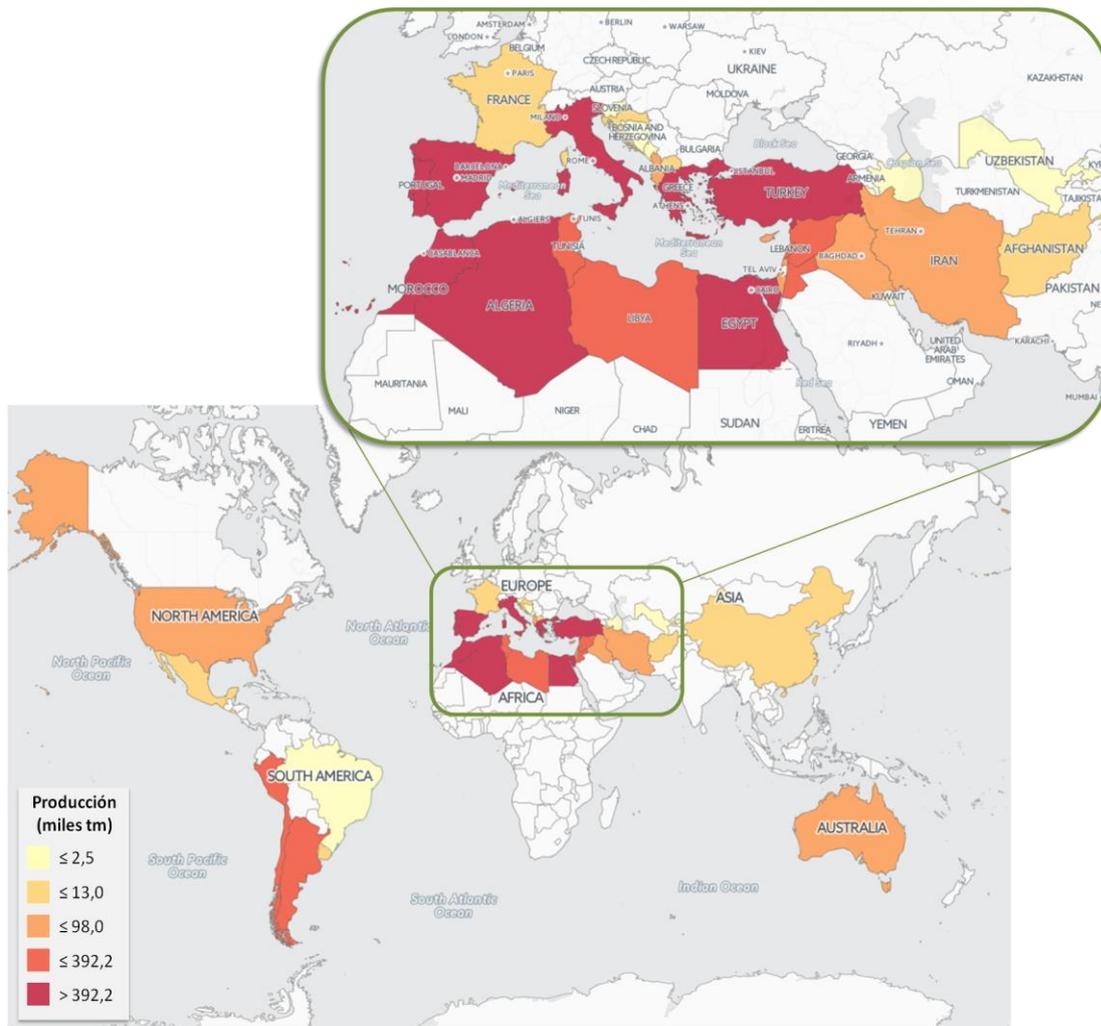


Figura I.1. Mapa de los principales países productores de aceituna en el mundo durante el año 2014. La producción se expresa en miles de toneladas (10^3 tm). Fuente: adaptado de FAOSTAT, 2017.

amplio. La mayoría de los olivares del mundo se cultivan en condiciones extensivas de secano con escasa mecanización y marcos de plantación aproximados de 150 olivos/ha (Civantos, 2008; Lucena *et al.*, 2017), aunque en este sentido existe una amplísima variedad de técnicas agronómicas y costumbres locales.

Los países con mayor superficie de olivar cultivado son, en este orden, España, Túnez, Italia, Marruecos, Grecia, Turquía y Siria (Figura I.2a). Estos siete países reúnen en su territorio prácticamente el 85 % de la superficie de olivar mundial. Destaca el caso de Marruecos que, desde mediados de la década de los 80, ha experimentado un fuerte incremento en cuanto a la superficie de olivar, pasando de ser el 8º país del mundo, a ocupar el 4º puesto desde el año 2012, desbancando de esta posición a Grecia hasta el día de hoy.

Respecto a la producción, la lista está liderada por España, seguida de Italia, Grecia,

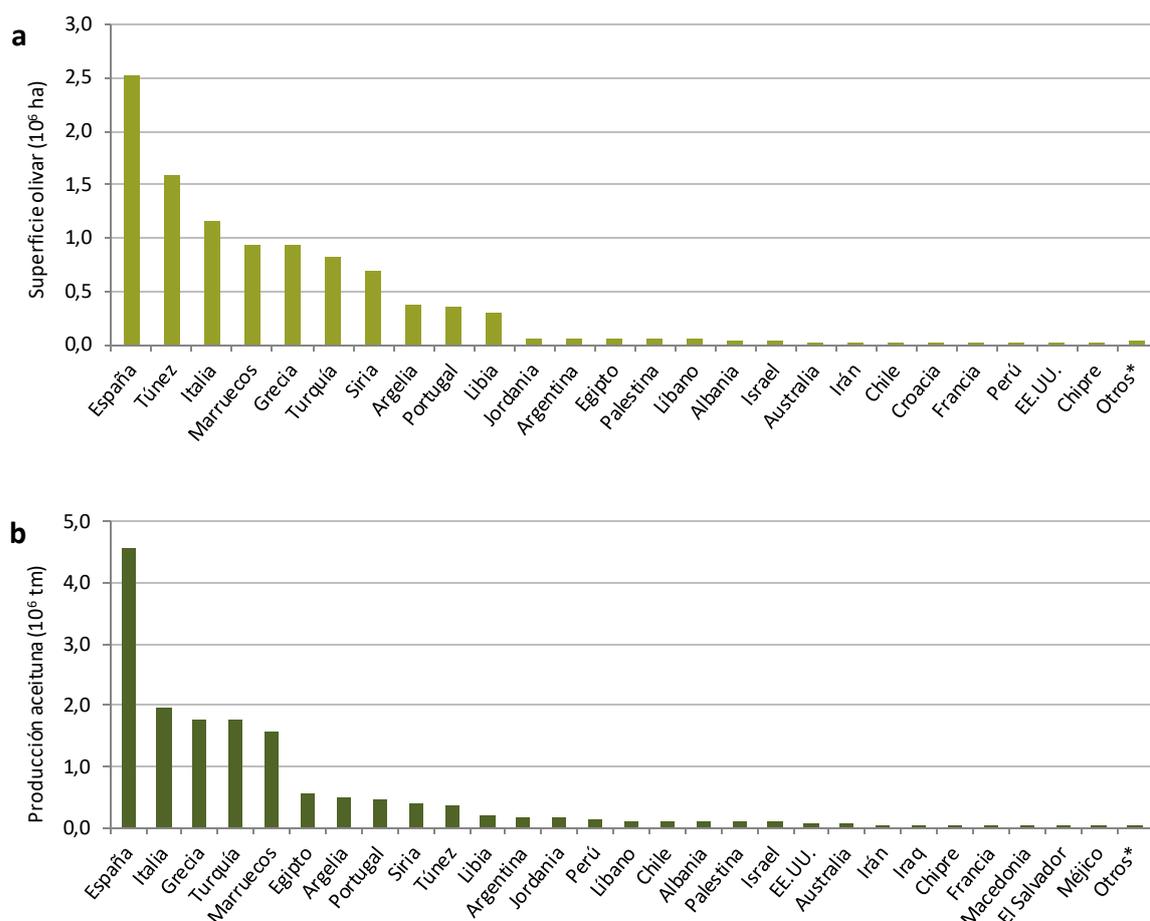


Figura I.2. (a) Superficie de olivar en millones de hectáreas (10⁶ ha) en los principales países productores del mundo durante la campaña 2014/15. **(b)** Producción de aceituna en millones de toneladas (10⁶ tm) en los principales países productores del mundo durante la campaña 2014/15. Fuente: gráficas de elaboración propia a partir de datos de la FAO (FAOSTAT, 2017).

* "Otros" representa la suma de los países en los que **(a)** la superficie de olivar es inferior a 10.000 ha o **(b)** la producción de aceituna no llega a 10.000 tm durante la campaña 2014/15.

Turquía y Marruecos, en este orden (Figura I.2b). Tradicionalmente, estos cinco países han representado en torno al 75-80% de la producción mundial. Destaca la situación de Siria y Túnez, que en los últimos años han visto reducida su producción de manera considerable, probablemente debido a la inestabilidad política y la guerra. De hecho, el rendimiento de sendos países en la campaña 2014/15 resultó ser muy escaso (0,6 tm/ha en Siria y 0,2 tm/ha en Túnez), muy por debajo del rendimiento medio histórico de estos países y de la media del resto de países de la Cuenca Mediterránea para esa misma campaña (2,2 tm/ha). En cambio, hablando de rendimiento, merece la pena mencionar a Egipto, que tradicionalmente ha alcanzado una cota de rendimiento de entre 7 y 10 tm/ha al año (FAOSTAT, 2017).

La producción total de aceitunas a nivel mundial en la campaña 2014/15 fue de

15.401.707 tm, una cifra particularmente baja, si tenemos en cuenta que la media de los últimos años ha sido de aproximadamente 19 millones de toneladas. De hecho, resultó ser la producción más baja de los últimos 15 años. En cambio, en la campaña anterior (2013/14) se alcanzó la cota más alta de producción mundial desde que hay registro, con 22.105.362 tm (FAOSTAT, 2017).

Aproximadamente el 90% de la producción de aceituna del mundo se dedica a la obtención de aceite de oliva, destinándose el resto al aliño para la elaboración de aceituna de mesa (Civantos 2008). En las últimas seis campañas (desde la 2010/11 hasta la 2015/16), la media de producción mundial de aceite de oliva se situó alrededor de los 3.200 millones de litros anuales, registrándose en la campaña 2013/14 el máximo histórico de producción, con algo más de 3.550 millones de litros de aceite de oliva (COI, 2016).

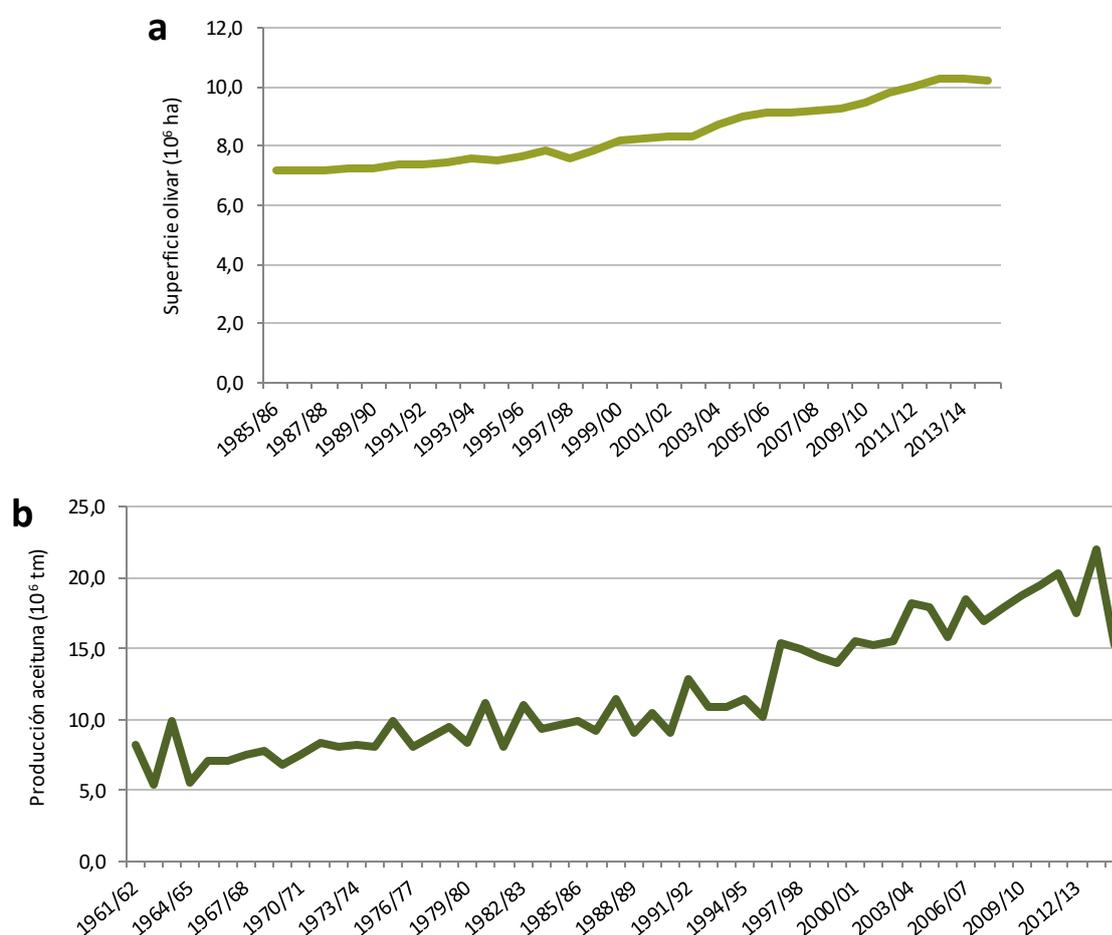


Figura I.3 (a) Evolución de la superficie cosechada de olivar en los principales países del mundo en millones de hectáreas (10⁶ ha) desde la campaña 1985/86 hasta la 2014/15. **(b)** Evolución de la producción mundial de aceituna en millones de toneladas (10⁶ tm) en los principales países productores del mundo desde la campaña 1961/62 hasta la 2014/15. En cada uno de los gráficos se han empleado sólo los datos de los países de los que se tienen registros completos, obviando otros países que se incorporaron posteriormente a las estadísticas de la FAO. Fuente: *gráficas de elaboración propia a partir de datos de la FAO (FAOSTAT, 2017).*

Según datos de la FAO, tanto la superficie de olivar (Figura I.3a) como la producción de aceituna (Figura I.3b) a nivel mundial han seguido una tendencia alcista desde los últimos años (FAOSTAT, 2017). Este incremento se ha producido de manera más o menos continua y progresiva en lo que respecta a la superficie de olivar en el mundo. En cambio, la producción está sujeta a variables tanto socio-económicas como biológico-ambientales, por lo que en la gráfica se advierten numerosos altibajos. Las campañas con producciones particularmente bajas suelen estar precedidas de cosechas especialmente altas, lo que probablemente esté relacionado con la “vecería” del olivo y con las condiciones climatológicas de cada campaña.

Otro aspecto interesante respecto al sector oleícola en el mundo es la evolución del rendimiento del olivar a lo largo del tiempo. Podemos realizar una aproximación al tema si relacionamos las series históricas de la FAO sobre producción y superficie cosechada en los principales países productores (Figura I.4). Para la elaboración de esta gráfica, se han utilizado sólo los datos que la FAO registra como “oficiales” en sendas variables, descartando aquéllos que aparecen marcados como “no oficiales” o que han sido estimados mediante alguno de los métodos que emplea este organismo para conseguirlos. El rendimiento, expresado en cantidad de aceituna por unidad de superficie (tm/ha), ha ido aumentando de forma progresiva desde los años 60 del siglo pasado. Las mejoras introducidas en materia de gestión del olivar, los nuevos conocimientos sobre las características biológicas del cultivo (sus requerimientos físicos, químicos y fisiológicos, su fenología, el control de enfermedades, etc.) y la rápida expansión del olivo por nuevas y diversas áreas de cultivo, han propiciado que el rendimiento de los olivares en el mundo haya experimentado este fuerte incremento durante los últimos 50 años. En cualquier caso, aunque la tendencia al alza sea positiva, la gráfica revela una importante inestabilidad, asociada probablemente a periodos de climatología desfavorable, normalmente por falta de precipitaciones, así como al marcado carácter vecero del olivo.

En referencia al mercado de los productos del olivo a nivel mundial, la Unión Europea (en adelante UE) lidera las exportaciones tanto de aceite de oliva como de aceituna de mesa. En el quinquenio 2011-2015, la UE exportó anualmente de media 1,5 millones de toneladas de aceite, de las cuales alrededor del 35 % tuvieron destino extracomunitario, especialmente Estados Unidos, Japón, Brasil y China. Comparando estas cifras con las de hace 30 años, las exportaciones totales de la UE se han multiplicado prácticamente por 3 y las extracomunitarias por 4, lo que nos da una idea de la extraordinaria evolución que ha experimentado el sector en los últimos años. Respecto a la aceituna de mesa, la UE realizó durante el quinquenio 2011-2015 el 45 % de las exportaciones mundiales, con 294.000 tm, seguido de Egipto (91.000 tm) y

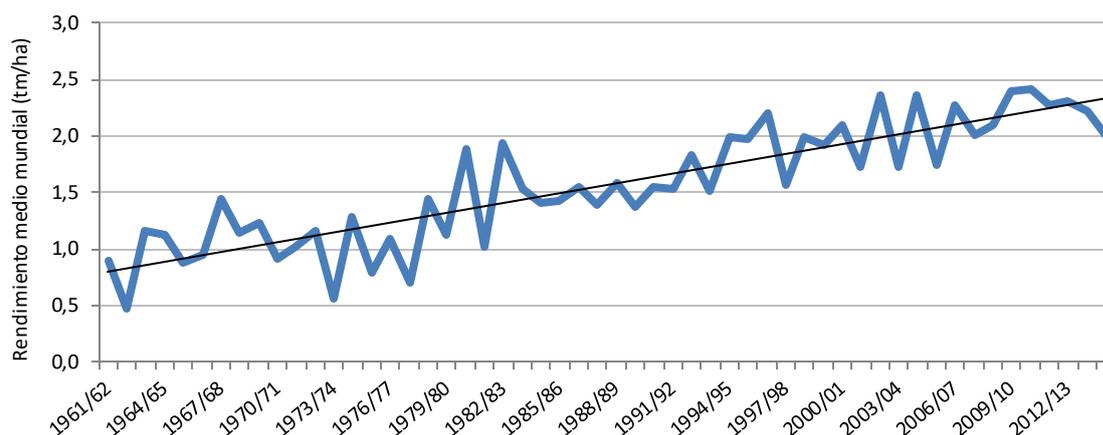


Figura I.4. Rendimiento medio del olivar en toneladas por hectárea (tm/ha) de los principales países del mundo desde la campaña 1961/62 hasta la 2014/15. Para la realización de este gráfico sólo se han considerado los datos oficiales de la FAO, prescindiendo de aquellos no oficiales o estimados por diferentes métodos. Fuente: gráfica de elaboración propia a partir de datos de la FAO (FAOSTAT, 2017).

Marruecos (76.000 tm). Los principales importadores de aceituna de mesa son EE. UU., Brasil, la propia UE y Rusia (Lucena *et al.*, 2017).

El olivo en España

El sector oleícola es una importante fuente de riqueza en todo el mundo, pero de manera especial en España. No es sólo un sector generador de renta y de alimentos, sino que el olivar hoy día contribuye de forma determinante a las nuevas funciones que la sociedad demanda al medio rural, tales como la conservación del medio ambiente, la preservación de los espacios naturales, la protección de la biodiversidad, el mantenimiento del paisaje y la cultura del medio rural (Villalba *et al.*, 2010). El cultivo del olivo en España goza de una excelente salud, siendo el principal país tanto en área cultivada, con más de 2,5 millones de hectáreas de media en los últimos 5 años (es decir, un 24-25 % de la superficie mundial), como en generación de aceituna, con más de 6,5 millones de toneladas de media en el último quinquenio (un 29-30 % de la producción mundial) (FAOSTAT, 2017). Según la “Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos” (ESYRCE), elaborada anualmente por el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA) del Gobierno de España, considerando los datos del periodo 2011-2015, el olivo representa el 5,1 % de la superficie total del territorio español, el 15,2 % de sus tierras de cultivo y el 52,4 % de los cultivos leñosos, lo que nos da una idea de la importancia de su cultivo a nivel nacional. Según la ESYRCE de 2016, durante la campaña 2015/16 la superficie de olivar en nuestro país fue 2.623.158 ha, de las cuales el 94,2 % produjeron aceituna que se dedicó directamente a *almazara* para la extracción principalmente de aceite de oliva y el

2,9 % a la elaboración de *aceituna de mesa*, quedando sin especificar el destino de otro 2,9 % al clasificarse en el informe como *aceituna de doble aptitud* (MAPAMA, 2016), que los agricultores dedican a uno u otro destino en función de la situación de los mercados.

El olivo en producción se encuentra presente en mayor o menor medida en todas las comunidades autónomas a excepción de Cantabria y el Principado de Asturias (Lucena *et al.*, 2017). La última región en incorporarse a la lista de productores ha sido Galicia, que desde el año 2009 cuenta oficialmente con algunas hectáreas de olivar en producción, según la ESYRCE (MAPAMA, 2016).

El cultivo del olivo en España sufrió una grave crisis desde la segunda mitad de la década de los 60 del siglo pasado hasta mediados los 80. Durante la década de los 70 se arrancaron importantes extensiones de olivar para destinarlas a cultivos herbáceos (Civantos, 2008; Navarro *et al.*, 2017). A finales de esta década el olivar atravesaba una importante crisis, empeorada además por el incremento en el mercado de otros aceites como el de girasol o el de soja, que no están tan expuestos a los altibajos de producción propios de un cultivo como el del olivo (García *et al.*, 2017). En 1965 la superficie de olivar en España era de casi 2,4 millones de hectáreas. Desde entonces, se perdieron de media entre 14,5 y 15 mil hectáreas anualmente, hasta 1984, cuando se alcanzó el mínimo histórico desde que hay registro, con menos de 2,1 millones de hectáreas. A partir de este año, se invirtió la tendencia, creciendo la superficie del olivar anualmente hasta el día de hoy a la misma tasa a la que anteriormente se perdía. Actualmente, la superficie de olivar supera en algo más de 300.000 ha a la de 1963, año de máxima superficie

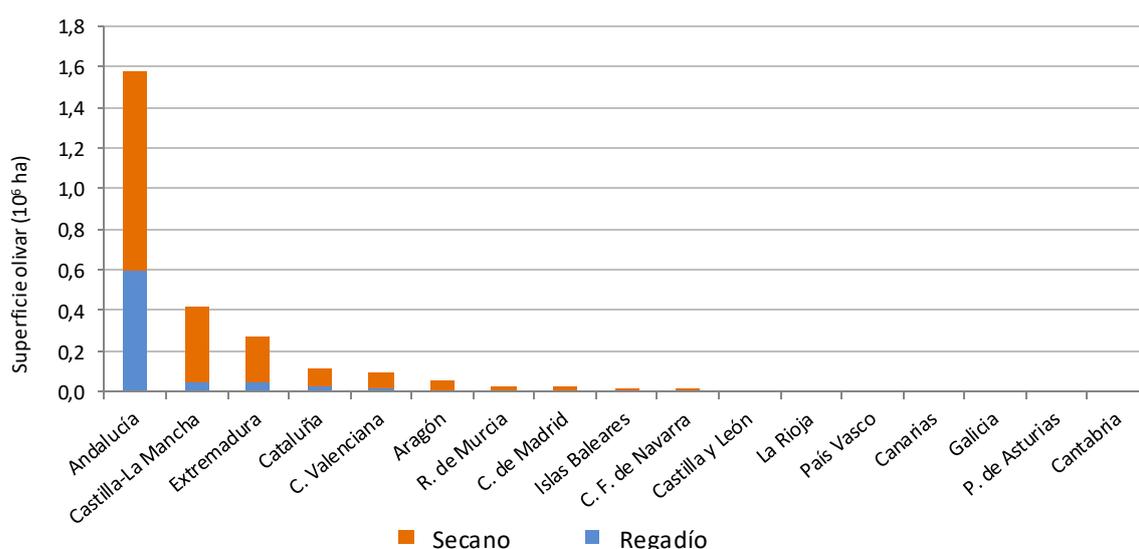


Figura I.5. Superficie de olivar en España en la campaña 2015/16 en millones de hectáreas (10⁶ ha) por comunidades autónomas. Se ha diferenciado entre regadío y secano para cada región. Fuente: gráfica de elaboración propia a partir de datos de la ESYRCE 2016 (MAPAMA, 2016).

de olivar antes de la crisis. No obstante, sólo las comunidades autónomas de Andalucía, Castilla-La Mancha y Extremadura, han conseguido superar la superficie que tenían en los años 60, siendo las responsables de la recuperación del sector (Lucena *et al.*, 2017).

El olivar en la Península Ibérica se concentra en la mitad sur y la zona de Levante, es decir, en aquellas regiones situadas bajo la influencia del ambiente mediterráneo. Las comunidades líderes en superficie de olivar son, en este orden, Andalucía, Castilla-La Mancha, Extremadura, Cataluña y la Comunidad Valenciana (Figura I.5). Estas cinco comunidades autónomas reúnen el 94,5 % de la superficie de olivar de España, según datos de la ESYRCE de la campaña 2015/16 (MAPAMA, 2016) .

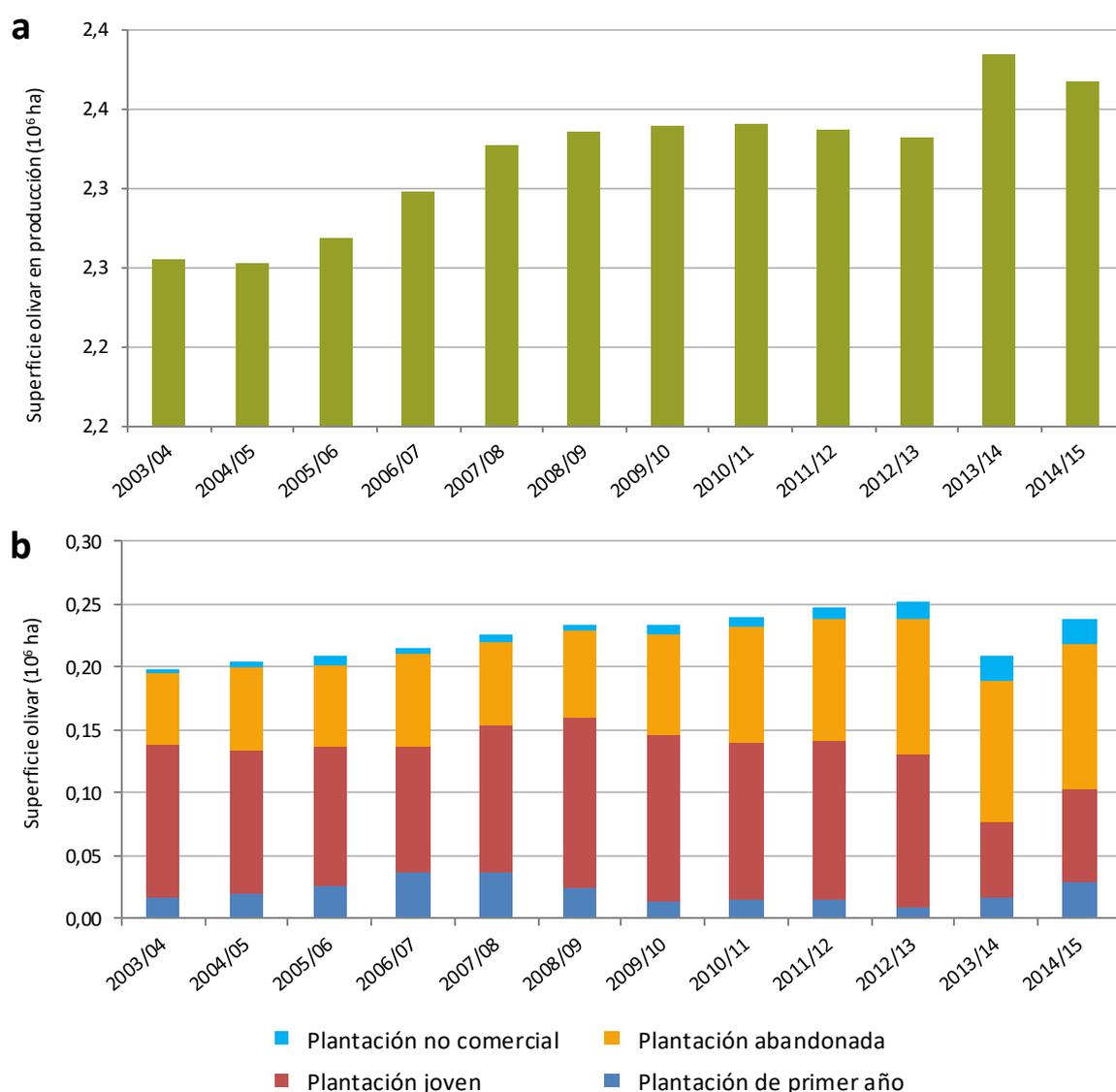


Figura I.6. (a) Evolución de la superficie de olivar en producción en España en millones de hectáreas (10⁶ ha) en la última década. **(b)** Evolución de la superficie de olivar en España en millones de hectáreas (10⁶ ha) en función de diversos estados relacionados con la producción y el año de plantación. Fuente: gráfica de elaboración propia a partir de datos de la ESYRCE, serie 2003-2014 (MAPAMA, 2016).

Debido a la inmensa tradición olivarera de nuestro país, el 91,0 % de la superficie de olivar en España se encuentra en producción, si tenemos en cuenta los datos de los últimos 10 años (Figura I.6a). Sin embargo, resulta interesante observar cómo ha evolucionado el sector con respecto a las nuevas plantaciones (tanto de primer año como jóvenes), los olivares abandonados y aquellos que no son comerciales (Figura I.6b). En este, sentido, destaca la elevada proporción de superficie de olivar que se encuentra en situación de abandono, un 3,4 % de media en la última década, aunque el número de hectáreas no ha dejado de crecer. De hecho, en este periodo de tiempo se ha duplicado la cantidad en términos absolutos, pasando de 60.000 a 120.000 ha. Así mismo, cabe mencionar que la tasa de plantación de olivares se mantiene relativamente estable en los últimos años. La Organización Común de Mercados de Materias Grasas de la UE estableció en 1998 que las plantaciones de olivar efectuadas a partir del 1 de mayo de ese año no gozarían de ayuda económica a la producción. A pesar de ello continuaron las nuevas plantaciones en España (Civantos, 2008). De hecho, las plantaciones de primer año representan el 0,9 % del total, si consideramos la media de los datos del último decenio. En términos absolutos, la tasa de plantación de nuevos olivares es aproximadamente de 20.000 ha/año. Los olivares jóvenes, que todavía no han entrado en producción, representan el 4,3 % del total, es decir, alrededor de 110.000 ha. Esto supone aproximadamente la mitad de la superficie de olivar que no está en producción.

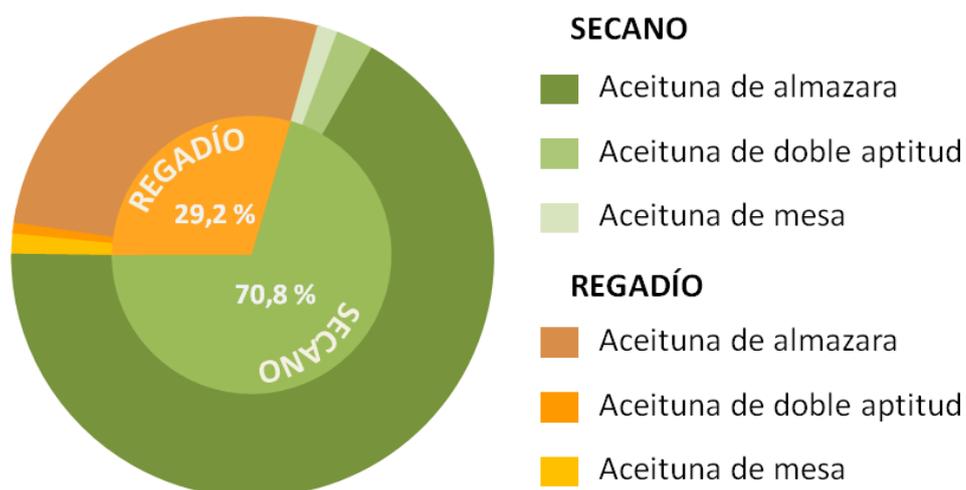


Figura I.7. Diagrama de sectores sobre la superficie de olivar en España en 2016 en función del destino de la aceituna cosechada y del sistema de producción (secano o regadío). La parte central del esquema representa el porcentaje de la superficie de olivar en función del aporte de agua (regadío) o no (secano), al margen de las precipitaciones anuales; el anillo exterior de la figura representa la superficie de olivar clasificada en función del destino de la aceituna que produce. Fuente: *gráfico elaboración propia a partir de datos de la ESYRCE de 2016 (MAPAMA, 2016).*

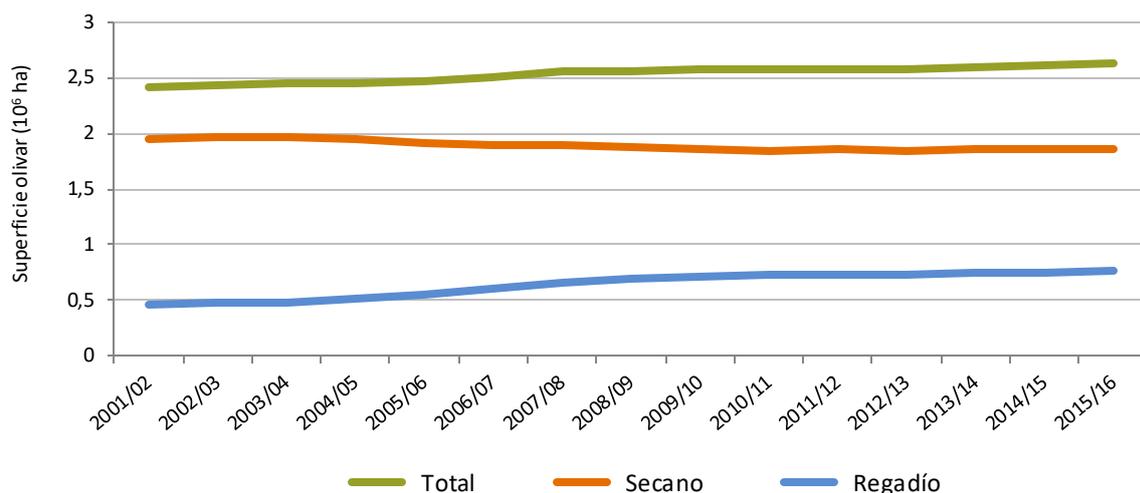


Figura I.8. Evolución de la superficie de olivar en España en millones de hectáreas (10⁶ ha) en función del sistema de producción (secano o regadío). Fuente: gráfica de elaboración propia a partir de datos de la ESYRCE, serie 2002-2015 (MAPAMA, 2016).

Respecto al sistema de producción, en España encontramos que un 70,8 % de la superficie de olivar está cultivada en secano, por lo que existe un 29,2 % de olivares que se cultivan en regadío, en sentido amplio (Figura I.7) (MAPAMA, 2016). En cualquier caso, en los últimos años, el olivar en regadío en la Península Ibérica está experimentando una ligera expansión en detrimento de las explotaciones en secano (Figura I.8). En este sentido, destacan la Comunidad Foral de Navarra, Canarias y La Rioja, en las que más del 60 % del olivar se cultiva en regadío. En cualquier caso, la producción en secano a nivel nacional sigue duplicando la de regadío. Tanto en un sistema como en otro el reparto porcentual de la aceituna entre los distintos destinos es muy similar, siendo la opción absolutamente mayoritaria la aceituna destinada a *almazara* para la obtención de aceite de oliva, en torno al 95 % de la producción nacional (MAPAMA, 2016). Las comunidades líderes respecto a la superficie que dedican a la *aceituna de mesa* son Andalucía y Extremadura, con aproximadamente 55 mil y 20 mil hectáreas respectivamente durante la campaña 2015/16, según datos de la ESYRCE, sin tener en cuenta las *aceitunas de doble aptitud*.

Según datos de la ESYRCE de la campaña 2014/15 sobre las técnicas de manejo del suelo, en el 50,3 % de la superficie del olivar español se realizan tareas de laboreo, aunque la opción mayoritaria sea la de laboreo mínimo (38,7 %, frente a 11,6 % del laboreo tradicional). En cambio, son cada vez más los olivares que emplean alguna técnica para manejar las cubiertas vegetales (ya sean espontáneas, sembradas o inertes) o para evitar el laboreo. En este sentido, la opción mayoritaria es el manejo de cubiertas vegetales espontáneas (29,7 % del total) seguido de las técnicas de no laboreo (12,3 % del total) (MAPAMA, 2016). A este respecto, destacan comunidades como el País Vasco o Baleares donde la superficie de olivar que se cultiva

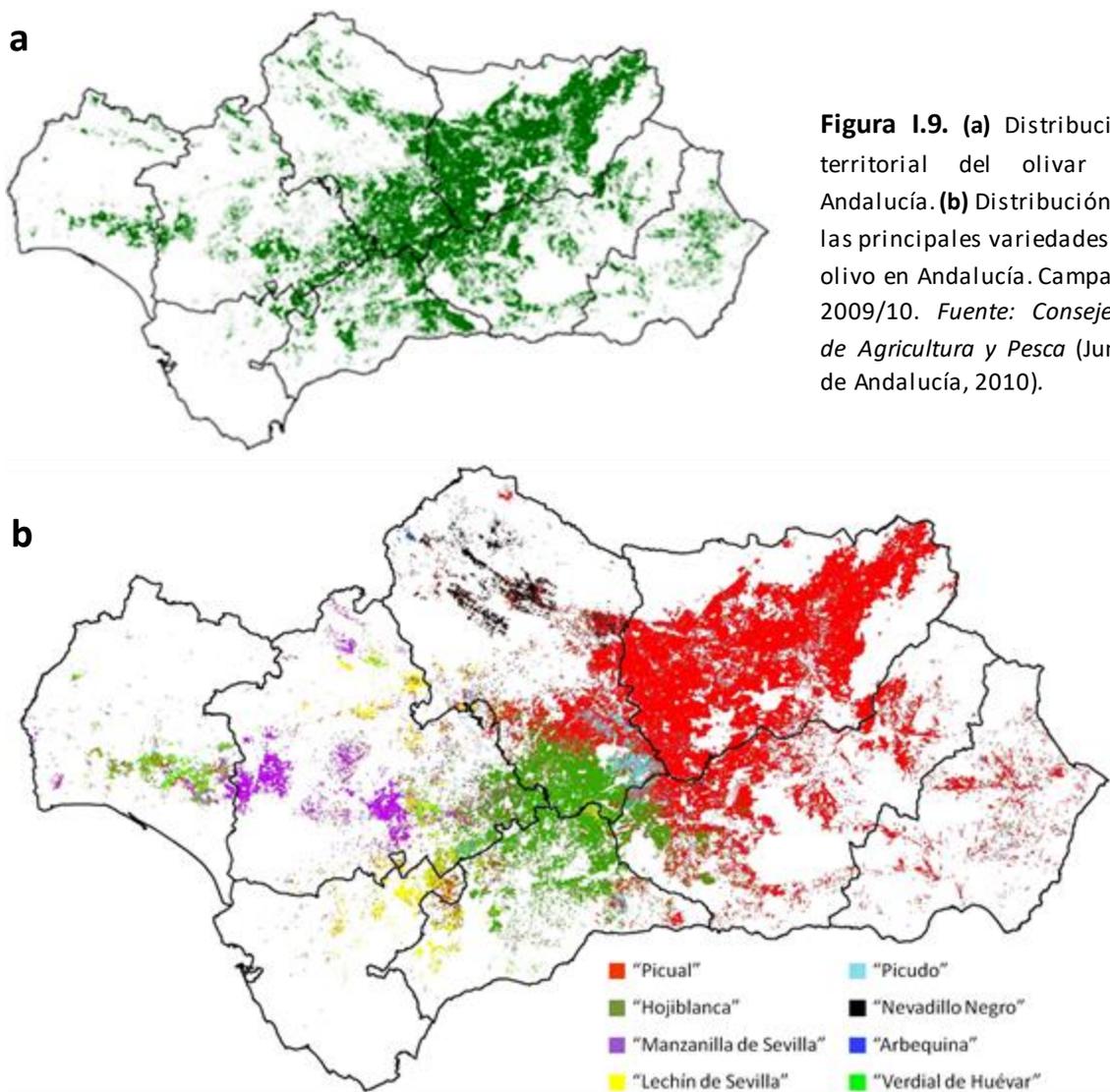
empleando alguna técnica para manejar la cubierta vegetal supera el 50 % del total.

Finalmente, respecto a la producción, España es el líder mundial, en todos los productos derivados del olivo. La producción de aceite de oliva en nuestro país experimenta una tendencia manifiestamente al alza, sujeta a los altibajos propios del cultivo y de las condiciones meteorológicas inestables del ambiente mediterráneo (Lucena *et al.*, 2017). De esta manera, se intercalan campañas muy productivas, como la de 2013/14 (con 1.781.500 tm de aceite) con otras muy escasas como la de 2012/13 (618.200 tm) o la 2014/15 (842.200 tm). La producción media de aceite de oliva durante el último quinquenio en España es de 1.275.100 tm, lo que representa el 62,2 % de la producción de toda la UE (COI, 2016). Por comunidades autónomas, Andalucía está a la cabeza en producción de aceite de oliva, con el 85-90 % de la producción nacional, según la campaña, seguida de Castilla-La Mancha (alrededor del 7-9 %) y Extremadura (en torno al 3-5 %) (Lucena *et al.*, 2017). España también lidera a la UE en cuanto a exportaciones de aceite de oliva. Durante las últimas 5 campañas nuestro país exportó más de 830.000 tm de aceite anualmente de media, con destino a Italia (37 %), Francia, Portugal o EE. UU. (aproximadamente el 10 % del total a cada uno de estos países). En los últimos años están cobrando mucha fuerza las exportaciones a países como China, Japón, Australia o México. De hecho, en el último quinquenio las exportaciones extracomunitarias de aceite de oliva español alcanzaron una media anual de 249.000 tm (COI, 2016).

En cuanto a la producción de aceituna de mesa, España lidera el mercado mundial, aunque en este caso no con tanta solvencia como con el aceite de oliva. Durante los últimos 5 años, la media de producción de España se sitúa en 538.000 tm de aceituna de mesa, lo que representa el 24,6 % de la Cuenca Mediterránea y el 21,5 % de la producción mundial. Le siguen muy de cerca países como Egipto, con 399.000 tm de media en el mismo periodo, y Turquía, con 395.000 tm de media durante el último quinquenio (COI, 2016). Por comunidades autónomas, Andalucía representa alrededor del 80 % de la producción nacional, con Sevilla a la cabeza, que durante la última década ha generado en torno al 59 % de la producción nacional, seguida de Córdoba y Málaga. La comunidad de Extremadura es la siguiente en importancia, generando alrededor del 20 % de la producción nacional. Respecto a las exportaciones, España lidera a la UE, con 450.000 tm de media de aceituna de mesa en las últimas campañas. El destino de estas aceitunas es EE. UU. (20 %), Italia, (10%) y Rusia (8 %). España ha realizado anualmente más del 30 % de las exportaciones extracomunitarias durante los últimos años (Lucena *et al.*, 2017).

El olivo en Andalucía

El olivar es el cultivo más representativo y simbólico de Andalucía. Está extendido por toda la comunidad autónoma, pero adquiere una importancia relevante en la provincia de Jaén, el sur de Córdoba, el noroeste de Granada, el norte de Málaga y el sudeste de Sevilla (Figura I.9a). Estas zonas conforman el llamado “eje del olivar” (Junta de Andalucía, 2008). La importancia de su cultivo ha estado impulsada por la intervención del hombre, que ha encontrado su máxima expresión en su conformación como bosque ordenado y en su excelente adaptación a muy diversas localizaciones. En numerosas comarcas el sector oleícola resulta ser la primera actividad económica, siendo en consecuencia el principal agente socio-económico y, en muchos casos, la única fuente de ingresos. La consideración de “sector estratégico” del olivar en Andalucía es incuestionable, no solo por su aportación a la riqueza y al empleo, sino también por sus repercusiones sociales, ambientales, culturales e históricas (Cirio, 1997; Villalba *et al.*, 2010). La



extensión territorial de los olivares y su carácter de monocultivo en muchas zonas, condicionan el modo de vida de una parte importante de la población andaluza (Villalba *et al.*, 2010). La industria asociada al olivar vertebra y cohesiona el medio rural donde se asienta, apoyándose en un fuerte movimiento asociativo de base.

En Andalucía, se cultivan 156 variedades de olivo, de las que sólo 10 son consideradas como *principales* (Uceda *et al.*, 2010), entre las que destacan, “Picual”, “Hojiblanca” y “Lechín de Sevilla” (b). Estas tres variedades se encuentran prácticamente de manera exclusiva en territorio andaluz, representando aproximadamente el 85 % del olivar de Andalucía y el 53-54 % del olivar nacional (MAPAMA, 2016).

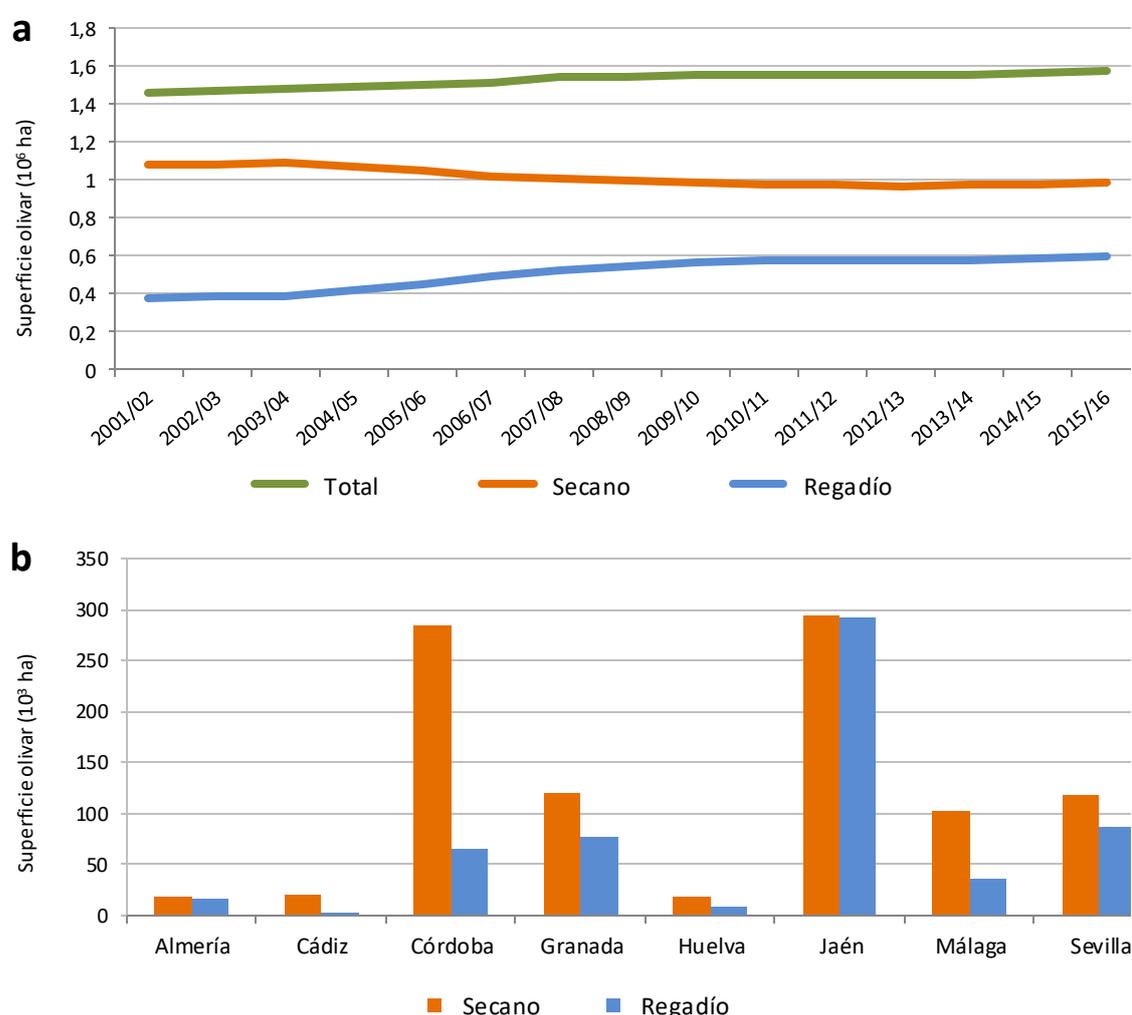


Figura I.10. (a) Evolución de la superficie de olivar en Andalucía en millones de hectáreas (10⁶ ha) en función del sistema de producción (secano o regadío) y en total entre las campañas 2001/02 y 2015/16. **(b)** Distribución de la superficie de olivar en Andalucía en la campaña 2015/16 por provincias en miles de hectáreas (10³ ha), en función del sistema de producción (secano regadío) en la campaña 2015/16. Fuente: gráficas de elaboración propia a partir de datos de la ESYRCE, serie 2001-2016 (MAPAMA, 2016).

| | Superficie olivar (ha) | % frente al TOTAL TERRITORIO | % frente al TOTAL TIERRAS DE CULTIVO | % frente a CULTIVOS LEÑOSOS |
|------------------|---------------------------|------------------------------------|--|-----------------------------------|
| Almería | 35.639 | 4,1 % | 20,0 % | 37,7 % |
| Cádiz | 22.665 | 3,1 % | 8,3 % | 69,6 % |
| Córdoba | 345.342 | 25,1 % | 51,4 % | 94,8 % |
| Granada | 196.909 | 15,7 % | 37,3 % | 65,7 % |
| Huelva | 26.809 | 2,7 % | 19,4 % | 44,6 % |
| Jaén | 585.405 | 43,4 % | 89,8 % | 98,8 % |
| Málaga | 136.828 | 18,8 % | 48,2 % | 70,6 % |
| Sevilla | 206.517 | 14,7 % | 25,4 % | 82,4 % |
| ANDALUCÍA | 1.556.114 | 17,8 % | 43,9 % | 82,4 % |

Tabla I.3. Superficie media de olivar en hectáreas (ha) en las diferentes provincias andaluzas durante el periodo 2011-2015 y el porcentaje relativo del mismo respecto a diferentes valores medios en ese periodo de usos del suelo. *Fuente: datos obtenidos de la ESYRCE 2011-2015 (MAPAMA, 2016).*

Según datos de la ESYRCE de 2016, la superficie de olivar en Andalucía en la campaña 2015/16 fue de 1.580.802 ha, de las cuales, 982.795 ha se cultivaron en secano y 598.007 ha en regadío. De hecho, al igual que sucede a nivel nacional, el olivar en secano se encuentra en retroceso a favor de los cultivos en regadío. En el caso de Andalucía, el olivar en regadío ha pasado de representar el 25,6 % de la superficie total del cultivo en la campaña 2001/02, a constituir el 37,8 %, según los datos de la ESYRCE (Figura I.10a). Las provincias líderes en superficie son Jaén (37,5 % de la superficie del olivar andaluz y 22,5 % del olivar nacional), Córdoba (22,4 % del olivar de Andalucía), Sevilla (13,2 %) y Granada (12,7 %), según datos de la campaña 2015/16 (Figura I.10b). Considerando los datos medios de los últimos 5 años, el olivar representa el 17,8 % del territorio de Andalucía, el 43,9 % del total de sus tierras de cultivo y el 82,4 % de todos los cultivos leñosos de la comunidad (Tabla I.3). La superficie de olivar en Andalucía duplica la suma de todos los cereales de grano (trigo, cebada, avena, maíz, etc.), el siguiente grupo de cultivos en importancia, según datos de la ESYRCE de 2016. Destaca el caso de la provincia de Jaén, donde el olivar es la actividad agraria por excelencia, representando 89,8 % de la superficie de los cultivos y 98,9 % de todos los cultivos leñosos. Sin embargo, en otras provincias como Huelva, Cádiz o Almería, el cultivo del olivo tiene una incidencia considerablemente menor (MAPAMA, 2016).

Respeto a la producción, Andalucía lidera el mercado mundial, generando más de la mitad del aceite español. Según los datos de la Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural de la

Junta de Andalucía, extraídos de los “Avances de superficies y producciones”, emitidos mensualmente (Junta de Andalucía, 2017), la producción media de aceituna durante el último quinquenio supera los 5,3 millones de toneladas, de los cuales más de 4,9 millones se dedicaron a *aceituna de almazara* y en torno a 380.000 tm a *aceituna de mesa* (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). La producción media de aceite en este mismo periodo se ha mantenido por encima de 1 millón de toneladas. En cualquier caso, la producción está sujeta a numerosos altibajos. En la campaña 2013/14 se registró la producción más elevada de la que hay registro, con 7.668.863 tm de aceituna y 1.470.710 tm de aceite. Sin embargo, la temporada anterior, 2012/13 se registraron los valores más bajos de los últimos 10 años, con 2.957.488 tm de aceituna y 471.006 tm de aceite. La campaña 2014/15 también resultó ser particularmente baja en cuanto a producción se refiere, como se muestra en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**

1.5. Futuro del sector oleícola

El cultivo del olivo representa un sector en expansión a nivel mundial. Los productos derivados del olivo, especialmente, aceite y aceituna de mesa, son protagonistas de cuantiosas transacciones internacionales. El aumento de la producción de aceite de oliva ha venido de la mano de las mejoras técnicas en el cultivo del olivo, especialmente asociadas al incremento del uso de riego en una especie tradicionalmente de secano, propia de territorios mediterráneos con déficit hídrico (Lucena *et al.*, 2017).

Las mejoras tecnológicas en el sector también están llegando tanto al cultivo en sí como a la industria asociada. La mecanización del olivar y los avances en los métodos de extracción de aceite y de aderezo de la aceituna, están aumentando el rendimiento y la rentabilidad de los procesos asociados al olivo (Lucena *et al.*, 2017).

En España, la inmensa mayoría de los olivares que se están plantando en los últimos años pertenecen tan solo a tres variedades (“Picual”, “Arbequina” y “Hojiblanca”). En la mayoría de los casos, la elección de estas variedades no cuenta con el respaldo de estudios previos que apoyen estas decisiones (Barranco, 2017). El futuro del olivar a medio-largo plazo dependerá en gran medida de los avances que se realicen en los próximos años en el desarrollo y obtención de nuevas variedades más rentables y resistentes a los diferentes retos fitosanitarios y ambientales que se ciernen sobre el olivo (el escenario de cambio climático, la aparición e incidencia de nuevas plagas, la inestabilidad de los mercados, la competencia con otros productos, etc.) (Lucena *et al.*, 2017). En los últimos años se han diseñado nuevas variedades con propiedades muy interesantes de cara a los nuevos sistemas de plantación y de mecanización del olivar. En

este sentido, destaca la variedad “Sikitita”, registrada en 2006 procedente del cruzamiento entre “Picual” y “Arbequina”, con características óptimas para el cultivo del olivo en seto, con una entrada en producción precoz, porte llorón y escaso vigor (Barranco, 2017).

El aceite de oliva, en especial el aceite de oliva virgen extra, tiene todavía un importante margen de crecimiento, ya que todavía representa un porcentaje muy pequeño en el mercado de las grasas mundiales. En cualquier caso, tanto la producción como el consumo, no ha dejado de aumentar en los últimos años. La difusión de los beneficios de la dieta mediterránea y su fuerte asociación con los productos del olivar, está probablemente detrás del aumento de la demanda especialmente en aquellos países no productores. En cualquier caso, el consumo tanto de aceite como de aceituna de mesa continúa siendo muy superior en los países productores frente a los no productores, aunque en los últimos años esta diferencia se está reduciendo. Los productos del olivar, especialmente el aceite de oliva, se están popularizando con rapidez en países con un elevado poder adquisitivo, con un elevado interés por la dieta saludable y la vida sana (Lucena *et al.*, 2017).

Durante los próximos años, será clave para el desarrollo del sector oleícola la capacidad que tenga para adaptarse a las tendencias respecto a la sostenibilidad del cultivo y al respeto por el medio ambiente. En este sentido, en el último tiempo se ha introducido el concepto de bioeconomía, aplicado al conjunto de las actividades económicas que emplean de manera sostenible y eficiente recursos biológicos para obtener productos y servicios, generando valor económico. Basándose en este concepto, la olivicultura debe tender a la producción y comercialización de productos empleando metodologías que impliquen procesos respetuosos con el medio, así como el desarrollo de los entornos rurales (MEC, 2016).

En términos generales, la asociación de la olivicultura durante los próximos años a otros ámbitos, como el medio ambiente, la salud, la gastronomía o el turismo, marcará de manera definitiva el futuro del sector.

1.6. Sistemas de plantación, de manejo del suelo y de producción del olivar

El olivar se caracteriza por la enorme diversidad que presenta allí donde se cultive en lo referente a las prácticas agronómicas, técnicas de labranza, métodos de manejo del suelo y de las plagas, etc. Existen numerosas variables en cuanto al manejo del olivo en las diferentes zonas donde se encuentra. En este apartado se quiere mostrar una visión global de esta diversidad propia de la gestión del olivar, presentando tres maneras de clasificar las diferentes realidades que encontramos en el olivar, en función de variables como el nivel de intensificación (“sistemas

de plantación”), los métodos para controlar la erosión y las malas hierbas (“manejo del suelo”) o la manera de gestionar las plagas y las enfermedades (“sistemas de producción”).

Sistemas de plantación

El término “olivar” engloba numerosas y diversas realidades productivas, tanto en términos edafoclimáticos como respecto al nivel de intensificación productiva de la explotación (Alcántara *et al.*, 2017). Al hablar de “**sistemas de plantación**” en esta tesis doctoral, nos referimos al conjunto de características de una explotación que determinan el nivel productivo de la misma, determinado generalmente por variables como el régimen hídrico (secano o regadío), el marco de plantación o ciertas características edafológicas y topográficas. De manera muy simplificada, se puede hablar de cuatro grandes tipologías de olivar en función de los sistemas de plantación (Alcántara *et al.*, 2017; Gómez, 2015; Navarro *et al.*, 2017):

- Tradicional de secano en grandes pendientes (> 15 %). Se presenta en suelos generalmente poco profundos, generalmente con pendientes cercanas al 20 % y un nivel productivo relativamente bajo. El marco de plantación suele ser tradicional, es decir, de 100-150 olivos/ha, generalmente siguiendo las curvas de nivel del terreno.
- Tradicional de secano en pendientes moderadas (< 15 %). Se trata de olivares en suelos más profundos, con mejores condiciones y mayor productividad. Suelen presentar un marco de plantación tradicional, como en el caso anterior.
- Tradicional de regadío. En aquellos lugares donde las precipitaciones son muy escasas se han establecido en los últimos años diferentes métodos de riego, casi siempre deficitario y distribuido por algún sistema de goteo. En este caso, se trata de olivares intensivos en cuanto a la producción, aunque el marco de plantación sea tradicional, nunca en seto. En cualquier caso, la densidad puede aumentarse hasta los 200-250 olivos/ha gracias al regadío, aunque en algunas regiones se alcanzan los 400 olivos/ha.
- Superintensivo de regadío. También se conoce como olivar en seto estrecho. Presenta un elevadísimo número de árboles por hectárea gracias a la disposición de los mismos formando setos, de entre 900 y 2.500 olivos/ha. El grado de mecanización es muy alto y la producción elevada.

Aún a riesgo de parecer demasiado simplistas, esta clasificación es relativamente válida para los olivares de España y particularmente de Andalucía. De hecho, estas tipologías pueden variar en otras regiones donde se cultiva el olivo, aunque pueden servir para ilustrar el hecho de

que las características de diseño de la plantación, potencial productivo y cosecha esperable, acceso al agua, facilidad de tránsito de la maquinaria, riesgo de plagas y enfermedades, personal y equipamiento disponible, etc., van a venir condicionadas por la topografía, el tipo de suelo, el clima y el tamaño de la explotación (Alcántara *et al.*, 2017).

Manejo del suelo

El objetivo de toda plantación comercial debe ser alcanzar la mayor rentabilidad económica posible. Evidentemente, la rentabilidad será más alta cuanto mayor sea la diferencia entre el valor de la producción y el coste derivado de conseguirla. El valor de sendas variables puede ser modificado mediante las técnicas de cultivo utilizadas, aunque existen ciertos aspectos sobre los que el agricultor no puede hacer nada o tiene un escaso margen de actuación. Entre estos condicionantes podemos destacar el medio en el que se desarrolla el olivar (tipo de suelo, topografía, horas de sol, etc.), la climatología (precipitaciones, régimen de temperaturas, etc.) o la variedad que se empleó en el inicio de la plantación (Navarro *et al.*, 2017). El principal factor limitante en la producción del olivar suele ser el agua disponible a lo largo del año. Las características físico-químicas y biológicas del suelo resultan ser un factor clave para determinar la cantidad de agua que éste puede asimilar, retener y almacenar durante el año. Por ello, otro aspecto interesante en cuanto a los métodos desarrollados en el cultivo del olivo es el “**manejo del suelo**”, entendido como el conjunto de técnicas que se realizan sobre el suelo del olivar con diferentes fines y objetivos, fundamentalmente control o eliminación de las malas hierbas, conservación de la estructura y fertilidad del suelo y modificación de los componentes que determinan la disponibilidad de agua. La correcta elección del tipo de manejo del suelo del olivar, especialmente si éste es de secano, resulta ser de gran importancia, ya que pequeños aumentos en la capacidad de almacenamiento de agua pueden derivar en un aumento considerable de la producción (Alcántara *et al.*, 2017). En este sentido, uno de los factores que mayor influencia tiene en la elección del método para gestionar el suelo del olivar es la erosión (Pastor *et al.*, 1996). El olivar es uno de los cultivos en los que mayores pérdidas de suelo se producen, mucho más cuantiosas que en otros cultivos como los cereales o el girasol o que en las zonas de pastizal o matorral. Se ha estimado que la pérdida de suelo en muchos olivares varía entre 5 y 80 tm/ha al año (Cano *et al.*, 2011; López-Cuervo, 1990).

Tradicionalmente, se han aplicado técnicas de labranza en el suelo del olivar con la intención de conseguir los objetivos descritos en el apartado anterior (controlar las malas hierbas, mejorar la estructura y la fertilidad, aumentar la disponibilidad de agua, etc.). Estas técnicas han evolucionado desde el laboreo con animales, poco agresivo y espaciado en el tiempo, hasta el uso extensivo del tractor, más eficiente y agresivo, por lo que el olivar se mantiene sin vegetación durante toda la campaña. Como se verá más adelante, esta situación provoca una serie de problemas fundamentalmente de índole medioambiental. Por este motivo, desde hace décadas, se están promoviendo diferentes técnicas de manejo del suelo con el fin de limitar o eliminar los efectos perniciosos del laboreo extensivo. En España, encontramos diversos tipos de manejo del suelo del olivar, agrupados en dos grandes conjuntos: suelo desnudo y suelo con cubierta (Tabla I.4).

| | | |
|---------------------------|------------------------------|--|
| Suelo desnudo | Laboreo convencional | |
| | No laboreo con suelo desnudo | |
| | Laboreo reducido | <ul style="list-style-type: none"> - Semilaboreo - Mínimo laboreo |
| Suelo con cubierta | Cubierta vegetal | <ul style="list-style-type: none"> - Viva <ul style="list-style-type: none"> • Espontánea <ul style="list-style-type: none"> ✓ Fanerógamas ✓ Musgos • Sembrada <ul style="list-style-type: none"> ✓ Gramíneas ✓ Crucíferas ✓ Leguminosas ✓ Mezclas - Restos vegetales <ul style="list-style-type: none"> • Procedentes de poda • Otros |
| | | Cubierta inerte |

Tabla I.4. Tabla resumen de los tipos de manejo del suelo más extendidos en España. *Fuente: adaptado de Pastor et al. (2001) y Alcántara et al. (2017).*

a) Suelo desnudo

Independientemente de las labores que se puedan realizar en el olivar, existen una serie de prácticas que persiguen mantener el suelo del olivar libre de malas hierbas durante todo el año. El principal objetivo de esta práctica es reducir la competencia por el agua entre el olivo y las hierbas y facilitar las diversas tareas que se realizan durante el año en el olivar. Al margen de los beneficios que esta medida pueda reportar al cultivo, el suelo desnudo produce una serie de efectos indeseables, entre los que destacan la reducción del contenido de materia orgánica del suelo y la degradación de su estructura. Entre otras consecuencias, se reduce la infiltración del agua de lluvia y se observa una mayor tendencia a la compactación del suelo (aunque no se are la superficie, como se verá más adelante). Todo esto provoca una mayor erosión y pérdida del suelo, reducción de la capacidad de retención y almacenamiento de agua, aumento de la escorrentía, acumulación de sedimentos y contaminantes en las aguas superficiales, pérdida de fertilidad del suelo, etc., entre otros problemas.

Entre los sistemas más empleados para lograr mantener el suelo del olivar desnudo encontramos los siguientes:

- Laboreo convencional. Se trata de un sistema muy extendido, base de la aridicultura mediterránea, que consiste en la realización de labores de manera continuada para mantener el suelo completamente libre de malas hierbas durante todo el año, con la intención de aumentar la cantidad de agua disponible para el cultivo. Desde la aparición del tractor en la década de los 50 del siglo pasado, los aperos han evolucionado, pasando de las vertederas y las gradas de disco, que voltean la tierra, a los cultivadores y vibrocultivadores, que realizan un arado vertical. Estas técnicas han permitido desde su introducción realizar labores periódicas, durante todo el año, algunas de ellas de bastante profundidad. En la actualidad, la tendencia es hacer labores superficiales (10-20 cm), para reducir la erosión. Estas labores se inician en invierno tras la cosecha para romper el suelo y facilitar la infiltración del agua y se prolongan hasta la llegada de la estación seca. Hasta entonces se realizan de forma cruzada de 2 a 4 labores más para limitar el crecimiento de hierbas, eliminar las huellas de la erosión y pulverizar el suelo. El número de labores depende de la pluviometría y de la aparición o no de las malas hierbas. Durante el verano, los agricultores suelen realizar labores superficiales con la grada de púas o rastras, con objeto de levantar polvo que tape los estomas y reduzca la transpiración de las hojas, y de romper la capilaridad y las grietas del suelo para evitar la evaporación del agua. Estas prácticas, ampliamente extendidas, carecen de soporte científico que las apoye.

Finalmente, previo a la recolección de la campaña siguiente, se realizan otra serie de labores para preparar el terreno. Como ya se ha comentado, estas prácticas tienen una serie de consecuencias indeseables reflejadas en el aumento de la erosión y la consiguiente pérdida de suelo. Es frecuente además que se produzca una fuerte compactación del suelo por debajo del nivel al que llegue la labor, creando lo que se conoce como “suela de labor”, lo que intensifica los efectos de la erosión y reduce drásticamente infiltración de agua del suelo.

- No laboreo con suelo desnudo. En este sistema se eliminan por completo las labores durante todo el año y se mantiene el suelo desnudo mediante la aplicación de herbicidas. Se popularizó entre los agricultores a partir de la década de los 80 del siglo XX, planteándose como una alternativa al laboreo convencional. Los herbicidas se aplican a principios de otoño sobre suelo desnudo, en preemergencia de las malas hierbas, o a mediados de otoño tras las primeras precipitaciones, en postemergencia temprana, cuando la mayoría de las hierbas de ciclo invernal ya han germinado. Las malas hierbas perennes suelen tratarse en primavera, empleando herbicidas específicos para tal fin. En el mercado existe una completa variedad de sustancias autorizadas para tratar las malas hierbas del olivar, debiéndose respetar siempre las dosis y los tiempos indicados por el fabricante. Un buen diseño de la aplicación (combinando ciertos herbicidas y planificando temporalmente la actuación) mejora considerablemente los resultados y permite ahorrar en tratamientos. El principal problema asociado a este sistema es la compactación del suelo por el paso de la maquinaria para realizar diversas tareas durante el año (aplicación de fertilizantes, recolección, tratamiento de plagas, etc.). Esta compactación provoca la reducción de la infiltración y genera, sobre todo en olivares en pendiente, la aparición de cárcavas profundas en aquellos lugares donde de forma natural se produce el inevitable desgaste del suelo por efecto del agua de esorrentía. Por otra parte, si los tratamientos no se realizan de la manera adecuada y de forma rigurosa, con frecuencia se produce la proliferación de aquellas plantas resistentes a los herbicidas residuales, extendiéndose hasta provocar lo que se conoce como “inversión de flora”, que puede comprometer seriamente la viabilidad de una explotación.

- Laboreo reducido. Se trata de un tipo de laboreo en el que se tiende a reducir el número de labores y la superficie a la que afectan las mismas, combinándolo con el uso de herbicidas en muchas ocasiones, para eliminar las hierbas allí donde no se realizan labores. El apero que se emplea generalmente es el vibrocultivador, en sustitución de la

grada de discos que voltean el suelo. En la actualidad, según datos del Ministerio de Agricultura, el 77 % del olivar que recibe alguna labor mecánica en España pertenece a este tipo (MAPAMA, 2016). Dentro de este sistema, podemos encontrar diversas tendencias, como el semilaboreo (consiste en labrar de manera convencional solo el centro de las calles, eliminando las hierbas del resto del olivar con herbicidas) o el mínimo laboreo (muy similar al anterior, pero se limita aún más tanto el número de labores como la profundidad de las mismas –una o dos labores al año a 5 cm de profundidad–, tratando de minimizar las pérdidas de agua por el laboreo; el fin de estas labores no es controlar las malas hierbas, por lo que se emplea herbicida en toda la superficie del olivar).

b) Suelo con cubierta

Las cubiertas, especialmente vegetales, se han empleado desde la antigüedad con objeto de mejorar las características de los suelos, en particular en cultivos herbáceos, y para aumentar su fertilidad, lo que se conoce como “abono verde”. En la actualidad existen varias opciones para generar y mantener una cubierta en el suelo del olivar. El éxito de la utilización de una cubierta dependerá necesariamente de una buena elección del tipo de cubierta y del manejo que se realice de la misma, en función de los objetivos concretos que se persigan (Ramírez-García *et al.*, 2015). Esta premisa cobra especial relevancia en el caso del olivar, debido a la gran cantidad de alternativas que determinan los diferentes escenarios donde se encuentra (orografía, marco de plantación, conformación de los árboles a uno o más pies, tipos de suelo, condiciones climáticas, etc.). A esta enorme diversidad de necesidades, existe como respuesta un gran número de soluciones respecto a los tipos de cubierta que el ser humano utiliza para manejar el suelo del olivar. Fundamentalmente podemos distinguir entre cubiertas vegetales (vivas o formadas por restos de poda) y cubiertas inertes.

- Cubiertas vegetales. En las últimas décadas, el concepto de cubierta vegetal ha evolucionado para englobar una serie de realidades diversas, caracterizadas fundamentalmente por los métodos empleados para manejar las cubiertas y los fines que se pretenden alcanzar con ellas. Alcántara *et al.* (2017), ampliando la definición propuesta por Liebman y Molher (2001), definen las cubiertas vegetales como “especies vivas o restos vegetales manejados para un fin concreto, como la prevención de la erosión, la mejora de las propiedades físico-químicas del suelo y del balance de agua y de nutrientes, así como el control de enfermedades y malas hierbas, con el objetivo de mejorar el agrosistema donde se empleen”. De hecho, existen dos alternativas respecto a las cubiertas vegetales: utilizar plantas vivas (cubiertas vegetales vivas) o emplear restos vegetales (generalmente procedentes de la poda) para cubrir el suelo.

La utilización de cubiertas vegetales, de uno u otro tipo, genera multitud de beneficios en los cultivos donde se desarrollan. Son muy eficaces en el control de la erosión (Francia *et al.*, 2000; Gómez *et al.*, 2011; Gómez *et al.*, 2009), ya que reducen el impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo, limitando la disgregación del mismo y la escorrentía. También ayudan a reducir la compactación del suelo, especialmente si se emplean plantas con sistemas radiculares bien desarrollados, lo que favorece la infiltración del agua y enriquece el suelo con materia orgánica (Alcántara *et al.*, 2017). Además, se ha demostrado que son útiles para combatir algunas enfermedades como la verticilosis (Saavedra *et al.*, 2016).

Por regla general, las cubiertas vegetales, tanto las vivas como las de restos vegetales, sólo ocupan las calles centrales entre los olivos, dejando el suelo bajo copa desnudo o con plantas de porte bajo para facilitar las diversas tareas, principalmente la recolección de la aceituna. En ocasiones, se combinan sendos tipos de cubiertas, alternando las calles con cubiertas vegetales vivas y con cubiertas de restos vegetales de año en año, con el objetivo de no sobrecargar de materia orgánica el suelo y facilitar el establecimiento de las plantas.

Las **cubiertas vegetales vivas** deben estar correctamente manejadas y suelen mantenerse hasta final del invierno. A partir de entonces, en función del régimen de lluvias, deben retirarse para evitar que compitan por el agua con el olivo, especialmente en secano (Alonso-Ayuso *et al.*, 2014; Hernández *et al.*, 2005; Saavedra & Pastor, 2002). Para eliminar total o parcialmente una cubierta se puede realizar tanto siega química como mecánica (opciones preferibles en suelos erosionables), así como un laboreo en profundidad que permita incorporar los restos orgánicos al suelo o bien recurrir al pastoreo o “siega de diente” (teniendo en cuenta que no todos los tipos de ganado son oportunos, especialmente el caprino, que puede dañar los brotes jóvenes del olivo; el ganado equino resulta ser más adecuado, pero la eliminación de una cubierta de esta manera puede resultar demasiado lenta en ciertas explotaciones) (Alcántara *et al.*, 2017).

Fundamentalmente existen dos alternativas respecto a las cubiertas vegetales vivas en función de si han sido implantadas artificialmente (cubiertas sembradas) o no (cubiertas espontáneas).

- ***Espontáneas***: se trata de cubiertas vegetales vivas formadas por la flora natural presente en una finca, normalmente ***plantas fanerógamas***. Son cubiertas heterogéneas, más o menos diversas en función de las distintas

especies vegetales que las conformen. Su principal ventaja frente a las cubiertas sembradas es que en un principio ahorran dinero en cuanto a compra de semilla y preparación del terreno, pues no es necesario realizar ninguna de estas acciones. Por el contrario, son difíciles de manejar, al presentar generalmente gran diversidad de especies. El principal problema se plantea en la eliminación de la cubierta. Mediante siega química existe el riesgo de aparición de resistencias, incluso de que se produzca una inversión de la flora; empleando siega mecánica, es frecuente que proliferen especies rastreras que escapan a las cuchillas. Por este motivo, para este tipo de cubiertas se aconseja una intervención mixta en la que se alternen sendos métodos. Otra alternativa es emplear herbicidas selectivos para dejar crecer sólo un grupo de plantas. Es frecuente realizar esta actuación para conseguir cubiertas vegetales espontáneas de gramíneas.

Generalmente, cuando hablamos de cubiertas vegetales vivas, nos referimos a fanerógamas, pero en los últimos años se están estableciendo algunas cubiertas a base de **musgos**. Presentan la ventaja de que no es necesario retirarlos en primavera, pues no compiten por el agua con el olivo. En cambio reducen la erosión, retardan la aparición de las malas hierbas y se adaptan bien al secano al absorber humedad del ambiente. Suelen aparecer de forma espontánea en el olivar cuando se deja de labrar durante algunos años y son muy sensibles a los fertilizantes nitrogenados.

- **Sembradas:** las cubiertas vivas sembradas premeditadamente por el agricultor están formadas por especies vegetales concretas que tienen una serie de características determinadas: facilidad en su instalación y rápida emergencia, capacidad para formar abundante biomasa en poco tiempo y extenderse rápido y ciclos fenológicos cortos, para que en el momento de la eliminación hayan completado su desarrollo facilitando la cobertura plurianual mediante autosiembra. Los estudios sobre este tipo de cubiertas se han centrado en tres grandes familias: gramíneas, crucíferas y leguminosas. Cada una de ellas presenta una serie de ventajas y diferentes requerimientos en cuanto a su manejo. De manera resumida y a grandes rasgos, las **gramíneas** destacan por conseguir un control efectivo de la erosión (Castro *et al.*, 1992); las **crucíferas** se caracterizan por corregir la compactación del suelo, gracias a su raíz pivotante (Wolfe, 2007), por

ayudar a controlar las malas hierbas (Haramoto & Gallandt, 2004) y por su capacidad para combatir la verticilosis (Cabeza-Fernández & Bejarano-Alcázar, 2008); finalmente, las **leguminosas** se emplean fundamentalmente como “abono verde” por su conocida capacidad para fijar N₂ en el suelo. Una opción bastante interesante es el empleo de cubiertas sembradas en las que se mezclen varias especies. El principal problema de esta medida es el distinto manejo de las diferentes especies, con requerimientos y tamaños diversos, así como ajustar el momento y la forma de la siembra. Se ha demostrado que en las cubiertas compuestas aumenta el éxito conforme se reduce el número de especies de la mezcla (Alcántara *et al.*, 2017).

Las **cubiertas de restos vegetales** están generalmente formadas por restos de poda y hojas de olivo, aunque también se pueden incorporar otros restos de origen vegetal convenientemente triturados. Es frecuente el empleo de compost procedente de residuos de la almazara o de paja de cereal. Las ventajas de estas cubiertas son la reducción de la erosión y la disminución de la escorrentía. Para ello es importante que la cantidad de restos sea muy abundante. Además, este tipo de prácticas sirven para enriquecer el suelo, conservar nutrientes y limitar el crecimiento de malas hierbas (Alcántara *et al.*, 2009; Ordóñez-Fernández *et al.*, 2015; Repullo *et al.*, 2012). El inconveniente de estas cubiertas es que si la pendiente del terreno y la escorrentía son altas, los restos son fácilmente arrastrados, dejando el suelo desprotegido.

- **Cubiertas inertes.** Se refiere a cubiertas formadas por aquellos materiales que no aportan materia orgánica al suelo. Fundamentalmente se emplean piedras, dispuestas en círculos alrededor de los árboles, aunque también se puede usar materiales sintéticos, como las láminas de polietileno. A todos los efectos, con una cubierta inerte se pretenden alcanzar los objetivos que se detallaron en las cubiertas vegetales respecto a evitar la erosión y reducir la escorrentía. El principal inconveniente es que el control de la flora espontánea es dependiente del empleo de herbicidas (Alcántara *et al.*, 2017).

Sistemas de producción

En España, particularmente en Andalucía, desde el punto de vista de la reglamentación de las operaciones agronómicas y la gestión de las plagas y las enfermedades del olivar, existen básicamente tres tipos de sistemas de producción: agricultura ecológica, producción integrada y

producción convencional. Los dos primeros son sistemas certificados y reconocidos por las administraciones pertinentes, mientras que el tercero se define por descarte, es decir, todas aquellas explotaciones que no estén acogidas a uno de los sistemas anteriores.

a) Agricultura ecológica

Se puede definir la agricultura ecológica como un sistema de producción agraria cuyo principal objetivo es conseguir alimentos de máxima calidad, respetando el medio ambiente y los ciclos naturales de los organismos, conservando la fertilidad de la tierra, utilizando de manera óptima los recursos naturales y excluyendo el empleo de productos químicos de síntesis, así como de organismos modificados genéticamente. Puesto que se trata de un sistema certificado, necesita de entidades que certifiquen y controlen todo el proceso productivo (Garrido *et al.*, 2009).

A nivel europeo, el marco legal que rige actualmente la agricultura ecológica está regido por el Reglamento (CEE) nº 834/2007 del Consejo de 28 de junio de 2007, sobre producción y etiquetado de los productos ecológicos y por el que se deroga el anterior Reglamento (CEE) nº 2092/91. Así mismo, en el Reglamento (CE) nº 889/2008 de la Comisión se establecen las disposiciones de aplicación del Reglamento (CEE) nº 834/2007 con respecto a la producción ecológica, su etiquetado y su control. La reglamentación en agricultura ecológica se caracteriza por ser común a todos los cultivos, por lo que se dice de ella que es “horizontal”. Por otro lado, abarca todos los procesos de producción, desde los insumos iniciales hasta la comercialización e importación a terceros países, pasando por las unidades de transformación, envasado, etiquetado, etc.

En España, la producción agrícola ecológica se reguló por primera vez en 1988 (Real Decreto 759/1988, de 15 de julio). Desde entonces la legislación ha ido avanzando para adaptarse a los cambios que establecía la Política Agraria Común (conocida como la PAC). La última modificación a este respecto es el Real Decreto 833/2014 de 3 de octubre, por el que se establece y regula el Registro General de Operadores Ecológicos y se crea la Mesa de Coordinación de la Producción Agrícola (BOE nº 252 de 17 de octubre de 2014).

En nuestro país las competencias sobre la regulación, control y certificación de la agricultura ecológica están transferidas a las autonomías. En el caso de Andalucía, la Ley 2/2011 de 25 de marzo, de Calidad Agroalimentaria y Pesquera de Andalucía establece el marco normativo general sobre producción ecológica, adaptando el reglamento europeo a las

circunstancias locales andaluzas (BOJA nº 70 de 8 de abril de 2011). Además desde el año 2002 se desarrollan en Andalucía los planes de producción ecológica. El último es el de 2014, denominado “III Plan de Agricultura Ecológica de Andalucía, Horizonte 2020”. Así mismo, en los últimos años se han desarrollado varios planes y estrategias por los beneficios que las sinergias con éstos pueden aportar a la producción ecológica, como el “Plan Director de las Dehesas de Andalucía”, el “Plan Director del Olivar”, el “Plan General de Turismo Sostenible de Andalucía, Horizonte 2020”, la “Estrategia Integral de Fomento del Turismo de Interior Sostenible de Andalucía Horizonte 2020”, el “Plan Director de Promoción Turística de Andalucía 2013-2016”, el “III Plan de Calidad Turística de Andalucía 2014-2020” o el “II Plan Integral para el Fomento de la Artesanía en Andalucía 2014-2017”, entre otros.

El objetivo principal de la olivicultura ecológica es producir aceite virgen extra sin el uso de productos químicos de síntesis (fertilizantes, herbicidas, plaguicidas, etc.), libre de contaminantes. Además, se pretende proteger los recursos naturales: suelo, agua, atmósfera, y biodiversidad, y el máximo cuidado de la salud humana. En el olivar existe una serie de recursos como son el suelo, las plantas espontáneas, el agua de lluvia, los insectos auxiliares, los propios residuos del olivar (procedentes de la poda o de la almazara), etc. que se han de manejar adecuadamente para conseguir aumentos notables en la rentabilidad económica de las explotaciones olivareras sin degradar el ambiente. Por otra parte, la reglamentación permite el empleo de fertilizantes orgánicos, enmiendas minerales, plaguicidas de origen natural y otros insumos que ayuden a aumentar en lo posible la producción (Guzmán *et al.*, s. f.). La principal desventaja de este sistema de cultivo frente al convencional es la menor cantidad de aceituna que se produce. Sin embargo, el rendimiento global de la explotación puede aumentar notablemente si se considera el manejo total de la misma, si se combina con la explotación de ganado y si se tiene en cuenta el mayor precio de venta del producto (Martínez, 2010).

b) Producción integrada

La producción integrada puede definirse como un sistema agrícola que optimiza los recursos y los mecanismos de producción naturales, asegurando una agricultura sostenible a largo plazo. En este tipo de sistema de producción se emplean métodos de control biológico de plagas y malas hierbas, se permite el uso de ciertos químicos bajo una serie de condiciones concretas y se introducen técnicas diversas que permitan dar respuesta a las exigencias de la sociedad, la protección del medio ambiente y la productividad agrícola. Puesto que se trata de un sistema certificado, se deben controlar todos los procesos desde la producción hasta la

manipulación, transformación, envasado, etiquetado y comercialización del producto vegetal (Garrido *et al.*, 2009).

Respecto a la legislación que regula este tipo de producción, a nivel europeo sólo existe un Dictamen del Comité Económico y Social Europeo (CESE) sobre “La producción integrada en la UE” de 2014. Se trata de un Dictamen de Iniciativa, por lo que realmente no regula la producción integrada en la UE, sino que aporta una serie de conclusiones y recomendaciones sobre la misma (CESE, 2014).

En el ámbito nacional, el marco de referencia para la producción integrada está recogido en el Real Decreto 1201/2002, de 20 de noviembre, por el que se regula la producción integrada de productos agrícolas en España (BOE nº 287 de 30 de noviembre de 2002). Además de ofrecer una serie de consideraciones sobre la comercialización de los productos, su certificación y su difusión y fomento entre los consumidores, este Real Decreto establece las normas de producción y requisitos generales que deben cumplir los operadores que se acojan a la producción integrada. En estas indicaciones se especifican las prácticas consideradas obligatorias y aquellas que se prohíben expresamente dentro de cada fase del ciclo productivo de un sistema de gestión integrada. En la Ley 43/2002 de 20 de noviembre sobre “sanidad vegetal” se recomienda así mismo el empleo de la lucha integrada para combatir las plagas (BOE nº 279 de 21 de noviembre de 2002).

A nivel autonómico, sólo algunas comunidades tienen alguna regulación específica para la producción integrada de olivar, entre ellas Andalucía. En concreto, en territorio andaluz la producción integrada, sus productos y transformados están regulados por el Decreto 245/2003 de 2 de septiembre (BOJA nº 174 de 10 de septiembre de 2003) y por el Decreto 7/2008 de 15 de enero, que modifica al anterior (BOJA nº 13 de 18 de enero de 2008). Aunque la primera normativa en Andalucía sobre producción integrada surge en 1995 (Decreto 215/1995 de 19 de diciembre), en la actualidad es la Orden 15 de abril de 2008 de la Consejería de Agricultura la que desarrolla el reglamento específico de producción integrada de olivar (BOJA nº 83 de 25 de abril de 2008). En esta orden se establecen una serie de obligaciones, prohibiciones y recomendaciones para los operadores que deseen trabajar en producción integrada. Finalmente, la Orden de 8 de junio de 2010 modifica algunos aspectos de la anterior (BOJA nº 117 de 16 de junio de 2010) especialmente referidos a la fertilización y enmiendas y a la poda.

A grandes rasgos, la producción integrada desarrolla una serie de técnicas para asegurar el cumplimiento de cuatro objetivos principales: calidad del producto; seguridad alimentaria;

respeto por el medio ambiente y sostenibilidad; y rentabilidad de las explotaciones (Pastor & Alarcón, 2003). De esta manera, la producción integrada podría definirse como una forma de elegir y ejecutar las prácticas agrarias que nos permitan alcanzar estos objetivos. En la agricultura integrada se contempla la posibilidad de emplear todas las técnicas disponibles, siempre y cuando se elijan y apliquen en el momento adecuado para causar el menor impacto posible sobre el medio, procurando de hecho mejorar la explotación y su entorno (Saavedra & Pastor, 2002). Se fundamenta por lo tanto en la sustitución de los agroquímicos contaminantes (tanto fitosanitarios como fertilizantes) por tecnologías sostenibles y en la optimización de los recursos naturales (suelo, disponibilidad de agua, fauna auxiliar, etc.). El empleo de sustancias químicas solo se justifica en los casos en los que no existan alternativas sostenibles y siempre tras el estudio pertinente, monitoreo y seguimiento de la plaga o enfermedad en cuestión. En este sentido cobra especial interés el concepto de plaga/umbral, entendido como aquel nivel de la plaga que justifica económicamente la ejecución de un tratamiento, valorando el balance entre los costes de aplicación y las pérdidas que pueda sufrir el cultivo. De esta manera, los tratamientos a calendario fijo quedan absolutamente descartados, debiéndose realizar estudios de seguimiento que permitan la aplicación de los denominados Programas de Control Integrado, en los que los plaguicidas son tan solo una opción más de entre la gran variedad de técnicas que se pueden emplear para combatir las plagas. Andalucía fue pionera en España en el desarrollo de esta estrategia de control. En el olivar se constituyeron las primeras Agrupaciones para Tratamientos Integrados en Agricultura (ATRIA) a principios de 1980 (Bejarano-Alcázar *et al.*, 2011).

c) Producción convencional

Se considera producción convencional toda aquella explotación que no esté certificada ni como agricultura ecológica ni como producción integrada. Comprende por lo tanto un amplio abanico de realidades que, a pesar de no estar sometidas a certificación, sí cuentan con una normativa que las regula. A nivel europeo, los Reglamentos (UE) 1305/2013, 1306/2013 y 1307/2013 del Parlamento Europeo y del Consejo, del 17 de diciembre de 2013, establecen la condicionalidad que deben cumplir los agricultores para percibir ayudas procedentes del Fondo Europeo Agrícola de Garantía (FEAGA) y del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER) de acuerdo con la PAC. La normativa que regula los sistemas certificados es más restrictiva, por lo que los criterios de condicionalidad suponen unas condiciones mínimas a cumplir en los olivares convencionales. El FEADER es el fondo de la UE a través del que ésta contribuye a la financiación de los programas de desarrollo rural ejecutados según establece el

derecho comunitario relativo a la ayuda de desarrollo rural.

En España, actualmente se está aplicando el Programa Nacional de Desarrollo Rural (PNDR) del periodo 2014- 2020, aprobado mediante Decisión de Ejecución de la Comisión de 26 de mayo de 2015. Se articula a través de los programas autonómicos. En nuestra región se aplica el Programa de Desarrollo Rural de Andalucía, que consta con un programa subtemático del olivar. Entre otros aspectos, trata sobre el papel de los distintos tipos de ecosistemas vinculados al olivar en el mantenimiento de la riqueza paisajística y la biodiversidad, el potencial del sector en términos de captura de CO₂, la producción de energías renovable a partir de subproductos del oliva, etc. Asimismo, el control y seguimiento de las anteriormente mencionadas normas de condicionalidad es responsabilidad de la Consejería de Agricultura y Pesca, Alimentación y Desarrollo Rural de Andalucía. Los requisitos específicos del olivar son los propios de los cultivos leñosos en Andalucía, por lo que existen normas sobre cobertura mínima del suelo, ordenación específica de la tierra, gestión de restos de cosecha y poda, prohibición de arrancar olivos y buen estado vegetativo del cultivo.

2.1. Conceptos básicos: biodiversidad y bioindicación

Con objeto de delimitar las diferentes interpretaciones que se realizan sobre estos conceptos en las distintas facetas y disciplinas del conocimiento humano, en este apartado se presenta una breve aproximación a una serie de términos que resultan de interés en esta tesis doctoral. No obstante, somos conscientes de que los conceptos que se explican a continuación representan realidades mucho más complejas.

Biodiversidad

La palabra biodiversidad tiene su origen en la lengua inglesa (*biodiversity*) y procede de la fusión de las dos palabras de la expresión “*biological diversity*” (diversidad biológica, en castellano) que fue utilizada por primera vez por Dasmann en su libro “*A different kind of country*” (1968). Posteriormente, a principios de los años 80 otros científicos como Jenkins (1978, 1985) o Lovejoy y Oren (1981) defendieron y popularizaron el uso de esta expresión frente a otras como “diversidad natural”. Wilcox (1984) describe la diversidad biológica como “la variedad de formas de vida, funciones ecológicas que desempeñan y diversidad genética que contienen”. El término **biodiversidad** fue acuñado por Rosen en 1985, durante las reuniones preparativas del “Foro Nacional sobre Diversidad Biológica” organizado por el Consejo Nacional de Investigación de EE. UU. y que se celebraría en septiembre de 1986 en Washington. La primera aparición en la literatura científica se produjo algunos años más tarde de mano del

investigador, biólogo y naturalista Wilson, como nombre del libro *"Biodiversity"* (1988), basado en los resultados expuestos en las conferencias y seminarios de aquella reunión científica. En esta ocasión se empleó el término biodiversidad para cubrir el amplio espectro de tópicos y perspectivas que fueron cubiertas durante el foro de Washington. En términos generales, servía para hacer referencia al conjunto de plantas, animales y microorganismos que viven e interaccionan en un ecosistema. El concepto adquirió pronto gran popularidad, lo que produjo la aparición de multitud de definiciones, consideraciones y puntos de vista diferentes en torno al mismo. Tal fue su expansión, que para 1992, la biodiversidad se había convertido en un tema de capital importancia en los debates de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Ambiente y Desarrollo, también conocida como "Cumbre de la Tierra", alcanzando así un elevado nivel de interés en ámbitos científicos y políticos de todo el mundo (Jeffries, 1997; Wilson, 1997). En el marco de esta importante reunión de Naciones Unidas se elabora el "Convenio Internacional sobre la Diversidad Biológica", que se aprueba definitivamente en Nairobi el 22 de mayo de 1994, jornada en la que actualmente se celebra el Día internacional de la Biodiversidad. En el artículo 2 de este convenio se define diversidad biológica como "la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas (Naciones Unidas, 1992). Este convenio resulta de gran interés, pues se trata de la primera vez que se presenta la biodiversidad en un tratado unificador y global. También es la primera vez que la diversidad genética se incluye específicamente dentro del concepto y la primera vez que la conservación de la biodiversidad se reconoce como un interés común de la humanidad (Gaston & Spicer, 2004).

Años más tarde, el propio Wilson (1997) amplía la definición de biodiversidad indicando que ésta "representa la totalidad de la variación hereditaria en todos los niveles de organización biológica, desde los genes a los individuos, poblaciones, especies, comunidades y ecosistemas". Otra aproximación interesante y más realista la aporta Takacs (1996), incluyendo en el concepto los elementos que componen el mundo vivo, las relaciones mutuas entre ellos, los procesos ecológicos que hacen posible su existencia, los procesos evolutivos que los han originado y los argumentos a favor de su conservación. Otros autores incluyen en sus definiciones de biodiversidad atributos espacio-temporales (Toledo, 1994), niveles jerárquicos (Noss, 1992) o connotaciones evolutivas (Jeffries, 1997). Finalmente, Margalef (1997) define pedagógicamente a la biodiversidad como el diccionario de la vida, la biblioteca genética formada por el conjunto de los genomas de los organismos existentes.

Bioindicación

Tradicionalmente, desde su nacimiento como disciplina científica, la ecología se ha fundamentado en la observación y descripción del medio, así como de sus diversas interacciones, principalmente a nivel químico. Durante las últimas décadas del siglo XX, los avances tecnológicos en espectrografía y cromatografía aplicados a los estudios ambientales y las nuevas tendencias metodológicas en bioquímica, condujeron a lo que se conoce como “nueva ecología”, basada en el uso tanto de métodos químicos como biológicos para evaluar el medio ambiente, diseñar programas de protección y promover el desarrollo sostenible (Wiłkomirski, 2013). La **bioindicación** resulta ser el método biológico de evaluación ambiental más importante y extendido entre la comunidad científica. Aunque el término ha evolucionado y se ha adaptado a diferentes disciplinas en los últimos años, en el contexto de esta tesis doctoral se puede definir como “un registro, dependiente del tiempo, sensible a los factores ambientales antropogénicos o alterados por el ser humano, a través de las distintas dimensiones de los objetos biológicos y de sus sistemas bajo una serie de circunstancias definidas” (Stöcker, 1980). Otros autores realizan aportaciones interesantes al concepto como Mueller (1980) que define la bioindicación como “la simplificación de la información de los biosistemas que permite la evaluación de toda un área determinada”; o Steubing (1982) que describe cinco niveles de investigaciones en bioindicación (celular y subcelular; tejidos y órganos; organismos; poblaciones y biocenosis; y paisaje), indicando que el nivel más empleado en los estudios sobre bioindicación es el de los organismos.

La bioindicación ha sido empleada por el ser humano desde la antigüedad. Aristóteles ya en el siglo IV a. de C. introdujo peces de agua dulce en agua salada para observar sus reacciones (Cairns & Pratt, 1993). Durante cientos de años, agricultores y jardineros han interpretado las necesidades de las diferentes especies vegetales en función de sus preferencias de suelo, luz o temperatura (Diekmann, 2003). En la minería se han empleado pájaros desde hace siglos para detectar las fugas de gas (Cairns & Pratt, 1993).

En el sentido moderno del concepto, la bioindicación comenzó con William Nylander (1822-1899), botánico y entomólogo finlandés pionero en la técnica de determinar la taxonomía de los líquenes mediante el uso de reactivos químicos, metodología que todavía se usa a día de hoy. También fue el primero en utilizar los líquenes para detectar la contaminación y la limpieza del aire (Wiłkomirski, 2013). Desde entonces, el empleo de líquenes y de plantas, tanto briofitas como vasculares, ha sido muy común en los estudios sobre bioindicación.

En 1968 se celebró en Wageningen (Países Bajos) el “I Congreso Europeo sobre la Influencia de la Contaminación Atmosférica en Plantas y Animales”, con la participación de científicos de todo el mundo. Este congreso marcó un hito en la historia de la bioindicación moderna. A lo largo de las distintas conferencias científicas se discutieron temas relacionados con la investigación experimental, los efectos de la contaminación del aire sobre las plantas (vasculares y no vasculares) y los animales, la medición de la contaminación del aire en las plantas o la resistencia de las plantas a la contaminación del aire. Tras este importante evento científico se popularizó y extendió la idea (y la evidencia científica) de que la contaminación influye sobre los organismos vivos (Wiłkomirski, 2013). En los últimos años el empleo de los denominados organismos indicadores no ha hecho más que crecer en la literatura especializada (Borrett *et al.*, 2014; Siddig *et al.*, 2016).

En la actualidad, la bioindicación es una herramienta relativamente sencilla y barata, muy útil para abordar un amplio abanico de cuestiones ambientales por lo general, pero también de tipo político, económico o social (Markert, 2008; Wiłkomirski, 2013). Burger (2006) define cuatro tipos principales de indicadores en función de lo que pueden evaluar: la salud ambiental; los efectos de la actividad humana; las intervenciones humanas; la salud y el bienestar humanos. La bioindicación también puede utilizarse para observar y explicar las relaciones entre un

| | |
|--|--|
| Tener buena capacidad de indicación | Proporciona una respuesta medible (sensible a la perturbación o estrés, pero no experimenta mortalidad ni acumula contaminantes directamente desde su entorno) |
| | El efecto refleja todo la respuesta de la población, la comunidad o el ecosistema |
| | Responde en proporción al grado de contaminación o degradación |
| Ser abundante y común | Adecuada densidad de población (las especies raras no son óptimas) |
| | Común, incluyendo la distribución dentro del área de estudio |
| | Relativamente estable a pesar de los variabilidad climática y ambiental |
| Estar bien estudiado | Buen conocimiento de su historia ecológica y evolutiva |
| | Buen conocimiento taxonómico y estabilidad |
| | Fácil y barato de muestrear |
| Tener importancia económica o comercial | Especies que ya son recogidas o muestreadas para otros fines |
| | Interés público o social de la especie |

Tabla 1.5. Características deseables en un buen bioindicador. Por regla general un bioindicador debe cumplir varias de estas características, aunque no todas. *Fuente: Holt & Miller (2010).*

contaminante y el factor biótico o abiótico que influye sobre los organismos indicadores (Markert *et al.*, 2012). En cualquier caso, se han establecido una serie de condiciones que un organismo (o un conjunto de organismos) debe cumplir para ser considerado un buen bioindicador (Tabla I.5). En definitiva, un bioindicador está relacionado directa o indirectamente con uno o más factores y su reacción puede deberse tanto a su sensibilidad hacia el cambio como a su tolerancia frente a las fluctuaciones del medio.

Otro término, de origen anglosajón, muy similar al de bioindicación es el de “biomonitoreo”. De hecho, se trata de conceptos fuertemente relacionados. Mientras que un bioindicador aporta información sobre la calidad del medio ambiente, un “biomonitor” trata acerca de los aspectos cuantitativos de esa calidad medioambiental. Un biomonitor es siempre un bioindicador, pero un bioindicador no siempre cumple con los requisitos para ser un biomonitor (Markert *et al.*, 1999).

2.2. La biodiversidad en los agroecosistemas

En la actualidad, se acepta que la biodiversidad es una característica esencial para el correcto funcionamiento de los ecosistemas naturales (Elmqvist *et al.*, 2003; van der Heijden *et al.*, 1998; Kuuluvainen, 2009; Loreau *et al.*, 2011; Mori *et al.*, 2017; Pecl *et al.*, 2017). Sin embargo, con frecuencia se pone en duda la importancia de la misma en los agroecosistemas, especialmente fuera del ámbito científico. En los últimos años se ha producido un intenso debate al respecto también entre la comunidad científica (Gabriel *et al.*, 2013; Winqvist *et al.*, 2011; Winqvist *et al.*, 2012). El aumento de la biodiversidad favorece la diferenciación de hábitat, incrementa las oportunidades de coexistencia y de interacción entre especies y generalmente lleva asociado una mayor eficiencia en el uso de los recursos (Sans, 2007).

Existen numerosas prácticas agrícolas que pueden aumentar la diversidad y otras que la disminuyen. De manera generalizada, los agroecosistemas más diversificados (que suelen coincidir con los gestionados mediante prácticas más respetuosas con el medio ambiente) tienen mayores ventajas que los altamente simplificados (Sans, 2007). Por el contrario, numerosos estudios han determinado que las técnicas empleadas en la agricultura moderna conducen a una pérdida de diversidad taxonómica general en los agroecosistemas (Benton *et al.*, 2003; Krebs *et al.*, 1999; Lüscher *et al.*, 2014; Stoate *et al.*, 2001), especialmente en la microbiota edáfica (Hansen *et al.*, 2001; Kragten *et al.*, 2011; Moreno *et al.*, 2007; Säle *et al.*, 2015; Yeates *et al.*, 1997), en la flora arvense (Hald, 1999; Rydberg & Milberg, 2000) y en grupos como aves (Chamberlain *et al.*, 2000; Christensen *et al.*, 1996; Fuller *et al.*, 1995), artrópodos (Andersson *et*

al., 2013; Benton *et al.*, 2002; Diekötter *et al.*, 2010; Feber *et al.*, 1997, 1998; Inclán *et al.*, 2015; Moreby *et al.*, 1994; Ponce *et al.*, 2011; Puech *et al.*, 2014; Sotherton & Self, 2000) o mamíferos (Fischer *et al.*, 2011; Flowerdew, 1997). Entre las prácticas que se han asociado a la pérdida de biodiversidad encontramos el monocultivo, la fertilización química, el exhaustivo control de las especies arvenses mediante laboreos convencionales o mediante la aplicación de herbicidas o el control de plagas con pesticidas. Además, estas prácticas agrícolas convencionales acarrear costos relacionados con la degradación ambiental, la pérdida de servicios de los ecosistemas, la aparición de patógenos y la estabilidad a largo plazo de la producción agrícola (Tilman *et al.*, 2002).

Por otra parte, la diversificación de los hábitats mediante las rotaciones, los policultivos, los cultivos de cobertura, el mantenimiento de la vegetación de los márgenes, la reducción de agroquímicos en el sistema, la fertilización orgánica y la realización de labores superficiales se asocian con un incremento de la biodiversidad en general y de las funcionalidad del agroecosistema (Altieri, 1999; Mclaughlin & Mineau, 1995). El objetivo de la agricultura sostenible es maximizar los beneficios netos que la sociedad recibe de la producción agrícola de alimentos y fibras y de los servicios de los ecosistemas. Para ello es necesario que se produzca un aumento neto del rendimiento de los cultivos y una mayor eficiencia en el uso de nitrógeno, fósforo y agua, que se así como un uso más razonado de pesticidas y antibióticos (Tilman *et al.*, 2002). Los agroecosistemas pueden alcanzar niveles de biodiversidad similares a los de los ecosistemas naturales, a pesar de las limitaciones impuestas por la extracción continua de biomasa en cada cosecha. De ser así, podrían también beneficiarse del aumento de estabilidad asociado a una mayor diversidad, especialmente de los elementos que aportan funcionalidad al agroecosistema (Sans, 2007). Los avances en la comprensión fundamental de la agroecología, la biogeoquímica y la biotecnología, directamente vinculados a los programas de mejora, pueden contribuir en gran medida a la sostenibilidad (Tilman *et al.*, 2002). Uno de los principales retos a día de hoy es identificar las estructuras y los procesos que aportan esta funcionalidad a los agroecosistemas en pos de la sostenibilidad, sin olvidar que se trata de sistemas productivos que además deben ser económicamente rentables. La clave estaría en identificar el tipo de diversidad que se quiere mantener o favorecer, tanto a escala de la parcela como del paisaje, con el objetivo de llegar a un equilibrio ecológico y proponer las prácticas agrícolas que más favorezcan la diversidad (Sans, 2007). Como era de esperar, esta tarea no está resultando sencilla. Bengtsson *et al.* (2005) presentan un meta-análisis para evaluar los efectos de la agricultura ecológica sobre la biodiversidad y la abundancia de especies. A pesar de encontrar resultados positivos en esta relación, los autores reconocen que los efectos pueden diferir entre

grupos de organismos y territorios, siendo particularmente menos evidentes a pequeña escala. En un estudio similar, Hole *et al.* (2005) llegaron a conclusiones similares, señalando la dificultad metodológica para estimar el efecto real de la agricultura ecológica sobre la biodiversidad a gran escala.

Importancia del paisaje

En los últimos años, son varias las voces que proponen considerar también el entorno donde se encuentra una explotación agrícola para evaluar el efecto de las prácticas agronómicas sobre la biodiversidad (Bengtsson *et al.*, 2005; Fischer *et al.*, 2011; Hole *et al.*, 2005; Winqvist *et al.*, 2012). Las características del paisaje circundante pueden mejorar o reducir los efectos positivos de la agricultura ecológica sobre los cultivos (Flohre *et al.*, 2011; Winqvist *et al.*, 2011). Numerosos estudios han resaltado la importancia de las áreas no cultivadas, especialmente de los márgenes de los cultivos, en el mantenimiento de la biodiversidad de los agroecosistemas adyacentes (Dufлот *et al.*, 2017; Fahrig *et al.*, 2015; Marshall & Moonen, 2002) particularmente en grupos como la flora arvense (Baudry *et al.*, 2000; Roschewitz *et al.*, 2005; Rotchés-Ribalta *et al.*, 2015; de Snoo, 1999), los insectos (Dover *et al.*, 2000; Garratt *et al.*, 2017; Holland *et al.*, 2014; Holland & Fahrig 2000; Ramsden *et al.*, 2015), las arañas (Haughton *et al.*, 1999; Knapp & Řezáč, 2015) o las aves (Hinsley & Bellamy, 2000; Santana *et al.*, 2017). Sin embargo, no todos los autores apuntan en la misma dirección. En este sentido podemos destacar el estudio de Lüscher *et al.* (2014) en el que se evalúa el efecto de cuatro variables (entre las que se encuentra la diversidad del hábitat circundante) sobre las poblaciones de lombrices, abejas, plantas arvenses y arañas en más de 160 explotaciones agrarias de toda Europa. Concluyen que la variable correspondiente a la heterogeneidad del paisaje no tiene ningún efecto aparente sobre los datos registrados, mientras que la localización geográfica o el manejo agrícola afectan de manera determinante a la población de los grupos estudiados.

Una mayor heterogeneidad de hábitat proporciona un mayor número de organismos que pueden explotar ese hábitat. Algunos autores consideran la posibilidad de que muchos de los beneficios que la agricultura ecológica reporta a la vida silvestre puedan estar más relacionados con la estimulación de la diversidad por medio de las prácticas agrícolas apropiadas y de la estructura del hábitat resultante que con la eliminación o la falta de productos químicos en sí mismo (Aviron *et al.*, 2017; Chamberlain & Wilson, 2000; Freemark & Kirk, 2001; Östman *et al.*, 2001; Weibull *et al.*, 2000). Además, ha quedado demostrado que las zonas no cultivadas también tienen un papel importante como corredores de dispersión y como islas en un paisaje fragmentado permitiendo o facilitando el movimiento de individuos a través de un territorio más

amplio (Hinsley & Bellamy, 2000; Holland & Fahrig, 2000; Holzschuh *et al.*, 2010; Joyce *et al.*, 1999). En cualquier caso, para que sean realmente efectivas, las medidas de gestión del paisaje deben adaptarse a la estructura del mismo y a las especies a las que van dirigidas dichas actuaciones (Batáry *et al.*, 2011).

2.3. El papel de la bioindicación en los agroecosistemas

Como se indicó anteriormente, la bioindicación ha resultado ser una herramienta muy útil para evaluar el estado medioambiental de numerosos sistemas, para tomar decisiones socio-políticas y económicas o para determinar los efectos de diversos tratamientos o actuaciones sobre la diversidad en los ecosistemas. En el contexto de esta tesis doctoral vamos a centrarnos en este último aspecto. Un agroecosistema es considerado como un tipo particular de ecosistema en el que el ser humano interviene de manera determinante, simplificando su estructura y controlando la mayor parte de las variables. La bioindicación aplicada a los agroecosistemas ha experimentado un importante desarrollo en los últimos tiempos. Caporali *et al.* (1989) ya apuntan la necesidad de desarrollar indicadores agroecológicos que sirvan para conseguir agroecosistemas sostenibles. En 1991, el Consejo de la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE) aprobó una “Recomendación sobre Indicadores e Información Ambientales”, con el objetivo de dar un impulso al desarrollo de indicadores ambientales fiables, medibles e interpretables que permitieran llevar a cabo las diferentes políticas de los Estados miembro. Este compromiso fue reiterado en la reunión de Ministros de Medio Ambiente de la OCDE en febrero de 1996. Entre 1999 y 2001 la OCDE estableció a través de una serie de publicaciones las bases para realizar estudios sobre el estado ambiental de los agroecosistemas (OCDE, 1999a, 1999b, 2001). En estos documentos se hace referencia explícita a los denominados “indicadores agroambientales”. El perfeccionamiento y la expansión del empleo de estos indicadores en la UE ha ido de la mano del aumento de las políticas de desarrollo sostenible.

Tras más de 20 años de investigación, recogida de datos y análisis, la OCDE publicó un compendio de indicadores agroambientales empleados en diferentes países para evaluar el estado y la sostenibilidad de las explotaciones agrícolas (OCDE, 2013). Se presentan métodos de indicación para aspectos agrarios como la producción, el uso del suelo, el cultivo ecológico, el balance de nutrientes, la erosión del suelo, la calidad de los recursos hídricos, las emisiones de gases o la biodiversidad. Entre otros muchos indicadores relacionados con técnicas físico-químicas, características intrínsecas de los cultivos o con parámetros económicos, se incluyen algunos bioindicadores, tales como los tipos de cobertura del suelo o el estado de las

poblaciones de un grupo concreto de especies de aves reproductoras dependientes de las tierras agrícolas para anidar o criar. Este hecho supone el reconocimiento por parte de las autoridades públicas y los organismos internacionales de la importancia y utilidad de la bioindicación para evaluar los agroecosistemas.

3. ARTROPODOFAUNA DEL OLIVAR Como agrosistema, el olivar presenta una gran riqueza de organismos que conviven con el árbol, representando un patrimonio de complejidad donde se suceden multitud de interacciones que juegan un papel importante en su estabilidad (Cirio, 1997; Croveti, 1996). De entre todos estos organismos, la artropodofauna del olivo es la más rica y está compuesta por un centenar de especies fitófagas, varios centenares de especies útiles y otras denominadas indiferentes (Arambourg, 1986; Campos & Civantos, 2000; Viggiani, 1986). La entomofauna es pieza clave del olivar, tanto desde el punto de vista ecológico (por su enorme aportación a la biodiversidad del conjunto y por el complejo sistema de interacciones que representa) como agronómico (por incluir especies-plaga y especies auxiliares del agricultor) (Ruiz & Montiel, 2000).

La composición de la comunidad de artrópodos en el olivar experimenta tres inflexiones a lo largo del año, que dan lugar a comunidades muy bien diferenciadas: verano (asociada al estado fenológico del olivo de endurecimiento del hueso); invierno y primera parte de primavera; y segunda parte de primavera (hasta cuajado de fruto) y otoño (Ruiz, 2009). Respecto a esto, aunque se haya determinado una ruptura en la composición de la comunidad de artrópodos entre primavera y verano, que permite que podamos hablar de comunidades distintas, es evidente que la segunda es consecuencia de la primera (Ruiz & Montiel, 2001).

3.1. Plagas del olivo

Tradicionalmente, los estudios en el olivar se han centrado en describir y mejorar el conocimiento de las especies plaga, debido a los daños que producen sobre el olivo y la cosecha y a las consecuentes pérdidas económicas asociadas. De hecho, son varios los trabajos que presentan una extensa descripción de las plagas del olivo (de Andrés, 2001; Arambourg, 1986; Civantos, 1999; Croveti, 1996; Ruiz, 1951; Tzanakakis, 2006). Desde que se comenzó el cultivo del olivo, las plagas que le afectan han cambiado relativamente poco (Alvarado *et al.*, 2017). En la actualidad, las plagas más importantes continúan siendo la mosca del olivo, el prays y la cochinilla, que se situó en el tercer lugar a partir de los años 60 a raíz de los tratamientos generalizados contra las otras dos especies plaga (Alvarado, 1975). La incidencia hoy día de la cochinilla se ha reducido considerablemente. Existen otra serie de artrópodos,

denominados plagas secundarias, que localmente y en determinados años pueden provocar elevadas pérdidas (Alvarado *et al.*, 2017; Civantos, 1999; Croveti, 1996).

En cuanto al control de las principales plagas, el método más extendido es el uso de insecticidas orgánicos de síntesis que incide negativamente sobre la fauna auxiliar existente (Cirio, 1997; Heim, 1984; Rodríguez *et al.*, 2003; Winston, 1997), determinando un fuerte desequilibrio biológico y la contaminación del medio ambiente en la mayoría de olivares en el mundo.

- La **mosca del olivo** –*Bactrocera oleae* (Gmel.)–, también conocida como gusano de las aceitunas, es la plaga más importante del olivar en la cuenca mediterránea, presente en todas las zonas oliveras del mundo salvo Australia y Sudamérica. Se trata de un díptero de la familia Tephritidae, de pequeño tamaño (los adultos miden de 4 a 5 mm). Generalmente pasa el invierno en estado de pupa enterrado en el suelo. Los adultos procedentes de estas pupas invernantes aparecen en primavera y pueden recorrer grandes distancias, lo que explica la facilidad de su dispersión a nuevas zonas. Tras la fecundación, la hembra busca las aceitunas más adecuadas para depositar los huevos, seleccionando preferentemente los frutos sanos y más desarrollados, con lo que las últimas generaciones utilizan los frutos más retrasados y las larvas evolucionan de forma acorde con la maduración de las aceitunas. Las hembras realizan normalmente una sola puesta por fruto con una picadura muy característica, y cambian de aceituna para hacer la siguiente puesta, pudiendo llegar a hacer más de 750 puestas a lo largo de su vida. Después de un periodo de incubación variable, en función de las condiciones climáticas, nacen las larvas que se alimentan de la pulpa de la aceituna, excavando galerías. Al principio éstas son estrechas y sinuosas, pero conforme crece la larva se van ensanchando hasta formar una cavidad que llega a ocupar gran parte del fruto. La larva más desarrollada rompe la epidermis y vuelve a la cavidad para efectuar la pupa. Pasado un tiempo, emergen los adultos y salen de la aceituna a través del orificio que previamente preparó la larva. Tras un corto periodo de tiempo se aparean y las hembras realizan la ovoposición, comenzando de nuevo el ciclo. El número de generaciones suele ser de tres a cuatro, siendo la última la más importante. A diferencia de la generación de verano, las larvas desarrolladas de la generación de otoño se tiran al suelo, se entierran superficialmente y se transforman en pupas. De esta manera continúan las siguientes generaciones hasta que llega el frío, en que las moscas permanecen enterradas en forma de pupa.

Los daños pueden ser directos (los ocasionados por las larvas al alimentarse de los frutos, con disminución de la producción, pérdidas de peso y caída del fruto) o indirectos (pérdida de calidad de los aceites producidos y pérdida del valor comercial en el caso de la aceituna de mesa). El desarrollo de los distintos estados del insecto se ve fuertemente influenciado por la temperatura, afectando la humedad relativa de manera más eventual.

La regulación de las poblaciones se llevaba a cabo antiguamente mediante labores de arado bajo copa al final del invierno, lo que destruía gran cantidad de pupas. Con el empleo de herbicidas en sustitución de estas labores, las poblaciones de mosca del olivo se han incrementado en los últimos años. El parasitismo en el olivar español para la mosca del olivo es muy escaso. Tan solo se han observado con cierta frecuencia un par de especies de himenópteros, *Eupelmes urozonus* y *Pnigalio mediterraneus*. Por este motivo los métodos de control de la plaga suelen reducirse al empleo de insecticidas, si bien en los últimos años la aplicación de los mismos responde a decisiones tomadas en función del estudio y seguimiento de las poblaciones.

- El **prays** o **polilla del olivo** –*Prays oleae* Bern.– es la segunda plaga en importancia del olivar. Está distribuido por todos los países de la cuenca mediterránea. Se trata de un lepidóptero de la familia Yponomeutidae de pequeño tamaño (el adulto tiene 13-14 mm de envergadura alar y 6-7 mm de largo). Presenta tres generaciones anuales que están sincronizadas con la evolución del cultivo: una afecta a la hoja (filófaga), otra a la flor (antófaga) y la última al fruto (carpófaga). La generación filófaga pone los huevos en octubre o noviembre, en el haz de las hojas y próximos al nervio central. Las larvas recién nacidas penetran en el interior de las hojas realizando galerías estrechas y sinuosas donde suelen pasar el invierno. En febrero o marzo las larvas salen al exterior y se alimentan del envés de las hojas o de las yemas terminales de los brotes, generando finalmente un capullo sedoso en el envés de la hoja de donde aparecerá la mariposa hacia el mes de abril. La generación antófaga realiza la puesta en el cáliz de los botones florales todavía cerrados. Las larvas se alimentan de la flor al salir y, al final de su desarrollo, se transforman en crisálidas en el interior de las flores secas. La generación carpófaga, que suele ser la más dañina, hace la puesta en el fruto recién cuajado, y las larvas recién avivadas penetran en el interior del fruto directamente por la inserción del pedúnculo, pudiendo originar la caída de los frutos. Estas larvas se alimentan de la almendra del hueso y, al salir al exterior, producen una caída más importante (conocida como caída de San Miguel). Realizan la crisálida entre dos hojas, en el tronco o en el

suelo. Los daños que provoca la polilla del olivo son muy relativos, pues las primeras generaciones apenas afectan al desarrollo futuro de la producción.

La generación filófaga produce daños prácticamente despreciables; la generación antófaga, consume flores, pero lo hace en un periodo en el que el árbol todavía puede compensar una caída o destrucción parcial de flores con un mayor tamaño de la aceituna; finalmente, la generación carpófaga, aunque produce los daños más importantes, éstos son hoy día discutidos. Las caídas de fruto producidas en junio responden a variables fisiológicas, por lo que sólo están relacionadas con el prays las caídas que se producen cuando ha avanzado más el verano. En cualquier caso, en este momento el árbol todavía puede compensar la pérdida del número de frutos con el mayor engorde de las aceitunas. La caída que se produce en septiembre sí es más dañina, porque el fruto es de mayor tamaño y el árbol ya no puede compensar la pérdida.

Esta plaga se ve también influenciada por las temperaturas y la humedad relativa, si bien el mayor control sobre la misma lo realizan los parasitoides, de los que se han descrito varias especies, y los depredadores. Entre los parasitoides destacan *Ageniaspis fuscicollis*, *Chelonus eleaphilus*, *Elasmus steffani*, *Apanteles xanthostigmus* y *Argitia armillata*. Entre los depredadores que se alimentan de huevos y larvas, podemos citar a *Chrisoperla carnea*, *Anthocoris nemoralis* y varias especies de arañas y hormigas (Paredes *et al.*, 2014). Los tratamientos químicos son poco efectivos pues deben realizarse al inicio de la floración, cuando la incidencia de la plaga suele ser baja, o justo en el corto periodo de tiempo en el que la larva emerge del huevo y penetra en el fruto. El empleo de *Bacillus thuringiensis* en floración ha resultado ser relativamente eficaz pues respeta a la fauna auxiliar y acaba con un porcentaje alto de la población antófaga. Así mismo, se ha demostrado que la presencia de grandes masas de vegetación herbácea y leñosa contribuyen a disminuir la incidencia de la plaga (Paredes & Campos, 2014).

- La **cochinilla de la tizne** –*Saissetia oleae* Bern.– es un hemíptero, de la familia Coccoidea, presente en todos los continentes pero de manera significativa en la cuenca mediterránea. Afecta principalmente al olivo y a los cítricos, aunque se ha descrito en otros frutales y arbustos. Las poblaciones de cochinilla de la tizne en nuestras zonas de cultivo están formadas casi exclusivamente por hembras que se reproducen por partenogénesis. Las hembras adultas carecen de alas y están formadas por un caparazón

que recuerda a medio grano de pimienta con un característico relieve en forma de “H”. Los machos son alados y no se conocen en Europa. Pasan el invierno en estado de larva y ninfa, y al llegar la primavera se observan los primeros adultos que comienzan la puesta en mayo. Tienen una generación anual completa, y solo esporádicamente pueden presentar una segunda generación incompleta. Las hembras mueren después de poner los huevos, pero se mantienen adheridas a las ramas o las hojas. Las ninfas neonatas se adhieren generalmente al envés de las hojas. Pasan el invierno como ninfas de tercer estadio. Tras la última muda se convierten en hembras adultas, quedándose ya adheridas al lugar donde pondrán los huevos.

Los daños directos de la cochinilla son reducidos, y se limitan a la succión de la savia con el consiguiente debilitamiento de los olivos. Los daños indirectos se deben a que excretan sustancias azucaradas que impregnan el olivo y sirven de alimento a hongos como la negrilla –*Capnodium elaeophilum*–, que se extiende recubriendo los tejidos vegetales con la subsiguiente disminución de su capacidad fotosintética y respiratoria.

La cochinilla tiene numerosos enemigos naturales, especialmente parasitoides: *Scutellista cyanea*, *Coccophagus lycimnia* y *Metaphycus helvolus*). Entre los depredadores caben destacar *Chilocorus bipustulatus*, *Coccinella septempunctata* y *Chrysoperla carnea*.

- **Plagas secundarias.** Además de las mencionadas, existen multitud de especies de artrópodos que por su menor incidencia o por presentar un carácter más local, son catalogadas como plagas secundarias. Entre los hemípteros destaca la cochinilla violeta (*Parlatoria oleae*), la serpeta (*Lepidosaphes ulmi*), la cigarra (*Cicada barbara*), la mosca blanca del olivo (*Aleurolobus olivinus*), el barrillo del olivo (*Agalmatium flavescens*) o el algodoncillo (*Euphyllura olivina*); entre los coleópteros encontramos al barrenillo (*Phloeotribus scarabaeoides*), el barrenillo negro (*Hylesinus toranio*), el otiorrinco o escarabauelo picudo (*Otiorhynchus cribricollis*), los gusanos blancos (*Melolontha papposa* y *Ceramida* spp.) o el otiorrinco verde (*Polydrusus xanthopus*); en el orden de los lepidópteros encontramos la polilla del jazmín o glifodes (*Palpita vitrealis*), el abichado (*Euzophera pinguis*) o el taladro amarillo (*Zeuzera pyrina*); entre los dípteros destacan además de *B. oleae* otros como el mosquito de la corteza (*Reseliella oleisuga*) o el mosquito del olivo (*Prolasioptera berlesiana*), también encontramos el arañuelo del olivo (*Liothrips oleae*), un tisanóptero o la sarna o acarosis (*Aceria oleae*).

En los olivares estudiados en esta tesis doctoral las principales plagas detectadas han sido *E. pinguis* y *E. olivina*, además de *P. oleae*. El **abichado del olivo** o **euzofera** (*E. pinguis*) es un lepidóptero de la familia Pyralidae cuyas larvas provocan daños al excavar galerías subcorticales de alimentación. Generalmente ataca a árboles jóvenes, aprovechando alguna herida provocada en el tronco por la recolección mecánica, las granizadas, la poda o los injertos. Es muy difícil de tratar al encontrarse la larva durante todo su ciclo vital en el interior del tronco, si bien los parasitoides ejercen un control de aproximadamente el 50 % de la población larvaria. Por otra parte, el **algodoncillo** (*E. olivina*) es un hemíptero de la familia Psyllidae que afecta en exclusividad al olivo. Es un insecto de pequeño tamaño, cuyas ninfas producen una cera blanca que recubre la colonia en brotes jóvenes y botones florales. Los daños que provoca no son importantes si no se produce un nivel de infestación demasiado alto. En ese caso, suele provocar una disminución de la fertilidad de las flores, la caída de botones florales y la consiguiente disminución de frutos cuajados. En España actualmente no se aconseja realizar tratamientos específicos contra esta plaga a no ser que el número de individuos sea superior a 10 por inflorescencia.

3.2. Artropodofauna auxiliar

En los agroecosistemas encontramos numerosas especies de artrópodos que actúan como enemigos naturales de aquellas especies que son consideradas plaga. Se trata de especies que juegan un papel fundamental en el control biológico de las mismas. En términos generales podemos agrupar a esos artrópodos en dos grupos: parasitoides, aquellos que utilizan las larvas o ninfas, los huevos o incluso los adultos de otras especies para criar a sus descendientes, y depredadores, los que se alimentan de las especies plaga en alguno de sus estadios de desarrollo. Además, existen otros muchos artrópodos que cumplen funciones diversas y de las que también se benefician los cultivos, como pueden ser los descomponedores, los necrófagos o los detritívoros. Estas especies suponen una ayuda de incalculable valor en el caso del olivar, especialmente para controlar las plagas que afectan al cultivo. A este respecto, las actuaciones del agricultor pueden ir encaminadas principalmente en dos direcciones: a) acciones que favorezcan el establecimiento de esta fauna auxiliar (mediante la siembra y mantenimiento de cubiertas vegetales, manteniendo los parches de vegetación natural, incentivando la presencia de otras especies que no sean plaga pero que ayuden a sostener de alguna forma a la población de enemigos naturales, etc.), y b) realización de tratamientos que no dañen la artropodofauna auxiliar. Resulta de vital importancia la conservación y protección de los enemigos naturales,

evitando los tratamientos injustificados y el uso rutinario de insecticidas, así como utilizando productos selectivos hacia las plagas (Campos, 2011). Así mismo, las prácticas agronómicas son fundamentales para alcanzar estos objetivos. A modo de ejemplo, se ha demostrado que el manejo convencional reduce en un 75 % la población de parasitoides (fundamentalmente himenópteros) y que las poblaciones de depredadores como heterópteros, coleópteros y arañas se ven fuertemente afectados (Corrales & Campos, 2004; Ruano *et al.*, 2001).

- **Parasitoides**

Numerosos estudios han tratado de identificar las especies de auxiliares en el olivar, tanto en la cuenca mediterránea como en el resto de regiones olivareras del mundo. Respecto a los parasitoides, se ha demostrado la presencia de seis superfamilias de himenópteros parasitoides en la flora espontánea presente en el olivar, destacando Chalcidoidea e Ichneumonoidea (Sánchez, 2004). Así mismo, se ha puesto de manifiesto que el uso de cubiertas vegetales de cereal favorece la presencia de varios grupos de artrópodos, entre otros la de parasitoides de las familias Scelionidae, Chalcididae y Encyrtidae (González *et al.*, 2004). Se han registrado numerosas especies que actúan como parasitoides en el olivar pertenecientes a otras familias de himenópteros como Trichogrammatidae (Arambourg, 1986; Herz *et al.*, 2007), Braconidae (Calvitti *et al.*, 2002). Paredes *et al.* (2013) registran cerca de una veintena de familias de himenópteros parasitoides en olivares de la provincia de Granada, destacando familias como Scelionidae, Braconidae o Elasmidae.

- **Depredadores**

Por otra parte, son varios los grupos de artrópodos que realizan funciones de depredación, principalmente heterópteros, arañas, hormigas, neurópteros y coleópteros, aunque también se han registrado algunas especies pertenecientes a dípteros o a tisanópteros.

Respecto a los heterópteros (orden Hemiptera: suborden Heteroptera), las principales familias con especies depredadoras en el olivar son Miridae y Anthocoridae (Pascual *et al.*, 2010). Paredes *et al.* (2013) identifica hasta 4 especies de heterópteros depredadores –*Brachynotocoris ferreri*, *Pseudoloxops coccineus*, *Deraeocoris punctum* y *Anthocoris nemoralis*–.

Las arañas (orden Araneae) cuentan con numerosas especies depredadoras. En el olivar representa uno de los grupos más diversos y abundantes de depredadores (Morris *et al.*, 1999). Rei *et al.* (2010) registra a las arañas como el grupo depredador más abundante en el olivar. Cárdenas *et al.* (2006) identifican hasta nueve familias de arañas en olivares de Andalucía,

destacando Thomisidae, Oxyopidae, Salticidae, Gnaphosidae, Philodromidae y Clubionidae. Paredes *et al.* (2013) registra una decena de familias de arañas, de las que destacan además de las anteriores Linyphiidae y Araneidae.

En cuanto a las hormigas (Hymenoptera: Formicidae), son consideradas uno de los mayores depredadores, especialmente de larvas de Prays. La abundancia de hormigas parece estar relacionada con la disminución en el número de otros depredadores (Morris *et al.*, 1999). Se han descrito algunos géneros como posibles depredadoras de larvas y huevos de varias especies plaga, tales como *Tapinoma* sp., *Camponotus* sp., *Plagiolepis* sp., *Lasius* sp., *Crematogaster* sp. y *Pheidoles* sp. (Paredes *et al.*, 2013). *Tapinoma nigerrimum* (Nylander) ha resultado ser la especie más abundante en varios estudios realizados en la Península Ibérica (Morris & Campos, 1999; Pereira *et al.*, 2004). Rei *et al.* (2010) consideran a las hormigas como uno de los grupos más importantes en cuanto a depredación. Pereira *et al.* (2004) identifican hasta 10 especies de hormigas en los olivares del norte de Portugal y Redolfi *et al.* (1999) 16 especies de formícidos en olivares de la provincia de Granada.

En lo referente a los neurópteros (orden Neuroptera), sus larvas son consideradas como depredadores generalistas de otras especies, por lo que su conservación en los agroecosistemas resulta beneficiosa. Porcel *et al.* (2013) registran adultos de 8 especies distintas de neurópteros en olivares y larvas pertenecientes a 3 géneros diferentes. La especie más abundante es *C. carnea* (Porcel *et al.*, 2017). La abundancia de neurópteros se ve débilmente afectada por el manejo, reduciéndose su diversidad sensiblemente, en favor de *C. carnea*, cuyos individuos presentan no obstante una menor fecundidad en relación con los procedentes de olivares con manejo ecológico. Por otra parte, se ha demostrado que esta especie está fuertemente favorecida por la presencia de malas hierbas, especialmente dicotiledóneas (McEwen & Ruiz, 1994).

Finalmente, los coleópteros (orden Coleoptera) cuentan con numerosos representantes que ejercen funciones depredadoras. Son uno de los grupos más abundantes de la artropodofauna edáfica (Santos, 2007) y de copa (Rei, 2010; Santos *et al.*, 2007). La familia Coccinellidae es una de las más importantes (Rei 2010). Tanto los adultos como las larvas son activos depredadores sobre una extensa variedad de especies, la mayoría de ellas potencialmente plaga (Santos *et al.*, 2012). Cotes *et al.* (2010) describen la presencia de 13 especies pertenecientes a 9 géneros distintos de coccinélidos en olivares de Andalucía. Por otra parte, Santos *et al.* (2010) describen la presencia de 23 especies pertenecientes a 12 géneros en olivares del norte de Portugal. Numerosas especies pertenecientes a las familias Carabidae y

Staphylinidae también han sido registradas como posibles depredadoras de las plagas del olivar. Dinis *et al.* (2016) registran en muestras de suelo en el olivar hasta 16 especies de carábidos y 11 de estafilínidos potencialmente depredadores de pupas de *B. oleae*. La familia Carabidae ha sido estudiada por diversos autores en este mismo sentido (Albertini *et al.*, 2017; Gonçalves & Pereira, 2012; Pizzolotto *et al.*, 2009).

3.3. La artropodofauna como bioindicadora

En el contexto de la bioindicación, la artropodofauna ha tenido un papel muy relevante en los últimos tiempos por cumplir la mayoría de las características descritas en la Tabla I.5 para un buen bioindicador. Los artrópodos son un grupo muy diverso, razonablemente bien conocido, extendido y abundante, su muestreo es relativamente sencillo y poco costoso (existen además multitud de técnicas estandarizadas para fines concretos), sus diferentes grupos responden de manera muy diversa a las modificaciones del medio, presentan ciclos de vida lo suficientemente largos como para detectar las alteraciones incluso meses después de que se produzcan, etc. Por todo ello, los artrópodos se han empleado como bioindicadores en numerosos estudios (Lawton, 1995; McGeoch, 1998; Paoletti, 2001b; Schweiger *et al.*, 2005), especialmente en los agroecosistemas (Hendrickx *et al.*, 2007; Paoletti, 2001a). En los estudios sobre explotaciones agrarias, los artrópodos se emplean fundamentalmente para determinar el tipo de manejo de un sistema agrícola o para estimar la biodiversidad de un agroecosistema (Gliessman, 2014). Aun así, Billeter *et al.* (2008) presentan un estudio a nivel paneuropeo en el que concluyen que no es posible utilizar un único grupo de artrópodos como indicador de la diversidad de los paisajes agrícolas en estudios a gran escala.

En el caso del olivar, son algo escasos los estudios en los que se empleen los artrópodos como bioindicadores. Algunos de ellos proponen el uso de la artropodofauna a nivel de orden para evaluar el tipo de manejo (Jerez-Valle *et al.*, 2014, 2015; Ruano *et al.*, 2004), mientras que en otros estudios se emplean niveles taxonómicos menores como la “morfoespecie” (Cotes *et al.*, 2009a) o las familias de ciertos grupos (Cotes *et al.*, 2011). Santos *et al.* (2007) considera la posibilidad de emplear los artrópodos como indicadores de la calidad del suelo. Redolfi *et al.* (2005) propone el empleo de hormigas como indicadoras de las condiciones del suelo. Cotes *et al.* (2009b) concluyen que los coleópteros de la familia Silvanidae pueden usarse como indicadores del tipo de manejo que se ejerza sobre la cubierta vegetal.

REFERENCIAS

- Albertini, A., Pizzolotto, R. & Petacchi, R. 2017. «Carabid patterns in olive orchards and woody semi-natural habitats: first implications for conservation biological control against *Bactrocera oleae*». *BioControl* 62(1):71-83.
- Alcántara, C., Sánchez, S., Pujadas, A. & Saavedra, M. 2009. «*Brassica* species as winter cover crops in sustainable agricultural systems in southern Spain». *Journal of Sustainable Agriculture* 33(6):619-635.
- Alcántara, C., Soriano, M. A., Saavedra, M. & Gómez, J. A. 2017. «Sistemas de manejo del suelo». En *El cultivo del olivo*, 7ª ed., editado por Barranco, D., Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Alonso-Ayuso, M., Gabriel, J. L. & Quemada, M. 2014. «The kill date as a management tool for cover cropping success». *PLoS ONE* 9(10): e109587.
- Altieri, M. Á. 1999. «The ecological role of biodiversity in agroecosystems». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74(1-3):19-31.
- Alvarado, A. 1975. *Desarrollo anormal de cóccidos en la provincia de Sevilla*. Córdoba, España: II Seminario Oleícola Internacional.
- Alvarado, A., Campos, M., Civantos, M., Durán, J. M. & Ruiz, M. J. 2017. «Plagas». En *El cultivo del olivo*, 7ª ed., editado por Barranco, D., Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Andersson, G. K. S., Birkhofer, K., Rundlöf, M. & Smith, H. G. 2013. «Landscape heterogeneity and farming practice alter the species composition and taxonomic breadth of pollinator communities». *Basic and Applied Ecology* 14(7):540-546.
- de Andrés, F. 2001. *Enfermedades y plagas del olivo*. 4ª ed. Jaén, España: Riquelme y Vargas, S. L.
- Arambarri, A. 1992. *La oleicultura antigua*. Madrid, España: Editorial Agrícola Española.
- Arambourg, Y. 1986. *Traité d'entomologie oleicole*. Madrid, España: Consejo Oleícola Internacional.
- Aviron, S., Monteiro, A., Baudry, J., Djoudi, E. A., Pétilion, J., Plantegenest, M. & Puech, C. 2017. «Effects of organic farming at different spatial scales on natural enemies of crop pests and pest predation levels». *Landscape management for functional biodiversity IOBC/wprs Bulletin* 122:74-78.
- Baldoni, L., Tosti, N., Ricciolini, C., Belaj, A., Arcioni, S., Pannelli, G., Germana, M. A., Mulas, M. & Porceddu, A. 2006. «Genetic structure of wild and cultivated olives in the central Mediterranean Basin». *Annals of Botany* 98(5):935-942.
- Barranco, D. 2017. «Variedades y patrones». En *El cultivo del olivo*, 7ª ed., editado por Barranco, D., Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Barranco, D., Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. 2017. *El cultivo del olivo*. 7ª ed., editado por Barranco, D., Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D. & Tschardtke, T. 2011. «Landscape-moderated biodiversity effects of agri-

- environmental management: a meta-analysis». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278:1894-1902.
- Baudry, J., Burel, F., Thenail, C. & Le Cœur, D. 2000. «A holistic landscape ecological study of the interactions between farming activities and ecological patterns in Brittany, France». *Landscape and Urban Planning* 50:119-128.
- Bejarano-Alcázar, J., Rodríguez, D., Durán, J. M., Ruiz, M. & Herrera, M. 2011. «Control de enfermedades y plagas en producción integrada de olivar». En *Producción Integrada de Olivar*, editado por Junta de Andalucía. Sevilla, España: Secretaría General Técnica, Servicio de Publicaciones y Divulgación.
- Belaj, A., Domínguez-García, M. C., Atienza, S. G., Martín, N., De la Rosa, R., Satovic, Z., Martín, A., Kilian, A., Trujillo, I., Valpuesta, V. & Del Río, C. 2012. «Developing a core collection of olive (*Olea europaea* L.) based on molecular markers (DArTs, SSRs, SNPs) and agronomic traits». *Tree Genetics & Genomes* 8(2):365-378.
- Belaj, A., Trujillo, I., De la Rosa, R., Rallo, L. & Gimenez, M. J. 2001. «Polymorphism and discrimination capacity of randomly amplified polymorphic markers in an olive germplasm bank». *Journal of the American Society for Horticultural Science* 126(1):64-71.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A. C. 2005. «The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis». *Journal of Applied Ecology* 42(2):261-269.
- Benton, T. G., Bryant, D. M., Cole, L. & Crick, H. Q. P. 2002. «Linking agricultural practice to insect and bird populations: A historical study over three decades». *Journal of Applied Ecology* 39(4):673-687.
- Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. 2003. «Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key?» *Trends in Ecology and Evolution* 18(4):182-188.
- Besnard, G., Baradat, P., Breton, C., Khadari, B. & Bervillé, A. J. 2001. «Olive domestication from structure of oleasters and cultivars using nuclear RAPDs and mitochondrial RFLPs». *Genetics selection evolution* 33:251-268.
- Besnard, G., Khadari, B., Navascues, M., Fernández-Mazuecos, M., El Bakkali, A., Arrigo, N., Baali-Cherif, D., Brunini-Bronzini, V., Santoni, S., Vargas, P. & Savolainen, V. 2013. «The complex history of the olive tree: From Late Quaternary diversification of Mediterranean lineages to primary domestication in the northern Levant». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280(1756):20122833.
- Besnard, G., Rubio, R. & Vargas, P. 2007. «Plastid and nuclear DNA polymorphism reveals historical processes of isolation and reticulation in the olive tree complex (*Olea europaea*)». *Journal of Biogeography* 34(4):736-752.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Cœur, D., Maelfait, J. P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M. J. M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., Van Wingerden, W. K. R. E., Zobel, M. & Edwards, P. J. 2008. «Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: A pan-European study». *Journal of Applied Ecology* 45(1):141-150.
- Blondel, J. & Aronson, J. 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford, Reino Unido: Oxford University Press.

- Borrett, S. R., Moody, J. & Edelman, A. 2014. «The rise of network ecology: Maps of the topic diversity and scientific collaboration». *Ecological Modelling* 293:111-127.
- Breton, C., Terral, J. F., Pinatel, C., Médail, F., Bonhomme, F. & Bervillé, A. J. 2009. «The origins of the domestication of the olive tree». *Comptes rendus biologiques* 332(12):1059-1064.
- Burger, J. 2006. «Bioindicators: Types, development, and use in ecological assessment and research». *Environmental Bioindicators* 1(1):22-39.
- Cabeza-Fernández, E. & Bejarano-Alcázar, J. 2008. «Control de *Verticillium dahliae* en el suelo mediante la aplicación de emmiendas de crucíferas». En *XIV Congreso de la Sociedad Española de Fitopatología*. Lugo, España.
- Cairns, J. & Pratt, J. R. 1993. «A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates». En *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, editado por Resh, V. H. New York, EE. UU.: Chapman & Hall.
- Calvitti, M., Antonelli, M., Moretti, R. & Bautista, R. C. 2002. «Oviposition response and development of the egg-pupal parasitoid *Fopius arisanus* on *Bactrocera oleae*, a tephritid fruit fly pest of olive in the Mediterranean Basin». *Entomologia Experimentalis et Applicata* 102:65-73.
- Campos, M. 2011. «Las plagas y su manejo en el olivar ecológico». En *El olivar ecológico*, editado por Junta de Andalucía. Sevilla, España: Mundi-Prensa.
- Campos, M. & Civantos, M. 2000. «Técnicas de cultivo del olivo y su incidencia sobre las plagas». *Olivae* 84:40-46.
- Cano, J., Hidalgo, J. C., Holgado, A., Saavedra, M., López, I. & Ortiz, F. 2011. *Erosión y cubiertas vegetales en el olivar adehesado*. Editado por Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera. Consejería de Agricultura y Pesca. Sevilla, España: Junta de Andalucía.
- Capel, J. C. 1992. *Aceite de oliva*. Madrid: Ministerio de Agricultura.
- Caporali, F., Nannipieri, P., Paoletti, M. G., Onnis, A., Tomei, P. E. & Tellarini, V. 1989. «Concepts to sustain a change in farm performance evaluation». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 27(1-4):579-595.
- Cárdenas, M., Ruano, F., García, P., Pascual, F. & Campos, M. 2006. «Impact of agricultural management on spider populations in the canopy of olive trees». *Biological Control* 38(2):188-195.
- Carrión, Y., Ntinou, M. & Badal, E. 2010. «*Olea europaea* L. in the north Mediterranean Basin during the Pleniglacial and the Early–Middle Holocene». *Quaternary Science Reviews* 29(7):952-968.
- Castro, J., Saavedra, M. & Pastor, M. 1992. «Mejora de la infiltración en olivar mediante el empleo de cubiertas vivas de cereales». *Información Técnica Económica Agraria. Revista de la Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario* 88(2):95-104.
- CESE. 2014. «Dictamen del Comité Económico y Social Europeo sobre “La producción integrada en la Unión Europea” (Dictamen de iniciativa)». *Diario Oficial de la Unión Europea*, 2014/C 214/02.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C. & Shrubbs, M. 2000. «Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales». *Journal of Applied Ecology* 37:771-788.

- Chamberlain, D. E. & Wilson, J. D. 2000. «The contribution of hedgerow structure to the value of organic farms to birds». En *Ecology and conservation of lowland farmland birds*, editado por Aebischer, N. J., Evans, A. D., Grice, P. V. & Vickery, J. A. British Ornithologists' Union.
- Christensen, K. D., Jacobsen, E. M. & Nøhr, H. 1996. «A comparative study of bird faunas in conventionally and organically farmed areas». *Buildings* 90:21-28.
- Cirio, U. 1997. «Productos agroquímicos e impacto ambiental en olivicultura». *Olivae: revista del Consejo Oleícola Internacional* 65:32-39.
- Ciurana, J. & Torrado, L. 1981. *Els olis de Catalunya i la seva cuina*. Barcelona, España: Servei Central de Publicacions de la Generalitat.
- Civantos, L. 2008. «La olivicultura en el mundo y en España». En *El cultivo del olivo*, 6ª ed., editado por Barranco, D., Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Civantos, M. 1999. *Control de plagas y enfermedades del olivar*. Madrid, España: Consejo Oleícola Internacional.
- COI. 2016. *Series estadísticas mundiales del Consejo Oleícola Internacional*.
<http://www.internationaloliveoil.org/estaticos/view/131-world-olive-oil-figures>.
- Corrales, N. & Campos, M. 2004. «Populations, longevity, mortality and fecundity of *Chrysoperla carnea* (Neuroptera, Chrysopidae) from olive-orchards with different agricultural management systems». *Chemosphere* 57(11): 1613-1619.
- Cotes, B., Campos, M., García, P. A., Pascual, F. & Ruano, F. 2011. «Testing the suitability of insect orders as indicators for olive farming systems». *Agricultural and Forest Entomology* 13(4):357-364.
- Cotes, B., Campos, M., Pascual, F. & Ruano, F. 2010. «The ladybeetle community (Coleoptera: Coccinellidae) in southern olive agroecosystems of Spain». *Environmental Entomology* 39(1):79-87.
- Cotes, B., Ruano, F., García, P. A., Pascual, F. & Campos, M. 2009a. «Coccinellid morphospecies as an alternative method for differentiating management regimes in olive orchards». *Ecological Indicators* 9(3):548-555.
- Cotes, B., Castro, J., Cárdenas, M. & Campos, M. 2009b. «Responses of epigeal beetles to the removal of weed cover crops in organic olive orchards». *Bulletin of Insectology* 62(1):47-52.
- Crovetti, A. 1996. «La defensa fitosanitaria. Desarrollo de metodologías y salvaguarda de la producción y del medio ambiente». En *Enciclopedia mundial del olivo*. Madrid, España: International Olive Oil Council.
- Dasmann, R. F. 1968. *A different kind of country*. Londres, Reino Unido: Collier-Macmillan.
- Diekmann, M. 2003. «Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review». *Basic and Applied Ecology* 4:493-506.
- Diekötter, T., Wamser, S., Wolters, V. & Birkhofer, K. 2010. «Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137(1-2):108-112.

- Diez, C. M., Trujillo, I., Martínez-Urdiroz, N., Barranco, D., Rallo, L., Marfil, P. & Gaut, B. S. 2015. «Olive domestication and diversification in the Mediterranean Basin». *New Phytologist* 206(1):436-447.
- Dinis, A. M., Pereira, J. A., Pimenta, M. C., Oliveira, J., Benhadi-Marín, J. & Santos, S. A. P. 2016. «Suppression of *Bactrocera oleae* (Diptera: Tephritidae) pupae by soil arthropods in the olive grove». *Journal of Applied Entomology* 140(9):677-687.
- Dover, J., Sparks, T., Clarke, S., Gobbett, K. & Glossop, S. 2000. «Linear features and butterflies: The importance of green lanes». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 80(3):227-242.
- Duflot, R., Ernoult, A., Aviron, S., Fahrig, L. & Burel, F. 2017. «Relative effects of landscape composition and configuration on multi-habitat gamma diversity in agricultural landscapes». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 241:62-69.
- Elmqvist, T., Folke, C., Nystrom, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B. & Norberg, J. 2003. «Response diversity, ecosystem change, and resilience». *Frontiers in Ecology and the Environment* 1(9):488-494.
- Fahrig, L., Girard, J., Duro, D., Pasher, J., Smith, A., Javorek, S., King, D., Lindsay, K. F., Mitchell, S. & Tischendorf, L. 2015. «Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 200:219-234.
- Fall, P. L., Falconer, S. E. & Lines, L. 2002. «Agricultural intensification and the secondary products revolution along the Jordan Rift». *Human Ecology* 30:455-482.
- FAOSTAT. 2017. «Cultivos». *Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura*. <http://www.fao.org/faostat/es/#data>.
- Feber, R. E., Bell, J., Johnson, P. J., Firbank, L. G. & MacDonald, D. W. 1998. «The Effects of organic farming on surface-active spider (Araneae) assemblages in wheat in southern England, UK». *The Journal of Arachnology* 26(2):190-202.
- Feber, R. E., Firbank, L. G., Johnson, P. J. & MacDonald, D. W. 1997. «The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 64(2):133-139.
- Fernández-Escobar, R., Benlloch, M., Navarro, C. & Martin, G. C. 1992. «The time of floral induction in the olive». *Journal of the American Society for Horticultural Science* 110(2):303-309.
- Fernández-Escobar, R., de la Rosa, R., León, L., Gómez, J. A., Testi, L., Orgaz, F., Gil-Ribes, J. A., Quesada-Moraga, E., Trapero, A. & Msallem, M. 2012. «Sistemas de producción en olivicultura». *Olivae* 118:55-68.
- Fischer, C., Thies, C. & Tschardtke, T. 2011. «Mixed effects of landscape complexity and farming practice on weed seed removal». *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 13(4):297-303.
- Flohre, A., Rudnick, M., Traser, G., Tschardtke, T. & Eggers, T. 2011. «Does soil biota benefit from organic farming in complex vs. simple landscapes?» *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141:210-214.
- Flowerdew, J. R. 1997. «Mammal biodiversity in agricultural habitats». En *Biodiversity and Conservation in Agriculture*, editado por Kirkwood, R. C. Londres, Reino Unido: British Crop Protection Council.
- Francia, J. R., Martínez, A. & Ruiz, S. 2000. «Erosión en suelos de olivar en fuertes pendientes. Comportamiento de distintos manejos de suelo». *Edafología* 7(2):147-155.

- Freemark, K. E. & Kirk, D. A. 2001. «Birds on organic and conventional farms in Ontario: partitioning effects of habitat and practices on species composition and abundance». *Biological Conservation* 101(3):337-350.
- Fuller, R. J., Gregory, R. D., Gibbons, D. W., Marchant, J. H., Wilson, J. D., Baillie, S. R. & Carter, N. 1995. «Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain». *Conservation Biology* 9(6):1425-1441.
- Gabriel, D., Sait, S. M., Kunin, W. E. & Benton, T. G. 2013. «Food production vs. biodiversity: Comparing organic and conventional agriculture». *Journal of Applied Ecology* 50(2):355-564.
- Galili, E., Stanley, D. J., Sharvit, J. & Weinstein-Evron, M. 1997. «Evidence for earliest olive-oil production in submerged settlements off the Carmel Coast, Israel». *Journal of Archeological Science* 24:1141-1150.
- García, C., Pérez, P. P. & Martín, J. M. 2017. «Economía del aceite de oliva». En *El cultivo del olivo*, 7ª ed., editado por Barranco, D., Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Garratt, M. P. D., Senapathi, D., Coston, D. J., Mortimer, S. R. & Potts, S. G. 2017. «The benefits of hedgerows for pollinators and natural enemies depends on hedge quality and landscape context». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 247:363-370.
- Garrido, J. M., Cabezas, C., Jiménez, M. J., Vega, V. & Saavedra, M. 2009. «Revisión de los sistemas de producción de olivar de Andalucía». En *Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía*, editado por Gómez, J. A. Córdoba, España: Instituto Agricultura Sostenible, CSIC.
- Gaston, K. J. & Spicer, J. I. 2004. *Biodiversity: An introduction*. 2ª ed. Oxford, Reino Unido: Blackwell Publisher.
- Gliessman, S. R. 2014. *Field and laboratory investigations in agroecology*. 3ª ed. Boca Raton, Florida: CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Gómez, J. A. 2015. «Procesos erosivos en olivar en Andalucía a diferentes escalas: entendimiento, magnitud, implicaciones e intentos de control». En *IV Jornadas de Ingeniería del Agua. La precipitación y los procesos erosivos*. Córdoba, España: Universidad de Córdoba.
- Gómez, J. A., Llewellyn, C., Basch, G., Sutton, P. B., Dyson, J. S. & Jones, C. A. 2011. «The effects of cover crops and conventional tillage on soil and runoff loss in vineyards and olive groves in several Mediterranean countries». *Soil Use and Management* 27(4):502-514.
- Gómez, J. A., Sobrinho, T. A., Giráldez, J. V. & Fereres, E. 2009. «Soil management effects on runoff, erosion and soil properties in an olive grove of southern Spain». *Soil and Tillage Research* 102(1):5-13.
- Gonçalves, M. F. & Pereira, J. A. 2012. «Abundance and diversity of soil arthropods in the olive grove ecosystem». *Journal of Insect Science* 12(20):1-14.
- González, B., Rodríguez, E., Fernández, F., Civantos, M. & Campos, M. 2004. «Influencia del manejo del suelo en las poblaciones de artrópodos del cultivo del olivo». En *III Jornadas Técnicas del aceite de oliva*. Madrid, España: MEC, INIA.

- Goor, A. & Nurock, M. 1968. *The fruits of the Holy Land*. Jerusalén, Israel Universities Press.
- Green, P. S. 2002. «A revision of *Olea* L. (Oleaceae)». *Kew Bulletin* 57(1):91-140.
- Guzmán-Álvarez, J. R. 2004. *El palimpsesto cultivado. Historia de los paisajes del olivar andaluz*. Editado por la Junta de Andalucía. Sevilla, España: Servicio de Publicaciones y Divulgación.
- Guzmán, G., Foraster, L. & Sánchez, J. L. s. f. *El olivar ecológico*. Sevilla, España: Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía.
- Hald, A. B. 1999. «Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark». *Annals of Applied Biology* 134(3):307-314.
- Hansen, B., Alrøe, H. F. & Kristensen, E. S. 2001. «Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:11-26.
- Haramoto, E. R. & Gallandt, E. R. 2004. «*Brassica* cover cropping for weed management: A review». *Renewable Agriculture and Food Systems* 19(4):187-198.
- Haughton, A. J., Bell, J. R., Boatman, N. D. & Wilcox, A. 1999. «The effects of different rates of the herbicide glyphosate on spiders in arable field margins». *The Journal of Arachnology* 27(1):249-254.
- van der Heijden, M. G. A., Klironomos, J. N., Ursic, M., Moutoglis, P., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Sanders, I. R. & Wiemken, A. 1998. «Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity». *Nature* 396(6706):69-72.
- Heim, G. 1984. «Effect of insecticidal sprays on predators and different arthropods found on olive tree in the north of Lebanon». En *Integrated Pest Control in Olive Orchards*, editado por Cavalloro, R. y Crovetto, A. Pisa, Italia: CEC/FAO/IOBC International Joint Meeting.
- Hendrickx, F., Maelfait, J. P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V. & Bugter, R. 2007. «How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes». *Journal of Applied Ecology* 44(2):340-351.
- Hernández, A. J., Lacasta, C. & Pastor, J. 2005. «Effects of different management practices on soil conservation and soil water in a rainfed olive orchard». *Agricultural Water Management* 77(1-3):232-248.
- Herz, A., Hassan, S. A., Hegazi, E., Khafagi, W. E., Nasr, F. N., Youssef, A. I., Agamy, E., Blibech, I., Ksentini, I., Ksantini, M., Jardak, T., Bento, A., Pereira, J. A., Torres, L., Souliotis, C., Moschos, T. & Milonas, P. 2007. «Egg parasitoids of the genus *Trichogramma* (Hymenoptera, Trichogrammatidae) in olive groves of the Mediterranean region». *Biological Control* 40(1):48-56.
- Hinsley, S. A. & Bellamy, P. E. 2000. «The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review». *Journal of Environmental Management* 60(1):33-49.
- 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(1):113-130.

- Holland, J. M. & Fahrig, L. 2000. «Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: A landscape-scale analysis». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78(2):115-122.
- Holland, J. M., Storkey, J., Lutman, P. J. W., Birkett, T. C., Simper, J. & Aebischer, N. J. 2014. «Utilisation of agri-environment scheme habitats to enhance invertebrate ecosystem service providers». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 183:103-109.
- Holt, E. A. & Miller, S. W. 2010. «Bioindicators: Using organisms to measure environmental impacts». *Nature Education Knowledge* 3(10):8.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. 2010. «How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids?» *Journal of Animal Ecology* 79(2):491-500.
- Inclán, D. J., Cerretti, P., Gabriel, D., Benton, T. G., Sait, S. M., Kunin, W. E., Gillespie, M. A. K. & Marini, L. 2015. «Organic farming enhances parasitoid diversity at the local and landscape scales». *Journal of Applied Ecology* 52(4):1102-1109.
- Janick, J. 2007. «Fruits of the Bibles». *HortScience* 42(5):1072-1076.
- Jeffries, M. J. 1997. *Biodiversity and conservation*. Londres, Reino Unido: Routledge.
- Jenkins, R. E. 1978. «Heritage classification: the elements of ecological diversity». *Nature Conservancy News* 28(1):24-25.
- Jenkins, R. E. 1985. «Information methods: why the heritage programs work». *Nature Conservancy News* 35(6):21-23.
- Jerez-Valle, C., García, P. A., Campos, M. & Pascual, F. 2014. «A simple bioindication method to discriminate olive orchard management types using the soil arthropod fauna». *Applied Soil Ecology* 76:42-51.
- Jerez-Valle, C., García, P. A., Campos, M. & Pascual, F. 2015. «Methodological considerations in discriminating olive-orchard management type using olive-canopy arthropod fauna at the level of order». *Spanish Journal of Agricultural Research* 13(4): e0304.
- Joyce, K. A., Holland, J. M. & Doncaster, C. P. 1999. «Influences of hedgerow intersections and gaps on the movement of carabid beetles». *Bulletin of Entomological Research* 6:523-531.
- Junta de Andalucía. 2008. *El sector del aceite de oliva y de la aceituna de mesa en Andalucía*. Sevilla, España: Servicio de Publicaciones y Divulgación.
- Junta de Andalucía. 2010. *El olivar andaluz*. Sevilla, España: Servicio de Publicaciones y Divulgación.
- Junta de Andalucía. 2017. *Avance de superficies y producciones*. Sevilla, España: Servicio de Publicaciones y Divulgación.
- Kaniewski, D., Van Campo, E., Boiy, T., Terral, J. F., Khadari, B. & Besnard, G. 2012. «Primary domestication and early uses of the emblematic olive tree: Palaeobotanical, historical and molecular evidence from the Middle East». *Biological Reviews* 87(4):885-899.
- Kaniewski, D., Paulissen, E., Campo, E. V., Lerberghe, K. V. & Waelkens, M. 2009. «Wild or cultivated *Olea*

- europaea* L. in the eastern Mediterranean during the middle – late Holocene? A pollen-numerical approach». *The Holocene* 19(7):1039-1047.
- Knapp, M. & Řezáč, M. 2015. «Even the smallest non-crop habitat islands could be beneficial: Distribution of carabid beetles and spiders in agricultural landscape». *PLoS ONE* 10(4):1-20.
- Kragten, S., Tamis, W. L. M., Gertenaar, E., Midcap Ramiro, S. M., Van Der Poll, R. J., Wang, J. & De Snoo, G. R. 2011. «Abundance of invertebrate prey for birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands». *Bird Conservation International* 21:1-11.
- Krebs, J. R., Wilson, J. D., Bradbury, R. B. & Siriwardena, G. M. 1999. «The second Silent Spring?» *Nature* 400:611-12.
- Kuuluvainen, T. 2009. «Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in northern Europe: the complexity challenge». *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 38(6):309-315.
- Lavee, S., Harshemesh, H. & Avidan, N. 1986. «Endogenous control of alternate bearing. Possible involvement of phenolic acids». *Olea* 17:61-66.
- Lawton, J. H. 1995. «The response of insects to environmental change». En *Insects in a changing environment*, editado por Harrington, R. & Stork, N. Londres, Reino Unido: Academic Press.
- Liebman, M. & Mohler, C. L. 2001. «Weeds and the soil environment». En *Ecological management of agricultural weeds*, editado por Liebman, M., Mohler, C. L. & Staver, C. P. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Lipshchitz, N., Gophna, R., Hartman, M. & Biger, G. 1991. «The beginning of olive (*Olea europaea*) cultivation in the Old World: a reassessment». *Journal of Archeological Science* 18:441-453.
- López-Cuervo, S. 1990. «La erosión en los suelos agrícolas y forestales de Andalucía». En *Colección Congresos y Jornadas*, nº 17/1990. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Schmid, B., Grime, J. P., Tilman, D., Hector, A., Hooper, D. U. & Wardle, D. A. 2011. «Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges». *Science* 294:804-808.
- Lovejoy, T. E. & Oren, D. C. 1981. «Minimum critical size of ecosystems». En *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*, editado por Burgess, R. L. & Sharpe, D. M. New York, EE. UU.: Springer-Verlag.
- Lovell, J. L., Meadows, J. & Jacobsen, E. 2010. «Upland olive domestication in the Chalcolithic period: new 14C determinations from El-Khawarij (Ajlun), Jordan». *Radiocarbon* 52(2):364-371.
- Lucena, B., Manrique, T. & Méndez, M. Á. 2017. «La olivicultura en el mundo y en España». En *El cultivo del olivo*, 7ª ed., editado por Barranco, D., Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Lüscher, G., Jeanneret, P., Schneider, M. K., Turnbull, L. A., Arndorfer, M., Balázs, K., Báldi, A., Bailey, D., Bernhardt, K. G., Choisis, J. P., Elek, Z., Frank, T., Friedel, J. K., Kainz, M., Kovács-Hostyánszki, A., Oschatz, M. L., Paoletti, M. G., Papaja-Hülsbergen, S., Sarthou, J. P., Siebrecht, N., Wolfrum, S. &

- Herzog, F. 2014. «Responses of plants, earthworms, spiders and bees to geographic location, agricultural management and surrounding landscape in European arable fields». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 186:124-134.
- MAPAMA. 2016. *Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos*. Madrid, España: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.
<http://www.mapama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/esyrce/>.
- Margalef, R. 1997. «Our biosphere». En *Excellence in Ecology Book 10*, editado por Kinne, O. L. Oldendorf/Luhe, Alemania: International Ecology Institute.
- Markert, B. 2008. «From biomonitoring to integrated observation of the environment - The multi-markered bioindication concept». *Ecological Chemistry and Engineering S* 15(3):315-333.
- Markert, B., Wappelhorst, O., Weckert, V., Herpin, U., Siewers, U., Friese, K. & Breulmann, G. 1999. «The use of bioindicators for monitoring the heavy-metal status of the environment». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 240(2):425-429.
- Markert, B., Wünschmann, S., Diatta, J. & Chudzińska, E. 2012. «Innowacyjna obserwacja środowiska – bioindykatory, biomonitoring: definicje, strategie i zastosowania». *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 53:115-152.
- Marshall, E. J. P. & Moonen, A. C. 2002. «Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89(1):5-21.
- Martínez, J. R. & Villarino, A. 2005. «El aceite de oliva en España: una breve historia». En *El aceite de oliva y la dieta mediterránea. Nutrición y salud*, editado por Pinto, J. A. & Martínez, J. R. Madrid, España: Consejería de Sanidad y Consumo de la Comunidad de Madrid.
- Martínez, P. 2010. «Sistemas de cultivo. Factores agronómicos, climático-ambientales, técnicos y socioculturales». En *El aceite de oliva virgen: tesoro de Andalucía*, editado por Fernández, A. & Segura, A. Málaga, España: Servicio de publicaciones de la Fundación Unicaja.
- McEwen, P. K. & Ruiz, J. 1994. «Relationship between non-olive vegetation and green lacewing eggs in a Spanish olive orchard». *Antenna* 18:148-150.
- McGeoch, M. A. 1998. «The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators». *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 73(2):181-201.
- Mclaughlin, A. & Mineau, P. 1995. «The impact of agricultural practices on biodiversity». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55(1):201-212.
- MEC. 2016. *Estrategia española de Bioeconomía: Horizonte 2030*. Madrid, España: Ministerio de Economía y Competitividad.
- Moldenke, H. N. 1954. «The economic plants of the Bible». *Economic Botany* 8(2):152-163.
- Moldenke, H. N. & Moldenke, A. L. 1952. *Plants of the Bible*. New York, EE. UU.: Roland Press.
- Moreby, S. J., Aebischer, N. J., Southway, S. E. & Sotherton, N. W. 1994. «A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England». *Annals of Applied Biology* 124(1):13-27.

- Moreno, C. E., Sánchez-Rojas, G., Pineda, E. & Escobar, F. 2007. «Shortcuts for biodiversity evaluation: a review of terminology and recommendations for the use of target groups, bioindicators and surrogates». *International Journal of Environment and Health* 1(1):71.
- Mori, A. S., Lertzman, K. P. & Gustafsson, L. 2017. «Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: A research agenda for applied forest ecology». *Journal of Applied Ecology* 54(1):12-27.
- Morris, T. & Campos, M. 1999. «Entomofauna depredadora del suelo del olivar». *Zoologia baetica* 10:149-160.
- Morris, T., Campos, M., Kidd, N. A. C., Jervis, M. A. & Symondson, W. O. C. 1999. «Dynamics of the predatory arthropod community in Spanish olive groves». *Agricultural and Forest Entomology* 1(3):219-228.
- Mueller, P. 1980. *Biogeographie*. Stuttgart, Alemania: UTB, Ulmer-Verlag.
- Naciones Unidas. 1992. *Convenio sobre diversidad biológica*. Río de Janeiro, Brasil.
- Navarro, C., Hidalgo, J. C. & Gómez, M. 2017. «Sistema de plantación». En *El cultivo del olivo*, 7ª ed., editado por Barranco, D., Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Navarro, C. & Parra, M. Á. 2001. «Plantación». En *El cultivo del olivo*, 4ª ed., editado por Barranco, D., Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Noss, R. F. 1992. «Issues of scale in conservation biology». En *Conservation Biology: The theory and practice of nature conservation, preservation and management*, editado por Fieldler, P. L. y Jain, S. K. New York: Chapman & Hall.
- OCDE. 1999a. «Environmental Indicators for Agriculture». *Volume 1. Concepts and Framework*. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos. París, Francia: OECD Publishing.
- OCDE. 1999b. «Environmental Indicators for Agriculture». *Volume 2. Issues and Design*. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos. París, Francia: OECD Publishing.
- OCDE. 2001. «Environmental indicators for agriculture. Methods and Results». *Volumen 3. Agriculture and Food*. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos. París, Francia: OECD Publishing.
- OCDE. 2013. «OECD Compendium of Agri-environmental Indicators». Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos. París, Francia: OECD Publishing.
- Oliveros, M. T. & Jordana, J. 1968. *La agricultura en tiempos de los Reyes Católicos*. Editado por INIA. Madrid, España: Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias.
- Ordóñez-Fernández, R., Repullo-Ruibérriz, M. A., Román-Vázquez, J., González-Fernández, P. & Carbonell-Bojollo, R. 2015. «Macronutrients released during the decomposition of pruning residues used as plant cover and their effect on soil fertility». *The Journal of Agricultural Science* 153(4):615-630.
- Östman, Ö., Ekbom, B., Bengtsson, J. & Weibull, A. C. 2001. «Landscape complexity and farming practice influence the condition of polyphagous carabid beetles». *Ecological Applications* 11(2):480-488.
- Paoletti, M. G. 2001a. «Biodiversity in agroecosystems and bioindicators of environmental health». En *Structure and function in agroecosystem design and management*, editado por Shiyomi, M. & Koizumi, H. Boca Raton, Florida, EE. UU.: CRC Press, Taylor & Francis Group.

- Paoletti, M.G. 2001b. *Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes*. 2ª ed. Amsterdam, Países Bajos: Elsevier.
- Paredes, D., Batuecas, I., Cayuela, L. & Campos, M. 2014. «*Anthocoris nemoralis*: un nuevo aliado en el control biológico por conservación de la generación antófaga de la plaga del olivo *Prays oleae*». *Agroecología* 9(1):79-84.
- Paredes, D. & Campos, M. 2014. «La vegetación nativa y el control de plagas en el olivar». *Fruticultura* 34:2-8.
- 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.
- Pascual, S., Cobos, G., Seris, E. & González-Núñez, M. 2010. «Effects of processed kaolin on pests and non-target arthropods in a Spanish olive grove». *Journal of Pest Science* 83(2):121-33.
- Pastor, M. & Alarcón, R. 2003. «La producción integrada en el olivar». *Boletín de la Asociación Técnica de Producción Integrada de Olivar* 1:4-5.
- Pastor, M., Castro, J. & Humanes, M. D. 1996. *Criterios para la elección de sistemas de cultivo en el olivar*. 3ª ed. editado por la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía. Sevilla, España: Servicio de publicaciones y divulgación.
- Pastor, M., Humanes, J., Vega, V. & Castro, J. 2001. *Diseño y manejo de plantaciones de olivar*. Editado por la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía. Sevilla, España: Servicio de publicaciones y divulgación.
- Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I., Clark, T. D., Colwell, R. K., Danielsen, F., Evengård, B., Falconi, L., Ferrier, S., Frusher, S., Garcia, R. A., Griffis, R. B., Hobday, A. J., Janion-Scheepers, C., Jarzyna, M. A., Jennings, S., Lenoir, J., Linnetved, H. I., Martin, V. Y., McCormack, P. C., McDonald, J., Mitchell, N. J., Mustonen, T., Pandolfi, J. M., Pettoelli, N., Popova, E., Robinson, S. A., Scheffers, B. R., Shaw, J. D., Sorte, C. J. B., Strugnell, J. M., Sunday, J. M., Tuanmu, M., Vergés, A., Villanueva, C., Wernberg, T., Wapstra, E. & Williams, S. E. 2017. «Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being». *Science* 355:eaai9214.
- Pereira, J. A., Bento, A., Cabanas, J. E., Torres, L. M., Herz, A. & Hassan, S. A. 2004. «Ants as predators of the egg parasitoid *Trichogramma cacoeciae* (Hymenoptera: Trichogrammatidae) applied for biological control of the olive moth, *Prays oleae* (Lepidoptera: Plutellidae) in Portugal». *Biocontrol Science and Technology* 14(7):653-664.
- Pizzolotto, R., Mazzei, A., Belfiore, T., Bonacci, T., Odoguardi, R., Scalercio, S., Iannotta, N. & Brandmayr, P. 2009. «Biodiversità dei Coleotteri Carabidi (Coleoptera: Carabidae) nell'agroecosistema oliveto in Calabria». *Entomologica: Annali di Entomologia Generale ed Applicata* 41(41):5-11.
- Ponce, C., Bravo, C., García de León, D., Magaña, M. & Alonso, J. C. 2011. «Effects of organic farming on plant and arthropod communities: A case study in Mediterranean dryland cereal». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141(1-2):193-201.
- Porcel, M., Cotes, B., Castro, J. & Campos, M. 2017. «The effect of resident vegetation cover on abundance and diversity of green lacewings (Neuroptera: Chrysopidae) on olive trees». *Journal of Pest Science* 90(1):195-206.

- Porcel, M., Ruano, F., Cotes, B., Peña, A. & Campos, M. 2013. «Agricultural management systems affect the green lacewing community (Neuroptera: Chrysopidae) in olive orchards in southern Spain». *Environmental Entomology* 42(1):97-106.
- Puech, C., Baudry, J., Joannon, A., Poggi, S. & Aviron, S. 2014. «Organic vs. conventional farming dichotomy: Does it make sense for natural enemies?» *Agriculture, Ecosystems and Environment* 194:48-57.
- Rallo, L. & Cuevas, J. 2017. «Fructificación y producción». En *El cultivo del olivo*, 7ª ed., editado por Barranco, D., Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Ramírez-García, J., Carrillo, J. M., Ruiz, M., Alonso-Ayuso, M. & Quemada, M. 2015. «Multicriteria decision analysis applied to cover crops species and cultivars selection». *Field Crops Research* 175:106-115.
- Ramsden, M. W., Menéndez, R., Leather, S. R. & Wäckers, F. 2015. «Optimizing field margins for biocontrol services: The relative role of aphid abundance, annual floral resources, and overwinter habitat in enhancing aphid natural enemies». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 199:94-104.
- Rapoport, H. F. & Moreno-Alias, I. 2017. «Botánica y morfología». En *El cultivo del olivo*, 7ª ed., editado por Barranco, D., Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Redolfi, I., Ruano, F., Tinaut, A., Pascual, F. & Campos, M. 2005. «Distribución espacial y permanencia temporal de hormigueros en el agrosistema del olivo en Granada, España». *Ecología Aplicada* 4:71-76.
- Redolfi, I., Tinaut, A., Pascual, F. & Campos, M. 1999. «Qualitative aspects of myrmecocanosis (Hym., Formicidae) in olive orchards with different agricultural management in Spain». *Journal of Applied Entomology* 123:621-627.
- Rei, F. T., Campos, M. & Torres, L. M. 2010. «Beneficial arthropods in olive tree canopy». *Integrated protection of olive crops. IOBC/wprs Bulletin* 53:117-127.
- Repullo, M. A., Carbonell, R., Hidalgo, J. C., Rodríguez-Lizana, A. & Ordóñez, R. 2012. «Using olive pruning residues to cover soil and improve fertility». *Soil and Tillage Research* 124:36-46.
- Rhizopoulou, S. 2007. «*Olea europaea* L. A botanical contribution to culture». *American-Eurasian Journal of Agricultural and Environmental Sciences* 2(4):382-387.
- Riddle, J. M. 2013. *Dioscorides on Pharmacy and Medicine*. Texas, EE. UU.: University of Texas Press.
- Rodríguez-Ariza, M. O. & Montes-Moya, E. 2007. «Origen y domesticación del olivo en Andalucía (España) a partir de los hallazgos arqueológicos de *Olea europea* L.». En *I Congreso de Historia del Olivo*. Jaén, España: Instituto de Estudios Gienenses.
- Rodríguez, E., Peña, A., Sánchez, A. J. & Campos, M. 2003. «Evaluation of the effect on arthropod populations by using deltamethrin to control *Phloeotribus scarabaeoides* Bern. (Coleoptera: Scolytidae) in olive orchards». *Chemosphere* 52(1):127-134.
- Roschewitz, I., Gabriel, D., Tschardt, T. & Thies, C. 2005. «The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming». *Journal of Applied Ecology* 42(5):873-882.

- Rotchés-Ribalta, R., Blanco-Moreno, J. M., Armengot, L., Chamorro, L. & Sans, F. X. 2015. «Both farming practices and landscape characteristics determine the diversity of characteristic and rare arable weeds in organically managed fields». *Applied Vegetation Science* 18(3):423-431.
- Ruano, F., Lozano, C., García, P. A., Peña, A., Tinaut, A., Pascual, F. & Campos, M. 2004. «Use of arthropods for the evaluation of the olive-orchard management regimes». *Agricultural and Forest Entomology* 6(2):111-120.
- Ruano, F., Lozano, C., Tinaut, A., Peña, A., Pascual, F., García, P. & Campos, M. 2001. «Impact of pesticides on beneficial arthropod fauna of olive groves». *Pesticides and Beneficial Organisms IOBC/wprs Bulletin* 24(4):113-120.
- Ruiz, A. 1951. *Fauna entomológica del olivo en España. II (Hemiptera, Lepidoptera y Thysanoptera)*. Madrid, España: Instituto Español de Entomología.
- Ruiz, M. 2009. «Estudio de la comunidad de artrópodos de olivares de la provincia de Jaén». Universidad de Jaén. Tesis doctoral.
- Ruiz, M. & Montiel, A. 2000. «Introducción al conocimiento de la entomofauna del olivar en la provincia de Jaén. Aspectos cualitativos (I)». *Boletín de Sanidad Vegetal* 26:129-147.
- Ruiz, M. & Montiel, A. 2001. «Introducción al conocimiento de la entomofauna del olivar en la provincia de Jaén. Aspectos cuantitativos (II)». *Boletín de Sanidad Vegetal* 27:531-560.
- Rydberg, N. T. & Milberg, P. 2000. «A survey of weeds in organic farming in Sweden». *Biological Agriculture & Horticulture* 18(2):175-185.
- Saavedra, M. & Pastor, M. 2002. *Sistemas de cultivo en el olivar. Manejo de malas hierbas y herbicidas*. Valencia, España: Editorial Agrícola Española, S. A.
- Saavedra, M., Pedraza, V. & Alcántara, C. 2016. *Implantación y manejo de Sinapis alba subsp. mairei para cubierta vegetal y biofumigación*. Editado por la Junta de Andalucía, Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera. Córdoba, España: Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural.
- Säle, V., Aguilera, P., Laczko, E., Mäder, P., Berner, A., Zihlmann, U., van der Heijden, M. G. A. & Oehl, F. 2015. «Impact of conservation tillage and organic farming on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi». *Soil Biology and Biochemistry* 84:38-52.
- Sánchez, J. 2004. «Influencia del manejo del olivar en el desarrollo de cubierta vegetal y en la presencia de entomofauna útil para el control de *Bactrocera oleae* (Gmel.)». Universidad de Córdoba. Tesis doctoral.
- Sans, F. X. 2007. «La diversidad de los agroecosistemas». *Ecosistemas* 16(1):44-49.
- Santana, J., Reino, L., Stodate, C., Moreira, F., Ribeiro, P. F., Santos, J. L., Rotenberry, J. T. & Beja, P. 2017. «Combined effects of landscape composition and heterogeneity on farmland avian diversity». *Ecology and Evolution* 7(4):1212-1223.
- Santos, S. A. P., Cabanas, J. E. & Pereira, J. A. 2007a. «Abundance and diversity of soil arthropods in olive grove ecosystem (Portugal): Effect of pitfall trap type». *European Journal of Soil Biology* 43(2):77-83.
- Santos, S. A. P., Pereira, J. A., Raimundo, A., Torres, L. M. & Nogueira, A. J. A. 2010. «Response of

- coccinellid community to the dimethoate application in olive groves in northeastern Portugal». *Spanish Journal of Agricultural Research* 8(1):126-134.
- Santos, S. A. P., Pereira, J. A., Torres, L. M. & Nogueira, A. J. A. 2007b. «Evaluation of the effects, on canopy arthropods, of two agricultural management systems to control pests in olive groves from north-east of Portugal.» *Chemosphere* 67(1):131-139.
- Santos, S. A. P., Raimundo, A., Bento, A. & Pereira, J. A. 2012. «Species abundance patterns of coccinellid communities associated with olive, chestnut and almond crops in north-eastern Portugal.» *Agricultural and Forest Entomology* 14(4):376-382.
- Schweiger, O., Maelfait, J. P., Van Wingerden, W., Hendrickx, F., Billeter, R., Speelmans, M., Augenstein, I., Aukema, B., Aviron, S., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Frenzel, M., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M. & Bugter, R. 2005. «Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales.» *Journal of Applied Ecology* 42(6):1129-1139.
- Sibbett, G. S. & Osgood, J. 2005. «Site selection and preparation, tree spacing and design, planting, and initial training». En *Olive production manual*, editado por Sibbett, G. S. & Ferguson, L. California, EE. UU.: University of California, Agriculture and Natural Resources.
- Siddig, A. A. H., Ellison, A. M., Ochs, A., Villar-Leeman, C. & Lau, M. K. 2016. «How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators». *Ecological Indicators* 60:223-230.
- de Snoo, G. R. 1999. «Unsprayed field margins: Effects on environment, biodiversity and agricultural practice». *Landscape and Urban Planning* 46:151-160.
- Sotherton, N. W. & Self, M. J. 2000. «Changes in plant and arthropod diversity on lowland farmland: an overview». En *The ecology and conservation of lowland farmland birds*, editado por Aebischer, N. J. Evans, A. D., Grice, P. V. & Vickery, J. A. London, Reino Unido: British Ornithologists' Union.
- Steubing, L. 1982. «Problems of bioindications and the necessity of standardization». En *Monitoring of air pollutants by plants methods and problems*, editado por Steubing, L. & Jäger, H. J. Londres, Reino Unido: Springer Netherlands.
- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., de Snoo, G. R. & Eden, P. 2001. «Ecological impacts of arable intensification in Europe». *Journal of Environmental Management* 63:337-365.
- Stöcker, G. 1980. «Zu einigen theoretischen und methodischen Aspekten der Bioindication». En *Methodischen und theoretischen Grundlagen der Bioindication*, editado por Schubert, R. & Schuh, J. Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg. Wissenschaftliche Beiträge.
- Takacs, D. 1996. *The idea of biodiversity. Philosophies of paradise*. Baltimore, EE. UU.: Johns Hopkins University Press.
- Terral, J. F., Alonso, N., Buxó, R., Chatti, N., Fabre, L., Fiorentino, G., Marival, P., Pérez, G., Pradat, B., Rovira, N. & Alibert, P. 2004. «Historical biogeography of olive domestication (*Olea europaea*, L.) as revealed by geometrical morphometry applied to biological and archaeological material». *Journal of Biogeography* 31:63-77.

- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R. & Polasky, S. 2002. «Agricultural sustainability and intensive production practices». *Nature* 418(8):671-677.
- Toledo, V. 1994. «La diversidad biológica de México». *Ciencias* 34:43-59.
- Trujillo, I., Ojeda, M. A., Urdirroz, N. M., Potter, D., Barranco, D., Rallo, L. & Diez, C. M. 2014. «Identification of the Worldwide Olive Germplasm Bank of Córdoba (Spain) using SSR and morphological markers». *Tree genetics & genomes* 10(1):141-155.
- Tzanakakis, M. E. 2006. *Insects and mites feeding in olive. Distribution, importance, habits, seasonal development, and dormancy*. Leiden, Boston, EE. UU.: Applied Entomology Library I. Brill.
- Uceda, M., Aguilera, M. P., Jiménez, A. & Beltrán, G. 2010. «Variedades del olivo y aceituna. Tipos de aceites». En *El aceite de oliva virgen: tesoro de Andalucía*, editado por Fernández, A. & Segura, A. Málaga, España: Servicio de Publicaciones de la Fundación Unicaja.
- Vargas, P. & Talavera, S. 2012. «*Oleae*, L.» En *Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol XI, Gentianaceae-Boraginaceae*, editado por Talavera, S., Andrés, C., Arista, M., Fernández-Piedra, M. P., Gallego, M. J., Ortiz, P. L., Romero, C., Salgueiro, F. J., Silvesre, S. & Quintanar, A. Madrid: Real Jardín Botánico, CSIC.
- Viggiani, G. 1986. «La protection phytosanitaire en oléiculture». En *Traité d'entomologie oléicole*. Madrid, España: International Olive Council.
- Vilar, J. 2017. «Evolución y retos futuros del sector oleícola internacional». *Olimerca* 1:12-14.
- Villalba, F., Becerra, F. & Expósito, E. 2010. «Aspectos socioeconómicos del aceite de oliva en Andalucía». En *El aceite de oliva virgen: tesoro de Andalucía*, editado por Fernández, A. & Segura, A. Málaga, España: Servicio de Publicaciones de la Fundación Unicaja.
- Villalobos, F. J. & López-Bernal, Á. 2017. «Clima». En *El cultivo del olivo*, 7ª ed., editado por Barranco, D., Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Weibull, A. C., Bengtsson, J. & Nohlgren, E. 2000. «Diversity of butterflies in the agricultural landscape: Role of farming system and landscape heterogeneity». *Ecography* 23(6):743-750.
- Wilcox, B. 1984. «In situ conservation of genetic resources: determinants of minimum area requirements». En *Conservation, and development: The role of protected areas in sustaining society, Proceedings of the World Congress on National Parks, Bali, Indonesia*, editado por McNeeley, J. A. & Miller, K. R. Washington, DC, EE. UU.: Smithsonian Institution Press.
- Wiłkomirski, B. 2013. «History of bioindication». *Monitoring* 14:137-142.
- Wilson, E. O. 1988. *Biodiversity*. Editado por Wilson, E. O. & Peter, F. M. Washington, DC, EE. UU.: The National Academies Press.
- Wilson, E. O. 1997. «Introduction». En *Biodiversity II: understanding and protecting our biological resources*, editado por Reaka-Kudla, M. L., Wilson, D. E. & Wilson, E. O. Washington, DC, EE. UU.: Joseph Henry Press.
- Winqvist, C., Ahnström, J. & Bengtsson, J. 2012. «Effects of organic farming on biodiversity and ecosystem services: Taking landscape complexity into account». *Annals of the New York Academy of Sciences* 1249(1):191-203.

- Winqvist, C., Bengtsson, J., Aavik, T., Berendse, F., Clement, L. W., Eggers, S., Fischer, C., Flohre, A., Geiger, F., Liira, J., Pärt, T., Thies, C., Tschardtke, T., Weisser, W. W. & Bommarco, R. 2011. «Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe». *Journal of Applied Ecology* 48(3):570-579.
- Winston, M. L. 1997. *Nature Wars. People vs. Pests*. Cambridge, Reino Unido: Harvard University Press.
- Wolfe, D. 2007. «Summer covers relieve compaction». En *Managing cover crops profitably*, editado por Clark, A. Maryland, EE. UU.: Sustainable Agriculture Research and Education.
- Yeates, G. W., Bardgett, R. D., Cook, R., Hobbs, P. J., Bowling, P. J. & Potter, J. F. 1997. «Faunal and microbial diversity in three welsh grassland soils under conventional and organic management regimes». *Journal of Applied Ecology* 34(2):453-470.
- Zohary, D., Hopf, M. & Weiss, E. 2012. *Domestication of plants in the Old World: The origin and spread of cultivated plants in southwest Asia, Europe, and the Mediterranean Basin*. 4ª ed. Oxford, Reino Unido: Oxford University Press.
- Zohary, D. & Spiegel-Roy, P. 1975. «Beginnings of fruit growing in the Old World». *Science* 187(4174):319-327.

II. OBJETIVOS

II. OBJETIVOS

Los objetivos generales de este trabajo son:

- A. Determinar los elementos espacio-temporales en el agroecosistema del olivo, con objeto de caracterizar su artropodofauna en función del tipo de manejo agronómico. Se propone el estudio de diferentes estratos dentro del agroecosistema del olivar mediante distintas técnicas de muestreo, para conseguir una imagen lo más completa posible de la comunidad de artrópodos del mismo.
- B. Identificar y cuantificar la biodiversidad de la artropodofauna inherente a los olivares en función del tipo de manejo, con el objetivo de establecer el índice o estimador más apropiado y fiable para evaluar el tipo de gestión agronómica del olivar. Se propone el estudio desde diferentes puntos de vista de la artropodofauna del olivo con el fin de establecer y desarrollar una metodología adecuada en el contexto de la bioindicación, que permita en un futuro realizar un seguimiento de olivares en recuperación o evaluar el impacto y la eficacia de las diferentes estrategias de conservación para mejorar la calidad ambiental de un determinado olivar.
- C. Determinar las estrategias de muestreo óptimas para realizar un estudio de la artropodofauna del olivar a nivel taxonómico alto como es el de orden. Se plantea la necesidad de caracterizar el esfuerzo muestral mediante el empleo de curvas de acumulación, así como de evaluar la influencia de las características de las distintas fechas de muestreo desde diferentes puntos de vista como la fenología del olivo o las condiciones meteorológicas.
- D. Evaluar la utilidad y eficacia del nivel taxonómico de orden para cumplir con el resto de objetivos generales. Se plantea la necesidad de llevar a cabo estudios a niveles taxonómicos altos que permitan en el futuro desarrollar bioindicadores que sean asequibles para cualquier persona, especialmente los técnicos de campo, sin necesidad de que tenga conocimientos taxonómicos profundos de cada grupo.
- E. Determinar la utilidad de la construcción de curvas de acumulación y de rarefacción para caracterizar la comunidad de artrópodos y evaluar diferentes consideraciones procedimentales con objeto de desarrollar un método fiable y eficaz. Se propone el estudio de la comunidad de artrópodos desde la metodología propia de las curvas de acumulación y rarefacción y se evalúan las diferentes posibilidades en cuanto al método y las características del conjunto de datos para aumentar la eficacia del procedimiento (diferentes funciones de ajuste, consideración de datos de abundancia o incidencia, etc.).
- F. Desarrollar y poner a punto la metodología relacionada con los análisis discriminantes para mejorar el nivel de acierto, considerando no sólo las funciones empleadas sino también las características del conjunto de datos. Partimos de la base de que no todos los grupos aportan información útil para discriminar entre tipos de manejo, por lo que es necesario dilucidar qué propiedades debe tener el conjunto de datos para alcanzar los mejores resultados posibles.

III. METODOLOGÍA

MATERIALES Y MÉTODOS GENERALES

1. ÁREA DE ESTUDIO Y DISEÑO EXPERIMENTAL

1.1. Área de estudio y parcelas seleccionadas

Comarca de los Montes Orientales

Los estudios recogidos en esta tesis doctoral se han realizado en olivares de la comarca de los Montes Orientales, situados entre las provincias de Granada y Jaén (Andalucía, España), concretamente en los términos municipales de Píñar, Montejícar, Dehesas Viejas, Domingo Pérez, Torre Cardela, Guadahortuna y Huelma (siendo este último municipio el único perteneciente a la provincia de Jaén). Está situada en su totalidad en el dominio geológico Subbético, limitando marginalmente por el sur con la depresión de Granada y las sierras de Elvira y Colomera y rodeada por Sierra Arana (este), Sierra de Huétor-Santillán (sureste), Sierra de Parapanda (oeste) y la Sierra de Coloma (norte) ya en Jaén. Se trata de un área relativamente homogénea, con una altitud comprendida entre los 960 y 1130 msnm. Se encuentra a unos 30 km al norte de la ciudad de Granada (Figura III.1) y representa la comarca con mayor tradición olivarera de la provincia (Guzmán & Alonso, 2004; Licerias, 1992). La principal actividad económica de la comarca es la agricultura, destacando el cultivo de cereales y otras herbáceas, así como el olivo de entre los cultivos leñosos, junto con el almendro. La variedad dominante en la zona es “Picual” frecuentemente bajo sistemas productivos convencionales e intensivos.

Climáticamente el área de los Montes Orientales presenta la transición entre las

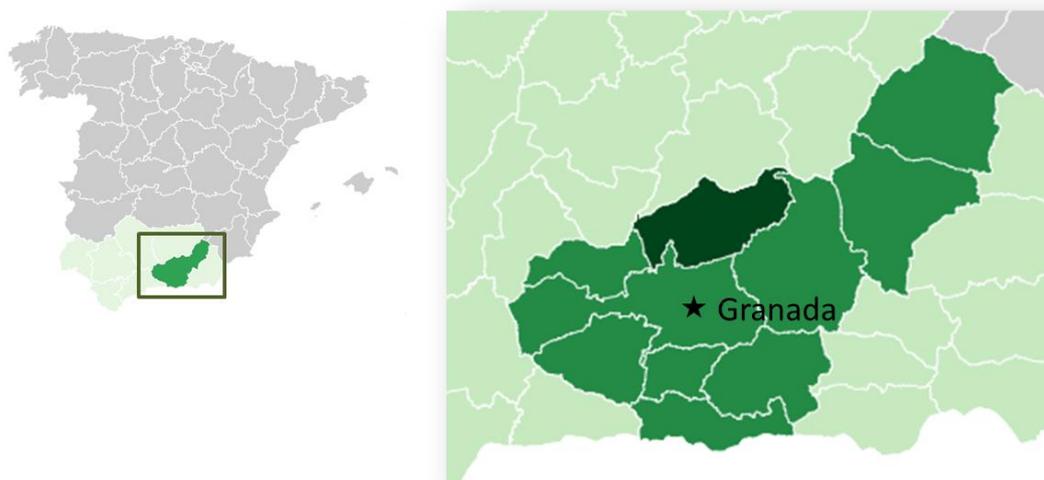


Figura III.1. Mapa de localización de la comarca de los Montes Orientales, al sur de España, en la provincia de Granada a unos 30 km al norte de la capital. *Fuente: elaboración propia.*

altiplanicies del nordeste de la provincia (frías y secas) y las depresiones centrales más bajas, como la Vega de Granada. El clima es mediterráneo continental extremo, con inviernos largos y fríos y veranos calurosos e igualmente largos. La pluviometría media no suele alcanzar los 600 mm anuales acumulándose la mayor parte de las precipitaciones entre los meses de octubre a mayo, produciéndose por lo general una fuerte sequía estival. Los inviernos son generalmente fríos, registrándose con frecuencia heladas en enero o en febrero. En los meses de verano se suavizan notablemente las temperaturas, siendo julio y agosto los meses más cálidos (Rodríguez, 1985).

Parcelas seleccionadas y tipos de manejo

A lo largo del estudio se han muestreado un total de 12 parcelas de olivar distribuidas en un área de aproximadamente 22 km de este a oeste y 18 km de norte a sur, pertenecientes a cuatro tipos de manejo diferentes: ecológico, integrado, convencional de no laboreo y convencional de laboreo tradicional, cuyas particularidades se resumen en la Tabla III.1. En la Figura III.2 se muestra la localización geográfica de dichas parcelas y en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** una fotografía aérea de las mismas. En términos generales, éstas son las características de cada uno de los grupos en las que se clasificaron:

| Parcela | Regadío | Altitud (msnm) | Municipio (Provincia) | Superficie (ha) | Pendiente media | Nº de olivos |
|---------|---------|----------------|-----------------------|-----------------|-----------------|--------------|
| ECO 1 | Si | 1.130 | Píñar (GR) | 4,1 | 20,6 % | 655 |
| ECO 2 | No | 1.110 | Torre Cardela (GR) | 6,9 | 9,2 % | 858 |
| ECO 3 | No | 1.120 | Torre Cardela (GR) | 11,9 | 11,5 % | 1.486 |
| INT 1 | No | 1.030 | Dehesas Viejas (GR) | 8,0 | 5,3 % | 1.001 |
| INT 2 | No | 1.040 | Domingo Pérez (GR) | 4,3 | - | 436 |
| INT 3 | No | 1.090 | Montejícar (GR) | 27,4 | 9,4 % | 2.821 |
| CNL 1 | Si | 960 | Huelma (J) | 25,9 | 16,8 % | 5106 |
| CNL 2 | Si | 1.070 | Guadahortuna (GR) | 3,2 | 6,9 % | 586 |
| CNL 3 | Si | 1.080 | Guadahortuna (GR) | 12,9 | 8,4 % | 2.092 |
| CON 1 | No | 1.030 | Guadahortuna (GR) | 6,4 | 9,0 % | 856 |
| CON 2 | No | 1.060 | Guadahortuna (GR) | 7,3 | 6,2 % | 1.035 |
| CON 3 | No | 1.060 | Guadahortuna (GR) | 4,4 | - | 644 |

ECO = producción ecológica; INT = producción integrada; CNL = convencional no laboreo; CON = convencional laboreo tradicional. GR = Granada; J = Jaén.

Tabla III.1. Características de las parcelas de muestreo. Fuente: elaboración propia.

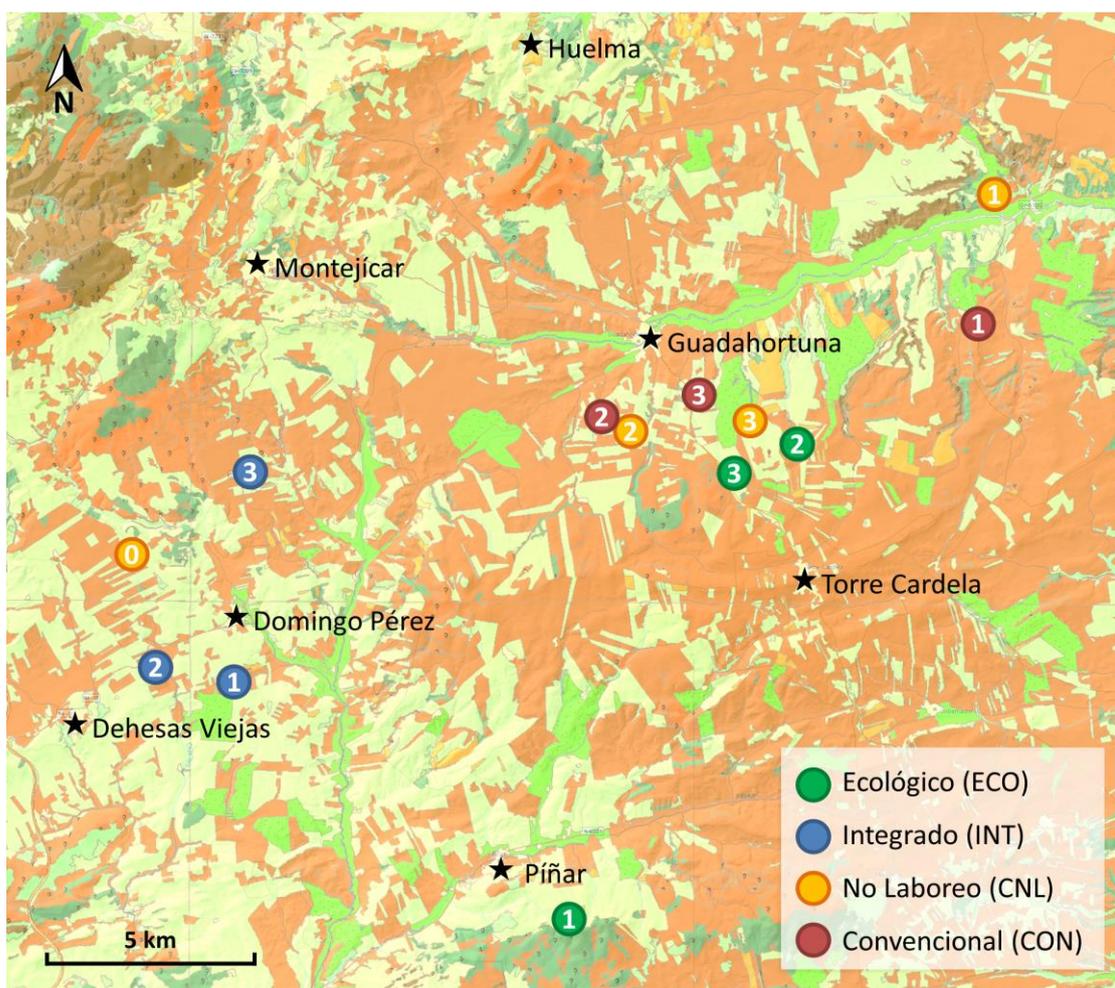


Figura III.2. Mapa de distribución de las parcelas de muestreo. Fuente: elaboración propia; se ha tomado como base el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de España 2000-2010 (MAPAMA, 2017).

- **Olivares ecológicos (ECO, en adelante).** Se trata de olivares sujetos a producción ecológica con certificación, por lo que se rigen por las pautas que marca la legislación correspondiente tanto a nivel comunitario como nacional y autonómico. En este caso, en el momento de realización del estudio, las parcelas de olivar ecológico se encontraban reguladas por el Reglamento (CEE) nº 2092/91 de 24 de junio de 1991. En cualquier caso, este tipo de parcelas se caracterizan por el empleo de prácticas agronómicas respetuosas con el medio ambiente basadas en la sostenibilidad ambiental y económica y la autorregulación de las cadenas tróficas presentes en el agrosistema. En este sentido no se emplean agroquímicos ni se realizan labores de arado. Durante el estudio tan solo se aplicó un tratamiento con *Bacillus thuringiensis* Berliner, entre mayo y junio, según el año de muestreo y el olivar.



Figura III.3. Fotografías aéreas de las parcelas de muestreo. En la parte inferior de cada imagen se muestra la orientación de la parcela y la escala de cada fotografía. *Fuente: Google Earth (2017).*

- **ECO 1** es una parcela de olivar ecológico situada en el término municipal de Píñar. Está asociada a un cultivo de almendros, también en ecológico. Tiene una cubierta vegetal espontánea que se siega o aplasta a finales de la primavera para evitar la competencia con el agua durante el verano. Está situado en una ladera montañosa con fuerte pendiente y tiene varios parches de vegetación natural alrededor. Esta parcela ha sido muestreada en 2007, 2008 y 2009. Los olivos tenían alrededor de 20 años y llevaban más de 10 bajo producción ecológica (en el momento de comenzar los muestreos)¹. En el Anexo 1 se muestra una fotografía de esta parcela (Figura A-III.1a).
- **ECO 2** está situada en Torre Cardela en una zona conocida como “El Farfán”. Tiene una cubierta vegetal espontánea no manejada, por lo que en ocasiones resulta bastante difícil el acceso. Se emplea fertilizante orgánico. Está rodeada por tierras de cultivo de cereales. Se muestreó en 2008 y 2009. Los árboles tenían en torno a 15-20 años de los cuales los últimos 5 habían estado en producción ecológica.
- **ECO 3** es una parcela de olivar ecológico colindante a la carretera que une Torre Cardela y Guadahortuna. El suelo presenta una cubierta vegetal espontánea que se siega regularmente. Tiene un parche de vegetación natural en la parte central y está rodeada de olivares en producción convencional. Se muestreó en 2008 y 2009. Los olivos tenían 20 años y llevaban los últimos 10 en ecológico.
- **Producción Integrada (INT, en adelante)**. Se trata de parcelas de olivo cultivadas bajo un sistema certificado de producción integrada (RD 1201/2002, de 20 de noviembre). Las parcelas muestreadas se gestionaron de diversa manera según los agricultores, empleando en cualquier caso técnicas para el control de plagas recogidas en la ley. Las tres parcelas de producción integrada recogidas en este trabajo se muestrearon tan solo en 2008 y 2009.
 - **INT 1** es una parcela de olivar acogida a producción integrada situada en Domingo Pérez. Tiene la parte central de las calles cubiertas con restos de poda. Está rodeado de otras explotaciones olivares en producción convencional. Se

¹ Todas las edades referidas en este apartado se consideran para el momento en el que se comenzaron los muestreos, es decir el año 2007 o 2008, según cada parcela.

trata de un olivar maduro formado por árboles con más de 20 años (en el momento de comenzar los muestreos), de los cuales los últimos 5 estaban en producción integrada.

- **INT 2** es un olivar pequeño, situado en Dehesas Viejas, muy próximo al anterior. La parcela presenta una zona en fuerte pendiente, que se trató de evitar a la hora de establecer las estaciones de muestreo. Está rodeado por otras parcelas de olivar también en producción integrada. Se trata de olivos que tenían más de 15 años de edad de los cuales los últimos 5 habían estado en producción integrada.
- **INT 3** es una parcela grande, situada colindante a la carretera que une Domingo Pérez y Montejícar. Tiene la parte central de las calles cubiertas con restos de poda. Se trata de un olivar maduro, con árboles de más de 40 años de edad, reconvertido en los últimos 5 años a producción integrada. En el Anexo 1 se muestra una fotografía de esta parcela (Figura A-III.1b).

- **Convencional de no laboreo (CNL, en adelante)**. Son un tipo de parcelas que se caracterizaron por un manejo convencional de la explotación, pero sin realizar labores de arado en profundidad en ningún momento del año. El suelo de las parcelas seleccionadas llevaba más de 5 años sin ser arado en todos los casos. A lo sumo se practicaba arado superficial bajo copa entre los meses de marzo a mayo para limitar el crecimiento de la hierba y facilitar las tareas propias del olivo. Para controlar el crecimiento de las hierbas se realizaban distintas técnicas. El resto de labores responden a un manejo convencional del mismo

- **CNL 1** es una parcela de olivar situada en Huelma, Jaén, concretamente en el Cortijo Hacho Alto. Debido a la pendiente de la finca, en el suelo del olivar no se realizaban tareas de arado con el objeto de disminuir la pérdida de suelo por erosión. Esta parcela se muestreó desde 2007 hasta 2009. En la primera campaña no se realizó ningún tipo de intervención sobre la flora espontánea, mientras que en 2008 y 2009 se controló mediante la aplicación de Glifosato. Son árboles con aproximadamente 15 años de edad, rodeados por otros olivares convencionales y tierras de cultivo de cereales. El suelo llevaba sin recibir roturación más de 10 años. En el Anexo 1 se muestra una fotografía de esta parcela (Figura A-III.1c).

- **CNL 2** se trata olivar situado en Guadahortuna, en la zona conocida como “La Laguna”. Es una parcela muy homogénea en la que se practica la siega mecánica para controlar el crecimiento de la flora espontánea. Se muestreó en 2008 y 2009. Está completamente rodeada por otros olivares de carácter convencional. Los árboles tenían en torno a 15 años de edad y el suelo llevaba más de 5 años sin ser arado.
- **CNL 3** es una parcela situada en Guadahortuna, en la zona conocida como “El Farfán”. El control de las hierbas se realiza mediante siega mecánica a finales de la primavera para evitar la competencia con el olivo por el agua. Los olivos tenían 20 años de edad y no se practicaban labores desde hacía más de 10 años.
- **Convencional de laboreo tradicional (CON en adelante)**. Se trata de parcelas en las que se sigue un régimen de cultivo convencional, con arado en profundidad de manera regular y empleo de agroquímicos tanto para controlar las plagas como las hierbas espontáneas. Se emplean además abonos químicos para mejorar la salud del olivo y asegurar la producción. Se muestreó en 2008 y 2009. En definitiva, son olivares con un grado de intensificación productiva muy elevado.
 - **CON 1** es una parcela situada en el término municipal de Guadahortuna, en las inmediaciones del cortijo del Zamarrón. El suelo estaba desnudo y fuertemente roturado. Esta parcela se muestreó desde 2007 hasta 2009. Los olivos estaban a tres pies. Se trata de olivos con 15 años de antigüedad. En el Anexo 1 se muestra una fotografía de esta parcela (Figura A-III.1d).
 - **CON 2** es un olivar situado en Guadahortuna, en “La Laguna”, colindante a la parcela CNL 2. El suelo permanecía desnudo y roturado durante todo el año. Se muestreó en el año 2008 y 2009. Los olivos tenían 10 años de edad.
 - **CON 3** es una parcela situada junto a la carretera que une Guadahortuna con Torre Cardela, colindante con un vertedero municipal. El suelo permanece libre de hierbas por roturación. Presenta una pendiente moderada, por lo que se aprecian signos evidentes de erosión. Esta parcela se muestreó en 2008 y 2009. Se trata de olivos de aproximadamente 15 años de edad.

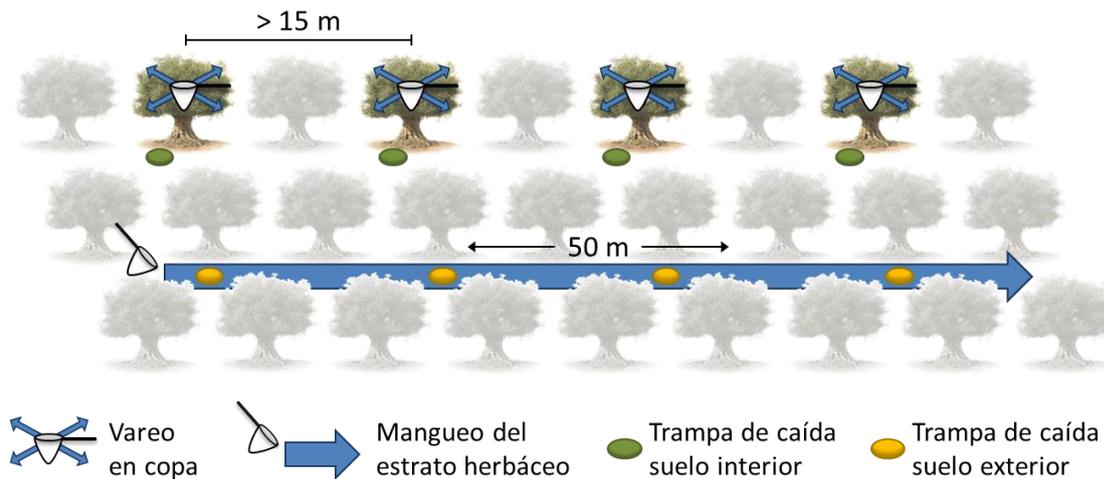


Figura III.4. Representación del diseño de una estación de muestreo. *Fuente: elaboración propia.*

1.2. Diseño experimental

Los estudios objeto de esta tesis doctoral se realizaron durante los años 2007, 2008 y 2009, recogiendo muestras de la artropodofauna del olivar mediante diferentes técnicas. En cada parcela seleccionada se delimitaron entre 4 y 5 estaciones de muestreo (según el año), separadas entre sí por un mínimo de 500 m para asegurar la independencia de los datos. Cada estación de muestreo estaba formada por una fila de cuatro árboles muestreados, dejando uno sin muestrear de manera alterna y una franja paralela de 50 m de largo por 2 m de ancho situada sobre la calle adyacente, dejando otra fila de árboles no muestreados en medio (Figura III.4). De esta manera la distancia entre árboles muestreados dentro de la misma estación de muestreo fue superior a los 15 m y entre los árboles y la calle adyacente de más de 10 m.

Se tomaron muestras cada 15 días durante los meses de mayo a agosto (según el año de muestreo) por ser ésta la época en la que mayores diferencias se detectan entre tipos de manejo (Morris, 1997; Redolfi *et al.*, 1999) y en la que se registra la mayor abundancia de artrópodos (Ruano *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2007).

En el año 2007, tras unos muestreos previos realizados en el mes de mayo, se seleccionaron 3 parcelas de olivar pertenecientes a los sistemas de producción ecológico (ECO 1), convencional de no laboreo (CNL 1) y convencional de laboreo tradicional (CON 1). En cada parcela se establecieron 5 estaciones de muestreo de las que se recogieron muestras cada 15 días entre junio y agosto.

En el año 2008, se amplió el número de parcelas hasta un total de 12, pertenecientes a cuatro tipos de manejo distintos (a los tres sistemas de producción seleccionados ya en 2007 se les sumó la producción integrada). Para cada manejo se seleccionaron tres parcelas diferentes, estableciéndose solo 4 estaciones de muestreo en cada una de ellas, pues los resultados de 2007 determinaron la posibilidad de reducir el esfuerzo de muestreo. Se tomaron muestras cada 15 días desde finales de mayo hasta julio.

En el año 2009 se repitieron los muestreos con el mismo diseño y en las mismas parcelas que en la temporada anterior, manteniéndose el número de estaciones de muestreo por parcela, pero reduciendo el número de muestreos, por lo que sólo se muestreó entre finales de mayo y junio.

1.3. Tipos de muestreo y recolección de artrópodos

Toma de muestras

Cada estación de muestreo se visitó quincenalmente para tomar diferentes tipos de muestras de tres estratos distintos: edáfico, arbóreo y herbáceo.

a) Estrato edáfico

a.1 Muestreo del suelo interior

Se realizó mediante el método de trampas de caída (Morris, 1997), colocándose una a la sombra de cada árbol muestreado, a 20 cm del tronco y con orientación norte. Las trampas de caída, consistían en un vaso de 125 ml y 7 cm de diámetro introducido en el interior de un agujero excavado en la tierra procurando dañar lo menos posible tanto la estructura del suelo como la vegetación circundante. Se enterraba posteriormente a ras de la superficie. Se cebaron con una mezcla de etanol 96°, agua destilada, ácido acético y glicerina (4:4:1:1) conocida como líquido de Sheerpeltz. Cada trampa permaneció activa una semana. El contenido de cada vaso se vació posteriormente en campo en un contenedor de 75 ml de tapón de rosca, completándolo con alcohol al 70 % para su conservación hasta el estudio en laboratorio. En el Anexo 1 se muestra una fotografía de los materiales empleados en los muestreos de suelo (Figura A-III.2).

a.2 Muestreo del suelo exterior

Se empleó el mismo método de trampas de caída descrito en el párrafo anterior. En este caso se colocaron cuatro trampas a lo largo de la calle adyacente de cada estación, separándolas entre sí entre 10 y 12 m (Figura III.4). Para todo lo demás se siguió el mismo procedimiento descrito para el suelo interior.

Como unidad muestral para la mayoría de los estudios se ha considerado la media de las cuatro trampas de caída en cada estación de muestreo por fecha, tanto para el suelo interior como el exterior.

b) Estrato arbóreo (muestreo en copa)

Se muestrearon las copas de los árboles mediante la técnica de vareo (Wilson, 1962) golpeando durante 10 segundos cuatro ramas por árbol (una por orientación) escogidas al azar. Se empleó una red entomológica de 45 cm de diámetro y una vara de 55 cm de longitud. El contenido de la red se vaciaba en bolsas de plástico convenientemente etiquetadas y con unas gotas de acetato de etilo como anestésico para evitar depredación. Después se llevaron al laboratorio y se conservaron en un congelador a -20 °C hasta su procesamiento.

Como unidad muestral se ha considerado la media de las cuatro muestras resultantes de varea los cuatro árboles que constituyen cada estación de muestreo en cada fecha.

c) Estrato herbáceo

La calle adyacente en cada estación se muestreó realizando un transecto mediante el método de barrido con red entomológica, realizando 100 pasadas sobre la hierba a lo largo de los 50 m. Se empleó la misma red descrita en el vareo de copa y se procedió de la misma manera con el contenido de la red.

Como unidad muestral se ha considerado la muestra individual resultante de realizar cada transecto en las diferentes estaciones de muestreo por fecha.

Procesado de las muestras

Cada muestra fue procesada en laboratorio separando y clasificando los artrópodos. Con ayuda de una lupa binocular (Olympus SZX7) se clasificaron todos los adultos y juveniles a nivel de orden, a excepción de algunos grupos que fueron considerados a los niveles de subclase, superorden o suborden por cuestiones prácticas (Tabla III.2), siguiendo la clasificación propuesta por el proyecto Fauna Europaea (de Jong *et al.*, 2014). Además, las especies plaga *Euphyllura olivina* Costa 1839 (Hemiptera, Psyllidae) y *Prays oleae* (Bernard, 1788) (Lepidoptera, Yponomeutidae) fueron consideradas aparte, así como la familia Formicidae (Hymenoptera), debido a su elevada abundancia en ciertas ocasiones. Por otro lado, dentro del orden Hemiptera se ha separado el suborden Heteroptera de los subórdenes Auchenorrhyncha y Sternorrhyncha, a los que hemos englobado bajo el nombre de “otros hemípteros”. En el Anexo 1 se muestra una fotografía de una muestra del estrato herbáceo durante su procesamiento (Figura A-III.3).

Filo Arthropoda

- Subfilo Hexapoda
 - Clase Entognata
 - **Orden Collembola**
 - Clase Insecta
 - **Orden Coleoptera**
 - **Orden Dermaptera**
 - Orden Dictyoptera
 - **Suborden Blattodea**
 - **Suborden Isoptera**
 - **Suborden Mantodea**
 - **Orden Diptera**
 - **Orden Embioptera**
 - **Orden Ephemeroptera**
 - Orden Hemiptera
 - **Suborden Heteroptera**
 - *Euphyllura olivina*
 - **“Otros Hemiptera”**
 - **Orden Hymenoptera**
 - **Familia Formicidae**
 - **Orden Lepidoptera**
 - *Prays oleae*
 - **Orden Neuroptera**
 - **Orden Orthoptera**
 - **Orden Phasmatodea**
 - **Orden Psocoptera**
 - **Orden Rhaphidioptera**
 - **Orden Siphonaptera**
 - **Orden Thysanoptera**
 - **Orden Zygentoma**
- Subfilo Chelicerata
 - Clase Arachnida
 - Subclase Dromopoda
 - **Orden Pseudoscorpiones**
 - **Orden Solifugae**
 - **Orden Scorpiones**
 - **Orden Opiliones**
 - Subclase Micrura
 - **Orden Araneae**
 - **Superorden Actinotrichida**
- Subfilo Crustacea
 - Clase Malacostraca
 - **Orden Isopoda**
- Subfilo Myriapoda
 - Clase Chilopoda
 - **Orden Lithobiomorpha**
 - **Orden Scolopendromorpha**
 - Clase Diplopoda
 - **Subclase Chilognatha**

Tabla III.2. Clasificación taxonómica de los artrópodos encontrados durante los muestreos. En negrita se muestran las categorías hasta las que se ha llegado en cada grupo. Fuente: proyecto Fauna Europaea (de Jong et al., 2014).

2.1. Estadística descriptiva

Con el objeto de facilitar el análisis de los diferentes conjuntos de datos que se han generado a lo largo de este estudio, se emplean una serie de parámetros estadísticos que sirven para describir la población y simplificar organizar los resultados:

- Abundancia absoluta (N), definida como el número de individuos que se han registrado para un determinado grupo en un conjunto de muestras. Esta medida resulta útil para obtener una idea general de la cantidad de artrópodos que hay en función de las diferentes variables espacio-temporales, pero no permite realizar comparaciones entre tipos de manejo, al no considerar números relativos.
- Abundancia relativa ($N\%$), entendida como la proporción de individuos de cada grupo encontrados en un determinado conjunto de muestras en función del total de individuos registrados. Este parámetro resulta particularmente útil para comparar la importancia relativa de cada grupo en el total de la población y entre manejos.
- Ocurrencia ($O\%$), planteada como el porcentaje de unidades muestrales en las que se registra un determinado grupo. Esta medida aporta información sobre el grado de presencia de cada grupo en el conjunto objeto de estudio.

2.2 Pruebas no paramétricas

Previo a cualquier análisis se estudió la normalidad de los datos mediante el estadístico de Kolmogorov-Smirnov, no encontrándose distribución normal en ningún caso, a pesar de realizar diversas transformaciones. Por este motivo, se aplicaron técnicas estadísticas no paramétricas para el contraste de hipótesis para detectar diferencias respecto a la distribución de las medianas (Me) al nivel de significación del 95 %. Se realizó además una prueba Post-hoc de comparaciones por parejas para determinar los valores entre los que se producen las diferencias cuando estas existen. En términos generales, estas técnicas se emplearon para contrastar los diferentes tipos de manejos o las diferencias entre manejo ecológico y no ecológico.

- Prueba de la U de Mann-Whitney ($M-W U test$), (también llamado prueba de suma de rangos de Wilcoxon) se trata de una prueba no paramétrica aplicada a dos muestras independientes. De hecho, es la versión no paramétrica de la clásica prueba *t de Student*.

- Prueba de Kruscal-Wallis (*K-W test*), es una prueba no paramétrica que se emplea para probar si un grupo de datos proviene de la misma población. Es a todos los efectos la extensión para tres o más grupos de la prueba U de Mann-Whitney. Se trata de la versión no paramétrica de la tradicional ANOVA.

Para todas las pruebas se empleó un intervalo de confianza del 95 % y el programa estadístico R (R Core Team, 2017).

2.3 Análisis de correspondencias

El Análisis de Correspondencias (**CA**, de sus siglas en inglés) es una técnica estadística que se utiliza para analizar, desde un punto de vista gráfico, las relaciones de dependencia e independencia de un conjunto de variables categóricas a partir de los datos de una tabla de contingencia. En dicho gráfico se representan conjuntamente las distintas modalidades de la tabla de contingencia, de forma que la proximidad entre los puntos representados está relacionada con el nivel de asociación entre dichas modalidades (Salvador, 2003). Para la realización de este análisis se ha empleado el programa estadístico R (R Core Team, 2017).

2.4 Índices de diversidad

En el capítulo 2 se han utilizado los números equivalentes, números de Hill o diversidad de orden q (qD) mediante la técnica de interpolación o rarefacción descrita por Chao *et al.* (2014). Esta técnica permite comparar las estimaciones de diversidad entre muestras con el mismo tamaño muestral, construyendo además intervalos de confianza mediante un método *bootstrap* para detectar diferencias estadísticamente significativas entre los distintos valores, en nuestro caso al 95 % de significación. Los tres primeros números de Hill representan la riqueza de especies ($q = 0$, en adelante será **N0**), la exponencial del índice de Shannon ($q = 1$, en adelante **N1**) y la inversa del índice de Simpson ($q = 2$, en adelante **N2**). Se han evaluado dos metodologías distintas: (a) introducir los datos de abundancia para cada taxón y (b) considerar los datos de incidencia para cada taxón. Para todos estos cálculos se empleó la versión en línea del programa estadístico iNEXT (Chao *et al.*, 2016), basado en el entorno estadístico de R.

En cambio, en el capítulo 4 se calcularon los índices de Shannon-Wiener (**H**) y de Simpson (**1-D**) para cada estación de muestreo usando el software R (R Core Team, 2017), y se hizo la media para cada manejo. También se realizó una prueba de *K-W* para detectar en su caso la existencia de diferencias significativas entre manejos.

2.5 Curvas acumulación

A lo largo de los diferentes estudios se han construido curvas de acumulación de especies, siguiendo la metodología descrita en Jiménez-Valverde & Hortal (2003). En este caso las curvas están referidas a órdenes. Hemiptera ha sido considerado como dos grupos (Heteroptera y “Otros Hemiptera”). La familia Formicidae ha sido incluida dentro de himenópteros, *E. olivina* en “otros hemípteros” y *P. oleae* en lepidópteros.

A cada curva se le ha aplicado el ajuste de Clench y/o la función Exponencial Negativa (dependiendo del capítulo), mediante estimación no lineal por el método *Symplex & Quasi-Newton*. Para la construcción de las curvas de acumulación a partir de los datos reales se ha empleado el programa EstimateS (Colwell, 2009); el ajuste de los diferentes modelos se ha realizado con el programa Statistica 7.1 (StatSoft 2005). Asociadas a las curvas de acumulación se han calculado una serie de parámetros:

- S_{obs} (número de órdenes observados): se refiere al número de taxones que se han registrado en las muestras reales.
- R^2 (bondad del ajuste): expresa el porcentaje de la variabilidad observada que es explicada por el modelo.
- m (pendiente): mediante el cálculo de la pendiente se ha evaluado la calidad del inventario. Se considera que el inventario está razonablemente bien completo cuando la pendiente alcanza el 0,1 %, aunque en algunos apartados de esta tesis se ha rebajado hasta el 0,05 % para ser más conservativos.
- TNO (número total de órdenes): se refiere al número de taxones que predice el modelo de manera asintótica.
- $\%FR$ (porcentaje de fauna registrada): su valor se calcula dividiendo el número de órdenes observados (S_{obs}) entre el número total de órdenes estimado por cada modelo (TNO).

2.6 Análisis discriminantes

En los capítulos 3 y 4 se realizaron análisis discriminantes. Para ello se construyeron dos funciones discriminantes, una para diferenciar entre “tipo de manejo” y la otra entre “ecológico

y no ecológico”. En el capítulo 3 se emplearon tres métodos discriminantes con objeto de evaluar la eficiencia de cada uno: Análisis Discriminante Lineal (LDA, de sus siglas en inglés) (Ripley, 2008; Venables & Ripley, 2002), Análisis Discriminante Múltiple (MDA, de sus siglas en inglés) (Hastie *et al.*, 1995; Hastie & Tibshirani, 1996; Hastie *et al.*, 1994) y Máquina de Soporte de Vectores (SVM, de sus siglas en inglés) (Chang & Lin, 2011; Fan *et al.*, 2005). En el capítulo 4 se realizó tan solo un Análisis Discriminante Lineal (LDA, de sus siglas en inglés) (Ripley, 2008; Venables & Ripley, 2002). En todos los casos se realizó una validación cruzada por el método *Leave-One-Out* (LOO) para todos los escenarios evaluados. Todos cálculos se realizaron con el programa estadístico R (R Core Team, 2017).

2.7 Datos meteorológicos

Se utilizaron los datos de la Red de Información Agroclimática de Andalucía (RIA, 2017) y de la Red de Alerta e Información Fitosanitaria (RAIF, 2017) de la Junta de Andalucía, para conocer las condiciones meteorológicas referentes a los días de muestreo. Se consideraron las estaciones situadas a menos de 50 km del centro de la zona de estudio (17 estaciones en total), registrándose los valores diarios de precipitación media (mm), temperatura media (°C), humedad relativa media (%) y radiación diaria acumulada (MJ/m²). Se realizó un análisis de conglomerados jerárquico mediante la vinculación inter-grupos empleando el método de la distancia euclídea al cuadrado, con los datos de cada fecha de muestreo y de los cuatro días anteriores. Se obtuvo un dendrograma de clasificación con los resultados del clúster. Los cálculos se han hecho utilizando el software R (R Core Team, 2017).

REFERENCIAS

- Chang, C. C. & Lin, C. J. 2011. «LIBSVM: A Library for Support Vector Machines». *ACM Transactions on Intelligent Systems and Technology* 2(3):1-27.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K. & Ellison, A. M. 2014. «Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies». *Ecological Monographs* 84(1):45-67.
- Chao, A., Ma, K. H. & Hsieh, T. C. 2016. «iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity». Programa y guía del usuario publicados en http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/.
- Colwell, R. K. 2009. «EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples». Versión 8.2.0. Guía del usuario y aplicación. <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Fan, R. E., Chen, P. H. & Lin, C. J. 2005. «Working set selection using second order information for training Support Vector Machines». *Journal of Machine Learning Research* 6:1889-1918.
- Guzmán, G. & Alonso, A. M. 2004. «Caracterización estructural y tecnológica de la olivicultura ecológica en la provincia de Granada». En *VI Congreso SEAE: Agroecología Referente para la Transición de los sistemas Agrarios*. Almería: Sociedad Española de Agricultura Ecológica.
- Hastie, T., Buja, A. & Tibshirani, R. 1995. «Penalized Discriminant Analysis». *The Annals of Statistics* 23(1):73-102.
- Hastie, T. & Tibshirani, R. 1996. «Discriminant analysis by Gaussian mixtures». *Journal of the Royal Statistical Society Series B (Methodological)* 58(1):155-176.
- Hastie, T., Tibshirani, R. & Buja, A. 1994. «Flexible discriminant analysis by optimal scoring». *Journal of the American Statistical Association* 89:1255-1270.
- Jiménez-Valverde, A. & Hortal, J. 2003. «Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos». *Revista Ibérica de Aracnología* 8:151-161.
- de Jong, Y., Verbeek, M., Michelsen, V., Bjørn, P. P., Los, W., Steeman, F., Bailly, N., Basire, C., Chylarecki, P., Stloukal, E., Hagedorn, G., Wetzell, F. T., Glöckler, F., Kroupa, A., Korb, G., Hoffmann, A., Häuser, C., Kohlbecker, A., Müller, A., Güntsch, A., Stoev, P. & Penev, L. . 2014. «Fauna Europaea - all European animal species on the web». *Biodiversity data journal* (2):e4034.
- Liceras, Á. 1992. «El cultivo del olivar en la provincia de Granada. Estudio geográfico». Universidad de Granada. Tesis doctoral.
- MAPAMA. 2017. «Mapa de Cultivos y Aprovechamientos 2000-2010». Madrid, España: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. http://www.mapama.gob.es/es/cartografia-y-sig/publicaciones/agricultura/mac_2000_2009.aspx.
- Morris, T. I. 1997. «Interrelaciones entre olivos, plagas y depredadores». Universidad de Granada. Tesis doctoral.
- R Core Team. 2017. «R: A language and environment for statistical computing». R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

- RAIF. 2017. «Red de Alerta de Información Fitosanitaria». *Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural. Junta de Andalucía*. <https://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/raif/index.html>.
- Redolfi, I., Tinaut, A., Pascual, F. & Campos, M. 1999. «Qualitative aspects of myrmecocanosis (Hym., Formicidae) in olive orchards with different agricultural management in Spain». *Journal of Applied Entomology* 123:621-627.
- RIA. 2017. «Red de Información Agroclimática de Andalucía». *Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera de Andalucía*. <https://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/ifapa/ria/servlet/FrontController>.
- Ripley, B. D. 2008. *Pattern recognition and neural networks*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Rodríguez, F. 1985. *Granada: medio físico y desarrollo*. Granada, España: Editorial de la Universidad de Granada.
- Ruano, F., Lozano, C., García, P. A., Peña, A., Tinaut, A., Pascual, F. & Campos, M. 2004. «Use of arthropods for the evaluation of the olive-orchard management regimes». *Agricultural and Forest Entomology* 6(2):111-120.
- Salvador, M. 2003. «Análisis de Correspondencias». [en línea] *5campus.com, Estadística*.
- Santos, S. A. P., Cabanas, J. E. & Pereira, J. A. 2007. «Abundance and diversity of soil arthropods in olive grove ecosystem (Portugal): Effect of pitfall trap type». *European Journal of Soil Biology* 43(2):77-83.
- StatSoft. 2005. «STATISTICA (data analysis software system)». Versión 7.1 13. <http://statistica.io>.
- Venables, W. N. & Ripley, B. D. 2002. *Modern applied statistics with S*. Berlín, Alemania: Springer.
- Wilson, L. F. 1962. «A portable device for mass-collecting or sampling foliage-inhabiting arthropods». *Journal of Economic Entomology* 55(5):807-808.

ANEXO 1

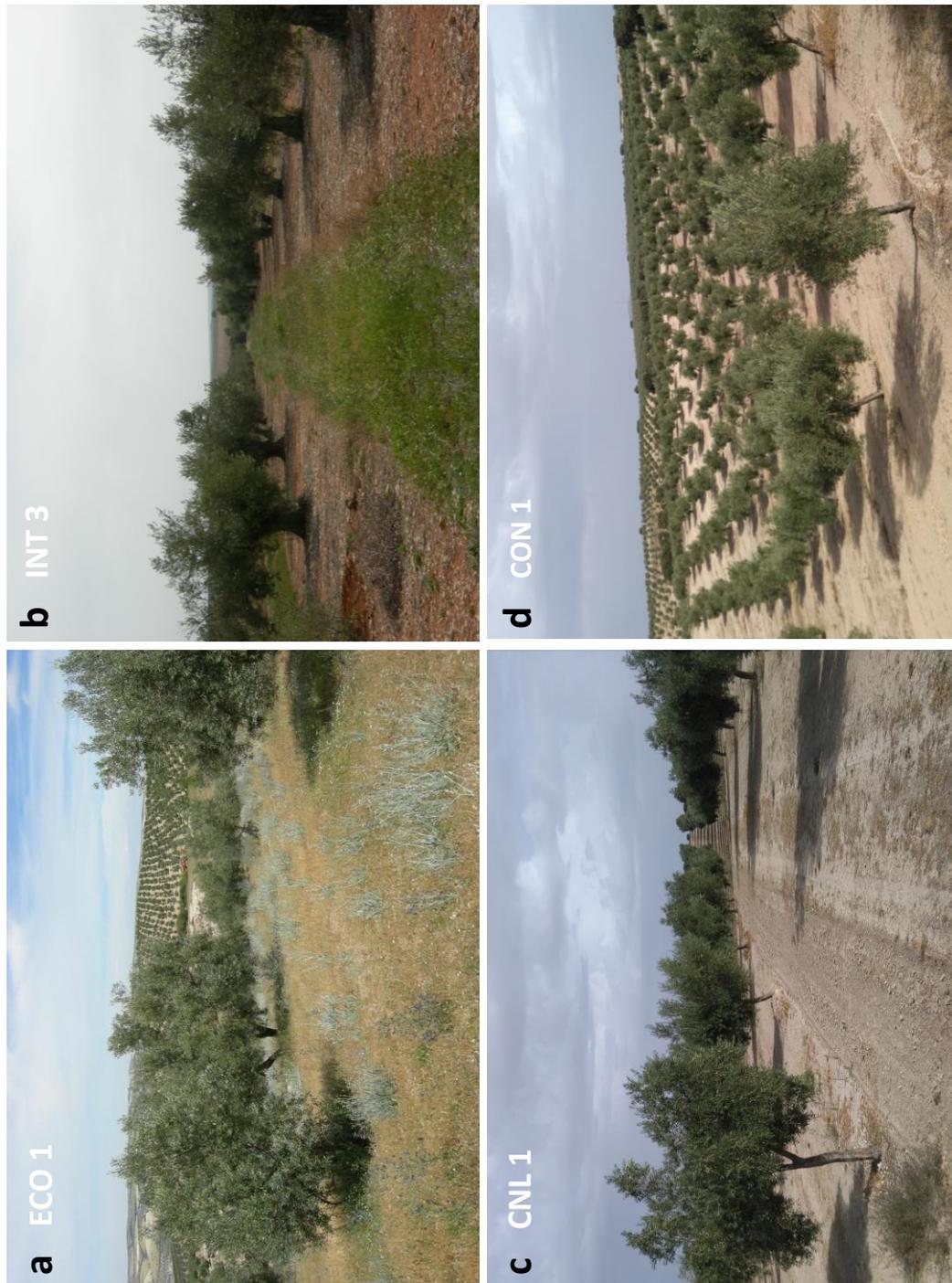


Figura A-III.1. Fotografías de algunas de las parcelas de muestreo. Están representados los cuatro tipos de manejo considerados en el estudio: ecológico (a), integrado (b), convencional de no laboreo (c) y convencional de laboreo tradicional (d). *Fuente: fotografías propias.*



Figura A-III.2. Materiales empleados para los muestreos de suelo. *Fuente: fotografía propia.*



Figura A-III.3. Muestra procedente del estrato herbáceo durante el proceso de identificación del material biológico. *Fuente: fotografía propia.*

IV. RESULTADOS



CAPÍTULO

1

**Determinación de la intensidad de
muestreo mediante el uso de curvas de
acumulación a nivel taxonómico de
orden**

CAPÍTULO 1

Determinación de la intensidad de muestreo mediante el uso de curvas de acumulación a nivel taxonómico de orden

RESUMEN

El olivo está fuertemente extendido por toda la región mediterránea, siendo el principal cultivo leñoso en el sur de España. Por este motivo el agrosistema del olivar tiene una gran importancia a nivel ecológico al aportar gran biodiversidad al medio rural. La artrópodo fauna resulta ser el grupo más diverso de todos los seres vivos que conviven con el olivo, de ahí que su estudio y comprensión sean determinantes para garantizar la estabilidad del agroecosistema. En este capítulo se evalúa la intensidad de muestreo de dos conjuntos de datos (artrópodos en copa y en el estrato herbáceo) para las tres campañas de recogida de datos (2007, 2008 y 2009) en distintos tipos de olivares con manejos diferentes, mediante el empleo de curvas de acumulación aplicadas a nivel de orden.

El muestreo realizado en 2007 resultó ser suficiente para alcanzar la totalidad de órdenes presentes en el olivar, por lo que el tamaño muestral de las campañas sucesivas se ajustó para reducir el esfuerzo de muestreo y conseguir una metodología más eficiente. Se seleccionaron las fechas en torno a la floración como aquellas más apropiadas para realizar muestreos de cara a una rápida evaluación de la artrópodo fauna del olivo a nivel de orden. Por otra parte, la función de Clench resultó ser un ajuste más apropiado, especialmente e las muestras de copa, donde consiguió explicar un porcentaje muy elevado de la variabilidad observada. Las curvas de acumulación realizadas para las parcelas por separado en todos los años mostraron resultados más heterogéneos, determinando en algunos casos que el esfuerzo de muestreo no fue suficiente. En cambio, considerando las parcelas agrupadas en manejos, se obtuvieron resultados muy satisfactorios tanto para la intensidad de muestreo como para el número de órdenes registrados.

Palabras clave: artrópodo fauna; olivo; intensidad de muestreo; curvas de acumulación; manejo.

1.1. INTRODUCCIÓN

El cultivo del olivo (*Olea europaea*, L.) tiene una gran importancia social y económica especialmente en la región Mediterránea (Lucena *et al.*, 2017), siendo el principal cultivo leñoso del sur de España. Además de producir alimentos, este cultivo desarrolla funciones de mantenimiento de la diversidad biológica, de protección del territorio y del paisaje, así como de salvaguarda de los aspectos históricos y culturales (Cirio, 1997). Como agroecosistema, el olivar presenta una gran riqueza de organismos que conviven con el árbol y constituyen una compleja red de interacciones biológicas de todo tipo que juegan un papel importante en su estabilidad (Cirio, 1997; Croveti, 1996). De entre todos los grupos de organismos, la artropodofauna del olivo es el más abundante y biodiverso, formado por una amplia representación de especies auxiliares (depredadores y parasitoides) y fitófagas, entre las que destacan plagas como *Prays oleae* (Bernard, 1788) (Lepidoptera, Yponomeutidae) o *Bactrocera oleae* (Gmelin) (Diptera, Tephritidae), (Rei *et al.*, 2010; Ruiz, 2009).

Para la mayoría de los ecosistemas, incluido el agroecosistema del olivo, el tamaño muestral necesario para registrar la totalidad de especies resulta ser excesivo (Kenneth *et al.*, 1975; Walther & Morand, 1998) por lo que es necesario emplear diferentes métodos que nos permitan inferir la diversidad de un ecosistema sin necesidad de tomar una elevada cantidad de muestras. En este sentido, las curvas de acumulación se han convertido en los últimos años en una herramienta muy útil para calcular la riqueza de especies estimada para un determinado ecosistema mediante técnicas de interpolación, extrapolación y rarefacción¹ (Colwell *et al.*, 2004; Colwell & Coddington, 1994; Soberón & Llorente, 1993; Uglan *et al.*, 2003). Las curvas de acumulación de especies confieren rigor científico a los estudios faunísticos, permitiendo hacer comparaciones cuantitativas entre diferentes listas, permiten planificar muestreos y son muy útiles en estudios de conservación y diversidad al ofrecer un valor predictivo de del número total de especies de un área mediante extrapolación (Lamas *et al.*, 1991; Soberón & Llorente, 1993).

En este capítulo, se han empleado los registros sobre la artropodofauna del olivar de dos conjuntos de datos distintos, procedentes de los muestreos de copa y del estrato herbáceo. Los

¹ En matemáticas, la interpolación es un proceso por el cual se define un valor en un punto cualquiera situado entre valores conocidos u observados; mientras que extrapolación se refiere a calcular el valor de una variable en un punto determinado, más allá de las observaciones realizadas, en función de otros valores que tienen las mismas características que el primero. La rarefacción en cambio, es una técnica que permite comparar distintas curvas de acumulación considerando que todas ellas tienen el mismo número de individuos. Generalmente utiliza el menor tamaño muestral de las curvas para compararlas todas a ese nivel. En este capítulo 1 se emplean técnicas de interpolación y extrapolación, mientras que en el capítulo 2 se emplearán métodos de rarefacción.

individuos han sido considerados al nivel taxonómico de orden, mientras que las curvas de acumulación y las ecuaciones desarrolladas para los diferentes ajustes se diseñaron originalmente para trabajar a nivel de especie. Por este motivo, no resulta apropiado extraer conclusiones sobre la biodiversidad de los diferentes olivares muestreados más allá de la información sobre el tamaño muestral que aportan las curvas y las diferentes funciones de ajuste evaluadas. Por lo tanto, en este capítulo se aplican las curvas de acumulación con el objetivo general de evaluar la intensidad de muestreo realizada durante las sucesivas campañas, respondiendo a los siguientes objetivos específicos:

- a) Evaluar el efecto del estado fenológico del olivar sobre la artropodofauna para determinar el momento en el que mayor cantidad de información por unidad muestral se obtiene. Pensamos que la floración del olivo constituye el mejor momento para realizar los muestreos tanto de copa como del estrato herbáceo.
- b) Determinar tamaño muestral mínimo para garantizar el registro de todos los órdenes presentes en la comunidad de artrópodos de cada tipo de manejo del olivar. Partimos de la idea de que con el empleo de curvas de acumulación se puede ajustar el tamaño muestral de una campaña a otra con el fin de realizar muestreos más eficientes y facilitar el inventariado de los diferentes órdenes de artrópodos presentes en el olivar.
- c) Conocer el mejor ajuste para las curvas de acumulación en función de cada tipo de muestreo. En base a la literatura consultada, pensamos que tanto la función de Clench como la Exponencial Negativa son ajustes apropiados para el inventariado de la artropodofauna del olivar, planteándose la necesidad de evaluar cuál es la que mejores resultados aporta.

1.2. MATERIALES Y MÉTODOS ESPECÍFICOS

1.2.1. Diseño experimental

En 2007 se seleccionaron 3 parcelas de olivar pertenecientes a tres manejos distintos: ECO 1, CNL 1 y CON 1. Dentro de cada una de ellas se definieron 5 estaciones de muestreo que fueron visitadas cada 15 días durante los meses de mayo a julio (5 fechas en total), incluyendo fechas de estados fenológicos anteriores y posteriores a la floración del olivo. El diseño y las características de cada estación de muestreo pueden consultarse en el apartado “III. Materiales y métodos” de esta tesis doctoral (ver Tabla III.1 y Figura III.4).

En 2008 y 2009 se seleccionaron 9 olivares más, incluyendo 3 de manejo INT y ampliando con un par de olivares más cada uno de los manejos de 2007, muestreando de este modo 12 parcelas. Se redujo a 4 el número de estaciones de muestreo por parcela atendiendo a los resultados provisionales de las curvas de acumulación de 2007. De este modo, tanto en 2008 como en 2009, se estudiaron un total de 48 estaciones de muestro, visitándose cada 15 días en el momento de la floración (4 fechas en 2008 y 3 fechas en 2009).

Se tomaron muestras de copa y del estrato herbáceo, siguiendo la técnica descrita en el apartado "III. Materiales y métodos". Cada muestra metodológica fue procesada en laboratorio separando y clasificando los artrópodos a nivel de orden. Para este estudio las plagas *E. olivina* y *P. oleae* no han sido consideradas en las muestras de copa, integrándose en "otros hemípteros" y lepidópteros, respectivamente, en las muestras del estrato herbáceo.

1.2.2. Análisis estadísticos

Se calculó la abundancia media de individuos por unidad muestral para cada una de las fechas de 2007, con el objetivo y se realizó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (*K-W test*) para evaluar la presencia de diferencias significativas (p -valor = 0,05) en la distribución de las medianas de estos valores para cada estación de muestreo. Posteriormente se realizó una prueba *post-hoc* para determinar entre qué fechas se detectan diferencias. Posteriormente se realizó el mismo análisis para los años 2008 y 2009, agrupando las fechas por manejos. Todos los análisis de han llevado a cabo con el entorno estadístico R (R Core Team, 2017).

Se calcularon además las curvas de acumulación de especies (en nuestro caso órdenes) para evaluar el esfuerzo de muestreo para las campañas 2007, 2008 y 2009, tanto en el conjunto de datos de las muestras de copa como del estrato herbáceo, siguiendo la metodología descrita en Jiménez-Valverde y Hortal (2003). Se han representado en función del año de muestreo, del tipo de manejo del olivar y de las diferentes parcelas de muestreadas, construyendo de esta manera distintas curvas según cada nivel. Se ha empleado como unidad de esfuerzo en las muestras de copa el número de estaciones de muestreo, considerando la suma de la abundancia de cada taxón en cada una de las muestras metodológicas de una misma estación de muestreo. En cambio, en el muestreo del estrato herbáceo se ha considerado como unidad de esfuerzo el número de transectos muestreados. Para cada curva se ha calculado: el tamaño muestral (N), como el número de individuos recogidos en total; el número de especies (en nuestro caso órdenes) observados en las muestras reales (S_{obs}); la pendiente de la curva (m) al nivel del número de muestras considerado para cada una (n).

Por otra parte, para cada curva de acumulación se han ajustado las funciones de Clench y la Exponencial Negativa (Ecuaciones 1 y 2, respectivamente), por ser las más recomendadas en la literatura para la artropodofauna en general (Colwell & Coddington, 1994; Díaz-Francés & Soberón, 2005; Fagan & Kareiva, 1997; Jiménez-Valverde & Hortal, 2003; Moreno & Halffter, 2000; Peterson & Slade, 1998; Soberón & Llorente, 1993). S_n representa el número de especies (órdenes en nuestro caso) estimado por el modelo para un determinado esfuerzo de muestreo (n); a es el parámetro de la función dependiente de la tasa de crecimiento al comienzo de la curva; b es el parámetro de la función relacionado con la forma de la curva. Para cada modelo se han calculado los siguientes parámetros: R^2 , como el porcentaje de la variabilidad observada que es explicada por el modelo; **TNO** (de sus siglas en inglés), que indica el número total de órdenes que predice el modelo mediante extrapolación; **%FR**, como el porcentaje de fauna registrada, cuyo valor se calcula dividiendo el número de órdenes observados (S_{obs}) entre el número total de órdenes estimado por cada modelo (**TNO**) (Ecuación 1.3); $n_{m=0,05}$, que representa el número de muestras necesario para alcanzar una pendiente de 0,05 (se trata de un valor arbitrario, pero suficientemente restrictivo como para asegurar que se ha alcanzado una intensidad de muestreo adecuada; indica que para detectar un solo taxón más debería aumentarse el esfuerzo de muestreo en 20 unidades).

Para la construcción de las curvas de acumulación a partir de los datos reales se ha empleado el programa EstimateS (Colwell, 2013); el ajuste de los diferentes modelos se ha realizado con el programa Statistica 13 (TIBCO Software Inc., 2017).

$$S_n = \frac{an}{1 + bn}$$

Ecuación 1.1. Función de Clench.

$$S_n = \frac{a(1 - e^{-bn})}{b}$$

Ecuación 1.2. Función Exponencial Negativa.

$$\%FR = \frac{S_{obs}}{TNO} \times 100$$

Ecuación 1.3. Porcentaje de la fauna registrada en función de la fauna estimada por cada modelo.

1.3. RESULTADOS

1.3.1. Cuantificación de la intensidad de muestreo

Para determinar la eficacia de las diferentes fechas de muestreo en función del estado fenológico, se calculó la abundancia media de individuos colectados por cada estación de muestreo, para las muestras de copa (Figura 1.2) y para el conjunto de datos del estrato herbáceo (Figura 1.4), comparándose los valores por fechas. Además, se calculó el número medio de taxones por estación de muestreo en cada fecha, tanto para las muestras de copa (Figura 1.1), como para las muestras del estrato herbáceo (Figura 1.3).

En el año 2007, se detectaron diferencias significativas respecto a la abundancia media registrada por estación de muestreo ($K-W = 11,6$; p -valor $< 0,05$), siendo ésta superior en la primera fecha de posfloración ($\bar{X} = 13,2 \pm 1,0$ individuos/muestra; mediados de julio). La menor abundancia media se registró en las fechas más distanciadas de la floración, tanto en prefloración ($\bar{X} = 8,3 \pm 1,8$; primera semana de junio) como en posfloración ($\bar{X} = 8,4 \pm 1,2$; última semana de julio) (ver Figura 1.2a). Respecto al número de órdenes registrados, en 2007 también se detectaron diferencias significativas entre las distintas fechas ($K-W = 15,2$; p -valor $< 0,005$) (Figura 1.4a), en este caso entre la última fecha de prefloración ($\bar{X} = 7,7 \pm 0,3$ órdenes/muestra;

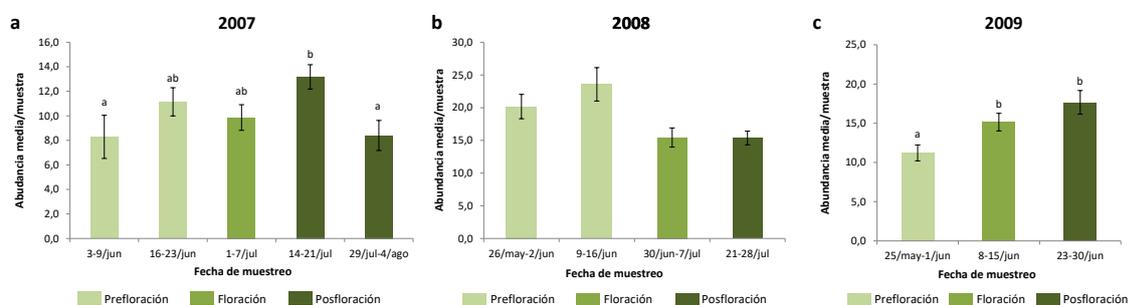


Figura 1.2. Abundancia media de individuos por estación de muestreo para 2007 (a), 2008 (b) y 2009 (c) para las muestras de copa. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas; p -valor = 0,05.

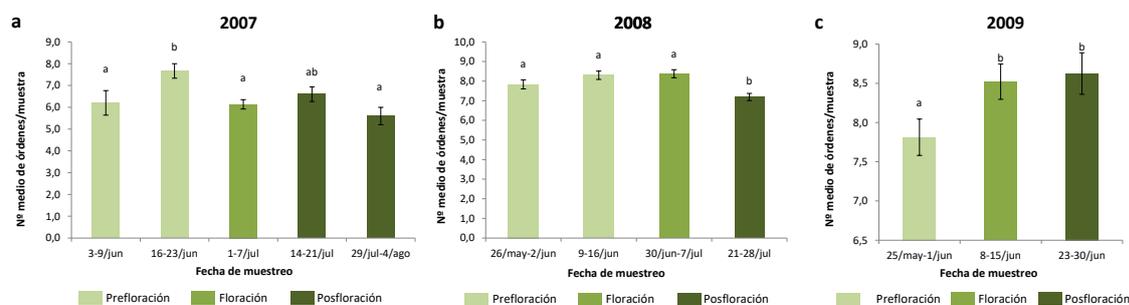


Figura 1.1. Número medio de órdenes por estación de muestreo en 2007 (a), 2008 (b) y 2009 (c) para las muestras de copa. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas; p -valor = 0,05.

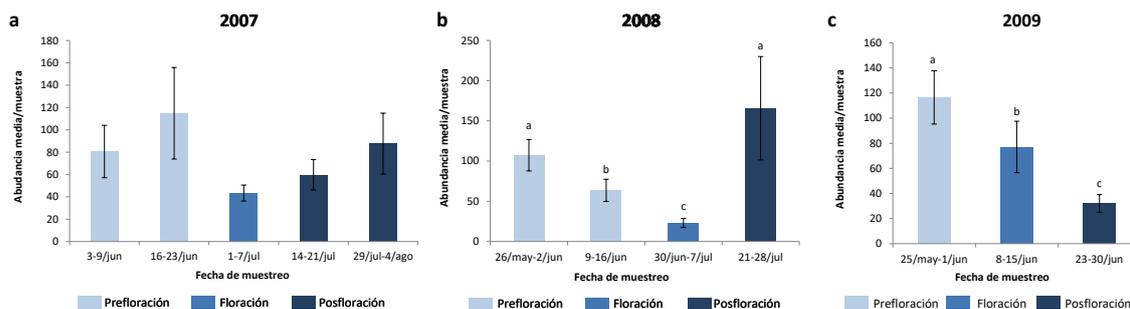


Figura 1.4. Abundancia media de individuos por estación de muestreo para 2007 (a), 2008 (b) y 2009 (c) para las muestras del estrato herbáceo. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas; p -valor = 0,05.

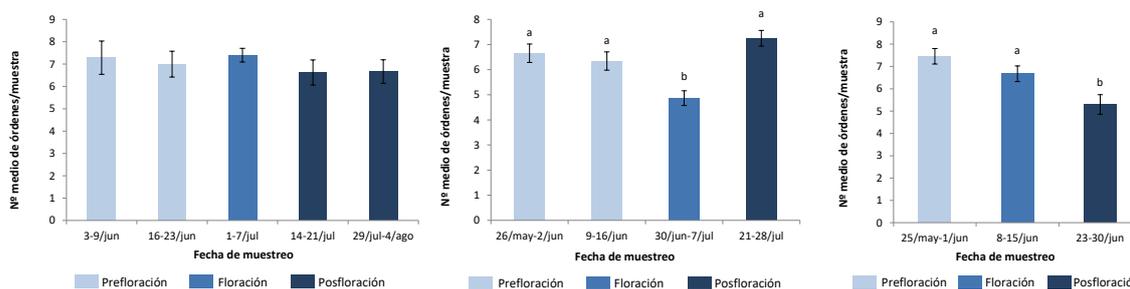


Figura 1.3. Número medio de órdenes por estación de muestreo en 2007 (a), 2008 (b) y 2009 (c) para las muestras del estrato herbáceo. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas; p -valor = 0,05.

mediados de junio) y las fechas de los extremos tanto en prefloración ($\bar{X} = 6,2 \pm 0,6$; principios de junio) como en posfloración ($\bar{X} = 5,6 \pm 0,4$; finales de julio), así como con la fecha correspondiente a la floración ($\bar{X} = 6,1 \pm 0,2$; principios de julio).

Atendiendo a las muestras del estrato herbáceo, en 2007 no se detectaron diferencias significativas entre las distintas fechas ni en la abundancia media de individuos por transecto ($K-W = 4,1$; p -valor $> 0,05$) (Figura 1.4a), ni tampoco en el número medio de órdenes por transecto ($K-W = 1,6$; p -valor $> 0,05$) (Figura 1.3a).

En el año 2008, respecto a las muestras de copa no se detectaron diferencias significativas entre las fechas en cuanto a la abundancia media de individuos por estación de muestreo ($K-W = 5,3$; p -valor $> 0,05$) (Figura 1.2b). En cambio, respecto al número medio de órdenes por estación de muestreo sí se detectaron diferencias significativas ($K-W = 18,7$; p -valor $< 0,001$) (Figura 1.1b) resultando ser significativamente menor tras la floración ($\bar{X} = 7,2 \pm 0,2$; finales de julio), respecto al resto, entre las que no se detectaron diferencias estadísticamente significativas ($\bar{X} = 7,8 \pm 0,2$; principios de junio) ($\bar{X} = 8,3 \pm 0,2$; mediados de junio) ($\bar{X} = 8,4 \pm 0,2$; floración, principios de julio).

En el caso de las muestras del estrato herbáceo, en 2008 se detectaron diferencias significativas respecto al número medio de individuos colectados por transecto entre las diferentes fechas ($K-W = 24,3$; p -valor $< 0,001$) (Figura 1.4b). En concreto, se registró un descenso significativo de individuos por transecto coincidiendo con la floración del olivo ($\bar{X} = 23,1 \pm 5,6$; primera semana de julio), en contraste con las fechas de prefloración ($\bar{X} = 107,3 \pm 19,5$; principios de junio) ($\bar{X} = 63,7 \pm 7,8$; mediados de junio) y de posfloración ($\bar{X} = 165,8 \pm 64,3$; finales de julio). Estas mismas diferencias se detectaron también al considerar el número medio de órdenes por transecto ($K-W = 14,1$; p -valor $< 0,005$) (Figura 1.3b), siendo significativamente menor en la floración ($\bar{X} = 4,9 \pm 0,3$; primera semana de julio) frente al resto, tanto en prefloración ($\bar{X} = 6,7 \pm 0,4$; principios de junio) ($\bar{X} = 6,3 \pm 0,4$; mediados de junio) como en posfloración ($\bar{X} = 7,3 \pm 0,3$ finales de julio).

Finalmente, en el año 2009, en lo referente a las muestras de copa se detectaron diferencias significativas en la abundancia media de individuos por estación de muestreo entre las distintas fechas ($K-W = 15,6$; p -valor $> 0,001$) (Figura 1.2c). En este caso la abundancia media registrada en la fecha muestreada durante la prefloración ($\bar{X} = 11,2 \pm 1,0$; finales de mayo) resultó ser significativamente inferior al resto, tanto en floración ($\bar{X} = 15,1 \pm 1,1$; mediados de junio), como en posfloración ($\bar{X} = 17,7 \pm 1,5$; finales de junio). Así mismo, considerando el número medio de órdenes por estación de muestreo se detectaron diferencias significativas ($K-W = 6,7$; p -valor $< 0,005$) en el mismo sentido (Figura 1.1c), resultando ser menor en prefloración ($\bar{X} = 7,8 \pm 0,2$; finales de mayo) que en floración ($\bar{X} = 8,5 \pm 0,2$; segunda semana de junio) y posfloración ($\bar{X} = 8,6 \pm 0,3$; finales de junio).

Considerando el conjunto de datos perteneciente al muestreo en el estrato herbáceo, en 2009 se detectaron diferencias significativas respecto al número medio de individuos colectados ($K-W = 22,0$; p -valor $< 0,001$) (Figura 1.4c) entre las tres fechas de muestreo, reduciéndose progresivamente la cantidad de artrópodos recogida por unidad muestral: prefloración ($\bar{X} = 116,5 \pm 21,2$; finales de mayo), floración ($\bar{X} = 77,1 \pm 20,5$; segunda semana de junio) y posfloración ($\bar{X} = 32,1 \pm 7,0$; finales de junio), en este orden. Al considerar el número medio de órdenes por transecto se detectaron diferencias en el mismo sentido ($K-W = 13,8$; p -valor $< 0,001$) (Figura 1.3c), siendo significativamente menor en posfloración ($\bar{X} = 5,3 \pm 0,3$; finales de junio) frente a las otras dos fechas ($\bar{X} = 7,5 \pm 0,3$; prefloración) ($\bar{X} = 6,7 \pm 0,4$; floración).

1.3.2. Curvas de acumulación

Se calcularon las curvas de acumulación para los diferentes años de muestreo. Además, se construyeron otras curvas atendiendo a los diferentes manejos y a las parcelas por separado. En el año 2007 solo se consideró una parcela por cada tipo de manejo, por lo que los análisis realizados sobre los tipos de manejo en general son extensibles a los efectuados sobre cada parcela en particular.

Muestreo de copa

En primer lugar se generaron las curvas de acumulación considerando todos los datos de cada uno de los años de muestreo por separado (Figura 1.5). En la Tabla 1.1 se muestran los valores de los diferentes parámetros calculados en referencia a los datos observados, así como los resultados de los ajustes realizados en función de la curva de Clench y de la Exponencial Negativa. Respecto a los datos observados, la pendiente de la curva al nivel del número real de

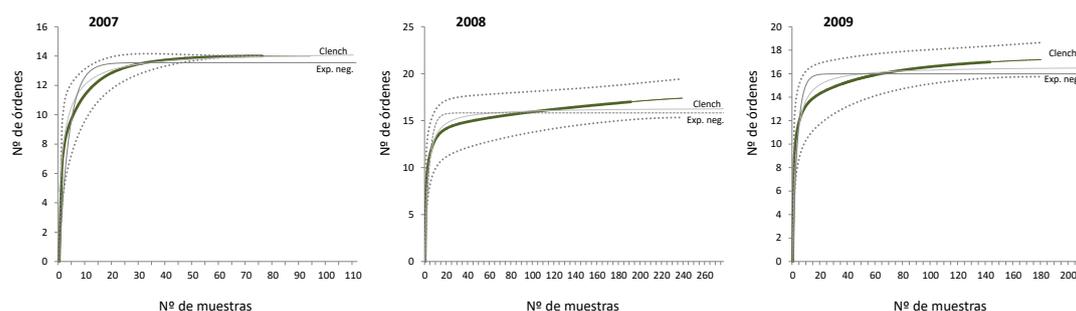


Figura 1.5. Curvas de acumulación calculadas a partir de la abundancia de individuos de cada taxón en cada estación de muestreo para las diferentes años en el muestreo de copa. Se ha representado el número de órdenes observado (línea sólida en color), extrapolando un 25 % del total de muestras (línea discontinua de color), así como los límites inferior y superior del modelo al 95 % (líneas discontinuas grises) y los ajustes de Clench y la función Exponencial Negativa (Exp. Neg.).

| | CLENH | | | | | | | | EXPONENCIAL NEGATIVA | | | | |
|----------------------------------|----------|------------------------|----------|-----------------------|------------|----------|--------|---------------------------|-----------------------|------------|----------|--------|---------------------------|
| | <i>N</i> | <i>S_{obs}</i> | <i>m</i> | <i>R</i> ² | <i>TNO</i> | <i>m</i> | %FR | <i>n_{m=0,05}</i> | <i>R</i> ² | <i>TNO</i> | <i>m</i> | %FR | <i>n_{m=0,05}</i> |
| 2007 (<i>n</i> = 75) | 2938 | 14 | 0,00 | 96,2 % | 14,33 | 0,00 | 97,7 % | 22,0 | 77,3 % | 13,6 | 0,00 | >100 % | 15,7 |
| 2008 (<i>n</i> = 191) | 14075 | 17 | 0,01 | 84,8 % | 16,38 | 0,00 | >100 % | 24,9 | 53,4 % | 15,8 | 0,00 | >100 % | 16,9 |
| 2009 (<i>n</i> = 144) | 8427 | 17 | 0,01 | 85,9 % | 16,6 | 0,00 | >100 % | 24,1 | 52,8 % | 16,0 | 0,00 | >100 % | 15,4 |

Tabla 1.1. Resultados de las curvas de acumulación y de los ajustes realizados (Clench y función Exponencial Negativa) para los diferentes años en el muestreo de copa en función del año. *N* representa el tamaño muestral, referido al número total de individuos recogidos; *S_{obs}* indica el número de especies (en nuestro caso órdenes) observados en las muestras reales; *m* es la pendiente de la curva con *n* número de muestras; *R*² es el parámetro de la función que indica el porcentaje de la variabilidad observada que es explicada por el modelo; *TNO* indica el número total de órdenes que predice el modelo por extrapolación; %FR indica el porcentaje de fauna registrada; *n_{m=0,05}* representa el número de muestras necesario para alcanzar una pendiente de 0,05.

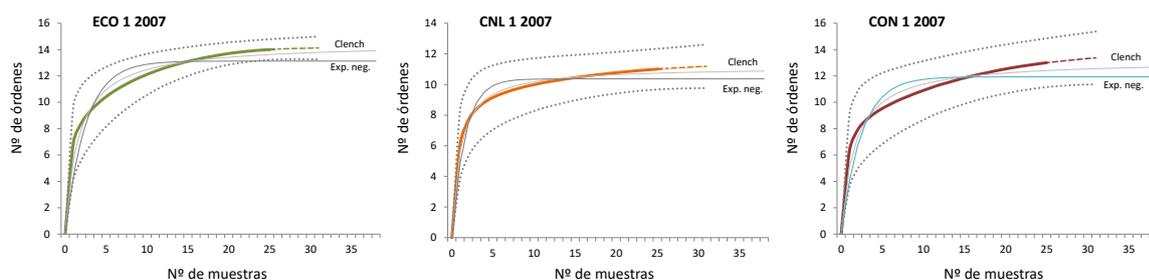


Figura 1.7. Curvas de acumulación calculadas a partir de la abundancia de individuos de cada taxón en cada estación de muestreo para las diferentes parcelas del año 2007 en el muestreo de copa. Puesto que para esta campaña se muestreó una parcela por cada tipo de manejo estas curvas equivalen a las curvas de cada manejo para el año 2007. Se ha representado el número de órdenes observado (línea sólida en color), extrapolando un 25 % del total de muestras (línea discontinua de color), así como los límites inferior y superior del modelo al 95 % (líneas discontinuas grises) y los ajustes de Clench y la función Exponencial Negativa (Exp. Neg.).

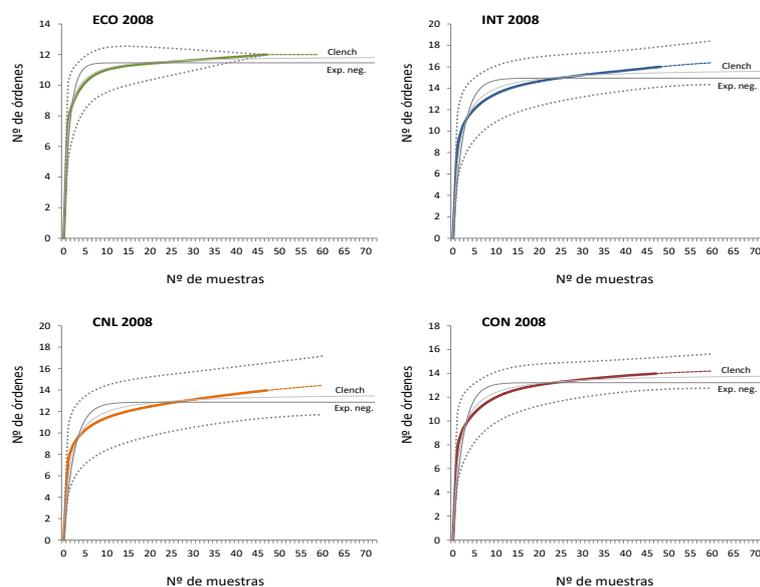


Figura 1.6. Curvas de acumulación calculadas a partir de la abundancia de individuos de cada taxón en cada estación de muestreo para las diferentes manejos del año 2008 en el muestreo de copa. Se ha representado el número de órdenes observado (línea sólida en color), extrapolando un 25 % del total de muestras (línea discontinua de color), así como los límites inferior y superior del modelo al 95 % (líneas discontinuas grises) y los ajustes de Clench y la función Exponencial Negativa (Exp. Neg.).

muestras resultó ser en todos los casos muy inferior a 0,05. Por otra parte, el mejor ajuste (aquel que registró un mayor valor de R^2) resultó ser el de Clench para todos los años. Así mismo, salvo en el año 2007, el modelo indica que con el número de muestras (n) empleado se alcanza el 100 % del número de órdenes estimado (%FR). Finalmente, el número de muestras a partir del cual se alcanza una pendiente de 0,05 ($n_{m=0,05}$) resultó estar en todos los casos muy por debajo del número de unidades muestrales observadas realmente.

Se evaluaron también las curvas de acumulación de los diferentes manejos por separado en función del año de muestreo: 2007 (Figura 1.7), 2008 (Figura 1.6) y 2009 (Figura 1.8). En la

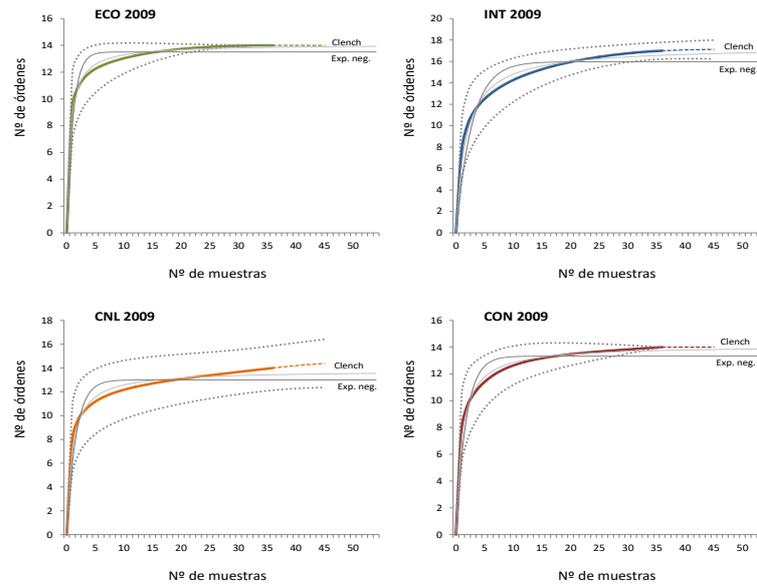


Figura 1.8. Curvas de acumulación calculadas a partir de la abundancia de individuos de cada taxón en cada estación de muestreo para las diferentes manejos del año 2009 en el muestreo de copa. Se ha representado el número de órdenes observado (línea sólida en color), extrapolando un 25 % del total de muestras (línea discontinua de color), así como los límites inferior y superior del modelo al 95 % (líneas discontinuas grises) y los ajustes de Clench y la función Exponencial Negativa (Exp. Neg.).

Tabla 1.2 se recogen los diferentes parámetros de las curvas de acumulación y de los ajustes realizados. Atendiendo a la pendiente de la curva respecto a los datos observados, en todos los casos se registraron valores inferiores a 0,05 a excepción de CON 2007 ($m = 0,08$) y de CNL 2009 ($m = 0,06$). Por otra parte, la curva de Clench resultó ser la que mejor se ajustó frente a la función Exponencial Negativa, con valores de R^2 en todos los casos por encima del 90 %, salvo en el caso de CNL 2008 ($R^2 = 89,7\%$). Además, el modelo de Clench estima que el %FR se encuentra por encima del 95 % en todos los casos. Finalmente, $n_{m=0,05}$ también resultó estar muy por debajo del número de muestras reales para todos los ajustes.

Por último, se calcularon las curvas de acumulación considerando cada una de las parcelas por separado. En este caso, las curvas correspondientes a 2007 coinciden con las expuestas para el tipo de manejo, al haberse muestreado tan solo una parcela por cada tipo de manejo en ese año (ver Figura 1.7 y Tabla 1.2). En cambio, para 2008 (ver Anexo 1, Figura A-1.1) y para 2009 (ver Anexo 1, Figura A-1.2) se construyeron nuevas curvas de acumulación. En las Tabla A-1.1 y Tabla A-1.2 (ver Anexo 2) se muestran los parámetros de las curvas de acumulación y de las funciones de ajuste para las parcelas de 2008 y 2009, respectivamente. Las pendientes de las curvas de acumulación basadas en las observaciones reales se quedaron en la mayoría de los casos en valores por encima de 0,05. Respecto a las funciones de ajuste, nuevamente en todos los casos la curva de Clench fue la que registró mejores resultados, con un valor promedio de R^2 de 95,5 % en 2008 y de 96,9 % en 2009. Sólo en el caso de CON 2 de 2009 la función Exponencial

| CLENH | | | | | | | | | | EXPONENCIAL NEGATIVA | | | | |
|-------------------------|----------|------------------------|----------|-----------------------|------------|----------|-------------|---------------------------|-----------------------|----------------------|----------|-------------|---------------------------|--|
| 2007 | <i>N</i> | <i>S_{obs}</i> | <i>m</i> | <i>R</i> ² | <i>TNO</i> | <i>m</i> | % <i>FR</i> | <i>n_{m=0,05}</i> | <i>R</i> ² | <i>TNO</i> | <i>m</i> | % <i>FR</i> | <i>n_{m=0,05}</i> | |
| ECO (<i>n</i> = 25) | 1321 | 14 | 0,04 | 94,4 % | 14,5 | 0,03 | 96,5 % | 20,1 | 78,3 % | 13,1 | 0,00 | >100 % | 11,7 | |
| CNL (<i>n</i> = 25) | 942 | 11 | 0,04 | 97,6 % | 11,2 | 0,02 | 98,6 % | 13,7 | 80,0 % | 10,4 | 0,00 | >100 % | 6,6 | |
| CON (<i>n</i> = 25) | 675 | 13 | 0,08 | 92,4 % | 13,2 | 0,03 | 98,5 % | 19,0 | 74,0 % | 11,9 | 0,00 | >100 % | 11,1 | |

| CLENH | | | | | | | | | | EXPONENCIAL NEGATIVA | | | | |
|-------------------------|----------|------------------------|----------|-----------------------|------------|----------|-------------|---------------------------|-----------------------|----------------------|----------|-------------|---------------------------|--|
| 2008 | <i>N</i> | <i>S_{obs}</i> | <i>m</i> | <i>R</i> ² | <i>TNO</i> | <i>m</i> | % <i>FR</i> | <i>n_{m=0,05}</i> | <i>R</i> ² | <i>TNO</i> | <i>m</i> | % <i>FR</i> | <i>n_{m=0,05}</i> | |
| ECO (<i>n</i> = 47) | 5356 | 12 | 0,02 | 96,6 % | 11,9 | 0,00 | >100 % | 12,5 | 70,0 % | 11,5 | 0,00 | >100 % | 7,0 | |
| INT (<i>n</i> = 48) | 3788 | 16 | 0,04 | 93,8 % | 15,9 | 0,01 | >100 % | 19,4 | 69,4 % | 14,9 | 0,00 | >100 % | 11,2 | |
| CNL (<i>n</i> = 48) | 2230 | 14 | 0,04 | 89,7 % | 13,7 | 0,01 | >100 % | 18,7 | 62,9 % | 12,9 | 0,00 | >100 % | 11,3 | |
| CON (<i>n</i> = 48) | 2408 | 14 | 0,02 | 93,9 % | 14,0 | 0,01 | >100 % | 17,7 | 68,7 % | 13,2 | 0,00 | >100 % | 10,7 | |

| CLENH | | | | | | | | | | EXPONENCIAL NEGATIVA | | | | |
|-------------------------|----------|------------------------|----------|-----------------------|------------|----------|-------------|---------------------------|-----------------------|----------------------|----------|-------------|---------------------------|--|
| 2009 | <i>N</i> | <i>S_{obs}</i> | <i>m</i> | <i>R</i> ² | <i>TNO</i> | <i>m</i> | % <i>FR</i> | <i>n_{m=0,05}</i> | <i>R</i> ² | <i>TNO</i> | <i>m</i> | % <i>FR</i> | <i>n_{m=0,05}</i> | |
| ECO (<i>n</i> = 36) | 3255 | 14 | 0,00 | 95,2 % | 14,1 | 0,01 | 99,4 % | 12,4 | 64,8 % | 13,5 | 0,00 | >100 % | 6,0 | |
| INT (<i>n</i> = 36) | 1399 | 17 | 0,03 | 95,9 % | 17,4 | 0,02 | 97,8 % | 22,9 | 79,0 % | 16,0 | 0,00 | >100 % | 13,2 | |
| CNL (<i>n</i> = 36) | 1752 | 14 | 0,06 | 92,2 % | 13,8 | 0,01 | >100 % | 15,3 | 65,2 % | 13,0 | 0,00 | >100 % | 8,1 | |
| CON (<i>n</i> = 36) | 2021 | 14 | 0,03 | 97,0 % | 14,1 | 0,01 | 99,1 % | 10,9 | 75,2 % | 13,3 | 0,00 | >100 % | 7,5 | |

Tabla 1.2. Resultados de las curvas de acumulación y de los ajustes realizados (Clench y función Exponencial Negativa) para los diferentes manejos en el muestreo de copa en función del año. *N* representa el tamaño muestral, referido al número total de individuos recogidos; *S_{obs}* indica el número de especies (en nuestro caso órdenes) observados en las muestras reales; *m* es la pendiente de la curva con *n* número de muestras; *R*² es el parámetro de la función que indica el porcentaje de la variabilidad observada que es explicada por el modelo; *TNO* indica el número total de órdenes que predice el modelo por extrapolación; %*FR* indica el porcentaje de fauna registrada; *n_{m=0,05}* representa el número de muestras necesario para alcanzar una pendiente de 0,05.

se ajustó ligeramente mejor a la curva de datos observados que la función de Clench. No obstante, el valor promedio de %*FR* resultó ser de 97,1 % en 2008 y de 95,1 % en 2009 según el ajuste de Clench. En esta ocasión, en *n_{m=0,05}* se encontró en numerosas ocasiones por encima del número de unidades muestrales consideradas. En 2008 se consideraron 16 unidades muestrales por parcela, mientras que el modelo de Clench estimó que de media son necesarias 15,1 para alcanzar la pendiente de 0,05. En cambio, en 2009 se tuvieron en cuenta 12 unidades muestrales por parcela y el modelo de Clench predice el uso de 14,1 para alcanzar la pendiente de 0,05.

Muestreo del estrato herbáceo

Se generaron también curvas de acumulación para el conjunto de datos procedente de las muestras del estrato herbáceo, siguiendo el mismo esquema descrito para las muestras de copa. En este caso, la unidad de esfuerzo de muestreo considerada fue el transecto realizado en cada una de las estaciones muestreadas. Debido al carácter en ocasiones efímero de las cubiertas vegetales y a las diferencias en cuanto a su gestión en las diferentes parcelas, el número de muestras de unas fechas a otras varía irremediablemente, puesto que no se han tenido en cuenta aquellos transectos que no registraron ninguna captura para no distorsionar las curvas. Las muestras de CON tan solo pudieron recogerse en el año 2009, puesto que en 2007 y 2008 ninguna de las parcelas contó con cubierta, por lo que el resultado de realizar los transectos fue siempre nulo.

Se consideraron en primer lugar los datos de los años de muestreo por separado, sin diferenciar entre manejos ni parcelas (Figura 1.9). En la Tabla 1.3 se recogen los parámetros de las diferentes curvas y de las funciones ajustadas. La curva del año 2007 fue la única que

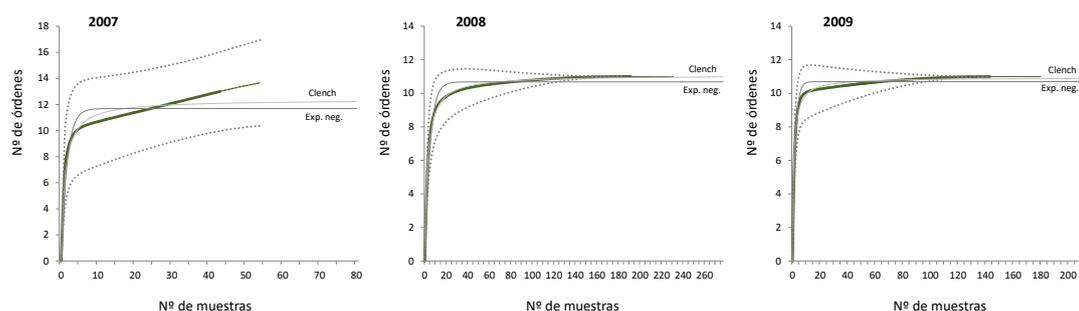


Figura 1.9. Curvas de acumulación calculadas a partir de la abundancia de individuos de cada taxón en cada estación de muestreo para las diferentes años en el muestreo del estrato herbáceo. Se ha representado el número de órdenes observado (línea sólida en color), extrapolando un 25 % del total de muestras (línea discontinua de color), así como los límites inferior y superior del modelo al 95 % (líneas discontinuas grises) y los ajustes de Clench y la función Exponencial Negativa (Exp. Neg.).

| | CLENH | | | | EXPONENCIAL NEGATIVA | | | | | | | | |
|----------------------------------|----------|------------------------|----------|-----------------------|----------------------|----------|--------|---------------------------|-----------------------|------------|----------|--------|---------------------------|
| | <i>N</i> | <i>S_{obs}</i> | <i>m</i> | <i>R</i> ² | <i>TNO</i> | <i>m</i> | %FR | <i>n_{m=0,05}</i> | <i>R</i> ² | <i>TNO</i> | <i>m</i> | %FR | <i>n_{m=0,05}</i> |
| 2007 (<i>n</i> = 67) | 3299 | 13 | 0,07 | 83,9 % | 12,4 | 0,00 | >100 % | 14,8 | 56,7 % | 11,7 | 0,00 | >100 % | 7,9 |
| 2008 (<i>n</i> = 185) | 6633 | 11 | 0,00 | 99,3 % | 11,1 | 0,00 | 99,3 % | 21,1 | 88,8 % | 10,7 | 0,00 | >100 % | 17,7 |
| 2009 (<i>n</i> = 144) | 8116 | 11 | 0,00 | 95,4 % | 10,9 | 0,00 | >100 % | 14,0 | 83,2 % | 10,7 | 0,00 | >100 % | 9,2 |

Tabla 1.3. Resultados de las curvas de acumulación y de los ajustes realizados (Clench y función Exponencial Negativa) para los diferentes años en el muestreo del estrato herbáceo en función del año. *N* representa el tamaño muestral, referido al número total de individuos recogidos; *S_{obs}* indica el número de especies (en nuestro caso órdenes) observados en las muestras reales; *m* es la pendiente de la curva con *n* número de muestras; *R*² es el parámetro de la función que indica el porcentaje de la variabilidad observada que es explicada por el modelo; *TNO* indica el número total de órdenes que predice el modelo por extrapolación; %FR indica el porcentaje de fauna registrada; *n_{m=0,05}* representa el número de muestras necesario para alcanzar una pendiente de 0,05.

registró un valor de la pendiente por encima de 0,05 ($m = 0,07$), mientras que las curvas de los años 2008 y 2009 obtuvieron en sendos casos un valor inferior incluso a 0,01, lo que indica que se la curva se está ha alcanzado una asíntota que representa el número total de órdenes presentes en el área de estudio. Al igual que ocurría en las muestras del estrato herbáceo, el ajuste de Clench resultó ser mejor que el de la Exponencial Negativa, con valores de R^2 por encima de 95 % para 2008 y 2009. En 2007, el valor de R^2 resultó ser sensiblemente inferior ($R^2 = 83,9 \%$) aunque superior en cualquier caso al valor de la función Exponencial Negativa. En cualquier caso, el modelo de Clench predijo un TNO muy próximo a S_{obs} , por lo que $\%FR$ superó notablemente el 99% en todos los casos. Así mismo, el valor de $n_{m=0,05}$ reflejó en todos los años que el número de muestras necesario para alcanzar una pendiente de 0,05 se encontraba muy por debajo del número real de muestras, por lo que el esfuerzo de muestreo resultó ser suficiente en todos los casos.

Se construyeron por otra parte las curvas de acumulación referentes a los tipos de manejo por separado según el año de muestreo: 2007 (Figura 1.10), 2008 (Figura 1.11) y 2009 (Figura 1.12). En la Tabla 1.4 se resumen los diferentes parámetros referentes a las curvas de los datos observados y a las funciones de ajuste. Las pendientes de las curvas basadas en las observaciones reales al nivel del esfuerzo de muestreo de cada una resultaron ser inferiores a 0,05 en todos los casos salvo en el año 2007 para los manejos considerados. Por otra parte, el ajuste de Clench resultó ser el mejor para la mayoría de los manejos, a excepción de CNL de 2008 y de ECO y CON de 2009, donde la función Exponencial Negativa alcanzó valores de R^2 sensiblemente superiores a los de la curva de Clench. Además, $\%FR$ resultó ser muy elevado para todos los ajustes realizados, con valores promedio de 100 % para 2007, de 95,3 % para

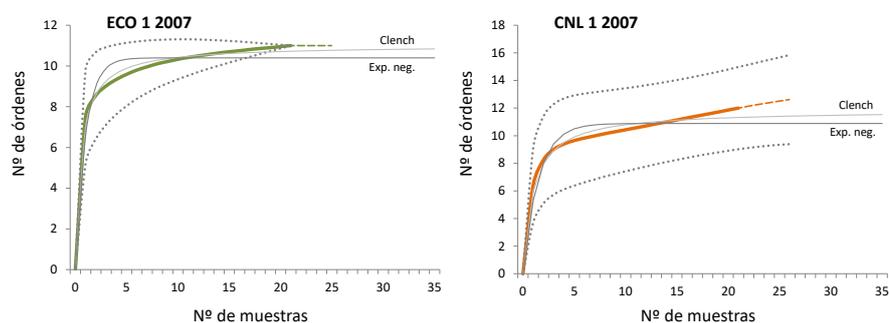


Figura 1.10. Curvas de acumulación calculadas a partir de la abundancia de individuos de cada taxón en cada estación de muestreo para las diferentes parcelas del año 2007 en el muestreo del estrato herbáceo. Puesto que para esta campaña se muestreó una parcela por cada tipo de manejo estas curvas equivalen a las curvas de cada manejo para el año 2007. En las estaciones de muestreo del manejo convencional (CON) no se registró ninguna captura al carecer de cubierta vegetal. Se ha representado el número de órdenes observado (línea sólida en color), extrapoliando un 25 % del total de muestras (línea discontinua de color), así como los límites inferior y superior del modelo al 95 % (líneas discontinuas grises) y los ajustes de Clench y la función Exponencial Negativa (Exp. Neg.).

2008 y de 96,0 % para 2009, siempre según el ajuste de Clench. La función Exponencial Negativa subestimó el valor de *TNO*, por lo que el valor de %*FR* fue superior a 100 % en todos los casos. Finalmente, el $n_{m=0,05}$ resultó ser muy inferior al número de unidades muestrales consideradas para todas las curvas de ajuste.

Por último, se generaron las curvas de acumulación y se realizaron sus correspondientes ajustes considerando los datos de los transectos de cada parcela por separado. De nuevo, las

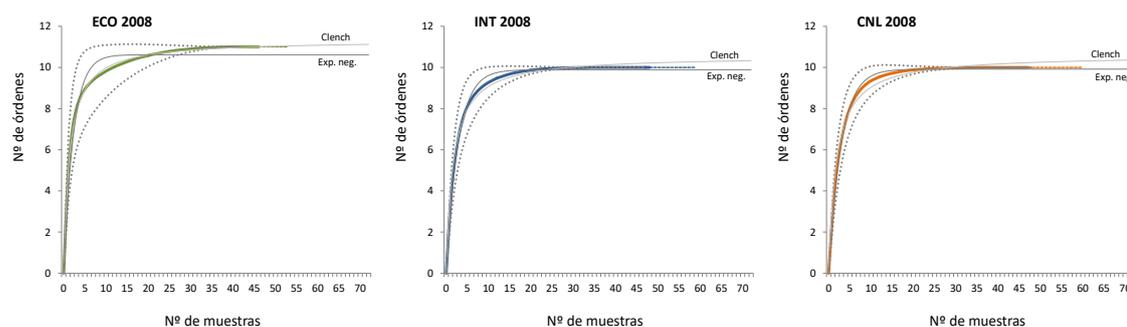


Figura 1.11. Curvas de acumulación calculadas a partir de la abundancia de individuos de cada taxón en cada estación de muestreo para las diferentes manejos del año 2008 en el muestreo del estrato herbáceo. En las estaciones de muestreo del manejo convencional (CON) no se registró ninguna captura al carecer de cubierta vegetal. Se ha representado el número de órdenes observado (línea sólida en color), extrapolando un 25 % del total de muestras (línea discontinua de color), así como los límites inferior y superior del modelo al 95 % (líneas discontinuas grises) y los ajustes de Clench y la función Exponencial Negativa (Exp. Neg.).

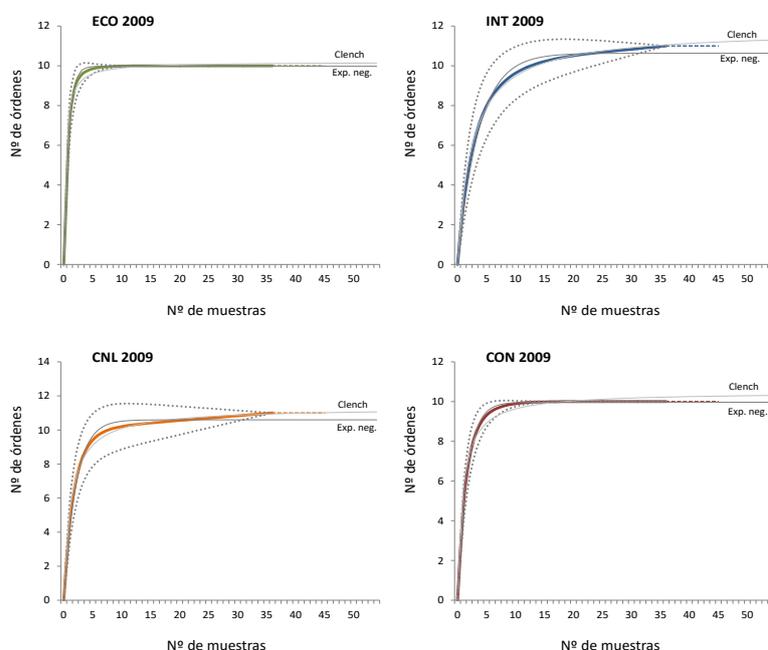


Figura 1.12. Curvas de acumulación calculadas a partir de la abundancia de individuos de cada taxón en cada estación de muestreo para las diferentes manejos del año 2009 en el muestreo del estrato herbáceo. Se ha representado el número de órdenes observado (línea sólida en color), extrapolando un 25 % del total de muestras (línea discontinua de color), así como los límites inferior y superior del modelo al 95 % (líneas discontinuas grises) y los ajustes de Clench y la función Exponencial Negativa (Exp. Neg.).

| 2007 | N | S _{obs} | m | CLENH | | | | | EXPONENCIAL NEGATIVA | | | | |
|-----------------|------|------------------|------|----------------|------|------|--------|---------------------|----------------------|------|------|--------|---------------------|
| | | | | R ² | TNO | m | %FR | n _{m=0,05} | R ² | TNO | m | %FR | n _{m=0,05} |
| ECO (n = 21) | 1954 | 11 | 0,05 | 94,2 % | 11,0 | 0,01 | 99,9 % | 10,6 | 66,5 % | 10,4 | 0,00 | >100 % | 5,3 |
| CNL (n = 21) | 1247 | 12 | 0,14 | 93,0 % | 11,8 | 0,02 | >100 % | 14,2 | 74,2 % | 10,9 | 0,00 | >100 % | 7,5 |

| 2008 | N | S _{obs} | m | CLENH | | | | | EXPONENCIAL NEGATIVA | | | | |
|-----------------|------|------------------|------|----------------|------|------|--------|---------------------|----------------------|------|------|--------|---------------------|
| | | | | R ² | TNO | m | %FR | n _{m=0,05} | R ² | TNO | m | %FR | n _{m=0,05} |
| ECO (n = 42) | 3010 | 11 | 0,00 | 99,5 % | 11,3 | 0,01 | 97,1 % | 16,2 | 88,3 % | 10,6 | 0,00 | >100 % | 10,4 |
| INT (n = 47) | 1862 | 10 | 0,00 | 98,2 % | 10,6 | 0,01 | 94,7 % | 17,0 | 98,0 % | 9,9 | 0,00 | >100 % | 11,9 |
| CNL (n = 48) | 1761 | 10 | 0,00 | 97,2 % | 10,6 | 0,01 | 94,2 % | 17,5 | 99,1 % | 9,9 | 0,00 | >100 % | 12,5 |

| 2009 | N | S _{obs} | m | CLENH | | | | | EXPONENCIAL NEGATIVA | | | | |
|-----------------|------|------------------|------|----------------|------|------|--------|---------------------|----------------------|------|------|--------|---------------------|
| | | | | R ² | TNO | m | %FR | n _{m=0,05} | R ² | TNO | m | %FR | n _{m=0,05} |
| ECO (n = 36) | 4628 | 10 | 0,00 | 90,0 % | 10,2 | 0,00 | 98,0 % | 7,7 | 98,5 % | 10,0 | 0,00 | >100 % | 4,5 |
| INT (n = 36) | 414 | 11 | 0,03 | 99,6 % | 11,8 | 0,02 | 93,1 % | 21,7 | 98,0 % | 10,6 | 0,00 | >100 % | 14,7 |
| CNL (n = 36) | 1333 | 11 | 0,03 | 98,2 % | 11,3 | 0,01 | 97,2 % | 15,4 | 96,4 % | 10,6 | 0,00 | >100 % | 9,6 |
| CON (n = 36) | 1741 | 10 | 0,00 | 93,9 % | 10,5 | 0,01 | 95,5 % | 12,6 | 99,5 % | 10,0 | 0,00 | >100 % | 7,9 |

Tabla 1.4. Resultados de las curvas de acumulación y de los ajustes realizados (Clench y función Exponencial Negativa) para los diferentes manejos en el muestreo del estrato herbáceo en función del año. *N* representa el tamaño muestral, referido al número total de individuos recogidos; *S_{obs}* indica el número de especies (en nuestro caso órdenes) observados en las muestras reales; *m* es la pendiente de la curva con *n* número de muestras; *R²* es el parámetro de la función que indica el porcentaje de la variabilidad observada que es explicada por el modelo; *TNO* indica el número total de órdenes que predice el modelo por extrapolación; *%FR* indica el porcentaje de fauna registrada; *n_{m=0,05}* representa el número de muestras necesario para alcanzar una pendiente de 0,05.

curvas del año 2007 coinciden con las generadas para el tipo de manejo (ver Figura 1.10 y Tabla 1.4). En cambio, para 2008 (ver Anexo 1, Figura A-1.3) y 2009 (ver Anexo 1, Figura A-1.4) se realizaron nuevos análisis. En las Tabla A-1.3 y Tabla A-1.4 (ver Anexo 2) se resumen los parámetros de las curvas basadas en las observaciones reales y de los ajustes para 2008 y 2009, respectivamente.

Respecto a las curvas generadas con los datos observados, la pendiente en algunos casos se encontraba por debajo de 0,05, pero en otros casos se quedó muy por encima de ese valor, en los tres años de muestreo. Por otra parte, el ajuste de Clench resultó ser ligeramente superior en algunos casos, frente a la función Exponencial Negativa, que fue el mejor ajuste en otras ocasiones. Si consideramos el valor promedio de *R²* para cada modelo y año, Clench resulta ser mejor ajuste para los datos de 2008 (*R²* = 98,5 % frente a *R²* = 97,5 % de la función Exponencial Negativa) y peor para 2009 (*R²* = 97,6 % frente a *R²* = 98,3 % de la función

Exponencial Negativa). Asimismo, respecto al %FR se detectaron valores muy diferentes entre las distintas parcelas, tanto en 2008 como en 2009. Por regla general el modelo Exponencial Negativo subestima el TNO, por lo que el valor de %FR es muy elevado. En cambio, para el ajuste de Clench, en numerosas parcelas, el valor de %FR no alcanzó el 90%. Finalmente, el $n_{m=0,05}$ según el modelo de Clench es por lo general superior al número de muestras consideradas ($n_{m=0,05} = 18,5$ de media en 2008, frente a $n = 16$; $n_{m=0,05} = 21,1$ de media en 2009 frente a $n = 12$). En cambio, para la función exponencial Negativa el esfuerzo de muestreo sí resultó ser adecuado ($n_{m=0,05} = 10,4$ de media en 2008, frente a $n = 16$; $n_{m=0,05} = 10,7$ de media en 2009 frente a $n = 12$).

1.4. DISCUSIÓN

1.4.1. Estudio de la artropodofauna a nivel de orden

Con el objetivo de desarrollar herramientas útiles y eficaces en términos de evaluación y bioindicación de los agroecosistemas, resulta interesante trabajar con grupos que sean fáciles de muestrear e identificar (McGeoch, 1998). En este sentido, la artropodofauna juega un papel crucial debido a su enorme biodiversidad. Son numerosos los estudios que han utilizado diferentes grupos taxonómicos de artrópodos asociados a los cultivos como bioindicadores ecológicos de los mismo (Biaggini *et al.*, 2007; Siddig *et al.*, 2016; Wiłkomirski, 2013). Con el objetivo de reducir costes económicos y humanos, varios estudios han propuesto el empleo de niveles taxonómicos elevados como son el de familia o incluso el de orden (Balmford *et al.*, 1996; Biaggini *et al.*, 2007; Cardoso *et al.*, 2004; Cotes *et al.*, 2010; Gaston & Williams, 1993; Williams & Gaston 1994).

En el caso del olivar, el nivel taxonómico de orden parece ser adecuado para desarrollar una evaluación rápida del tipo de manejo (Cotes *et al.*, 2010), al menos para distinguir las explotaciones ecológicas de las no ecológicas. Resulta de gran importancia trabajar con niveles que sean fáciles de identificar incluso por personas que no tengan conocimientos taxonómicos demasiado elevados. En nuestro caso, se han considerado los especímenes capturados al nivel de orden con el fin de desarrollar posteriormente análisis a este nivel que permitan realizar una rápida evaluación del agroecosistema del olivo, así como discriminar entre manejos. En cualquier caso, la efectividad de este tipo de estudios para extraer conclusiones sobre biodiversidad debe ser considerada con ciertas reservas (Balmford *et al.*, 1996; Williams & Gaston, 1994).

1.4.2. Evaluación de la intensidad de muestreo

Para reducir costos, en el caso del muestreo de artrópodos se sugiere concentrar los esfuerzos de en la época en la que se registren mayores abundancias (Biaggini *et al.*, 2007; Duelli *et al.*, 1999). Estudios previos apuntan en la dirección de que la mejor época del año para muestrear los artrópodos del olivar corresponde con la primavera y el verano (Ruano *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2007). En base a esto, se planteó el muestreo quincenalmente de los olivares desde mediados de mayo hasta finales de julio para el primer año (2007). Al año siguiente se consideró la posibilidad de reducir el número de muestras de cada parcela en favor de ampliar el número de manejos y la cantidad de parcelas por manejo. Por este motivo se pensó en reducir tanto el número de fechas de muestreo como el de estaciones de muestreo por parcela.

Elección de las fechas de muestreo

Tras analizar las abundancias medias obtenidas por estación de muestreo en cada uno de los manejos, se observaron diferencias significativas entre las distintas fechas de l año 2007. En concreto las fechas más distanciadas de la floración, tanto en prefloración como en posfloración, registraron el menor número tanto de individuos como de órdenes. Estudios realizados en comarcas olivareras muy próximas a la nuestra, en la misma provincia de Granada, concluyen que es precisamente en el periodo en torno a la floración donde se advierten las mayores diferencias entre (Cotes *et al.*, 2011; Cotes *et al.*, 2010; Redolfi *et al.*, 1999; Ruano *et al.*, 2004). Más aún, Cotes *et al.* (2010) encuentran diferencias significativas en la abundancia de artrópodos en el olivar en prefloración frente a posfloración, siendo mayor en la segunda que en la primera. Así mismo, Cotes *et al.* (2011) propone el empleo de la abundancia de Coleoptera y Hemiptera (sin considerar Heteroptera y *E. olivina*) en posfloración como bioindicador del tipo de manejo.

Atendiendo a los resultados de 2007, para el año 2008 se redujo el número de fechas de muestreo, suprimiendo la segunda fecha de posfloración. Se detectaron diferencias entre la prefloración y el resto de fechas, aunque no significativas. En cambio, respecto al número de órdenes, la fecha considerada en posfloración de 2008 sí registró diferencias significativas.

Finalmente, para el año 2009 se redujeron aún más las fechas de muestreo, prescindiendo en este caso de la primera fecha de prefloración. De este modo se muestreó en tres fechas, una por cada estado fenológico. Llama la atención que este año las menores abundancias se registraron en la prefloración, con diferencias significativas respecto al resto de fechas. Estas diferencias se vieron reflejadas también en el número de órdenes. Otros estudios han registrado

igualmente diferencias interanuales en cuanto a la abundancia y composición de la comunidad de artrópodos del olivo (Cotes *et al.*, 2011; Ruiz & Montiel, 2000, 2001). Según Ruiz y Montiel (2001) las precipitaciones escasas durante la primavera tienen un efecto negativo sobre la artropodofauna del olivo. Considerando datos de las estaciones agroclimáticas de la zona, pertenecientes a la Red de Información Agroclimática de Andalucía (RIA, 2017), la primavera del año 2009 fue la más seca de los tres años considerados (62,3 mm en 2009 frente a 133,2 mm en 2007 y 96,4 mm en 2008). Así mismo, en este mismo estudio se detecta un empobrecimiento de la artropodofauna del verano respecto a la de la primavera en olivares de Jaén. No obstante, la fenología del olivo en nuestra área de estudio se encuentra por regla general en torno a un mes retrasada con respecto a la de la provincia de Jaén (comunicación personal).

Santos *et al.* (2007) en estudios realizados en olivares situados al norte de Portugal, recomiendan muestrear durante todo el verano, llegando incluso hasta noviembre. En cualquier caso, advierten igualmente que la mayor abundancia de artrópodos se detecta entre los meses de mayo y junio. Las distintas condiciones climáticas de unas zonas olivareras y otras pueden ser la causa de que los muestreos prolongados durante todo el verano aporten información relevante sobre la artropodofauna del olivo. En cambio, en nuestra región, fuertemente influenciada por el clima mediterráneo, la sequía asociada al periodo estival afecta de manera determinante a la abundancia de artrópodos en el agroecosistema del olivo, por lo que nuestra recomendación es no prologar los muestreos más allá de las primeras semanas de posfloración, en un contexto de recursos limitados o de búsqueda de un método de bioindicación rápido y eficiente.

Por otra parte, las diferencias detectadas en el muestreo de copa no tuvieron reflejo en el conjunto de datos del estrato herbáceo. Los resultados obtenidos en este tipo de muestreo apuntan en la dirección de una elevada heterogeneidad no sólo interanual, sino también dentro de una misma campaña de muestreo. El estrato herbáceo ha sido propuesto como una herramienta útil en el control de plagas (Gómez *et al.*, 2017; Nave *et al.*, 2016; Porcel *et al.*, 2017), pero a la luz de nuestros resultados, quizá no sea determinante para realizar estudios de bioindicación con artrópodos. Otras investigaciones han determinado que la cubierta vegetal por sí sola no mejora el control biológico en el olivar (Paredes *et al.*, 2015; Pascual *et al.*, 2017; Picchi *et al.*, 2017; Villa *et al.*, 2016), sino que necesita además de una vegetación circundante natural y heterogénea.

En cualquier caso, la evolución de las capturas en el estrato herbáceo no parece seguir un patrón determinado, si bien tanto el número de individuos por muestra, como el de órdenes por

muestra coinciden en cuanto a resultados. Durante el periodo de floración del año 2008, por diferentes motivos ajenos a nuestra investigación, se realizaron diversas intervenciones sobre la cubierta vegetal en la mayoría de las parcelas de estudio, bien mediante siega (mecánica o química, según el tipo de manejo), por aplastamiento o por arado superficial. Tan sólo se capturaron artrópodos en el estrato herbáceo durante estas fechas en ECO 3 y en INT 3, así como en algunos transectos de las parcelas de CNL, que en cualquier caso contaban con una vegetación bastante diezmada. En el resto de muestras no se pudo registrar ningún espécimen. Por otra parte, en el año 2009 se registró una evolución propia del deterioro progresivo que sufre la flora por causa del avance de la sequía estival, que contrasta con los resultados obtenidos en el muestreo de copa de ese mismo año, donde tanto la abundancia como el número de órdenes aumenta conforme se acerca el verano.

Evaluación de los modelos de ajuste

Una curva de acumulación es la gráfica del número de especies observadas en función de una medida de esfuerzo de muestreo requerido para observarlas (Colwell *et al.*, 2004). Las curvas de acumulación se emplearon en este estudio como una herramienta para evaluar el esfuerzo de muestreo, con el objeto de reducir el número de muestras progresivamente para alcanzar un mayor grado de eficiencia en los muestreos. No obstante, como ya se ha comentado, las curvas de acumulación, así como los diferentes índices derivados de las mismas, no se diseñaron originalmente para el empleo de datos a niveles taxonómicos tan elevados como el de orden, por lo que preferimos ser conservadores y no extraer ningún tipo de conclusión sobre la diversidad respecto a los diferentes conjuntos de datos.

En primer lugar, las curvas de acumulación en este trabajo sirvieron para evaluar la bondad de dos de los modelos más recomendados en la literatura científica para este tipo de estudios, como son la función de Clench y la Exponencial Negativa (Colwell & Coddington, 1994; Díaz-Francés & Soberón, 2005; Fagan & Kareiva, 1997; Jiménez-Valverde & Hortal, 2003; Moreno & Halffter, 2000; Peterson & Slade, 1998; Soberón & Llorente, 1993). Tras el análisis de los resultados, podemos decir que el mejor ajuste de los dos modelos propuestos resultó ser el de la función de Clench. Tan solo al considerar las parcelas por separado en el estrato herbáceo la función Exponencial Negativa registró valores de ajuste más elevados. En el resto de análisis, el modelo de Clench se situó siempre por encima en cuanto a la cantidad de variabilidad observada que fue capaz de explicar (representado por el valor de R^2). Este modelo propuesto por Clench (1979) sigue una dinámica típica de la ecuación de Michaelis-Menten, propuesta originalmente para la cinética enzimática. Desde el punto de vista biológico se interpreta como que la

probabilidad de añadir nuevas especies al inventario aumentará, hasta un límite, cuanto más tiempo se pase en el campo (Soberón & Llorente, 1993). Esta interpretación parece tener sentido, puesto que cuanto más tiempo dedica un investigador a las tareas de campo, no solo aumenta el esfuerzo de muestreo, sino que además acumula experiencia con el sitio, el grupo taxonómico o las técnicas empleadas. Numerosos estudios han constatado la bondad del ajuste de la función de Clench en situaciones reales para varios grupos de artrópodos (Hortal *et al.*, 2004; Jiménez-Valverde & Lobo, 2005; Jiménez-Valverde *et al.*, 2004; Ricketts *et al.*, 2002; Soberón & Llorente, 1993) e incluso en murciélagos (Moreno & Halffter, 2000).

Por otra parte, la función Exponencial Negativa ha subestimado el número total de órdenes en la mayoría de los casos, prediciendo valores inferiores a los observados. Este resultado concuerda con Díaz-Francés y Gorostiza (2002) que proponen este modelo para estudios en áreas reducidas o grupos bien conocidos, donde todas las especies son registradas. Al margen de la bondad del ajuste, resulta más apropiado considerar para nuestros conjuntos de datos el modelo de Clench, pues ofrece resultados más coherentes. Presumiblemente, al nivel de muestreo de nuestro estudio no siempre se habrá registrado en todas las parcelas o manejos la totalidad de órdenes presentes en los mismos. De hecho, según el ajuste de Clench, en la mayoría de los casos se predice un número de órdenes ligeramente superior al observado. No obstante, dado el elevado nivel taxonómico al que se han considerado las muestras, no vamos a realizar comentario acerca de la calidad del inventario. En cualquier caso, las curvas de acumulación han sido descritas en la literatura científica como una herramienta adecuada para evaluar el inventario de taxones de un área determinada (Gray, 2002).

Evaluación de la intensidad de muestreo

Las curvas de acumulación en este estudio han servido también para evaluar el esfuerzo de muestreo. Por un lado, la pendiente de las curvas ajustadas, especialmente al considerar los datos a nivel de manejo para cada año, ha resultado ser muy baja, por debajo de 0,05 en la mayoría de los casos. Para Hortal y Lobo (2005) ésta parece ser una buena referencia para asegurar que la curva está aproximándose lo suficiente a la asíntota como para considerar que el muestreo está relativamente completo. A efectos prácticos supone que para añadir al registro un nuevo taxón, deberían considerarse 20 unidades más de muestreo. En nuestro caso, atendiendo al valor de $n_{0,05}$ (representa el número de muestras necesario para que la pendiente sea al menos de 0,05), podemos afirmar que el esfuerzo de muestreo ha sido suficiente, especialmente cuando las parcelas han sido agrupadas por años o por manejos. Al considerar las

parcelas por separado, se han detectado numerosos casos en los que $n_{0,05}$ ha sido mayor que el número de muestras considerado, generalmente asociado a un número de individuos (N) considerablemente bajo. De hecho, en los muestreos de copa los peores resultados se obtuvieron al considerar las parcelas por separado. En el estrato herbáceo los resultados considerando las parcelas por separado, también evidenciaron que el número de unidades muestrales (transectos, en este caso) no fue suficiente en la mayor parte de los casos. A la luz de estos resultados, recomendamos para futuras investigaciones un aumento del número de muestras, si lo que se quiere es tratar cada parcela por separado, o bien agrupar las parcelas por manejos para incrementar el número de unidades muestrales, si se quiere distinguir entre las diferentes prácticas agrícolas.

En cualquier caso, desde el inicio del estudio, los resultados de las curvas de acumulación de la primera temporada, nos indujeron a reducir paulatinamente el esfuerzo de muestreo. A tenor de los resultados de 2007, tanto de copa como del estrato herbáceo, se decidió reducir el número de estaciones de muestreo por parcela en favor de aumentar el número de manejos y el de parcelas por tipo de manejo. El valor de $n_{0,05}$ fue en todos los casos inferior al de muestras consideradas. Posteriormente, en el año 2008, como se aumentó el número global de estaciones de muestreo, al considerar las parcelas agrupadas por manejos los resultados fueron muy satisfactorios. Se planteó nuevamente la posibilidad de ajustar aún más el número de muestras, en este caso sólo reduciendo el número de fechas de muestreo para el año 2009. Finalmente, los resultados de 2009, indican que el muestreo considerado a nivel de manejos continúa siendo suficiente. De este modo, para estudios a elevado nivel taxonómico como es el de orden, nuestra recomendación para realizar una rápida evaluación del estado de la artropodofauna del olivar es concentrar el esfuerzo de muestreo en al menos tres fechas cercanas a la floración, preferiblemente antes, durante y después de la misma.

Para estudios más precisos, en los que se considere el nivel taxonómico de especie, existen en la literatura varias referencias para calcular la intensidad mínima de muestreo para alcanzar una determinada asíntota que represente la riqueza de especies (o un porcentaje determinado de la misma) tanto para el número de individuos colectados como para la cantidad de muestras consideradas (Chao *et al.* 2009).

1.5. Conclusiones

- Los muestreos en torno a la floración del olivo parecen ser los más adecuados en un contexto de reducción de esfuerzo de muestreo con el objetivo de realizar una evaluación rápida de la artropodofauna del olivo.
- El ajuste de Clench resultó ser el más adecuado para nuestros dos conjuntos de muestras (muestreo de copa y de estrato herbáceo) al considerar los artrópodos al nivel de orden y agrupando las parcelas por manejos.
- La intensidad de muestreo propuesta resultó ser suficiente para detectar la gran mayoría de los órdenes predichos por el modelo, especialmente para las muestras de copa.

REFERENCIAS

- Balmford, A., Jayasuriya, A. H. M. & Green, M. J. B. 1996. «Using higher-taxon richness as a surrogate for species richness: II. Local Applications». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 263(1376):1571-1575.
- Biaggini, M., Consorti, R., Dapporto, L., Dellacasa, M., Paggetti, E. & Corti, C. 2007. «The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of arthropod diversity in agricultural landscapes». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122(2):183-191.
- Cardoso, P., Silva, I., De Oliveira, N. G. & Serrano, A. R. M. 2004. «Indicator taxa of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation». *Biological Conservation* 120(4):517-524.
- Chao, A., Colwell, R. K., Lin, C. W. & Gotelli, N. J. 2009. «Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators». *Ecology* 90(4):1125-1133.
- Cirio, U. 1997. «Productos agroquímicos e impacto ambiental en olivicultura». *Olivae: revista del Consejo Oleícola Internacional* 65:32-39.
- Clench, H. K. 1979. «How to make regional list of butterflies: some thoughts». *Journal of the Lepidopterists' Society* 33(4):216-231.
- Colwell, R. K. 2013. «EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples». Versión 9.1.0. Guía del usuario y aplicación. <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Colwell, R. K., Chang, X. M. & Chang, J. 2004. «Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves». *Ecology* 85(10):2717-2727.
- Colwell, R. K. & Coddington, J. A. 1994. «Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation». *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 345:101-118.
- Cotes, B., Campos, M., García, P. A., Pascual, F. & Ruano, F. 2011. «Testing the suitability of insect orders as indicators for olive farming systems». *Agricultural and Forest Entomology* 13(4):357-364.
- Cotes, B., Campos, M., Pascual, F., García, P. A. & Ruano, F. 2010. «Comparing taxonomic levels of epigeal insects under different farming systems in Andalusian olive agroecosystems». *Applied Soil Ecology* 44(3):228-236.
- Crovetti, A. 1996. «La defensa fitosanitaria. Desarrollo de metodologías y salvaguarda de la producción y del medio ambiente». En *Enciclopedia mundial del olivo*. Madrid, España: International Olive Oil Council.
- Díaz-Francés, E. & Gorostiza, L. G. 2002. «Inference and model comparison for species accumulation functions using approximating pure birth processes». *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 7(3):335-349.
- Díaz-Francés, E. & Soberón, J. L. 2005. «Statistical estimation and model selection of species-accumulation functions». *Conservation Biology* 19(2):569-573.
- Duelli, P., Obrist, M. K. & Schmatz, D. R. 1999. «Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: Above-ground insects». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74(1-3):33-64.

- Fagan, W. F. & Kareiva, P. M. 1997. «Using compiled species lists to make biodiversity comparisons among regions: A test case using Oregon butterflies». *Biological Conservation* 80(3):249-259.
- Gaston, K. J. & Williams, P. H. 1993. «Mapping the world's species-The higher taxon approach». *Biodiversity Letters* 1(1):2-8.
- Gómez, J. A., Campos, M., Guzmán, G., Castillo-Llanque, F., Vanwalleghem, T., Lora, Á. & Giráldez, J. V. 2017. «Soil erosion control, plant diversity, and arthropod communities under heterogeneous cover crops in an olive orchard». *Environmental Science and Pollution Research* 1:1-13.
- Gray, J. S. 2002. «Species richness of marine soft sediments». *Marine Ecology Progress Series* 244:285-297.
- Hortal, J., García-Pereira, P. & García-Barros, E. 2004. «Butterfly species richness in mainland Portugal: predictive models of geographic distribution patterns». *Ecography* 27:68-82.
- Hortal, J. & Lobo, J. M. 2005. «An ED-based protocol for optimal sampling of biodiversity». *Biodiversity and Conservation* 14(12):2913-2947.
- Jiménez-Valverde, A. & Hortal, J. 2003. «Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos». *Revista Ibérica de Aracnología* 8:151-161.
- Jiménez-Valverde, A. & Lobo, J. M. 2005. «Determining a combined sampling procedure for a reliable estimation of Araneidae and Thomisidae assemblages (Arachnida, Araneae)». *Journal of Arachnology* 33(1):33-42.
- Jiménez-Valverde, A., Martín-Cano, J. & Munguira, M. L. 2004. «Patrones de diversidad de la fauna de mariposas del Parque Nacional de Cabañeros y su entorno (Ciudad Real, España central) (Lepidoptera, Papilionoidea, Hesperioidea)». *Animal Biodiversity and Conservation* 27(2):15-24.
- Kenneth, L. H., van Belle, G. & Simberloff, D. 1975. «Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size». *Ecology* 56:1459-1461.
- Lamas, G., Robbins, R. K. & Harvey, D. J. 1991. «A preliminary survey of the butterfly fauna of Pakitza, Parque Nacional del Manu, Peru, with an estimate of its species richness». *Publicaciones del Museo de Historia Natural Universidad Nacional Mayor de San Marcos* 40:1-19.
- Lucena, B., Manrique, T. & Méndez, M. Á. 2017. «La olivicultura en el mundo y en España». En *El cultivo del olivo*, editado por Barranco, D., Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- McGeoch, M. A. 1998. «The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators». *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 73(2):181-201.
- Moreno, C. E. & Halffter, G. 2000. «Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves». *Journal of Applied Ecology* 37(1):149-158.
- Nave, A., Gonçalves, F., Crespí, A. L., Campos, M. & Torres, L. 2016. «Evaluation of native plant flower characteristics for conservation biological control of *Prays oleae*». *Bulletin of Entomological Research* 106(2):249-257.
- 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(2):1-13.

- Pascual, S., Rescia, A., Sánchez-Ramos, I., González-Núñez, M. & Ortega, M. 2017. «Relationship between landscape structure and abundance of airborne beneficial arthropods in an olive agro-ecosystem». *IOBC-WPRS Bulletin* 122:165-168.
- Peterson, A. T. & Slade, N. A. 1998. «Extrapolating inventory results into biodiversity estimates and the importance of stopping rules». *Diversity and Distributions* 4(3):95-105.
- Picchi, M. S., Marchi, S., Albertini, A. & Petacchi, R. 2017. «Organic management of olive orchards increases the predation rate of overwintering pupae of *Bactrocera oleae* (Diptera: Tephritidae)». *Biological Control* 108:9-15.
- Porcel, M., Cotes, B., Castro, J. & Campos, M. 2017. «The effect of resident vegetation cover on abundance and diversity of green lacewings (Neuroptera: Chrysopidae) on olive trees». *Journal of Pest Science* 90(1):195-206.
- R Core Team. 2017. «R: A language and environment for statistical computing». R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>.
- Redolfi, I., Tinaut, A., Pascual, F. & Campos, M. 1999. «Qualitative aspects of myrmecocanosis (Hym., Formicidae) in olive orchards with different agricultural management in Spain». *Journal of Applied Entomology* 123:621-627.
- Rei, F. T., Campos, M. & Torres, L. M. 2010. «Beneficial arthropods in olive tree canopy». *Integrated protection of olive crops. IOBC/wprs Bulletin* 53:117-127.
- RIA. 2017. «Red de Información Agroclimática de Andalucía». *Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera de Andalucía*. <https://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/ifapa/ria>.
- Ricketts, T. H., Daily, G. C. & Ehrlich, P. R. 2002. «Does butterfly diversity predict moth diversity? Testing a popular indicator taxon at local scales». *Biological Conservation* 103(3):361-370.
- Ruano, F., Lozano, C., García, P. A., Peña, A., Tinaut, A., Pascual, F. & Campos, M. 2004. «Use of arthropods for the evaluation of the olive-orchard management regimes». *Agricultural and Forest Entomology* 6(2):111-120.
- Ruiz, M. 2009. «Estudio de la comunidad de artrópodos de olivares de la provincia de Jaén». Universidad de Jaén. Tesis doctoral.
- Ruiz, M. & Montiel, A. 2000. «Introducción al conocimiento de la entomofauna del olivar en la provincia de Jaén. Aspectos cualitativos (I)». *Boletín de Sanidad Vegetal* 26:129-147.
- Ruiz, M. & Montiel, A. 2001. «Introducción al conocimiento de la entomofauna del olivar en la provincia de Jaén. Aspectos cuantitativos (II)». *Boletín de Sanidad Vegetal* 27:531-560.
- Santos, S. A. P., Pereira, J. A., Torres, L. M. & Nogueira, A. J. A. 2007. «Evaluation of the effects, on canopy arthropods, of two agricultural management systems to control pests in olive groves from north-east of Portugal.» *Chemosphere* 67(1):131-139.
- Siddig, A. A. H., Ellison, A. M., Ochs, A., Villar-Leeman, C. & Lau, M. K. 2016. «How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators». *Ecological Indicators* 60:223-230.

- Soberón, J. L. & Llorente, J. 1993. «The use of species accumulation functions for the prediction of species richness». *Conservation Biology* 7(3):480-488.
- TIBCO Software Inc. 2017. «Statistica (data analysis software system)». Versión 13. <http://statistica.io>.
- Ugland, K. I., Gray, J. S. & Ellingsen, K. E. 2003. «The species-accumulation curve and estimation of species richness». *Journal of Animal Ecology* 72(5):888-897.
- Villa, M., Santos, S. A. P., Mexia, A., Bento, A. & Pereira, J. A. 2016. «Ground cover management affects parasitism of *Prays oleae* (Bernard)». *Biological Control* 96:72-77.
- Walther, B. A. & Morand, S. 1998. «Comparative performance of species richness estimation methods». *Parasitology* 116:395-405.
- Wiłkomirski, B. 2013. «History of bioindication». *Monitoring* 14:137-142.
- Williams, P. H. & Gaston, K. J. 1994. «Measuring more of biodiversity: Can higher-taxon richness predict wholesale species richness?» *Biological Conservation* 67(3):211-217.

ANEXO 1. Figuras

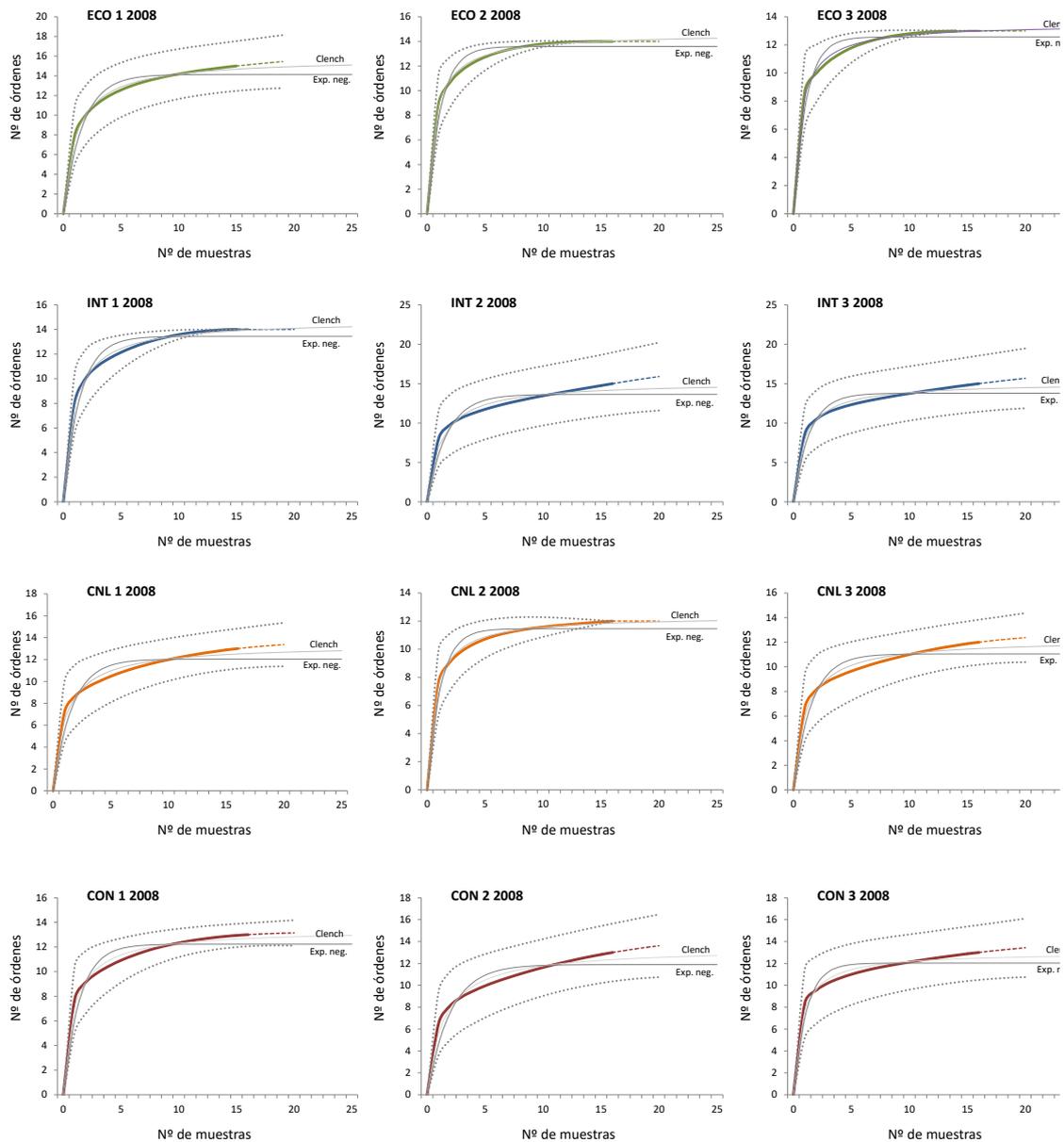


Figura A-1.1. Curvas de acumulación calculadas a partir de la abundancia de individuos de cada taxón en cada estación de muestreo para las diferentes parcelas del año 2008 en el muestreo de copa. Se ha representado el número de órdenes observado (línea sólida en color), extrapolando un 25 % del total de muestras (línea discontinua de color), así como los límites inferior y superior del modelo al 95 % (líneas discontinuas grises) y los ajustes de Clench y la función Exponencial Negativa (Exp. Neg.).

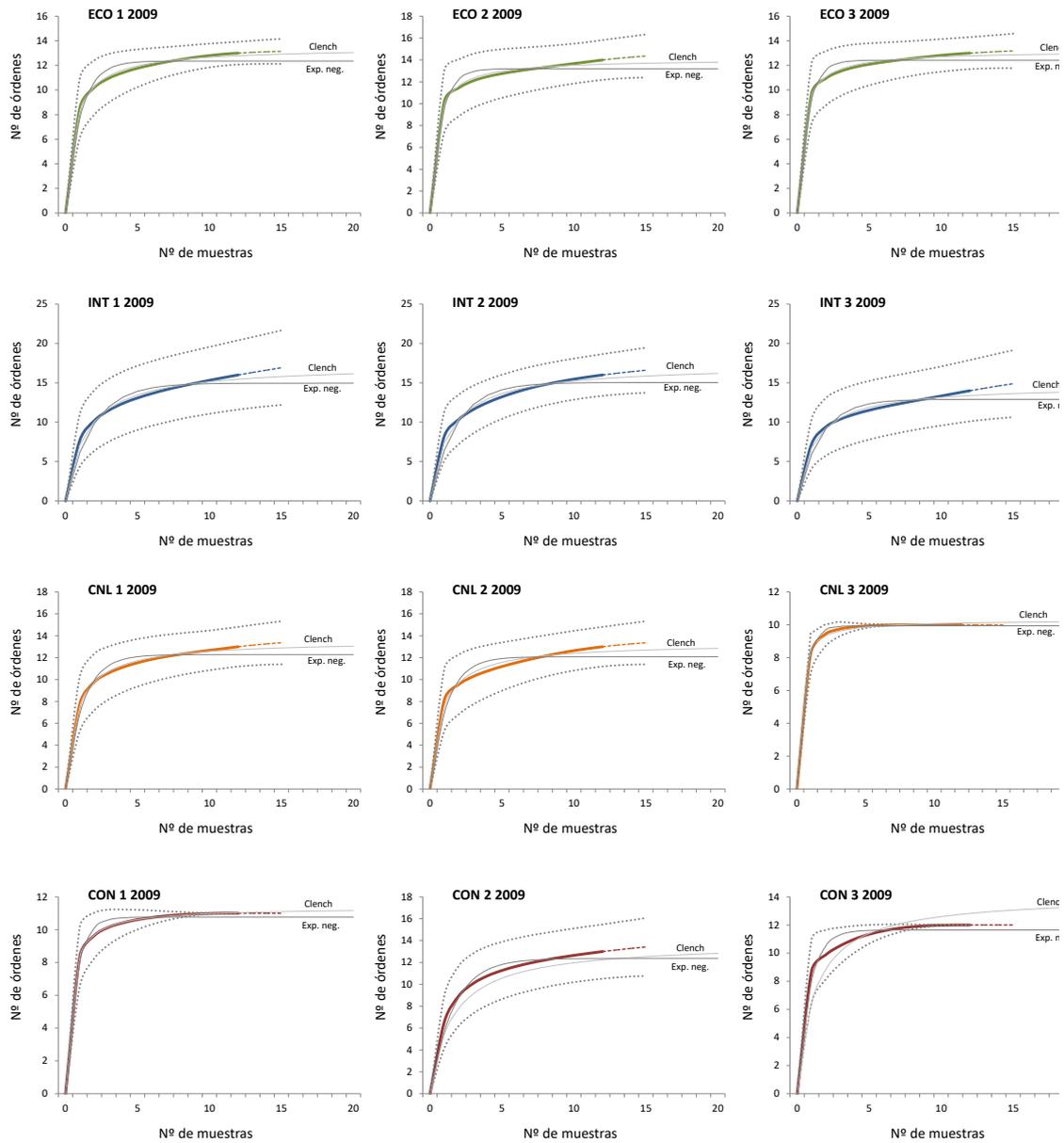


Figura A-1.2. Curvas de acumulación calculadas a partir de la abundancia de individuos de cada taxón en cada estación de muestreo para las diferentes parcelas del año 2009 en el muestreo de copa. Se ha representado el número de órdenes observado (línea sólida en color), extrapolando un 25 % del total de muestras (línea discontinua de color), así como los límites inferior y superior del modelo al 95 % (líneas discontinuas grises) y los ajustes de Clench y la función Exponencial Negativa (Exp. Neg.).

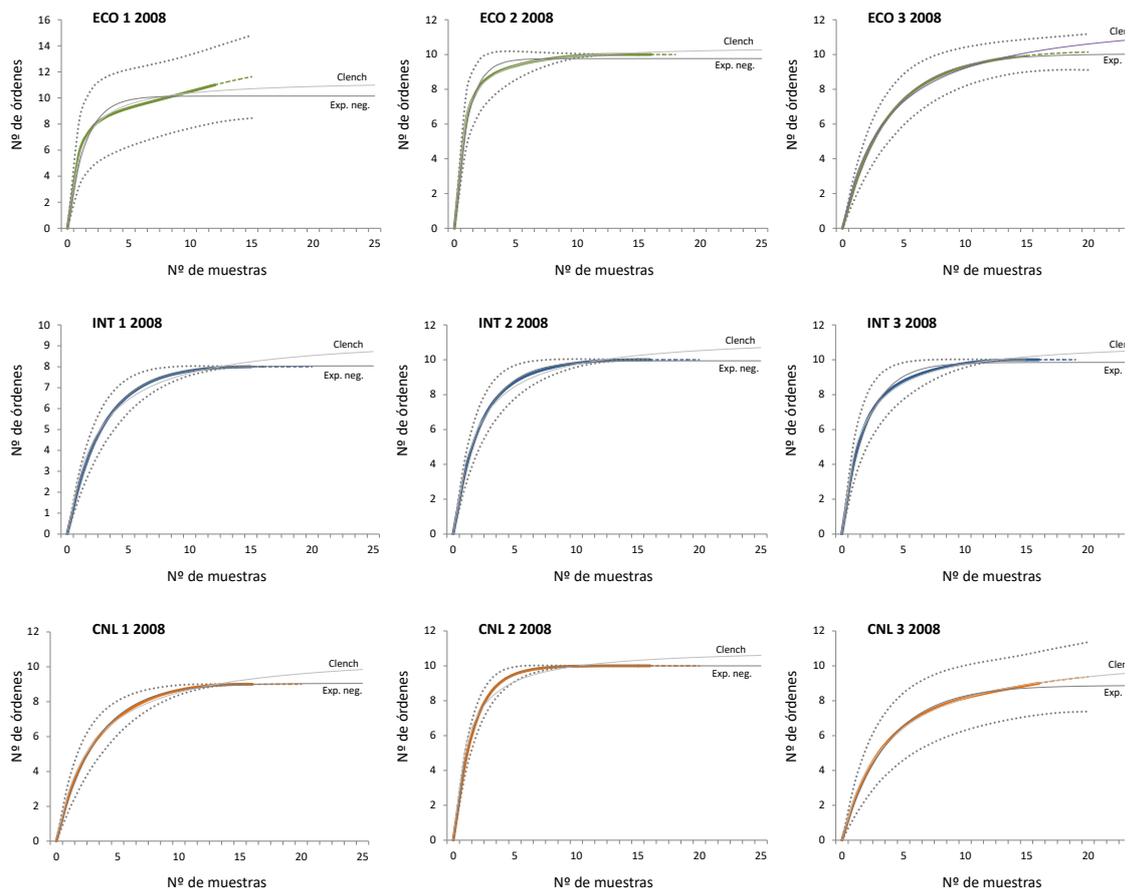


Figura A-1.3. Curvas de acumulación calculadas a partir de la abundancia de individuos de cada taxón en cada estación de muestreo para las diferentes parcelas del año 2008 en el muestreo del estrato herbáceo. En las estaciones de muestreo del manejo convencional (CON) no se registró ninguna captura al carecer de cubierta vegetal. Se ha representado el número de órdenes observado (línea sólida en color), extrapolando un 25 % del total de muestras (línea discontinua de color), así como los límites inferior y superior del modelo al 95 % (líneas discontinuas grises) y los ajustes de Clench y la función Exponencial Negativa (Exp. Neg.).

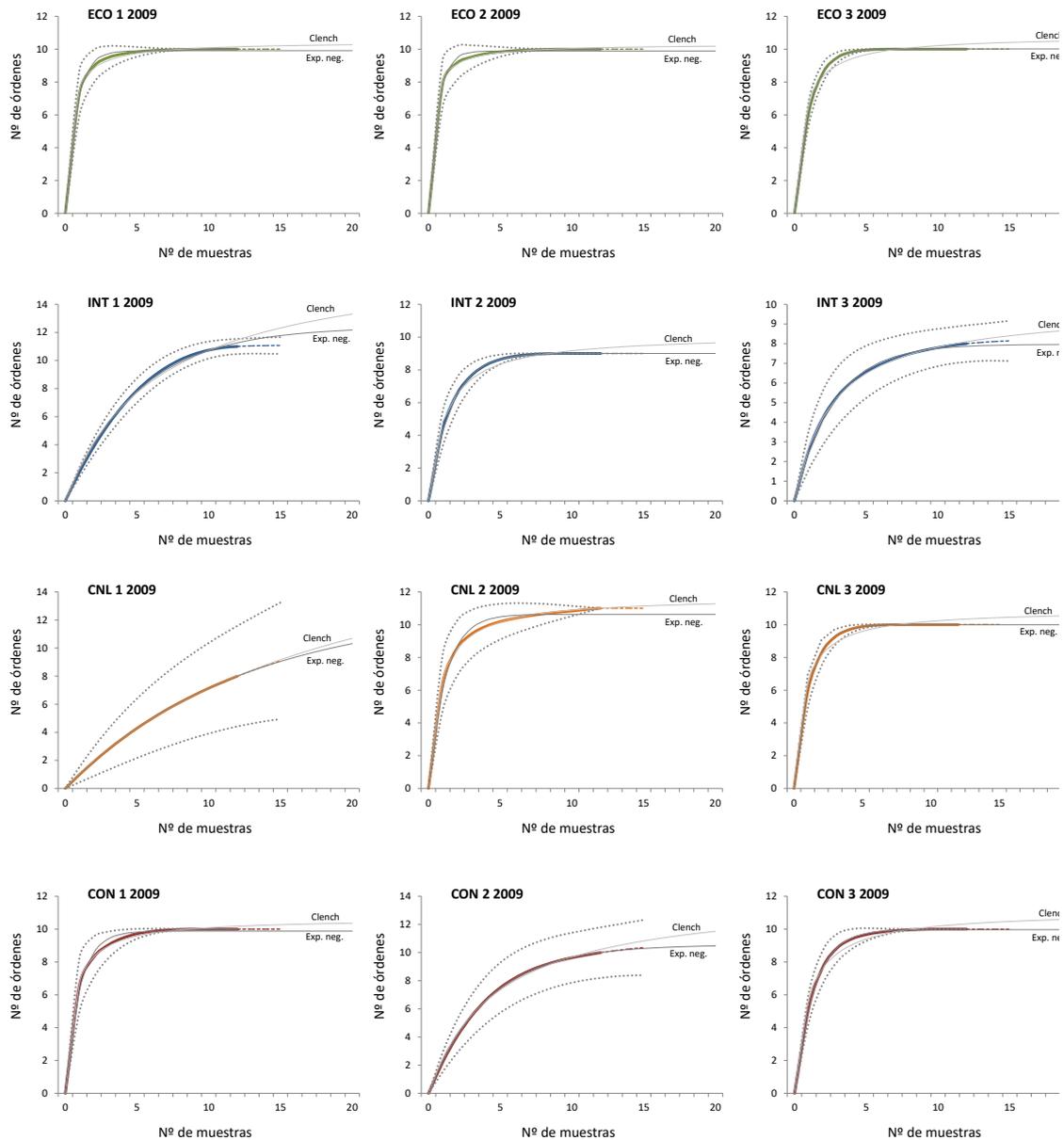


Figura A-1.4. Curvas de acumulación calculadas a partir de la abundancia de individuos de cada taxón en cada estación de muestreo para las diferentes parcelas del año 2009 en el muestreo del estrato herbáceo. Se ha representado el número de órdenes observado (línea sólida en color), extrapolando un 25 % del total de muestras (línea discontinua de color), así como los límites inferior y superior del modelo al 95 % (líneas discontinuas grises) y los ajustes de Clench y la función Exponencial Negativa (Exp. Neg.).

ANEXO 2. Tablas

| 2008 | N | S _{obs} | m | CLENH | | | | | EXPONENCIAL NEGATIVA | | | | |
|--------------------------|------|------------------|------|----------------|------|------|--------|---------------------|----------------------|------|------|--------|---------------------|
| | | | | R ² | TNO | m | %FR | n _{m=0,05} | R ² | TNO | m | %FR | n _{m=0,05} |
| ECO 1 (n = 15) | 1281 | 15 | 0,13 | 98,3 % | 15,8 | 0,07 | 95,0 % | 17,8 | 86,8 % | 14,1 | 0,00 | >100 % | 8,5 |
| ECO 2 (n = 16) | 2484 | 14 | 0,00 | 99,1 % | 14,7 | 0,04 | 95,5 % | 13,6 | 85,2 % | 13,6 | 0,00 | >100 % | 6,5 |
| ECO 3 (n = 16) | 1884 | 13 | 0,00 | 97,3 % | 13,5 | 0,03 | 96,3 % | 12,5 | 78,0 % | 12,6 | 0,00 | >100 % | 6,0 |
| INT 1 (n = 16) | 1186 | 14 | 0,00 | 98,5 % | 14,7 | 0,05 | 95,0 % | 15,6 | 85,0 % | 13,4 | 0,00 | >100 % | 7,5 |
| INT 2 (n = 16) | 1302 | 15 | 0,25 | 92,7 % | 15,2 | 0,06 | 98,6 % | 17,7 | 74,9 % | 13,6 | 0,00 | >100 % | 8,7 |
| INT 3 (n = 16) | 1300 | 15 | 0,19 | 94,1 % | 15,1 | 0,05 | 99,0 % | 15,7 | 74,9 % | 13,8 | 0,00 | >100 % | 7,4 |
| CNL 1 (n = 16) | 623 | 13 | 0,12 | 94,1 % | 13,4 | 0,05 | 97,3 % | 16,0 | 76,4 % | 12,0 | 0,00 | >100 % | 8,2 |
| CNL 2 (n = 16) | 721 | 12 | 0,06 | 98,6 % | 12,4 | 0,03 | 97,1 % | 12,3 | 82,0 % | 11,5 | 0,00 | >100 % | 6,1 |
| CNL 3 (n = 16) | 886 | 12 | 0,12 | 93,3 % | 12,2 | 0,04 | 98,1 % | 15,0 | 74,5 % | 11,0 | 0,00 | >100 % | 7,7 |
| CON 1 (n = 16) | 589 | 13 | 0,06 | 95,0 % | 13,4 | 0,04 | 96,9 % | 14,7 | 75,7 % | 12,2 | 0,00 | >100 % | 7,3 |
| CON 2 (n = 16) | 451 | 13 | 0,19 | 93,4 % | 13,4 | 0,06 | 96,8 % | 18,0 | 78,4 % | 11,9 | 0,00 | >100 % | 9,5 |
| CON 3 (n = 16) | 1368 | 13 | 0,12 | 91,7 % | 13,0 | 0,03 | 99,9 % | 12,8 | 66,3 % | 12,0 | 0,00 | >100 % | 6,0 |

Tabla A-1.1. Resultados de las curvas de acumulación y de los ajustes realizados (Clench y función Exponencial Negativa) para las diferentes parcelas en el año 2008 en el muestreo de copa en función del año. *N* representa el tamaño muestral, referido al número total de individuos recogidos; *S_{obs}* indica el número de especies (en nuestro caso órdenes) observados en las muestras reales; *m* es la pendiente de la curva con *n* número de muestras; *R²* es el parámetro de la función que indica el porcentaje de la variabilidad observada que es explicada por el modelo; *TNO* indica el número total de órdenes que predice el modelo por extrapolación; *%FR* indica el porcentaje de fauna registrada; *n_{m=0,05}* representa el número de muestras necesario para alcanzar una pendiente de 0,05.

| 2009 | N | S _{obs} | m | CLENH | | | | | EXPONENCIAL NEGATIVA | | | | |
|--------------------------|------|------------------|------|----------------|------|------|--------|---------------------|----------------------|------|------|--------|---------------------|
| | | | | R ² | TNO | m | %FR | n _{m=0,05} | R ² | TNO | m | %FR | n _{m=0,05} |
| ECO 1 (n = 12) | 636 | 13 | 0,08 | 98,2 % | 13,5 | 0,05 | 96,7 % | 12,3 | 82,5 % | 12,4 | 0,00 | >100 % | 5,6 |
| ECO 2 (n = 12) | 1226 | 14 | 0,17 | 95,1 % | 14,1 | 0,04 | 99,4 % | 10,5 | 71,4 % | 13,2 | 0,00 | >100 % | 4,5 |
| ECO 3 (n = 12) | 1393 | 13 | 0,08 | 97,4 % | 13,2 | 0,03 | 98,6 % | 9,7 | 75,9 % | 12,4 | 0,00 | >100 % | 4,3 |
| INT 1 (n = 12) | 418 | 16 | 0,33 | 98,0 % | 17,3 | 0,14 | 92,5 % | 20,8 | 89,8 % | 15,0 | 0,01 | >100 % | 9,5 |
| INT 2 (n = 12) | 583 | 16 | 0,25 | 97,2 % | 17,3 | 0,13 | 92,7 % | 20,1 | 87,5 % | 15,0 | 0,01 | >100 % | 9,2 |
| INT 3 (n = 12) | 398 | 14 | 0,33 | 96,8 % | 14,7 | 0,10 | 95,2 % | 17,4 | 85,9 % | 12,9 | 0,00 | >100 % | 8,2 |
| CNL 1 (n = 12) | 522 | 13 | 0,17 | 98,8 % | 13,6 | 0,07 | 95,9 % | 13,8 | 86,9 % | 12,3 | 0,00 | >100 % | 6,4 |
| CNL 2 (n = 12) | 538 | 13 | 0,17 | 94,2 % | 13,3 | 0,06 | 97,5 % | 13,5 | 75,2 % | 12,1 | 0,00 | >100 % | 6,2 |
| CNL 3 (n = 12) | 692 | 10 | 0,00 | 96,1 % | 10,3 | 0,02 | 97,1 % | 6,6 | 96,0 % | 9,9 | 0,00 | >100 % | 3,4 |
| CON 1 (n = 12) | 722 | 11 | 0,00 | 99,9 % | 11,4 | 0,03 | 96,8 % | 8,6 | 86,8 % | 10,8 | 0,00 | >100 % | 4,1 |
| CON 2 (n = 12) | 318 | 13 | 0,17 | 91,1 % | 13,8 | 0,12 | 94,1 % | 19,1 | 93,7 % | 12,4 | 0,00 | >100 % | 8,1 |
| CON 3 (n = 12) | 981 | 12 | 0,00 | 99,7 % | 14,1 | 0,10 | 85,2 % | 17,0 | 79,3 % | 11,6 | 0,00 | >100 % | 4,8 |

Tabla A-1.2. Resultados de las curvas de acumulación y de los ajustes realizados (Clench y función Exponencial Negativa) para las diferentes parcelas en el año 2009 en el muestreo de copa en función del año. *N* representa el tamaño muestral, referido al número total de individuos recogidos; *S_{obs}* indica el número de especies (en nuestro caso órdenes) observados en las muestras reales; *m* es la pendiente de la curva con *n* número de muestras; *R²* es el parámetro de la función que indica el porcentaje de la variabilidad observada que es explicada por el modelo; *TNO* indica el número total de órdenes que predice el modelo por extrapolación; *%FR* indica el porcentaje de fauna registrada; *n_{m=0,05}* representa el número de muestras necesario para alcanzar una pendiente de 0,05.

| 2008 | N | S _{obs} | m | CLENH | | | | | EXPONENCIAL NEGATIVA | | | | |
|--------------------------|------|------------------|------|----------------|------|------|--------|---------------------|----------------------|------|------|--------|---------------------|
| | | | | R ² | TNO | m | %FR | n _{m=0,05} | R ² | TNO | m | %FR | n _{m=0,05} |
| ECO 1 (n = 12) | 560 | 11 | 0,25 | 97,1 % | 11,4 | 0,07 | 96,2 % | 14,2 | 85,9 % | 10,1 | 0,00 | >100 % | 7,1 |
| ECO 2 (n = 14) | 1858 | 10 | 0,00 | 99,7 % | 10,5 | 0,03 | 95,0 % | 10,8 | 93,4 % | 9,8 | 0,00 | >100 % | 5,6 |
| ECO 3 (n = 16) | 592 | 10 | 0,06 | 99,6 % | 12,5 | 0,12 | 80,1 % | 26,2 | 99,9 % | 10,0 | 0,04 | 99,7 % | 14,8 |
| INT 1 (n = 16) | 197 | 8 | 0,00 | 98,5 % | 9,6 | 0,07 | 83,5 % | 19,2 | 100 % | 8,0 | 0,01 | 99,5 % | 11,5 |
| INT 2 (n = 16) | 1125 | 10 | 0,00 | 98,4 % | 11,4 | 0,06 | 87,3 % | 18,3 | 99,8 % | 9,9 | 0,00 | >100 % | 10,2 |
| INT 3 (n = 15) | 540 | 10 | 0,00 | 99,2 % | 11,1 | 0,06 | 89,7 % | 16,5 | 98,7 % | 9,8 | 0,00 | >100 % | 9,2 |
| CNL 1 (n = 16) | 320 | 9 | 0,00 | 99,3 % | 11,0 | 0,09 | 82,0 % | 22,2 | 99,9 % | 9,1 | 0,02 | 99,4 % | 12,9 |
| CNL 2 (n = 16) | 1230 | 10 | 0,00 | 95,0 % | 11,1 | 0,04 | 90,4 % | 14,4 | 100 % | 10,0 | 0,00 | >100 % | 7,8 |
| CNL 3 (n = 16) | 211 | 9 | 0,12 | 99,9 % | 11,0 | 0,10 | 81,5 % | 24,5 | 99,6 % | 8,9 | 0,03 | >100 % | 14,4 |

Tabla A-1.3. Resultados de las curvas de acumulación y de los ajustes realizados (Clench y función Exponencial Negativa) para las diferentes parcelas en el año 2008 en el muestreo del estrato herbáceo en función del año. *N* representa el tamaño muestral, referido al número total de individuos recogidos; *S_{obs}* indica el número de especies (en nuestro caso órdenes) observados en las muestras reales; *m* es la pendiente de la curva con *n* número de muestras; *R²* es el parámetro de la función que indica el porcentaje de la variabilidad observada que es explicada por el modelo; *TNO* indica el número total de órdenes que predice el modelo por extrapolación; *%FR* indica el porcentaje de fauna registrada; *n_{m=0,05}* representa el número de muestras necesario para alcanzar una pendiente de 0,05.

| 2009 | N | S _{obs} | m | CLENH | | | | | EXPONENCIAL NEGATIVA | | | | |
|--------------------------|------|------------------|------|----------------|------|------|--------|---------------------|----------------------|------|------|--------|---------------------|
| | | | | R ² | TNO | m | %FR | n _{m=0,05} | R ² | TNO | m | %FR | n _{m=0,05} |
| ECO 1 (n = 12) | 624 | 10 | 0,00 | 97,2 % | 10,5 | 0,03 | 95,6 % | 8,4 | 96,8 % | 9,9 | 0,00 | >100 % | 4,2 |
| ECO 2 (n = 12) | 1811 | 10 | 0,00 | 98,8 % | 10,3 | 0,02 | 96,9 % | 7,2 | 92,6 % | 9,9 | 0,00 | >100 % | 3,6 |
| ECO 3 (n = 12) | 2193 | 10 | 0,00 | 91,6 % | 10,8 | 0,04 | 92,4 % | 10,8 | 100 % | 10,0 | 0,00 | 99,9 % | 5,4 |
| INT 1 (n = 12) | 76 | 11 | 0,08 | 99,2 % | 17,5 | 0,33 | 62,8 % | 40,8 | 99,7 % | 12,4 | 0,23 | 88,7 % | 19,6 |
| INT 2 (n = 12) | 249 | 9 | 0,00 | 96,8 % | 10,2 | 0,06 | 88,5 % | 13,8 | 99,9 % | 9,0 | 0,00 | >100 % | 7,3 |
| INT 3 (n = 12) | 89 | 8 | 0,08 | 99,8 % | 9,9 | 0,12 | 81,2 % | 20,0 | 99,6 % | 8,0 | 0,04 | >100 % | 11,2 |
| CNL 1 (n = 12) | 27 | 8 | 0,42 | 100 % | 21,3 | 0,42 | 37,5 % | 72,2 | 100 % | 12,8 | 0,39 | 62,3 % | 37,4 |
| CNL 2 (n = 12) | 790 | 11 | 0,08 | 99,8 % | 11,7 | 0,05 | 94,0 % | 12,6 | 95,3 % | 10,6 | 0,00 | >100 % | 6,2 |
| CNL 3 (n = 12) | 516 | 10 | 0,00 | 94,2 % | 10,9 | 0,05 | 91,7 % | 11,6 | 100 % | 10,0 | 0,00 | >100 % | 5,9 |
| CON 1 (n = 12) | 417 | 10 | 0,00 | 98,7 % | 10,7 | 0,04 | 93,8 % | 10,4 | 95,6 % | 9,9 | 0,00 | >100 % | 5,2 |
| CON 2 (n = 12) | 188 | 10 | 0,17 | 99,6 % | 14,2 | 0,24 | 70,5 % | 31,7 | 100 % | 10,6 | 0,14 | 94,7 % | 16,0 |
| CON 3 (n = 12) | 1136 | 10 | 0,00 | 95,9 % | 11,1 | 0,06 | 90,1 % | 13,3 | 99,9 % | 10,0 | 0,00 | >100 % | 6,7 |

Tabla A-1.4. Resultados de las curvas de acumulación y de los ajustes realizados (Clench y función Exponencial Negativa) para las diferentes parcelas en el año 2009 en el muestreo del estrato herbáceo en función del año. *N* representa el tamaño muestral, referido al número total de individuos recogidos; *S_{obs}* indica el número de especies (en nuestro caso órdenes) observados en las muestras reales; *m* es la pendiente de la curva con *n* número de muestras; *R²* es el parámetro de la función que indica el porcentaje de la variabilidad observada que es explicada por el modelo; *TNO* indica el número total de órdenes que predice el modelo por extrapolación; *%FR* indica el porcentaje de fauna registrada; *n_{m=0,05}* representa el número de muestras necesario para alcanzar una pendiente de 0,05.

A landscape photograph showing terraced agricultural fields on a hillside. The foreground is filled with tall, thin grasses and numerous bright pink flowers. The background shows rows of crops on the terraces under a clear sky.

CAPÍTULO

2

**Caracterización de la diversidad de la
artropodofauna del olivo a nivel
taxonómico de orden en copa y en el
estrato herbáceo**



CAPÍTULO 2

Caracterización de la diversidad de la artropodofauna del olivo a nivel taxonómico de orden en copa y en el estrato herbáceo

RESUMEN

El estudio de la diversidad resulta una tarea compleja y apasionante que puede resultar muy útil en diversos contextos como en la agroecología. La evaluación de la diversidad de un agroecosistema resulta interesante para la gestión del mismo, así como para tratar de discriminar entre tipos de manejo del mismo. La riqueza específica sigue siendo uno de los índices más empleados, aunque su uso adolece de varios problemas que ofrecen una visión sesgada de la realidad biológica del ecosistema en cuestión. El presente estudio se desarrolla en doce olivares de la comarca de los Montes Orientales en la provincia de Granada, pertenecientes a cuatro tipos de manejo distintos (ecológico, integrado, convencional de no laboreo y convencional estricto). Se muestreó la copa mediante vareo y el estrato herbáceo mediante manguero entre los meses de mayo y julio de 2007, 2008 y 2009, clasificando los especímenes obtenidos al nivel de orden. Se caracterizó la comunidad de artrópodos de los diferentes manejos mediante el empleo de varias técnicas como los análisis de correspondencia o la construcción de curvas de rarefacción para los números de Hill $-q = 0$ (riqueza de especies), $q = 1$ (exponencial del índice de Shannon) y $q = 2$ (inversa del índice de Simpson) – que representan el número efectivo de especies. El manejo ecológico registró mayor abundancia que el resto de tratamientos, tanto en copa como en el estrato herbáceo. El manejo ecológico registró además un mayor número de himenópteros y hemípteros, reflejándose estas diferencias en los análisis de correspondencias. Los números de Hill resultaron también ser útiles para caracterizar la diversidad de los diferentes manejos, especialmente $q = 1$ y $q = 2$, al considerar los datos de los órdenes por incidencias y no por abundancias en el muestreo de copa. En el estrato herbáceo la metodología empleada no resultó ser útil, por lo que se recomienda el estudio de la artropodofauna a niveles taxonómicos más profundos.

Palabras clave: artropodofauna; olivo; índices de diversidad; números de Hill; rarefacción; tipos de manejo.

2.1. INTRODUCCIÓN

La evaluación de la biodiversidad de un ecosistema resulta ser una tarea compleja y a la vez apasionante para la mayoría de investigadores. Es además una necesidad imperiosa en numerosos estudios relacionados con la conservación, el desarrollo de poblaciones y la restauración de los ecosistemas (Duelli *et al.*, 1999; Jackson *et al.*, 2007; Loreau *et al.*, 2011; Wood *et al.*, 2015). En agroecología, la caracterización de la biodiversidad de un agroecosistema puede ser una herramienta muy útil para determinar, entre otros, el tipo de manejo del mismo, el efecto de las diferentes técnicas sobre la fauna y la flora asociadas al cultivo o el impacto de un tratamiento sobre la fauna auxiliar (Bengtsson *et al.*, 2005; Biaggini *et al.*, 2007; Cardoso *et al.*, 2004; Döring *et al.*, 2003; Fagan & Kareiva, 1997; Purtauf *et al.*, 2005; Stoate *et al.*, 2001; Winqvist *et al.*, 2012).

En la actualidad, la riqueza de especies es todavía el método de medida de la biodiversidad más simple, siendo así el más frecuentemente empleado (Chao *et al.*, 2014). No obstante, adolece de dos graves problemas: se trata de un índice tremendamente sensible al tamaño muestral (*problema muestral*) y no incorpora ninguna información sobre la abundancia de las especies, considerándolas a todas iguales (*problema de la abundancia*). Las especies raras o poco frecuentes juegan un papel importante en los ecosistemas (Terborgh *et al.*, 2001) así como en estudios sobre conservación y manejo del medio ambiente (Holsinger & Gottlieb, 1991; May, 1988). Aun así, numerosos trabajos de investigación aún se fundamentan en análisis de densidad de especies en bruto, en los últimos años se han desarrollado numerosas técnicas para abordar el estudio de la biodiversidad de una manera más apropiada (Alroy, 2010; Chao & Jost, 2012; Colwell *et al.*, 2004; Gotelli & Colwell, 2001, 2011; Jost, 2010). La rarefacción (Chao *et al.*, 2014; Chao & Jost, 2012; Connolly & Dornelas, 2011; Fisher *et al.*, 1943) y los estimadores de riqueza asintóticos no paramétricos (Chao, 1984; Colwell & Coddington, 1994), basados en la teoría del muestreo estadístico, se están convirtiendo en herramientas muy útiles en el análisis de la biodiversidad (Gotelli & Ellison, 2012). La técnica de la rarefacción fue desarrollada por Sanders (1968) en un ensayo sobre biodiversidad en ecosistemas bentónicos marinos, en busca de un modelo que le permitiera comparar los datos de riqueza de especies entre conjuntos con diferentes tamaños de muestra. La rarefacción genera una gráfica en forma de curva que representa las especies encontradas en función de las unidades de esfuerzo. De este modo se podía comparar la forma de la curva en lugar de las cifras absolutas de especies. Posteriormente, la técnica fue corregida por Hurlbert (1971). El número de especies es un valor que aumenta con el tamaño de la muestra (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003), por lo que tradicionalmente se ha

considerado que para poder hacer comparaciones entre valores de riqueza, se debían comparar idénticos tamaños muestrales (igual número de individuos) (Magurran, 1988). Esto resulta una tarea imposible en la mayoría de los casos de estudio. De este modo, la rarefacción trata de solucionar estos problemas al comparar las distintas curvas ajustándolas al nivel de la menos abundante. Aunque se trata de una técnica no exenta de críticas (Gray, 2002; Jiménez-Valverde & Hortal, 2003), la rarefacción y los estimadores asintóticos basados en la teoría del muestreo estadístico se están convirtiendo en herramientas estándar en el análisis de la biodiversidad (Gotelli & Ellison, 2012).

En este capítulo se emplea la versión en línea del programa iNEXT, desarrollado por Chao *et al.* (2016) para construir curvas de rarefacción, tanto con datos de abundancia como de incidencia para realizar una evaluación de la biodiversidad mediante el empleo de los números de Hill (Chao *et al.*, 2014; Chao & Jost, 2012; Colwell *et al.*, 2012).

Como hipótesis de trabajo sostenemos que el tipo de manejo del olivar y especialmente el uso de productos fitosanitarios condicionan la composición de la comunidad de artrópodos, reduciendo significativamente la diversidad y homogeneizando las poblaciones. Además, pensamos que este efecto puede detectarse incluso a altos niveles taxonómicos, como es el de orden. Los objetivos que planteamos en este trabajo son:

- a) Caracterizar la comunidad de artrópodos del olivar en términos de biodiversidad en función del tipo de manejo. Sostenemos que la composición a nivel taxonómico de la comunidad de artrópodos varía de un tipo de manejo a otro por lo que trataremos de determinar las características propias de uno u otro manejo mediante el empleo de diversas técnicas como los análisis de correspondencias o los números de Hill.
- b) Evaluar la utilización del nivel taxonómico de orden para diferenciar entre manejos del olivar. Partimos de la base de que los niveles taxonómicos más elevados facilitan el trabajo de identificación de cara al futuro desarrollo de bioindicadores en el olivar.
- c) Determinar la eficiencia de distintas consideraciones estadísticas para caracterizar la biodiversidad de la artropodofauna del olivar. Los resultados derivados de un análisis estadístico determinado dependen en muchas ocasiones de consideraciones varias relacionadas con el conjunto de datos y cómo representarlo. Queremos evaluar cómo afecta a los números de Hill el hecho de considerar los datos en términos de abundancia o de incidencia.

2.2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.2.1. Diseño experimental

El presente estudio se llevó a cabo en el sureste de la Península Ibérica, en la comarca de los Montes Orientales en la provincia de Granada. En 2007 se seleccionaron 3 parcelas de olivar pertenecientes a tres manejos distintos: ECO 1, CNL 1 y CON 1. Dentro de cada una de ellas se definieron 5 estaciones de muestreo que fueron visitadas cada 15 días durante los meses de mayo a julio (5 fechas en total), incluyendo fechas de estados fenológicos anteriores y posteriores a la floración del olivo. El diseño y las características de cada estación de muestreo pueden consultarse en el apartado "III. Metodología" de esta tesis doctoral (ver Figura III.4).

En 2008 y 2009 se seleccionaron 9 olivares más, incluyendo 3 de manejo INT y ampliando con un par de olivares más cada uno de los manejos de 2007, muestreando de este modo 12 parcelas. Se redujo a 4 el número de estaciones de muestreo por parcela atendiendo a los resultados provisionales de las curvas de acumulación de 2007. De este modo, tanto en 2008 como en 2009, se estudiaron un total de 48 estaciones de muestro, visitándose cada 15 días en el momento de la floración (4 fechas en 2008 y 3 fechas en 2009).

Se tomaron muestras de copa y del estrato herbáceo, siguiendo las técnicas descritas en el apartado "III. Metodología". Cada muestra metodológica fue procesada en laboratorio separando y clasificando los artrópodos a nivel de orden. Para este estudio la plaga *E. olivina* y *P. oleae* no han sido consideradas en las muestras de copa, integrándose en "otros hemípteros" y lepidópteros, respectivamente, en las muestras del estrato herbáceo.

2.2.2. Análisis estadísticos

Estadística descriptiva

Se ha calculado la abundancia absoluta de artrópodos (N) como el número de individuos registrados por año y por cada tipo de muestreo. También se ha tenido en cuenta la abundancia relativa ($N_{\%}$) de cada taxón por tipo de manejo y año, expresada como el porcentaje respecto del total que representa cada taxón.

El número de muestras tomadas en cada parcela (n) varió principalmente por dos motivos a lo largo del estudio. Por una parte, en 2007 se muestrearon 5 estaciones de muestreo por parcela, mientras que en 2008 y 2009 tan solo 4. Por otro lado, varias muestras no pudieron ser procesadas y se perdieron por diferentes razones. Por estos motivos se decidió calcular también

la media de individuos en total y de cada taxón con su desviación estándar (**SD**) por estación de muestreo y año. En cualquier caso, se consideraron como distintas las muestras tomadas en fechas diferentes, estando separadas en el tiempo por al menos 15 días en todos los casos.

Debido a la no normalidad de los datos a pesar de varias transformaciones, se han empleado las pruebas no paramétricas de U de Mann Whitney (**U M-W**) y de Kruskal-Wallis (**K-W**) de independencia de dos y de *k* muestras respectivamente, para detectar diferencias respecto a la distribución de las medianas (**Me**) al nivel de significación del 95 %. Se ha realizado además una prueba *post-hoc* de comparaciones por parejas para determinar los valores entre los que se producen las diferencias cuando existen. Se ha empleado el entorno estadístico R para la realización de los cálculos (R Core Team, 2017).

Análisis de correspondencias

Se realizó un análisis de correspondencias por años y tipo de muestreo como una técnica exploratoria de los datos para determinar qué grupos son característicos de cada manejo y, en su caso, cuáles están presentes de una manera homogénea en todos los manejos. Para realizar estos análisis se ha empleado el número medio de individuos por estación de muestreo, sin tener en cuenta los registros referidos a la plaga *E. olivina*. Para mejorar la interpretación gráfica de los resultados se han eliminado en cada caso aquellos grupos que distorsionaban el gráfico de manera determinante a pesar de tener una abundancia relativa testimonial. Los taxones que no se han considerado en cada análisis aparecen especificados en cada gráfico. Se ha empleado el entorno estadístico R para el análisis de los datos (R Core Team, 2017).

Curvas de rarefacción y números de Hill

Para estudiar la diversidad asociada a nuestras parcelas de estudio se emplearon las series estadísticas de los números de Hill mediante la técnica de interpolación o rarefacción descrita por Chao *et al.* (2014). Esta técnica permite comparar las estimaciones de diversidad entre muestras con el mismo tamaño muestral, construyendo además intervalos de confianza mediante un método *bootstrap* para detectar diferencias estadísticamente significativas entre

$${}^qD = \left(\sum_{i=1}^s p_i^q \right)^{\frac{1}{1-q}}$$

Ecuación 3.1. Algoritmo que sirve como base para construir la mayoría de los índices clásicos de diversidad de especies (Jost, 2006; 2007).

los distintos valores, en nuestro caso al 95 % de significación. Los números de Hill, números efectivos de especies o medidas de diversidad “verdadera” son una familia matemáticamente unificada de índices de diversidad (que difieren entre ellos solo por un exponente q) que incorporan abundancia relativa y riqueza de especies y superan muchas de las deficiencias detectadas en los índices de diversidad tradicionales (Chao *et al.*, 2014). Se utilizaron por primera vez en ecología de la mano de MacArthur (1965) y se desarrollaron posteriormente por Hill (1973). Recientemente, han sido reintroducidos en estudios ecológicos por Jost (2006; 2007), quien advirtió que la mayoría de los índices clásicos de diversidad de especies son funciones de la Ecuación 3.1, donde p_i es la abundancia relativa de la especie i , es decir, la abundancia de la especie i dividida entre la suma total de abundancias de las S especies que integran la comunidad; el exponente q es el orden de la diversidad (Hill, 1973; Jost, 2006). Los tres primeros números de Hill representan la riqueza de especies ($q = 0$, en adelante será **N0**), la exponencial del índice de Shannon ($q = 1$, en adelante **N1**) y la inversa del índice de Simpson ($q = 2$, en adelante **N2**). En la Ecuación 3.1 no se puede calcular el valor de qD cuando $q = 1$, pero sí se puede calcular el límite matemático de una expresión similar cuando q tiende a la unidad. Se han agrupado los datos de las parcelas por manejos en función del año de muestreo. Además, se han evaluado dos metodologías distintas: (a) introducir los datos de abundancia para cada taxón y (b) considerar los datos de incidencia para cada taxón. Las plagas *E. olivina* y *P. oleae* no han sido consideradas para el cálculo de los números de Hill. Para todos estos cálculos se empleó la versión en línea del programa estadístico iNEXT (Chao *et al.*, 2016), basado en el entorno estadístico de R.

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Estadística descriptiva

Muestreo en copa

En 2007 se capturaron 25.602 individuos ($N_{ECO} = 22.990$; $N_{CNL} = 1.266$; $N_{CON} = 1.346$). Del total de artrópodos capturados, el 84,7 % resultaron pertenecer a la plaga *E. olivina* (20.891 individuos en ECO, 173 en CNL y 630 en CON). Por su parte, *P. oleae* representó tan solo el 3,8 % de las capturas. El resto de artrópodos se clasificaron a nivel de orden, registrándose las mayores $N_{\%}$ en heterópteros (3,4 %), “otros hemípteros” (2,4 %), arañas (1,6 %), himenópteros (1,5 %) y coleópteros (1,1 %), quedando el 1,5 % restante representado por neurópteros, dípteros, tisanópteros, rafidiópteros, dermápteros, dictiópteros, ortópteros, lepidópteros y psicópteros, en este orden.

| Abundancia relativa ($N_{\%}$) | 2007 | | | 2008 | | | | 2009 | | | |
|-------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | ECO | CNL | CON | ECO | INT | CNL | CON | ECO | INT | CNL | CON |
| Actinotrichidae ¹ | - | - | - | 0,0 | 0,0 | - | 0,0 | - | 0,1 | - | - |
| ARANEAE | 13,8 | 13,3 | 14,1 | 9,0 | 9,6 | 10,5 | 12,2 | 7,2 | 5,6 | 7,8 | 6,2 |
| COLEOPTERA | 8,8 | 9,9 | 11,6 | 3,7 | 6,9 | 3,9 | 12,7 | 4,8 | 8,1 | 5,4 | 6,0 |
| DERMAPTERA | 0,3 | 0,6 | 0,1 | 0,3 | 0,2 | 0,4 | 0,2 | 1,4 | 0,7 | 0,9 | 0,6 |
| DICTYOPTERA | 0,5 | 0,2 | 0,3 | 0,3 | 0,3 | - | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | - |
| DIPTERA | 3,0 | 5,1 | 4,6 | 14,0 | 7,6 | 18,7 | 15,6 | 14,4 | 11,3 | 11,0 | 13,7 |
| EPHEMEROPTERA | - | - | - | - | - | 0,0 | - | - | 0,1 | 0,1 | 0,0 |
| HEMIPTERA | | | | | | | | | | | |
| - Heteroptera | 15,0 | 47,8 | 32,6 | 29,5 | 42,5 | 17,1 | 16,9 | 19,0 | 26,2 | 32,0 | 20,3 |
| - "Otros Hemiptera" | 39,2 | 4,5 | 7,7 | 16,6 | 10,6 | 18,7 | 14,3 | 9,7 | 14,7 | 7,4 | 4,8 |
| HYMENOPTERA | 14,8 | 9,2 | 14,1 | 18,2 | 12,3 | 17,6 | 17,0 | 23,3 | 18,4 | 14,2 | 16,9 |
| LEPIDOPTERA | 0,3 | - | - | 0,4 | 0,9 | 0,4 | 0,4 | 1,1 | 0,9 | 1,0 | 1,0 |
| NEUROPTERA | 2,3 | 7,4 | 11,6 | 2,7 | 2,7 | 8,7 | 6,5 | 8,8 | 6,0 | 10,2 | 13,8 |
| ORTHOPTERA | 0,6 | - | 0,1 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | - | 0,1 | 0,4 | 0,2 | 0,4 |
| PHASMATODEA | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,1 | 0,0 | - |
| PSEUDOSCORPIONES | - | - | - | - | 0,0 | - | - | - | - | - | - |
| PSOCOPTERA | 0,1 | - | 0,4 | 0,1 | 2,8 | 1,2 | 0,6 | 0,4 | 2,9 | 0,6 | 0,2 |
| RHAPHIDIOPTERA | 1,1 | 0,2 | 0,6 | 0,4 | 0,3 | 0,0 | 0,8 | 1,0 | 0,3 | - | 0,9 |
| THYSANOPTERA | 0,2 | 1,8 | 2,2 | 4,6 | 3,2 | 2,7 | 2,7 | 8,7 | 4,1 | 9,1 | 15,2 |

¹ "-": $N=0$ (taxón no registrado); "0,0": $N_{\%}<0,05$.

Tabla 2.1. Abundancia relativa ($N_{\%}$) de cada taxón en función del tipo de manejo para los años 2007, 2008 y 2009 en el muestreo del estrato arbóreo (muestras de copa). No se han tenido en cuenta las plagas *E. olivina* y *P. oleae* para facilitar la interpretación de los datos.

En 2008 se recogieron 42.900 especímenes ($N_{ECO} = 17.131$; $N_{INT} = 16.021$; $N_{CNL} = 4.023$; $N_{CON} = 5.725$). El 66,9% de las capturas resultaron ser de la plaga *E. olivina* (11.451 en ECO, 12.155 en INT, 1.785 en CNL y 3.299 en CON). En cambio, *P. oleae* registró una incidencia prácticamente testimonial ($N_{\%} = 0,3\%$). El resto de individuos se clasificaron a nivel de orden, encontrándose los valores de $N_{\%}$ más elevados en heterópteros (9,5%), himenópteros (5,3%), "otros hemipteros" (4,9%), dípteros (4,3%) y arañas (3,3%), siendo el 5,5% restante coleópteros, neurópteros, tisanópteros, psocópteros, lepidópteros, rafidiópteros, dermápteros, dictiópteros, ortópteros, ácaros, pseudoscorpiones y efemerópteros, en este orden.

Finalmente, en 2009 se recolectaron 27.545 individuos ($N_{ECO} = 9.200$; $N_{INT} = 4.160$; $N_{CNL} = 6.922$; $N_{CON} = 7.263$). El 65,3% de las capturas resultaron ser *E. olivina* (5.560 individuos en ECO, 2.141 en INT, 5.127 en CNL y 5.168 en CON). Sin embargo, *P. oleae* tan solo representó el 4,1% de las capturas. Respecto a los órdenes los que registraron mayores $N_{\%}$ resultaron ser heterópteros (7,1%), himenópteros (5,8%), dípteros (4,0%), neurópteros (3,0%) y tisanópteros (2,9%), siendo el 7,7% restante "otros hemipteros", arañas, coleópteros, lepidópteros,

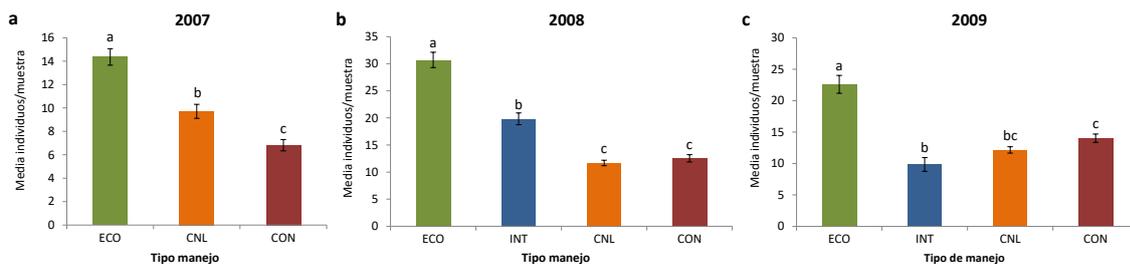


Figura 2.1. Número medio de individuos por unidad muestral metodológica por tipo de manejo para 2007 (a), 2008 (b) y 2009 (c) para las muestras de copa. No se han tenido en cuenta las plagas *E. olivina* y *P. oleae*. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias al nivel de significación del 95 %.

dermápteros, psocópteros, rafidiópteros, ortópteros, dictiópteros, efemerópteros, ácaros y fásquidos, en este orden. En la 1 “-”: $N = 0$ (taxón no registrado); “0,0”: $N\% < 0,05$.

Tabla 2.1 se muestra la $N\%$ de cada taxón por manejo sin considerar las plagas *E. olivina* y *P. oleae*.

| | Media \pm SD | | | K-W test | |
|------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|----------|-----|
| | ECO 1 | ECO 2 | ECO 3 | χ^2 | p |
| 2007 | 14,4 \pm 0,7 | x | x | - | |
| 2008 | 22,5 \pm 2,2 ^a | 39,4 \pm 2,5 ^b | 29,4 \pm 2,2 ^{ab} | 9,9 | ** |
| 2009 | 13,3 \pm 0,8 ^a | 25,5 \pm 1,9 ^b | 29,0 \pm 2,2 ^b | 17,0 | *** |

| | Media \pm SD | | | K-W test | |
|------|----------------|----------------|----------------|----------|---|
| | INT 1 | INT 2 | INT 3 | χ^2 | p |
| 2007 | x | x | x | - | |
| 2008 | 18,5 \pm 2,2 | 20,7 \pm 1,8 | 20,3 \pm 1,5 | NS | |
| 2009 | 8,7 \pm 0,7 | 12,2 \pm 1,1 | 8,7 \pm 0,9 | NS | |

| | Media \pm SD | | | K-W test | |
|------|----------------|----------------|----------------|----------|---|
| | CNL 1 | CNL 2 | CNL 3 | χ^2 | p |
| 2007 | 9,7 \pm 0,6 | x | x | - | |
| 2008 | 9,7 \pm 0,7 | 11,3 \pm 0,8 | 14,1 \pm 1,1 | NS | |
| 2009 | 10,9 \pm 0,9 | 11,2 \pm 1,4 | 14,4 \pm 1,1 | NS | |

| | Media \pm SD | | | K-W test | |
|------|-----------------------------|----------------------------|-----------------------------|----------|-----|
| | CON 1 | CON 2 | CON 3 | χ^2 | p |
| 2007 | x | x | 6,8 \pm 0,5 | - | |
| 2008 | 21,4 \pm 1,3 ^a | 7,1 \pm 0,5 ^b | 9,2 \pm 0,6 ^b | 29,7 | *** |
| 2009 | 20,4 \pm 1,5 ^a | 6,6 \pm 0,7 ^b | 15,0 \pm 1,3 ^a | 17,7 | *** |

Letras diferentes indican diferencias significativas. p-valor es: *, $< 0,05$; **, $< 0,01$; ***, $< 0,005$. NS = no significativo. x: parcela no considerada.

Tabla 2.2. Media de individuos por unidad muestral metodológica y su desviación estándar (SD) por parcela y resultados de la prueba de Kruskal-Wallis (K-W test) entre las parcelas de cada manejo para los años 2007, 2008 y 2009 para las muestras de copa. No se han tenido en cuenta las plagas *E. olivina* y *P. oleae*.

Debido a las diferencias en el tamaño muestral entre años, se calculó también el número medio de individuos por muestra metodológica y su SD para cada tipo de manejo y por años (Figura 2.1; los datos pueden consultarse en la Tabla A-2.1 del Anexo). Se aplicó una prueba de K-W para detectar, en su caso, diferencias significativas en la distribución de las medianas entre los distintos tipos de manejo. Por otra parte, dentro de cada tipo de manejo, se calculó la abundancia media y su SD para cada parcela por separado y se les aplicó también una prueba de K-W para detectar diferencias significativas entre las parcelas bajo el mismo manejo (Tabla 2.2).

Finalmente, se calculó el número medio de individuos y su

SD para cada taxón en función del tipo de manejo y el año de muestreo (ver Anexo, Tabla A-2.3). Se realizó además una prueba de *K-W* para detectar diferencias en la distribución de las medianas de estos valores.

Muestreo en el estrato herbáceo

En 2007 se capturaron 3.299 individuos ($N_{ECO} = 2.052$; $N_{CNL} = 1.247$; $N_{CON} = 0$). No se registró ningún individuo en CON pues se mantuvieron todas las estaciones sin cobertura herbácea durante toda la temporada de muestreo. Del total de artrópodos capturados, la mayor $N_{\%}$ se registró en heterópteros (26,1%), seguido de coleópteros (19,4%), himenópteros (14,8%), arañas (10,3 %) y dípteros (10,0 %), siendo el 19,4 % restante tisanópteros, “otros hemípteros”, ortópteros, neurópteros, lepidópteros, dermápteros, psocópteros y dictiópteros, en este orden.

En 2008 se recogieron en total 6.646 especímenes ($N_{ECO} = 3.010$; $N_{INT} = 1.862$; $N_{CNL} = 1.761$; $N_{CON} = 13$). La $N_{\%}$ más elevada se registró en “otros hemípteros” (31,9%), seguido de dípteros (19,2 %), coleópteros (16,0%), himenópteros (15,5 %) y tisanópteros (6,4 %). El 11,0 % restante quedó representado por arañas, heterópteros, ortópteros, lepidópteros, neurópteros y psocópteros en este orden.

Finalmente, en 2009 se recogieron 8.116 individuos en total ($N_{ECO} = 4.628$; $N_{INT} = 414$; $N_{CNL} = 1.333$; $N_{CON} = 1.741$). Respecto a los órdenes, los que registraron mayor $N_{\%}$ resultaron ser “otros hemípteros” (27,0%), himenópteros (16,9%), tisanópteros (2,9%), dípteros (13,4%) y

| Abundancia relativa ($N_{\%}$) | 2007 | | | 2008 | | | | 2009 | | | |
|-------------------------------------|------|------|-----|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | ECO | CNL | CON | ECO | INT | CNL | CON | ECO | INT | CNL | CON |
| ARANEAE ¹ | 10,0 | 10,8 | - | 4,6 | 5,9 | 1,8 | 7,7 | 4,1 | 10,6 | 6,8 | 4,1 |
| COLEOPTERA | 10,0 | 34,8 | - | 7,4 | 35,1 | 10,6 | 7,7 | 5,7 | 16,4 | 8,2 | 14,3 |
| DERMAPTERA | - | 0,2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DICTYOPTERA | 0,0 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DIPTERA | 13,9 | 3,8 | - | 21,1 | 11,1 | 24,3 | 23,1 | 12,0 | 22,7 | 18,9 | 10,8 |
| HEMIPTERA | | | | | | | | | | | |
| - Heteroptera | 35,5 | 10,7 | - | 4,0 | 2,1 | 3,2 | - | 3,6 | 3,4 | 16,0 | 23,1 |
| - “Otros Hemiptera” | 8,1 | 3,2 | - | 36,3 | 23,2 | 33,8 | 38,4 | 33,8 | 19,1 | 16,2 | 18,7 |
| HYMENOPTERA | 13,8 | 16,3 | - | 17,1 | 14,7 | 13,5 | 23,1 | 18,2 | 20,1 | 18,9 | 11,4 |
| LEPIDOPTERA | 1,0 | 1,3 | - | 0,6 | 0,8 | 0,7 | - | 4,0 | 2,4 | 3,8 | 1,7 |
| NEUROPTERA | 0,1 | 3,4 | - | 0,2 | 1,0 | 0,4 | - | 0,5 | 1,0 | 1,6 | 1,3 |
| ORTHOPTERA | 5,4 | 0,2 | - | 2,9 | 2,6 | 1,1 | - | 0,7 | 1,9 | 0,9 | 0,5 |
| PSOCOPTERA | - | 0,1 | - | 0,1 | - | - | - | - | 0,2 | 0,1 | - |
| THYSANOPTERA | 2,2 | 15,2 | - | 5,7 | 3,5 | 10,6 | - | 17,4 | 2,2 | 8,6 | 14,1 |

¹ “-”: $N = 0$ (taxón no registrado); “0,0”: $N_{\%} < 0,05$.

Tabla 2.3. Abundancia relativa ($N_{\%}$) de cada taxón en función del tipo de manejo para los años 2007, 2008 y 2009 para las muestras del estrato herbáceo.

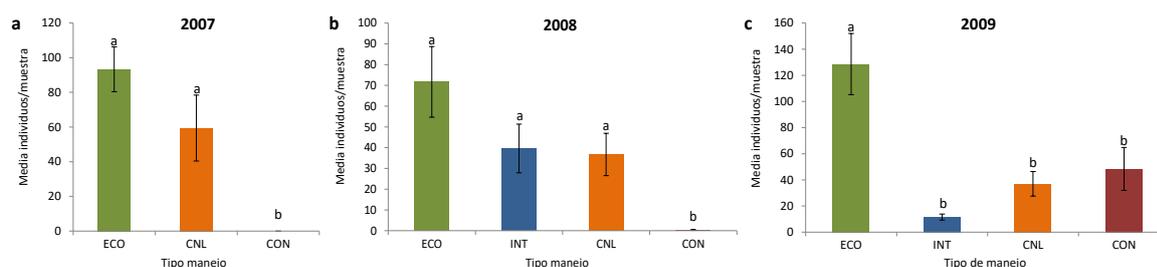


Figura 2.2. Número medio de individuos por unidad muestral metodológica por tipo de manejo para 2007 (a), 2008 (b) y 2009 (c) para las muestras del estrato herbáceo. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias al nivel de significación del 95 %.

heterópteros (9,8%), siendo el 18,4% restante coleópteros, arañas, lepidópteros, neurópteros, ortópteros y psicópteros, en este orden. En la Tabla 2.3 se muestra la abundancia relativa de cada taxón por manejo.

Debido a las diferencias en el tamaño muestral entre años, se calculó también la media de

| | Media \pm SD | | | K-W test | |
|------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|----------|----|
| | ECO 1 | ECO 2 | ECO 3 | χ^2 | p |
| 2007 | 93,3 \pm 12,9 | x | x | - | |
| 2008 | 46,7 \pm 11,9 ^{ab} | 132,7 \pm 43,7 ^a | 37,0 \pm 14,8 ^b | 8,8 | ** |
| 2009 | 52,0 \pm 6,2 | 150,9 \pm 33,0 | 182,8 \pm 56,9 | | NS |

| | Media \pm SD | | | K-W test | |
|------|----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|----------|----|
| | INT 1 | INT 2 | INT 3 | χ^2 | p |
| 2007 | x | x | x | - | |
| 2008 | 12,3 \pm 5,0 | 70,3 \pm 31,6 | 36,0 \pm 10,4 | | NS |
| 2009 | 6,3 \pm 3,0 ^a | 20,8 \pm 4,8 ^b | 7,4 \pm 2,4 ^{ab} | 6,8 | * |

| | Media \pm SD | | | K-W test | |
|------|----------------------------|------------------------------|------------------------------|----------|-----|
| | CNL 1 | CNL 2 | CNL 3 | χ^2 | p |
| 2007 | 59,4 \pm 19,0 | x | x | - | |
| 2008 | 20,0 \pm 5,8 | 76,9 \pm 27,5 | 13,2 \pm 5,7 | | NS |
| 2009 | 2,3 \pm 1,1 ^a | 65,8 \pm 22,2 ^b | 43,0 \pm 13,0 ^a | 16,6 | *** |

| | Media \pm SD | | | K-W test | |
|------|------------------------------|-----------------------------|------------------------------|----------|----|
| | CON 1 | CON 2 | CON 3 | χ^2 | p |
| 2007 | x | x | 0,0 \pm 0,0 | - | |
| 2008 | 0,0 \pm 0,0 | 0,8 \pm 0,8 | 0,0 \pm 0,0 | | NS |
| 2009 | 94,7 \pm 46,0 ^a | 15,7 \pm 9,1 ^b | 34,8 \pm 7,8 ^{ab} | 6,8 | * |

Letras diferentes indican diferencias significativas. *p*-valor es: *, <0,05; **, <0,01; ***, <0,005. NS = no significativo. x: parcela no considerada.

Tabla 2.4. Media de individuos por unidad muestral metodológica y su desviación estándar (SD) por parcela y resultados de la prueba de Kruskal-Wallis (K-W test) entre las parcelas de cada manejo para los años 2007, 2008 y 2009 para las muestras de copa. No se han tenido en cuenta las plagas *E. olivina* y *P. oleae*.

individuos por unidad muestral (transecto) y su SD para cada tipo de manejo (Figura 2.2; los datos pueden consultarse en la Tabla A-2.2 del Anexo), aplicándose una prueba de K-W para detectar diferencias significativas en la distribución de las medianas. Por otra parte, se calculó la abundancia media para cada parcela y su SD, comparando posteriormente la distribución de las medianas a través de un análisis K-W dentro de cada manejo (Tabla 2.4). Numerosas estaciones de muestreo no registraron ningún individuo al carecer de cubierta vegetal. Por este motivo se calculó el porcentaje de muestras con abundancia cero por tipo de manejo y para cada parcela por

| | ECO | | | | INT | | | | CNL | | | | CON | | | |
|-------------|-------------------------|------------------------|------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|
| | Total | 1 | 2 | 3 | Total | 1 | 2 | 3 | Total | 1 | 2 | 3 | Total | 1 | 2 | 3 |
| 2007 | 0 % <i>n</i> = 22 | 0 % <i>n</i> = 22 | x | x | x | x | x | x | 0 % <i>n</i> = 21 | 0 % <i>n</i> = 21 | x | x | 100 % <i>n</i> = 25 | 100 % <i>n</i> = 25 | x | x |
| 2008 | 28,6 % <i>n</i> = 48 | 8,3 % <i>n</i> = 16 | 7,1 % <i>n</i> = 16 | 62,5 % <i>n</i> = 16 | 46,8 % <i>n</i> = 47 | 56,3 % <i>n</i> = 16 | 50 % <i>n</i> = 16 | 33,3 % <i>n</i> = 15 | 45,8 % <i>n</i> = 48 | 50 % <i>n</i> = 16 | 37,5 % <i>n</i> = 16 | 50 % <i>n</i> = 16 | 97,9 % <i>n</i> = 48 | 100 % <i>n</i> = 16 | 93,8 % <i>n</i> = 16 | 100 % <i>n</i> = 16 |
| 2009 | 8,3 % <i>n</i> = 36 | 0 % <i>n</i> = 12 | 0 % <i>n</i> = 12 | 25 % <i>n</i> = 12 | 36,1 % <i>n</i> = 36 | 58,3 % <i>n</i> = 12 | 16,7 % <i>n</i> = 12 | 33,3 % <i>n</i> = 12 | 25 % <i>n</i> = 36 | 66,7 % <i>n</i> = 12 | 0 % <i>n</i> = 12 | 8,3 % <i>n</i> = 12 | 30,6 % <i>n</i> = 36 | 0 % <i>n</i> = 12 | 66,7 % <i>n</i> = 12 | 25 % <i>n</i> = 12 |

x: manejo o parcela no considerados. *n* = número de muestras.

Tabla 2.5. Porcentaje de muestras del estrato herbáceo en las que no se registró ningún individuo en cada manejo y parcela para los diferentes años de muestreo. Aunque el número de muestras (*n*) por parcela era el mismo dentro de cada año de muestreo, algunas muestras se perdieron por diferentes motivos, por lo que *n* varía según la parcela.

separado en función del año de muestreo (Tabla 2.5).

Finalmente, en la Tabla A-2.4 se muestra el número medio de individuos recolectados de cada taxón con su *SD* por tipo de manejo y año de muestreo. Se ha aplicado también una prueba de *K-W* para detectar, en su caso, diferencias significativas entre los diferentes tipos de manejo.

2.3.2. Análisis de correspondencias

Muestreo en copa

En 2007 el análisis de correspondencias realizado permitió explicar el 100 % de la variabilidad observada con tan solo dos dimensiones (Figura 2.3a). La primera dimensión separa ECO del resto de manejos. En concreto, aparece una fuerte asociación entre ECO y “otros hemípteros”, en los que no estaba incluida la plaga *E. olivina*, así como con los himenópteros, aunque ésta un poco más difusa. Por otro lado, CNL y CON aparecen en el otro extremo del gráfico, asociados respectivamente a heterópteros y neurópteros. Otros grupos como las arañas y los coleópteros aparecen en el centro del gráfico indicando que se trata de grupos con una elevada importancia y representación en los tres tipos de manejo considerados.

En 2008 el análisis consiguió explicar el 89,5 % de la variabilidad con tan solo dos dimensiones (Figura 2.3b), aunque al considerar la tercera dimensión se alcanza el 100 %. En este caso, la primera dimensión permitió diferenciar INT del resto de manejos, asociado a heterópteros. Sin embargo, en la segunda dimensión, el resto de manejos quedan relativamente bien diferenciados: ECO y CNL relacionados fundamentalmente con los himenópteros y “otros hemípteros”; CON relativamente influenciado por los coleópteros y los neurópteros. Además, tisanópteros y dípteros permiten distanciar ECO y CNL respectivamente. Nuevamente las arañas aparecen en el centro del gráfico sin relacionarse particularmente con ningún tipo de manejo en especial.

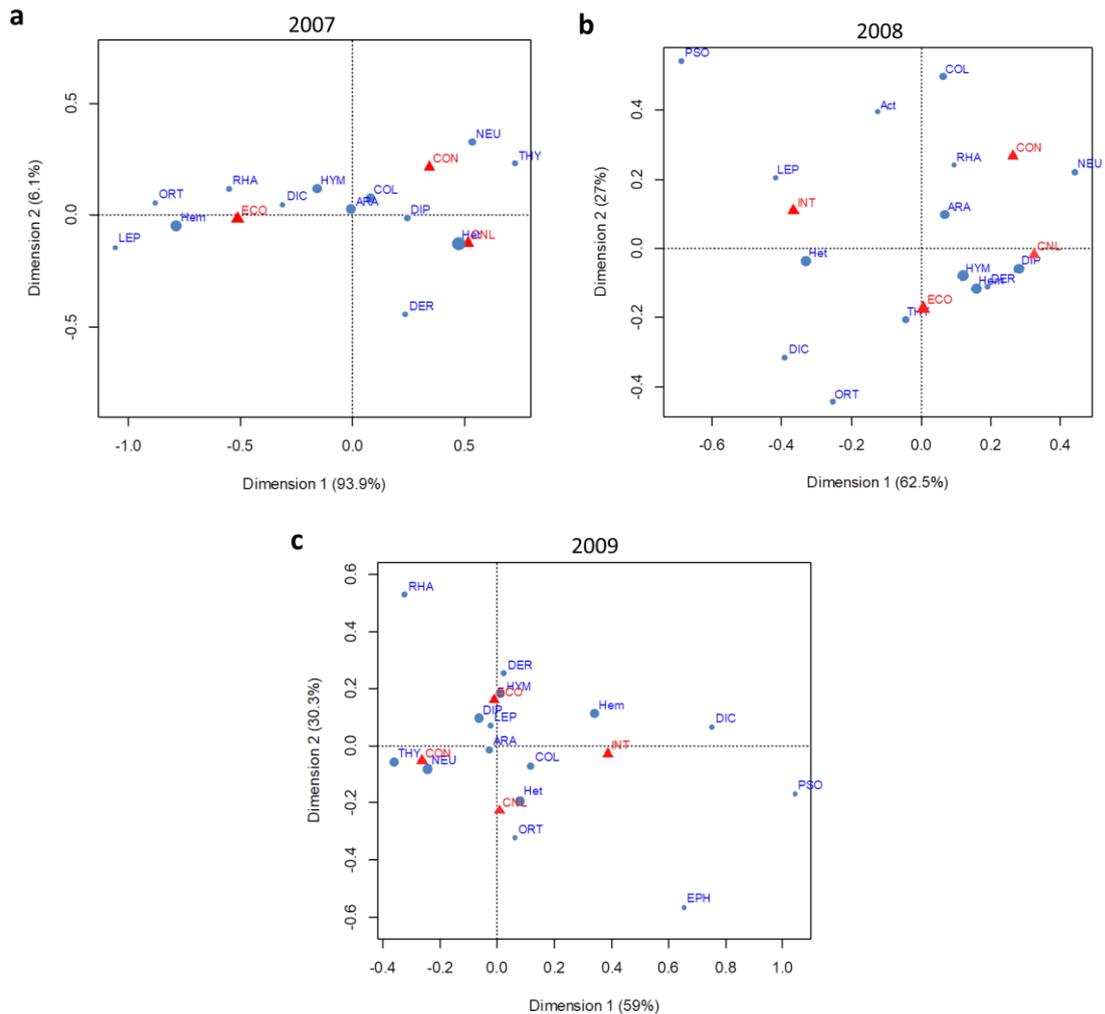


Figura 2.3. Análisis de correspondencias empleando el número medio de individuos por estación de muestreo por tipo de manejo para 2007 (a), 2008 (b) y 2009 (c) para las muestras de copa. Para facilitar la interpretación de las gráficas se ha prescindido de los siguientes grupos: psocópteros, en 2007; pseudoscorpiones y efemerópteros, en 2008; ácaros y fásmidos, en 2009.

Finalmente, en 2009 el análisis de correspondencias explicó el 89,3 % de la variabilidad observada en las primeras dos dimensiones (Figura 2.3c), siendo el porcentaje explicado del 100 % al considerar la tercera dimensión. En la primera dimensión INT se separa del resto, asociado esencialmente a “otros hemípteros” y CON ligado a neurópteros y tisanópteros, quedando los otros dos manejos agrupados en la parte central del gráfico. Atendiendo a la segunda dimensión, se observa una asociación entre ECO, himenópteros y dípteros, por un lado, y entre CNL y heterópteros, por el otro.

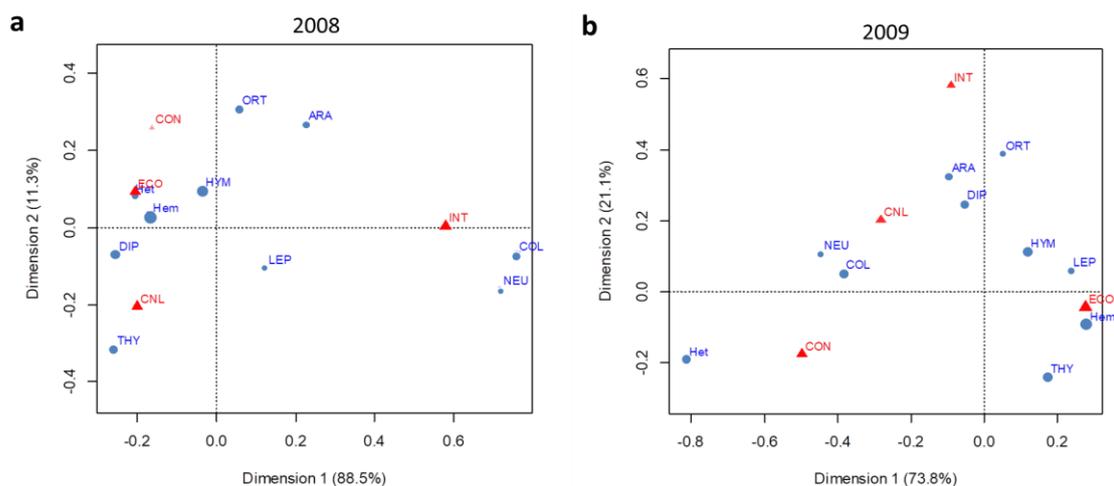


Figura 2.4. Análisis de correspondencias empleando el número medio de individuos por estación de muestreo por tipo de manejo para 2008 (a) y 2009 (b) para las muestras de estrato herbáceo. Para facilitar la interpretación de las gráficas se ha prescindido de los psicópteros, tanto en 2008 como en 2009.

Muestreo en el estrato herbáceo

En 2007 no se detectó ningún individuo en CON al no mantenerse cubierta vegetal en ninguna de las estaciones de muestreo. Por este motivo no se pudo realizar el análisis de correspondencias pertinente al tener sólo dos grupos.

En cambio, en 2008 las dos primeras dimensiones explicaron el 99,8 % de la variabilidad observada, quedando separado en la primera dimensión INT del resto (Figura 2.4a), asociado a coleópteros y neurópteros. La segunda dimensión separó CNL (asociado a tisanópteros) de ECO (sensiblemente asociado a heterópteros y “otros hemípteros”). Finalmente, CON aparece en un extremo del gráfico alejado del resto de manejos y sin asociarse especialmente a ningún grupo taxonómico en concreto.

En 2009 las dos primeras dimensiones explicaron el 94,9 % de la variabilidad (Figura 2.4b), quedando ECO separado del resto de manejos en la primera dimensión, ligado a “otros hemípteros”, lepidópteros y a himenópteros, en menor medida. La segunda dimensión separó los otros tres manejos, quedando CNL levemente asociado a neurópteros y coleópteros y el resto de manejos sin relacionar especialmente con ningún grupo. Para los dos años de muestreo del estrato herbáceo, al considerar la tercera dimensión se alcanzó el 100 % de variabilidad explicada.

q = 0 (vareo en copa)

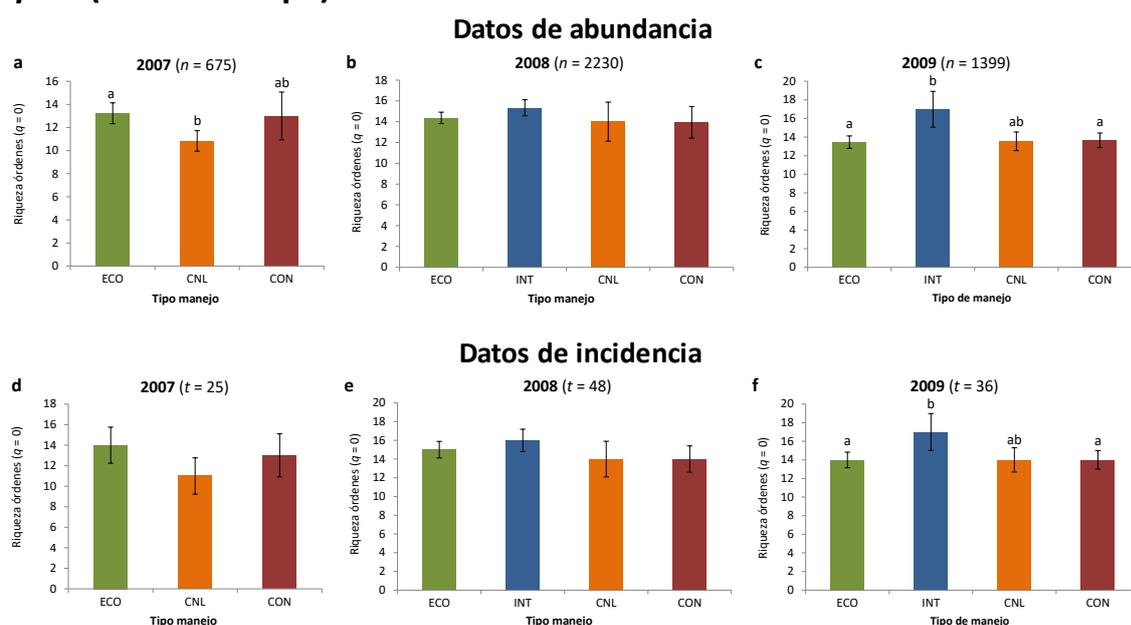


Figura 2.5. Representación gráfica de la **riqueza de específica (q = 0)**, en nuestro caso riqueza de órdenes, de cada manejo en función del año de muestreo para las muestras de vareo en copa. Se han considerado los datos en función de la abundancia de los diferentes taxones (*a, b y c*) y atendiendo a la incidencia de los mismos en las unidades muestrales (*d, e y f*). Letras diferentes sobre las barras indican diferencias al nivel de significación del 95 %.

2.3.1. Diversidad a través de los números de Hill

Muestreo en copa

Se calcularon los números de Hill para el conjunto de muestras de vareo en copa, agrupando las diferentes parcelas por manejos. Para la riqueza específica (q = 0) o diversidad de orden 0 (N0), que en nuestro caso se refiere a riqueza de órdenes (Figura 2.5), se detectaron diferencias significativas en los datos de abundancia para 2007 y 2009, siendo el valor de la diversidad de orden 0 mayor en ECO respecto a CNL ($N0_{ECO} = 13,2 \pm 0,9$; $N0_{CNL} = 10,8 \pm 0,9$; $N0_{CON} = 13,0 \pm 2,1$) en 2007 (Figura 2.5a) y en INT respecto a ECO y CON ($N0_{ECO} = 13,5 \pm 0,7$; $N0_{INT} = 17,0 \pm 1,9$; $N0_{CNL} = 13,6 \pm 1,0$; $N0_{CON} = 13,7 \pm 0,8$) en 2009 (Figura 2.5c). Para 2008 (Figura 2.5b) no se detectaron diferencias significativas, aunque la mayor riqueza se detectó en INT ($N0_{INT} = 15,3 \pm 0,8$).

En cambio, al considerar los datos según la incidencia de cada taxón, tan solo se detectaron diferencias en 2009 (Figura 2.5f), en el mismo sentido que en el caso de las abundancias ($N0_{ECO} = 14,0 \pm 0,8$; $N0_{INT} = 17,0 \pm 2,0$; $N0_{CNL} = 14,0 \pm 1,3$; $N0_{CON} = 14,0 \pm 1,0$). En 2007 y 2008 (Figura 2.5d y e, respectivamente) no se detectaron diferencias significativas.

$q = 1$ (vareo en copa)

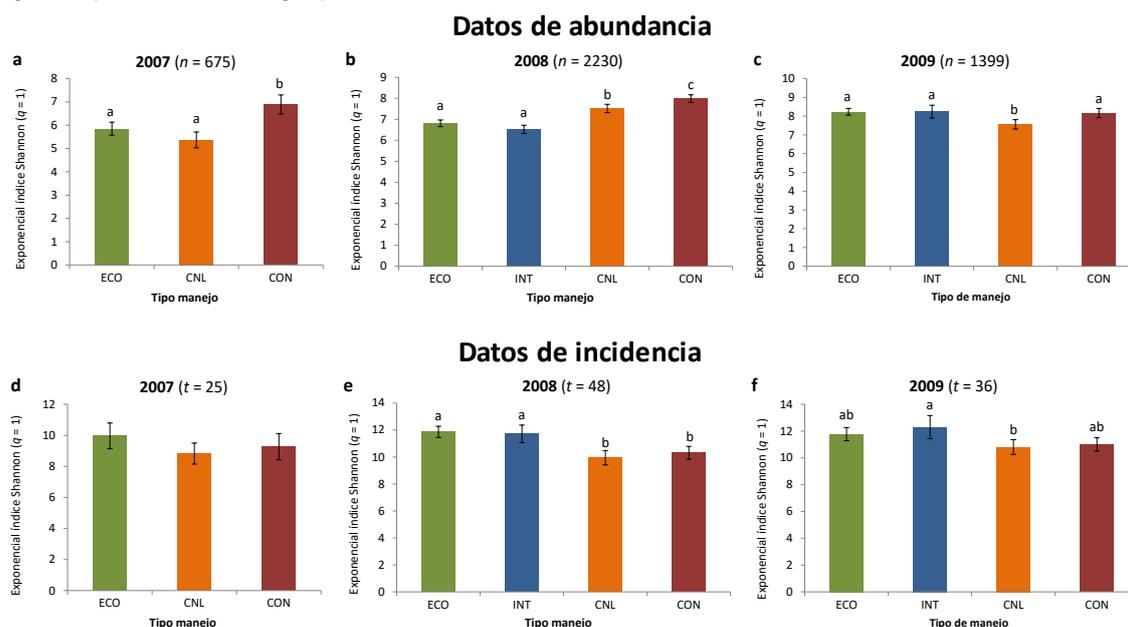


Figura 2.6. Representación gráfica de la **exponencial del índice de Shannon ($q = 1$)** de cada manejo en función del año de muestreo para las muestras de vareo en copa. Se han considerado los datos en función de la abundancia de los diferentes taxones (*a*, *b* y *c*) y atendiendo a la incidencia de los mismos en las unidades muestrales (*d*, *e* y *f*). Letras diferentes sobre las barras indican diferencias al nivel de significación del 95 %.

Para la exponencial del índice de Shannon ($q = 1$) o diversidad de orden 1 (N_1), (Figura 2.6) se detectaron diferencias significativas en los datos de abundancia para los tres años (Figura 2.6a-c). Cabe destacar que el manejo CON resultó ser más diverso en cuanto a este índice en las tres temporadas de muestreo, frente a ECO y CNL en 2007, frente a ECO, INT y CNL en 2008 y frente a CNL en 2009. En 2007 (Figura 2.6a) no se detectaron diferencias entre ECO y CNL ($N_{1ECO} = 5,9 \pm 0,3$; $N_{1CNL} = 5,4 \pm 0,3$; $N_{1CON} = 6,9 \pm 0,4$). En cambio, en 2008 (Figura 2.6b) ECO e INT obtuvieron valores estadísticamente inferiores a CNL ($N_{1ECO} = 6,8 \pm 0,2$; $N_{1INT} = 6,5 \pm 0,2$; $N_{1CNL} = 7,5 \pm 0,2$; $N_{1CON} = 8,0 \pm 0,2$). Así mismo, en 2009 (Figura 2.6c) no se detectaron diferencias entre ECO, INT y el propio CON ($N_{1ECO} = 8,2 \pm 0,2$; $N_{1INT} = 8,2 \pm 0,3$; $N_{1CNL} = 7,6 \pm 0,3$; $N_{1CON} = 8,2 \pm 0,3$).

Atendiendo a los valores de incidencia, en 2007 no se detectaron diferencias significativas (Figura 2.6d), pero en los otros dos años de muestreo sí. En 2008 (Figura 2.6e) ECO e INT obtuvieron valores para este índice estadísticamente superiores a CNL y CON ($N_{1ECO} = 11,9 \pm 0,4$; $N_{1INT} = 11,7 \pm 0,7$; $N_{1CNL} = 10,0 \pm 0,5$; $N_{1CON} = 10,3 \pm 0,5$). En 2009 (Figura 2.6f) tan solo INT registró diferencias significativas con CNL, mientras que ECO y CON no registraron diferencias con ninguno de los otros manejos ($N_{1ECO} = 8,2 \pm 0,2$; $N_{1INT} = 8,2 \pm 0,3$; $N_{1CNL} = 7,6 \pm 0,3$; $N_{1CON} = 8,2 \pm 0,3$).

$q = 2$ (vareo en copa)

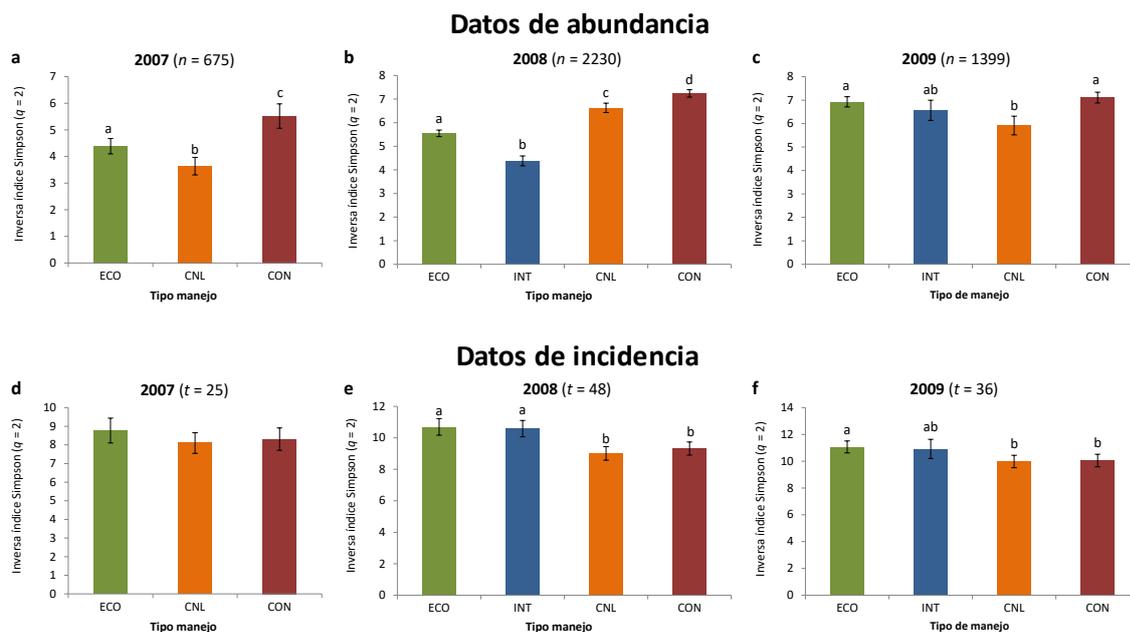


Figura 2.7. Representación gráfica de la **inversa del índice de Simpson ($q = 2$)** de cada manejo en función del año de muestreo para las muestras de vareo en copa. Se han considerado los datos en función de la abundancia de los diferentes taxones (*a*, *b* y *c*) y atendiendo a la incidencia de los mismos en las unidades muestrales (*d*, *e* y *f*). Letras diferentes sobre las barras indican diferencias al nivel de significación del 95 %.

Finalmente, para la inversa del índice de Simpson ($q = 2$) o diversidad de orden 2 (N_2), (Figura 2.7) se detectaron diferencias significativas respecto a los datos de abundancia para los tres años en el mismo sentido que en la diversidad de orden 1 (N_1), registrando CON en todos los casos los valores significativamente más elevados. En 2007 (Figura 2.7a) ECO registró significativamente el menor valor de los tres manejos considerados ($N_{2ECO} = 4,4 \pm 0,3$; $N_{2CNL} = 3,6 \pm 0,3$; $N_{2CON} = 5,5 \pm 0,5$). En 2008 (Figura 2.7b) se registraron diferencias entre todos los manejos, siendo INT el menos diverso, según este índice, seguido de ECO, CNL y CON ($N_{2ECO} = 5,6 \pm 0,1$; $N_{2INT} = 4,4 \pm 0,2$; $N_{2CNL} = 6,6 \pm 0,2$; $N_{2CON} = 7,2 \pm 0,2$). Finalmente, en 2009 (Figura 2.7c) tanto ECO como CON registraron valores superiores a los de CNL, no así a los de INT ($N_{2ECO} = 6,9 \pm 0,2$; $N_{2INT} = 6,6 \pm 0,4$; $N_{2CNL} = 5,9 \pm 0,4$; $N_{2CON} = 7,1 \pm 0,2$).

Respecto a los datos según la incidencia de cada taxón, se registraron diferencias significativas en 2008 y 2009. En 2007 no se detectaron diferencias significativas (Figura 2.7d), siendo el valor de N_2 en ECO mayor que los otros dos manejos ($N_{2ECO} = 8,8 \pm 0,7$). En 2008 (Figura 2.7e) ECO e INT también obtuvieron valores para este índice estadísticamente superiores a CNL y CON, como ocurrió para la diversidad de orden 1 ($N_{2ECO} = 10,7 \pm 0,5$; $N_{2INT} = 10,6 \pm 0,5$; $N_{2CNL} = 9,0 \pm 0,4$; $N_{2CON} = 9,3 \pm 0,4$). En 2009 (Figura 2.7f) nuevamente ECO registró un valor

mayor de N_2 que CNL y CON, no así con INT ($N_{2_{ECO}} = 11,1 \pm 0,5$; $N_{2_{INT}} = 10,9 \pm 0,7$; $N_{2_{CNL}} = 10,0 \pm 0,5$; $N_{2_{CON}} = 10,1 \pm 0,5$).

Muestreo en el estrato herbáceo

Se calcularon también los números de Hill para el conjunto de datos obtenidos por muestreo del estrato herbáceo, considerando cada transecto individual como unidad muestral. En los años 2007 y 2008, aun habiendo efectuado todos los pases con la manga entomológica, no se colectó ningún individuo en las parcelas de manejo CON. Por este motivo, a pesar de haberse registrado abundancia 0, se ha decidido mostrar en las diferentes gráficas este manejo para reflejar que las muestras realmente se tomaron, aunque no registraron nada. Para la *riqueza específica* ($q = 0$) o *diversidad de orden 0* (N_0), (Figura 2.8), atendiendo a los datos por abundancias, se detectaron diferencias significativas en 2008 y 2009, siendo la diversidad de orden 0 mayor en ECO que en el resto en 2008 ($N_{0_{ECO}} = 10,9 \pm 0,5$; $N_{0_{INT}} = 10,0 \pm 0,0$; $N_{0_{CNL}} = 10,0 \pm 0,0$) (Figura 2.8b) y en INT respecto a ECO en 2009 ($N_{0_{ECO}} = 9,9 \pm 0,1$; $N_{0_{INT}} = 11,0 \pm 1,0$; $N_{0_{CNL}} = 10,3 \pm 0,5$; $N_{0_{CON}} = 9,9 \pm 0,2$) (Figura 2.8c). Para 2007 (Figura 2.8a) no se detectaron diferencias significativas.

Al considerar los datos según la incidencia de cada taxón, también se detectaron

$q = 0$ (muestreo en el estrato herbáceo)

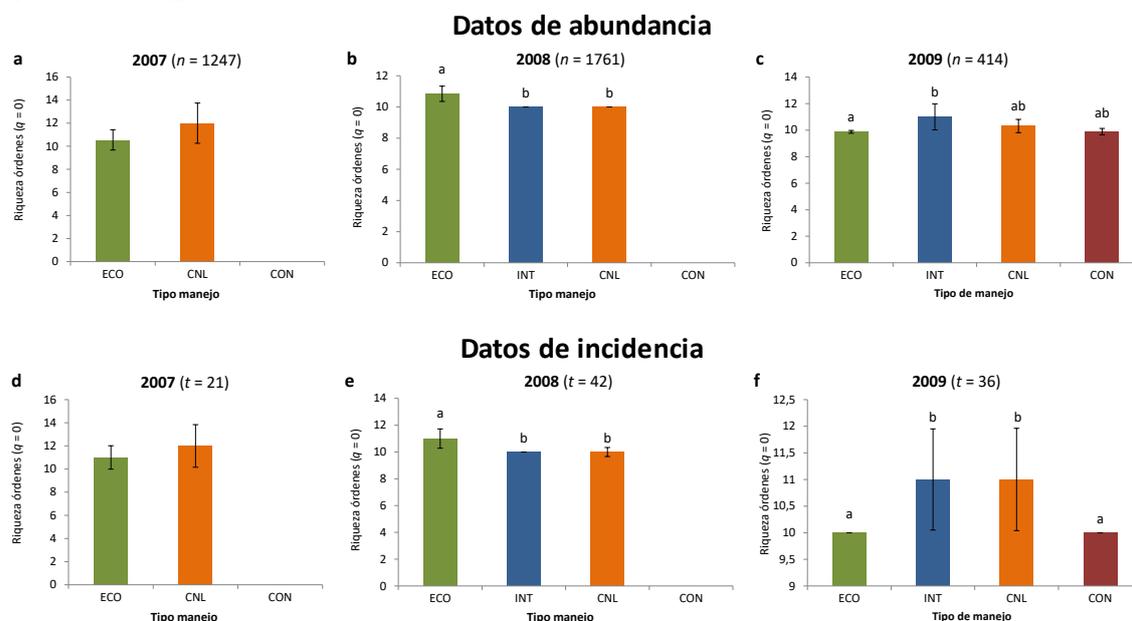


Figura 2.8. Representación gráfica de la **riqueza de específica** ($q = 0$), en nuestro caso riqueza de órdenes, de cada manejo en función del año de muestreo para las muestras de muestreo en el estrato herbáceo. Se han considerado los datos en función de la abundancia de los diferentes taxones (*a, b y c*) y atendiendo a la incidencia de los mismos en las unidades muestrales (*d, e y f*). Letras diferentes sobre las barras indican diferencias al nivel de significación del 95 %.

diferencias en 2008 y 2009. En 2008 (Figura 2.8e) ECO registró una riqueza superior al resto ($NO_{ECO} = 11,0 \pm 0,7$; $NO_{INT} = 10,0 \pm 0,0$; $NO_{CNL} = 10,3 \pm 0,3$). En 2009 (Figura 2.8f) también se detectaron diferencias, en este caso entre INT y CNL respecto a ECO y CON ($NO_{ECO} = 10,0 \pm 0,0$; $NO_{INT} = 11,0 \pm 0,9$; $NO_{CNL} = 11,0 \pm 0,9$; $NO_{CON} = 10,0 \pm 0,0$). En 2007 no se detectaron diferencias significativas (Figura 2.8d).

Para la exponencial del índice de Shannon ($q = 1$) o diversidad de orden 1 ($N1$), (Figura 2.9) se detectaron diferencias significativas tan solo en el año 2009 al considerar los datos por abundancias (Figura 2.9c), entre CNL frente a INT y CON y todos estos frente a ECO, que registró el menor valor para el índice ($N1_{ECO} = 6,2 \pm 0,1$; $N1_{INT} = 6,9 \pm 0,4$; $N1_{CNL} = 7,7 \pm 0,2$; $N1_{CON} = 7,2 \pm 0,2$). En cambio, no se detectaron diferencias 2007 ni 2008 (Figura 2.9a y b, respectivamente).

Al considerar los datos según la incidencia de cada taxón no se detectaron diferencias para ningún año (Figura 2.9d-f).

Por último, para la inversa del índice de Simpson ($q = 2$) o diversidad de orden 2 ($N2$), (Figura 2.10) nuevamente se detectaron diferencias significativas tan solo en el año 2009 al considerar los datos por abundancias (Figura 2.10c), entre CNL frente a INT y CON y todos estos

$q = 1$ (manguero en el estrato herbáceo)

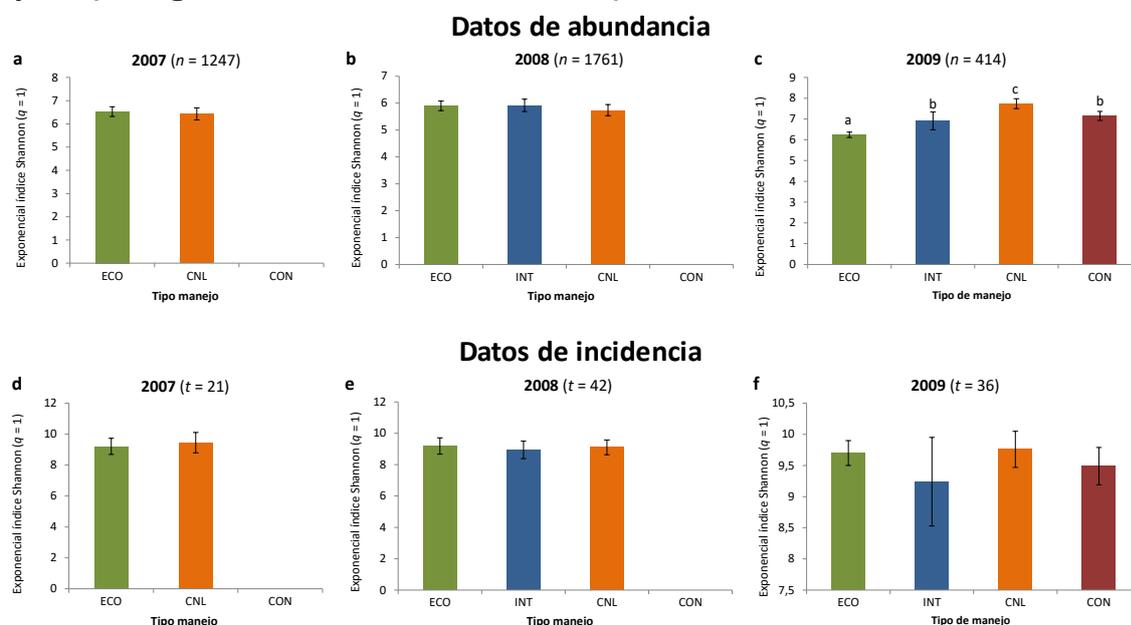


Figura 2.9. Representación gráfica de la **exponencial del índice de Shannon ($q = 1$)** de cada manejo en función del año de muestreo para las muestras de **manguero en el estrato herbáceo**. Se han considerado los datos en función de la abundancia de los diferentes taxones (*a*, *b* y *c*) y atendiendo a la incidencia de los mismos en las unidades muestrales (*d*, *e* y *f*). Letras diferentes sobre las barras indican diferencias al nivel de significación del 95 %.

$q = 2$ (mangueo en el estrato herbáceo)

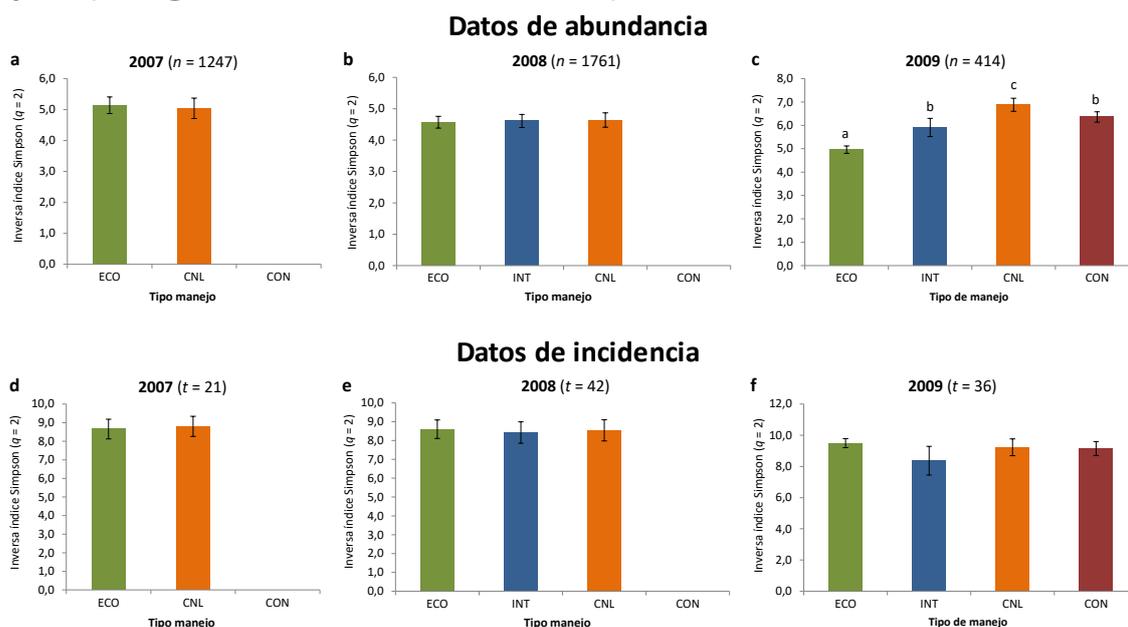


Figura 2.10. Representación gráfica de la **inversa del índice de Simpson ($q = 2$)** de cada manejo en función del año de muestreo para las muestras de mangueo en el estrato herbáceo. Se han considerado los datos en función de la abundancia de los diferentes taxones (*a, b y c*) y atendiendo a la incidencia de los mismos en las unidades muestrales (*d, e y f*). Letras diferentes sobre las barras indican diferencias al nivel de significación del 95 %.

frente a ECO, que registró el menor valor para el índice ($N2_{ECO} = 5,0 \pm 0,2$; $N2_{INT} = 5,9 \pm 0,4$; $N2_{CNL} = 6,9 \pm 0,3$ $N2_{CON} = 6,4 \pm 0,2$). En cambio, no se detectaron diferencias en 2007 ni 2008 (Figura 2.10a y b, respectivamente).

Al considerar los datos según la incidencia tampoco se detectaron diferencias para ningún año de muestreo (Figura 2.10d-f).

2.4. DISCUSIÓN

2.4.1. La artropodofauna del olivar

Caracterización de la comunidad de artrópodos

El olivar cuenta con una artropodofauna muy rica y diversa en especies (Arambourg, 1986; Campos & Civantos, 2000; Ruiz & Montiel, 2001). La comunidad de artrópodos del olivo ha sido objeto de estudio de numerosos trabajos de investigación a diferentes niveles taxonómicos:

morfoespecies¹ (Cotes *et al.*, 2009a), familias (Cárdenas *et al.*, 2006, 2015; Cotes *et al.*, 2010a; Cotes *et al.*, 2009b; Rei *et al.*, 2010; Ruiz & Montiel, 2001; Tzokas *et al.*, 2014) y órdenes (Cotes *et al.*, 2011; Cotes *et al.*, 2010b; Gkisakis *et al.*, 2016; Ruano *et al.*, 2004). Para realizar un inventario apropiado de la artropodofauna del olivo se recomienda el uso combinado de varias técnicas de muestreo (Castro *et al.*, 2017), por lo que en este estudio hemos seleccionado al menos dos técnicas para caracterizar la comunidad de artrópodos del agroecosistema del olivar a nivel de orden en la copa del olivo y en el estrato herbáceo. Para estudios futuros queda pendiente la evaluación de la artropodofauna edáfica.

En primer lugar, cabe destacar que manejo ECO en general, registró en los tres años de estudio los valores más elevados de individuos por muestra, con diferencias significativas en todos los casos, tanto en el muestreo en copa (Figura 2.1) como en el estrato herbáceo (Figura 2.2). Este resultado concuerda con la tendencia observada en otros muchos estudios de que el manejo ecológico aumenta la riqueza y la abundancia de la artropodofauna en diferentes cultivos (ver el meta-análisis de Bengtsson *et al.*, 2005). También en los estudios de olivar se ha encontrado una mayor abundancia en muestras pertenecientes a cultivo ecológico frente al resto de manejos (Santos *et al.*, 2007). Sin embargo, Ruano *et al.* (2004) y Cotes *et al.* (2011) encuentran mayor abundancia de artrópodos en manejo integrado que en ecológico, generalmente por causa del orden de los hemípteros.

Respecto a los grupos que están presentes en el olivar, los resultados derivados de este trabajo muestran una artropodofauna bastante rica en cuanto a número de órdenes, registrándose 17 grupos distintos en copa y 12 órdenes en el estrato herbáceo a lo largo de los tres años de muestreo. La presencia de algunos de esos grupos resultó ser absolutamente anecdótica. Tal es el caso de los Pseudoscorpiones o el orden fásmidos, de los que tan solo se registró un individuo por grupo, o de efemerópteros, de los que se capturaron cinco especímenes, todos ellos en copa (Tabla 2.1). En el estrato herbáceo, el orden Psocóptera registró una incidencia muy baja (Tabla 2.3). El resto de taxones se encuentran relativamente bien representados en prácticamente todos los manejos, siendo bastante frecuente su aparición en la mayoría de las muestras. El grupo que resultó ser más abundante en copa fue la plaga

¹ El concepto de morfoespecie, también conocido como “unidad taxonómica reconocible”, se refiere a la identificación de características unificadas de acuerdo con semejanzas morfológicas de los especímenes, sin necesidad de consultar la bibliografía especializada ni considerar los a menudo difíciles estándares taxonómicos. Surge en el contexto de la bioindicación, con el objetivo de facilitarle las tareas de identificación a técnicos de campo y evaluadores que no necesariamente tienen por qué tener conocimientos taxonómicos elevados para reconocer las distintas especies.

E. olivina (Tabla 2.1 y Tabla A-2.3). Se trata de un Hemíptero, de la familia Psyllidae, muy común en toda el área mediterránea (Alvarado *et al.*, 2017). No suele producir daños graves sobre el olivo, si bien, cuando la densidad es muy elevada puede provocar el desarrollo defectuoso de las ramas afectadas o, peor aún, de los botones florales, según donde se desarrolle. En el año 2007 la presencia de esta plaga fue especialmente acusada en las estaciones de muestreo de manejo ecológico, reduciéndose sustancialmente en los muestreos sucesivos. La incidencia de la otra plaga que afecta a nuestras parcelas de estudio, el lepidóptero *P. oleae*, por lo general fue muy escasa.

Al margen de las plagas, el orden hemípteros fue el más importante en los tres años de muestreo en la copa del olivar (Tabla 2.1 y Tabla A-2.3) como en el estrato herbáceo (Tabla 2.3 y Tabla A-2.4). En el caso de las muestras de copa, el suborden heterópteros resultó ser significativamente más abundante en ECO frente al resto de manejos al menos para 2008 y 2009. Se trata de un grupo muy interesante pues cuenta con numerosas especies depredadoras, tales como *Deraeocoris punctum* (Rambur), *Anthocoris nemoralis* (Fabricius), *Brachynotocoris ferrerii* Baena o *Pseudoloxops coccineus* (Meyer-Dür) (Paredes *et al.*, 2014, 2015) que han demostrado ser útiles contra el control de ciertas plagas, particularmente en el olivo. En cambio, en las muestras del estrato herbáceo, dentro de hemípteros, el grupo más importante resultó ser el que hemos denominado “otros hemípteros”, del que se discutirá más adelante.

Otro grupo con una elevada presencia en nuestras muestras fue el orden de los himenópteros, que resulta ser el segundo o tercer taxón en abundancia en la mayoría de los manejos para los tres años en copa (Tabla 2.1) y el segundo siempre para todos los casos en el estrato herbáceo (Tabla 2.3). Entre los himenópteros se encuentran numerosas familias de parasitoides, que también han sido descritas como importantes aliados en el control de plagas (Inclán *et al.*, 2015; Nave *et al.*, 2016; Pascual *et al.*, 2014; Rodríguez *et al.*, 2003). En este caso, el cultivo ecológico registró un número significativamente mayor de himenópteros que el resto de manejos durante los tres años de muestreo en copa, con más del doble de individuos por muestra en todos los casos (Tabla A-2.3). En el estrato herbáceo, se detectó esta misma situación, pero de manera menos acusada, no registrándose diferencias en la abundancia de himenópteros entre todos los manejos (Tabla A-2.4). Estos resultados se vieron confirmados con los análisis de correspondencias, en los que el grupo de los himenópteros aparece siempre muy cerca de ECO tanto en las muestras de copa (Figura 2.3) como en las del estrato herbáceo (Figura 2.4). Otras investigaciones han demostrado que los tratamientos ecológicos mejoran la presencia de parasitoides tanto a nivel local como paisajístico (Inclán *et al.*, 2015).

Además, se registraron diferencias, aunque no siempre estadísticamente significativas en la presencia de otros grupos con importancia en el olivar, como el grupo denominado “otros hemípteros” o las arañas. Respecto a “otros hemípteros”, en copa registró siempre diferencias significativas entre ECO y al menos los dos tratamientos convencionales (CNL y CON), duplicando su presencia en el primero respecto al resto. Entre sus componentes aparecen numerosas especies fitófagas (Kaçar & Dursun, 2015), que rara vez causan daños importantes en el olivar; más bien se alimentan de la flora espontánea asociada al cultivo. De hecho en las muestras del estrato herbáceo (Tabla A-2.4) también se evidencian estas mismas diferencias, incluso de manera más acusada. Los análisis de correspondencias determinaron también la estrecha relación entre este grupo y las muestras de ECO, tanto en copa (Figura 2.3) como en el estrato herbáceo (Figura 2.4). Esta relación ha sido descrita en otros estudios, llegándose a proponer los hemípteros (en el sentido en el que nosotros hablamos de “otros hemípteros, sin considerar *E. olivina* ni heterópteros) como bioindicadores del tipo de manejo del olivar (Cotes *et al.*, 2011).

Respecto a las arañas, su importancia relativa en la población de artrópodos también fue muy elevada, especialmente en copa (Tabla 2.1), donde ECO resultó tener más arañas que el resto de manejos, aunque estas diferencias no siempre fueron estadísticamente significativas (Tabla A-2.3). De hecho, en los análisis de correspondencias este grupo ocupa una parte central del gráfico, lo que indica que no tiene demasiado peso en la discriminación entre manejos en copa (Figura 2.3) ni en el estrato herbáceo (Figura 2.4). Este grupo resulta de gran importancia pues todos sus miembros forman parte de la denominada fauna auxiliar al actuar como depredadores de un amplio abanico de especies, entre ellas las posibles plagas. En el olivar, la comunidad de arañas ha sido ampliamente estudiada en los últimos años (Cárdenas *et al.*, 2006, 2015; Cárdenas & Barrientos, 2011; Picchi *et al.*, 2016, 2017).

Finalmente, se registró la presencia de otros grupos con importancia relativamente alta como coleópteros, neurópteros y dípteros, aunque la representación de cada uno de ellos entre las muestras en los dos conjuntos de datos fue muy variable, no solo entre manejos sino también entre los diferentes años que duró el estudio. Esta variabilidad interanual probablemente esté asociada a las distintas condiciones meteorológicas de cada temporada. Otros estudios han detectado diferencias entre distintos años de muestreo en el mismo sentido (Cotes *et al.*, 2011; Ruano *et al.*, 2004). El estudio de las familias de coleópteros ha sido propuesto como bioindicador del tipo de manejo del olivar en nuestra región (Cotes *et al.*, 2011), así como los miembros de la familia Coccinellidae en particular (Cotes *et al.*, 2010a). Así

mismo, varios estudios han descrito la comunidad de neurópteros de nuestra región en el olivar (Porcel *et al.*, 2013, 2017).

Consideraciones sobre los análisis de correspondencias

Como se ha señalado en el apartado anterior, los análisis de correspondencias han resultado ser una herramienta útil para realizar una primera y rápida aproximación al conjunto de datos, ayudando a esclarecer las relaciones existentes entre los distintos grupos de artrópodos y los manejos considerados. En los datos de copa consiguieron diferenciar sin dificultades al menos el manejo ECO de CON en todos los casos. Las diferencias más importantes detectadas en cuanto a la abundancia de los grupos principales se han visto reflejadas en los propios análisis de correspondencias. Además, su eficiencia al explicar la variabilidad observada ha sido muy elevada en todos los casos con tan solo dos dimensiones, alcanzándose el 100 % de explicación por regla general al incluir una tercera dimensión. Dentro de estos análisis, los grupos particularmente escasos y poco comunes no han sido considerados pues en los resultados preliminares demostraron producir una fuerte distorsión gráfica que dificultaba la interpretación de los mismos. No obstante, los grupos poco abundantes pero relativamente bien representados sí han ayudado a caracterizar los diferentes manejos, mostrándose por lo tanto útiles para tal fin.

2.4.2. Diversidad de la comunidad de artrópodos del olivar

La diversidad inherente a los olivares de estudio en este trabajo se ha evaluado mediante la construcción de curvas de rarefacción a través de los números de Hill, interpolando los resultados para poder realizar comparaciones entre los distintos valores de los índices obtenidos. Los números de Hill, también denominados medidas de diversidad de orden Q (qD) (Jost, 2006), representan el número equivalente de especies, una medida de la diversidad que permite convertir los clásicos índices de entropía de Shannon-Weaver y de dominancia de Gini-Simpson en valores de diversidad real. En los estudios sobre diversidad, es necesario transformar los índices anteriormente mencionados para poder interpretarlos desde un punto de vista de la lógica de la biología. Así, el índice de Shannon se transforma en su versión exponencial para expresar el número efectivo de especies, y el de Simpson en su inversa para referirse igualmente al número equivalente de especies muy abundantes. El exponente de los números de Hill indica la sensibilidad del índice a la abundancia relativa de cada especie. Así, para $q = 0$ (diversidad de grado 0), el índice es absolutamente insensible a la abundancia, por lo que tiene en cuenta tanto a las especies raras como las más comunes, de manera que expresa la

riqueza de especies (en nuestro caso órdenes). Para $q = 1$ (diversidad de grado 1), cada especie es considerada exactamente en función de su abundancia relativa, por lo que está más influenciado por las especies abundantes que por las raras. Corresponde a la exponencial de Shannon, que es un valor de la entropía de la comunidad. Finalmente, para $q = 2$ (diversidad de orden 2), el índice está fuertemente condicionado por la abundancia relativa de los grupos más comunes. Equivale por lo tanto a la inversa del índice de dominancia de Simpson (Jost, 2010; Jost & González-Oreja, 2012). La interpretación por lo tanto de la diversidad en este estudio resulta mucho más intuitiva al considerarla en términos de número equivalente de especies. Utilizando los métodos de rarefacción en el sentido descrito por Chao *et al.* (2014) se han calculado los diferentes valores de qD con los datos expresados en términos tanto de abundancia como de incidencia.

Los resultados han arrojado diferencias significativas en la mayoría de los casos en el conjunto de datos de copa. En cambio, en los datos de magueo del estrato herbáceo, apenas se registraron diferencias en ninguno de los índices de diversidad. Además, un buen número de las diferencias detectadas en uno y otro conjunto de datos resultan incoherentes respecto a lo esperado para los manejos objeto de estudio, especialmente aquellas que sugieren una mayor diversidad en los manejos CNLo CON respecto a ECO o INT. Respecto a la diversidad de orden 0 (Figura 2.5), la riqueza de órdenes observada se vio fuertemente condicionada por las especies raras mencionadas en el apartado anterior. Pseudoscorpiones y fásmidos sólo tuvieron representación en INT con un único individuo (Tabla A-2.3). Por otra parte los efemerópteros aparecieron en todos los manejos a lo largo de los tres años de estudio salvo en ECO. Al nivel taxonómico de orden, la diversidad de orden 0 no se ha mostrado útil para caracterizar la diversidad en los distintos manejos, ya que la mayoría de los órdenes están presentes y bien representados en todas las parcelas y manejos, siendo el registro de algunos especímenes una cuestión anecdótica que condiciona en exceso los resultados. A niveles taxonómicos inferiores, la diversidad de orden 0 probablemente sea útil para realizar una primera aproximación rápida al estudio de la diversidad asociada a los diferentes tipos de manejo.

Por otra parte, los índices correspondientes a la diversidad de orden 1 y de orden 2 arrojaron resultados contradictorios según se consideren los datos por abundancia o por incidencia. Todos los resultados de los datos por abundancia en el muestreo de copa reflejan una mayor diversidad tanto de 1D (Figura 2.6a-c) como de 2D (Figura 2.7a-c) en CON, la mayor parte de las veces respecto ECO o INT. Este resultado no concuerda con lo que tantos otros estudios han determinado acerca de la artropodofauna de los agroecosistemas (Bengtsson *et al.*,

2005; Döring *et al.*, 2003; Hole *et al.*, 2005; Inclán *et al.*, 2015; Jackson *et al.*, 2007; Purtauf *et al.*, 2005; Tilman *et al.*, 2001; Winqvist *et al.*, 2012), concretamente en el agroecosistema del olivo (Cárdenas, 2008; Cotes *et al.*, 2011; Cotes *et al.*, 2010b; Pascual *et al.*, 2010; Picchi *et al.*, 2017; Ruano *et al.*, 2001, 2010; Santos *et al.*, 2007; Tzokas *et al.*, 2014), acerca de una mayor diversidad en producción ecológica frente a no ecológica. No obstante, Bengtsson *et al.* (2005) advierten de la existencia de estudios con resultados variables o incluso contradictorios, abordando esta variabilidad como un problema de escala, ya que el contexto paisajístico dónde se hallan los campos de estudio puede condicionar el resultado de las comparaciones entre gestiones diferentes.

En nuestro caso, considerando los datos por incidencias en copa (1D en Figura 2.6d-f; 2D en Figura 2.7d-f), los resultados que se obtienen guardan coherencia con la idea de relacionar gestiones de carácter ecológico con mayor diversidad. Los tratamientos ECO y/o INT mostraron siempre valores de los índices 1D y 2D más elevados que los dos manejos convencionales (CNL y CON), la mayoría de las veces con diferencias significativas. En este sentido, los números de Hill o el estudio de la diversidad de orden Q en el muestreo de copa del olivar al nivel taxonómico de orden, ha resultado ser efectivo al considerar los datos por incidencia, no así por abundancias.

Respecto al conjunto de datos del estrato herbáceo, los análisis no reflejaron diferencias significativas importantes en ninguno de los índices. Respecto a la diversidad de orden 0 (Figura 2.8), los análisis reflejaron resultados contradictorios para los diferentes años, lo que evidencia la existencia de variabilidad interanual, que afecta en mayor grado a un estrato anual como es el herbáceo. Respecto a las diversidades de orden 1 (Figura 2.9) y de orden 2 (Figura 2.10), tan solo se registraron diferencias significativas en 2009 al considerar los datos por abundancia, mostrando, como ocurría con las muestras de copa, una diversidad inferior en ECO respecto al resto. En este sentido, los análisis de diversidad mediante el número equivalente de especies o diversidad de orden Q no ha resultado efectivo para caracterizar el estrato herbáceo de nuestras parcelas de estudio al nivel de orden. Sugerimos por lo tanto el desarrollo de estudios a un nivel taxonómico más profundo para conseguir resultados positivos en el estrato herbáceo.

2.5. Conclusiones

- La artropodofauna del olivar a nivel de orden resultó ser rica y variada tanto para copa (con 17 órdenes registrados) como para el estrato herbáceo (con 12 órdenes). Sin contar a la plaga *E. olivina* (Psyllidae, Hemiptera), que resultó ser el taxón más abundante en copa, el orden

más abundante tanto en copa como en el estrato herbáceo resultaron ser los hemípteros, seguido de los himenópteros. Ambos grupos cuentan con numerosas especies que actúan como enemigos naturales (depredadores y parasitoides, respectivamente) de las plagas del olivar.

- La comunidad de artrópodos en el manejo ecológico resultó ser más abundante que en el resto de manejos, tanto en copa como en estrato herbáceo. Además, se caracterizó por presentar significativamente un mayor número de himenópteros que el resto de manejos, así como de arañas, aunque en este caso las diferencias no siempre fueron significativas.

- Los análisis de correspondencias han demostrado ser una herramienta útil para realizar un primer acercamiento rápido al estudio de los grupos característicos de cada manejo, al menos para diferenciar entre la producción ecológica y la convencional en las muestras de copa.

- Las técnicas de rarefacción mediante el uso de números equivalentes de especies o números de Hill para valores de $q = 1$ (correspondiente a la exponencial del índice de Shannon) y $q = 2$ (equivalente a la inversa del índice de Simpson) han resultado ser útiles para caracterizar la diversidad asociada a los diferentes tipos de manejo del olivar al considerar los datos de incidencia de la comunidad de artrópodos en copa al nivel de orden. Tanto los valores de $q = 0$ (riqueza específica), como los datos considerados por abundancia han generado resultados incoherentes respecto a la diversidad esperada en los diferentes manejos, no resultando ser útiles para evaluar la misma bajo las condiciones de nuestro estudio.

- Esta metodología en el estrato herbáceo no ha resultado ser efectiva para evaluar la diversidad bajo ninguna de las condiciones del estudio.

REFERENCIAS

- Alroy, J. 2010. «The shifting balance of diversity among major marine animal groups». *Science* 329(5996):1191-1194.
- Alvarado, A., Campos, M., Civantos, M., Durán, J. M. & Ruiz, M. J. 2017. «Plagas». En *El cultivo del olivo*, 7ª ed., editado por Barranco, D., Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Arambourg, Y. 1986. *Traité d'entomologie oleicole*. Madrid, España: Consejo Oleícola Internacional.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A. C. 2005. «The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis». *Journal of Applied Ecology* 42(2):261-269.
- Biaggini, M., Consorti, R., Dapporto, L., Dellacasa, M., Paggetti, E. & Corti, C. 2007. «The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of arthropod diversity in agricultural landscapes». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122(2):183-191.
- Campos, M. & Civantos, M. 2000. «Técnicas de cultivo del olivo y su incidencia sobre las plagas». *Olivae* 84:40-46.
- Cárdenas, M. 2008. «Análisis de la actividad ecológica de las arañas en el agroecosistema del olivo». Universidad de Granada. Tesis doctoral.
- Cárdenas, M. & Barrientos, J. A. 2011. «Arañas del olivar andaluz (Arachnida; Araneae). Aspectos faunísticos». *Zoología baetica* (22):99-136.
- Cárdenas, M., Pascual, F., Campos, M. & Pekár, S. 2015. «The spider assemblage of olive groves under three management systems». *Environmental Entomology* 44(3):509-518.
- Cárdenas, M., Ruano, F., García, P., Pascual, F. & Campos, M. 2006. «Impact of agricultural management on spider populations in the canopy of olive trees». *Biological Control* 38(2):188-195.
- Cardoso, P., Silva, I., De Oliveira, N. G. & Serrano, A. R. M. 2004. «Indicator taxa of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation». *Biological Conservation* 120(4):517-524.
- Castro, J., Tortosa, F. S., Jiménez, J. & Carpi, A. J. 2017. «Spring evaluation of three sampling methods to estimate family richness and abundance of arthropods in olive grove». *Animal Biodiversity and Conservation* 40(2):193-210.
- Chao, A. 1984. «Nonparametric estimation of the number of classes in a population». *Scandinavian Journal of Statistics* 11:265-270.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K. & Ellison, A. M. 2014. «Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies». *Ecological Monographs* 84(1):45-67.
- Chao, A. & Jost, L. 2012. «Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size». *Ecology* 93(12):2533-2547.
- Chao, A., Ma, K. H. & Hsieh, T. C. 2016. «iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity». Programa y guía del usuario publicados en http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/.
- Colwell, R. K., Chang, X. M. & Chang, J. 2004. «Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-

- based species accumulation curves». *Ecology* 85(10):2717-2727.
- Colwell, R. K., Chao, A., Gotelli, N. J., Lin, S. Y., Mao, C. X., Chazdon, R. L. & Longino, J. T. 2012. «Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages». *Journal of Plant Ecology* 5:3-21.
- Colwell, R. K. & Coddington, J. A. 1994. «Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation». *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 345:101-118.
- Connolly, S. R. & Dornelas, M. 2011. «Fitting and empirical evaluation of models for species abundance distributions». En *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*, editado por Magurran, A. E. & McGill, B. J. New York, USA: Oxford University Press.
- Cotes, B., Campos, M., García, P. A., Pascual, F. & Ruano, F. 2011. «Testing the suitability of insect orders as indicators for olive farming systems». *Agricultural and Forest Entomology* 13(4):357-364.
- Cotes, B., Campos, M., Pascual, F. & Ruano, F. 2010a. «The ladybeetle community (Coleoptera: Coccinellidae) in southern olive agroecosystems of Spain». *Environmental entomology* 39(1):79-87.
- Cotes, B., Campos, M., Pascual, F., García, P. A. & Ruano, F. 2010b. «Comparing taxonomic levels of epigeal insects under different farming systems in Andalusian olive agroecosystems». *Applied Soil Ecology* 44(3):228-236.
- Cotes, B., Ruano, F., García, P. A., Pascual, F. & Campos, M. 2009a. «Coccinellid morphospecies as an alternative method for differentiating management regimes in olive orchards». *Ecological Indicators* 9(3):548-555.
- Cotes, B., Castro, J., Cárdenas, M. & Campos, M. 2009b. «Responses of epigeal beetles to the removal of weed cover crops in organic olive orchards». *Bulletin of Insectology* 62(1):47-52.
- Döring, T. F., Hiller, A., Wehke, S., Schulte, G. & Broll, G. 2003. «Biotic indicators of carabid species richness on organically and conventionally managed arable fields». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98(1-3):133-139.
- Duelli, P., Obrist, M. K. & Schmatz, D. R. 1999. «Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: Above-ground insects». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74(1-3):33-64.
- Fagan, W. F. & Kareiva, P. M. 1997. «Using compiled species lists to make biodiversity comparisons among regions: A test case using Oregon butterflies». *Biological Conservation* 80(3):249-259.
- Fisher, R. A., Corbet, A. S. & Williams, C. B. 1943. «The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population». *Journal of Animal Ecology* 12(1):42-58.
- Gkisakis, V. D., Volakakis, N., Kollaros, D., Bàrberi, P. & Kabourakis, E. M. 2016. «Soil arthropod community in the olive agroecosystem: Determined by environment and farming practices in different management systems and agroecological zones». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 218:178-189.
- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. 2001. «Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness». *Ecology Letters* 4(4):379-391.

- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. 2011. «Estimating species richness». En *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*, editado por Magurran, A. E. y McGill, B. J. New York, USA: Oxford University Press.
- Gotelli, N. J. & Ellison, A. M. 2012. *A primer of ecological statistics*. 2^a ed. Massachusetts, USA: Sinauer Associates, Sunderland.
- Gray, J. S. 2002. «Species richness of marine soft sediments». *Marine Ecology Progress Series* 244:285-297.
- Hill, M. O. 1973. «Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences». *Ecology* 54(2):427-432.
- 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(1):113-130.
- Holsinger, K. E. & Gottlieb, L. D. 1991. «Conservation of rare and endangered plants: principles and prospects». Pp. 195-208 en *Genetics and conservation of rare plants*, editado por Falk, D. A. & Holsinger, K. E. New York, USA: Oxford University Press.
- Hurlbert, S. H. 1971. «The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters». *America* 52(4):577-586.
- Inclán, D. J., Cerretti, P., Gabriel, D., Benton, T. G., Sait, S. M., Kunin, W. E., Gillespie, M. A. K. & Marini, L. 2015. «Organic farming enhances parasitoid diversity at the local and landscape scales». *Journal of Applied Ecology* 52(4):1102-1109.
- Jackson, L. E., Pascual, U. & Hodgkin, T. 2007. «Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121(3):196-210.
- Jiménez-Valverde, A. & Hortal, J. 2003. «Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos». *Revista Ibérica de Aracnología* 8:151-161.
- Jost, L. 2006. «Entropy and diversity». *Oikos* 113(2):363-375.
- Jost, L. 2007. «Partitioning diversity into independent alpha and beta components». *Ecology* 88(10):2427-2439.
- Jost, L. 2010. «The relation between evenness and diversity». *Diversity* 2(2):207-32.
- Jost, L. & González-Oreja, J. A. 2012. «Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon». *Acta zoológica Lilloana* 56(1-2):3-14.
- Kaçar, G. & Dursun, A. 2015. «Survey and abundance of suborder Heteroptera: Pest and beneficial species in olive groves of Turkey». *Egyptian Journal of Biological Pest Control* 25(2):499-502.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Schmid, B., Grime, J. P., Tilman, D., Hector, A., Hooper, D. U. & Wardle, D. A. 2011. «Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges». *Science* 294:804-808.
- MacArthur, R. H. 1965. «Patterns of species diversity». *Biological Reviews* 40(4):510-533.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey, USA: Princeton University Press.
- May, R. M. 1988. «How many species are there on Earth?» *Science* 241(4872):1441-1449.

- Nave, A., Gonçalves, F., Crespí, A. L., Campos, M. & Torres, L. 2016. «Evaluation of native plant flower characteristics for conservation biological control of *Prays oleae*». *Bulletin of Entomological Research* 106(2):249-257.
- Paredes, D., Batuecas, I., Cayuela, L. & Campos, M. 2014. «*Anthocoris nemoralis*: un nuevo aliado en el control biológico por conservación de la generación antófaga de la plaga del olivo *Prays oleae*». *Agroecología* 9(1):79-84.
- Paredes, D., Cayuela, L., Gurr, G. M. & Campos, M. 2015. «Single best species or natural enemy assemblages? A correlational approach to investigating ecosystem function». *BioControl* 60(1):37-45.
- Pascual, S., Cobos, G., Seris, E. & González-Núñez, M. 2010. «Effects of processed kaolin on pests and non-target arthropods in a Spanish olive grove». *Journal of Pest Science* 83(2):121-133.
- Pascual, S., Cobos, G., Seris, E., Sánchez-Ramos, I. & González-Núñez, M. 2014. «Spinosad bait sprays against the olive fruit fly (*Bactrocera oleae* (Rossi)): effect on the canopy non-target arthropod fauna». *International Journal of Pest Management* 60(4):258-268.
- Picchi, M. S., Bocci, G., Petacchi, R. & Entling, M. H. 2016. «Effects of local and landscape factors on spiders and olive fruit flies». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 222:138-147.
- Picchi, M. S., Marchi, S., Albertini, A. & Petacchi, R. 2017. «Organic management of olive orchards increases the predation rate of overwintering pupae of *Bactrocera oleae* (Diptera: Tephritidae)». *Biological Control* 108:9-15.
- Porcel, M., Cotes, B., Castro, J. & Campos, M. 2017. «The effect of resident vegetation cover on abundance and diversity of green lacewings (Neuroptera: Chrysopidae) on olive trees». *Journal of Pest Science* 90(1):195-206.
- Porcel, M., Ruano, F., Cotes, B., Peña, A. & Campos, M. 2013. «Agricultural management systems affect the green lacewing community (Neuroptera: Chrysopidae) in olive orchards in southern Spain». *Environmental Entomology* 42(1):97-106.
- Purtauf, T., Roschewitz, I., Dauber, J., Thies, C., Tscharnkte, T. & Wolters, V. 2005. «Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108(2):165-174.
- R Core Team. 2017. «R: A language and environment for statistical computing». R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Rei, F. T., Campos, M. & Torres, L. M. 2010. «Beneficial arthropods in olive tree canopy». *Integrated protection of olive crops. IOBC/wprs Bulletin* 53:117-127.
- Rodríguez, E., Peña, A., Sánchez, A. J. & Campos, M. 2003. «Evaluation of the effect on arthropod populations by using deltamethrin to control *Phloeotribus scarabaeoides* Bern. (Coleoptera: Scolytidae) in olive orchards». *Chemosphere* 52(1):127-134.
- Ruano, F., Campos, M., Sánchez-Raya, A. J. & Peña, A. 2010. «Olive trees protected from the olive bark beetle, *Phloeotribus scarabaeoides* (Bernard 1788) (Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae) with a pyrethroid insecticide: Effect on the insect community of the olive grove.» *Chemosphere* 80(1):35-40.

- Ruano, F., Lozano, C., García, P. A., Peña, A., Tinaut, A., Pascual, F. & Campos, M. 2004. «Use of arthropods for the evaluation of the olive-orchard management regimes». *Agricultural and Forest Entomology* 6(2):111-120.
- Ruano, F., Lozano, C., Tinaut, A., Peña, A., Pascual, F., García, P. & Campos, M. 2001. «Impact of pesticides on beneficial arthropod fauna of olive groves». *Pesticides and Beneficial Organisms IOBC/wprs Bulletin* 24(4):113-120.
- Ruiz, M. & Montiel, A. 2001. «Introducción al conocimiento de la entomofauna del olivar en la provincia de Jaén. Aspectos cuantitativos (II)». *Boletín de Sanidad Vegetal* 27:531-560.
- Sanders, H. L. 1968. «Marine benthic diversity: A comparative study». *The American Naturalist* 102(925):243-282.
- Santos, S. A. P., Pereira, J. A., Torres, L. M. & Nogueira, A. J. A. 2007. «Evaluation of the effects, on canopy arthropods, of two agricultural management systems to control pests in olive groves from north-east of Portugal.» *Chemosphere* 67(1):131-139.
- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., de Snoo, G. R. & Eden, P. 2001. «Ecological impacts of arable intensification in Europe». *Journal of Environmental Management* 63:337-365.
- Terborgh, J., López, L., Nuñez, P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G. H., Lambert, T. D. & Balbas, L. 2001. «Ecological meltdown in predator-free forest fragments». *Science* 294:1923-1926.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W. H., Simberloff, D. & Swackhamer, D. 2001. «Forecasting agriculturally driven global environmental change». *Science* 292(5515):281-284.
- Tzokas, I., Liantraki, Z. & Kollaros, D. 2014. «Comparison of coleopteran fauna in olive orchards under different production systems in the Messara's valley, on Crete island, Greece». *Hentomologia Hellenica* 23:10-17.
- Winqvist, C., Ahnström, J. & Bengtsson, J. 2012. «Effects of organic farming on biodiversity and ecosystem services: Taking landscape complexity into account». *Annals of the New York Academy of Sciences* 1249(1):191-203.
- Wood, S. A., Karp, D. S., DeClerck, F., Kremen, C., Naeem, S. & Palm, C. A. 2015. «Functional traits in agriculture: Agrobiodiversity and ecosystem services». *Trends in Ecology and Evolution* 30(9):531-539.

Anexo

| | Media \pm SD | | | | K-W test | |
|------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|-----------------------------|----------|-----|
| | ECO | INT | CNL | CON | χ^2 | p |
| 2007 | 14,4 \pm 0,7 ^a | x | 9,7 \pm 0,6 ^b | 6,8 \pm 0,5 ^c | 69,1 | *** |
| 2008 | 30,7 \pm 1,4 ^a | 19,8 \pm 1,1 ^b | 11,7 \pm 0,5 ^c | 12,5 \pm 0,7 ^c | 192,9 | *** |
| 2009 | 22,6 \pm 1,2 ^a | 9,9 \pm 0,5 ^b | 12,2 \pm 0,7 ^{bc} | 14,0 \pm 0,8 ^c | 107,5 | *** |

Letras diferentes indican diferencias significativas. p-valor es: *, <0,05; **, <0,01; ***, <0,005.
x: manejo no considerado.

Tabla A-2.1. Media de individuos por unidad muestral metodológica y su desviación estándar (SD) por tipo de manejo y resultados del test de Kruskal-Wallis (K-W test) aplicado en cada caso para 2007, 2008 y 2009 para las muestras de copa. No se han tenido en cuenta las plagas *E. olivina* y *P. oleae*.

| | Media \pm SD | | | | K-W test | |
|------|-------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|----------|-----|
| | ECO | INT | CNL | CON | χ^2 | p |
| 2007 | 93,3 \pm 12,9 ^a | x | 59,4 \pm 19,0 ^a | - ^b | 53,1 | *** |
| 2008 | 71,7 \pm 17,0 ^a | 39,6 \pm 11,7 ^a | 36,7 \pm 10,2 ^a | 0,3 \pm 0,3 ^b | 49,9 | *** |
| 2009 | 128,6 \pm 23,4 ^a | 11,5 \pm 2,3 ^b | 37,0 \pm 9,4 ^b | 48,4 \pm 16,4 ^b | 34,8 | *** |

Letras diferentes indican diferencias significativas. p-valor es: *, <0,05; **, <0,01; ***, <0,005.
x: manejo no considerado; "-": N = 0 (taxón no registrado).

Tabla A-2.2. Media de individuos por unidad muestral metodológica y su desviación estándar (SD) por tipo de manejo y resultados del test de Kruskal-Wallis (K-W test) aplicado en cada caso para 2007, 2008 y 2009 para las muestras del estrato herbáceo.

| | 2007 | | | | | | | | | | 2008 | | | | | | | | | | 2009 | | | | | | | | | |
|---------------------|---------------------------|-------------------------|-------------------------|----------------|------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|----------------|------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|----------------|------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|----------------|-----|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|------|-----|--|--|--|--|
| | Media ± SD | | | K-W | | | Media ± SD | | | K-W | | | Media ± SD | | | K-W | | | Media ± SD | | | K-W | | | | | | | | |
| | ECO | CNL | CON | χ ² | p | ECO | CNL | CON | χ ² | p | ECO | CNL | CON | χ ² | p | ECO | CNL | CON | χ ² | p | ECO | CNL | CON | χ ² | p | | | | | |
| Actinotrichida | - | - | - | - | - | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | NS | - | 0,0 ± 0,0 | - | - | - | NS | - | 0,0 ± 0,0 | - | - | - | NS | | | | |
| ARANEAE | 2,0 ± 0,2 | 1,3 ± 0,1 | 1,0 ± 0,1 | NS | 2,8 ± 0,3 ^a | 1,9 ± 0,6 ^b | 1,5 ± 0,2 ^b | 22,2 | *** | 2,8 ± 0,3 ^a | 1,9 ± 0,6 ^b | 1,5 ± 0,2 ^b | 22,2 | *** | 1,6 ± 0,1 ^a | 0,6 ± 0,1 ^b | 1,0 ± 0,1 ^b | 0,9 ± 0,1 ^b | 29,0 | *** | 1,6 ± 0,1 ^a | 0,6 ± 0,1 ^b | 1,0 ± 0,1 ^b | 0,9 ± 0,1 ^b | 29,0 | *** | | | | |
| COLEOPTERA | 1,3 ± 0,2 ^a | 1,0 ± 0,2 ^b | 0,8 ± 0,2 ^{ab} | 7,6 | * | 1,1 ± 0,1 ^a | 1,4 ± 0,2 ^a | 1,6 ± 0,2 ^{ab} | 10,9 | * | 1,1 ± 0,1 ^a | 1,4 ± 0,2 ^a | 1,6 ± 0,2 ^{ab} | 10,9 | * | 1,1 ± 0,1 ^a | 0,8 ± 0,1 ^b | 0,7 ± 0,1 ^b | 7,9 | * | 1,1 ± 0,1 ^a | 0,8 ± 0,1 ^b | 0,8 ± 0,1 ^b | 7,9 | * | | | | | |
| DERMAPTERA | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | NS | 0,1 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | NS | NS | 0,1 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | NS | NS | 0,3 ± 0,1 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | NS | NS | 0,3 ± 0,1 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | NS | NS | | | | |
| DICTYOPTERA | 0,1 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | NS | 0,1 ± 0,0 ^a | 0,1 ± 0,0 ^{ab} | 0,0 ± 0,0 ^b | 23,5 | *** | 0,1 ± 0,0 ^a | 0,1 ± 0,0 ^{ab} | 0,0 ± 0,0 ^b | 23,5 | *** | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - | NS | NS | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - | NS | NS | | | | |
| DIPTERA | 0,4 ± 0,1 | 0,5 ± 0,1 | 0,3 ± 0,1 | NS | 4,3 ± 0,4 ^a | 1,5 ± 0,2 ^b | 2,2 ± 0,2 ^{ab} | 12,7 | *** | 4,3 ± 0,4 ^a | 1,5 ± 0,2 ^b | 2,2 ± 0,2 ^{ab} | 12,7 | *** | 3,3 ± 0,3 ^a | 1,1 ± 0,1 ^b | 1,3 ± 0,1 ^b | 1,9 ± 0,2 ^{ab} | 22,0 | *** | 3,3 ± 0,3 ^a | 1,1 ± 0,1 ^b | 1,3 ± 0,1 ^b | 1,9 ± 0,2 ^{ab} | 22,0 | *** | | | | |
| EPHEMEROPTERA | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - | - | - | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | NS | - | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - | NS | | | | | |
| HEMIPTERA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| - <i>E. olivina</i> | 227,1 ± 18,4 ^a | 1,8 ± 0,3 ^b | 6,4 ± 0,6 ^c | 58,9 | *** | 62,2 ± 4,8 ^a | 63,6 ± 4,0 ^a | 17,2 ± 1,4 ^b | 82,2 | *** | 62,2 ± 4,8 ^a | 63,6 ± 4,0 ^a | 17,2 ± 1,4 ^b | 82,2 | *** | 38,6 ± 2,6 ^a | 15,1 ± 1,6 ^b | 35,6 ± 2,4 ^b | 41,2 | *** | 38,6 ± 2,6 ^a | 15,1 ± 1,6 ^b | 35,6 ± 2,4 ^b | 41,2 | *** | | | | | |
| - Heteroptera | 2,2 ± 0,3 ^a | 4,6 ± 0,4 ^b | 2,2 ± 0,3 ^a | 12,4 | * | 9,1 ± 0,7 ^a | 8,4 ± 0,7 ^a | 2,1 ± 0,2 ^b | 89,0 | *** | 9,1 ± 0,7 ^a | 8,4 ± 0,7 ^a | 2,1 ± 0,2 ^b | 89,0 | *** | 4,3 ± 0,3 ^a | 2,6 ± 0,3 ^b | 3,9 ± 0,4 ^{ab} | 12,2 | ** | 4,3 ± 0,3 ^a | 2,6 ± 0,3 ^b | 3,9 ± 0,4 ^{ab} | 2,8 ± 0,3 ^b | 12,2 | ** | | | | |
| - "Otros Hemiptera" | 5,6 ± 0,5 ^a | 0,4 ± 0,1 ^b | 0,5 ± 0,1 ^b | 47,6 | *** | 5,1 ± 0,4 ^a | 2,1 ± 0,2 ^b | 2,2 ± 0,2 ^b | 33,6 | *** | 5,1 ± 0,4 ^a | 2,1 ± 0,2 ^b | 2,2 ± 0,2 ^b | 33,6 | *** | 2,2 ± 0,5 ^a | 1,4 ± 0,2 ^{ab} | 0,9 ± 0,3 ^b | 20,5 | *** | 2,2 ± 0,5 ^a | 1,4 ± 0,2 ^{ab} | 0,9 ± 0,3 ^b | 0,7 ± 0,1 ^b | 20,5 | *** | | | | |
| HYMENOPTERA | 2,1 ± 0,2 ^a | 0,9 ± 0,2 ^b | 1,0 ± 0,2 ^b | 15,8 | *** | 5,6 ± 0,5 ^a | 2,4 ± 0,2 ^b | 2,1 ± 0,2 ^b | 46,0 | *** | 5,6 ± 0,5 ^a | 2,4 ± 0,2 ^b | 2,1 ± 0,2 ^b | 46,0 | *** | 5,3 ± 0,4 ^a | 1,8 ± 0,2 ^b | 1,7 ± 0,2 ^b | 53,2 | *** | 5,3 ± 0,4 ^a | 1,8 ± 0,2 ^b | 1,7 ± 0,2 ^b | 2,4 ± 0,2 ^b | 53,2 | *** | | | | |
| LEPIDOPTERA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| - <i>P. oleae</i> | 8,5 ± 1,7 ^a | 1,6 ± 0,3 ^{ab} | 0,4 ± 0,1 ^b | 13,0 | ** | 0,2 ± 0,0 ^{ab} | 0,4 ± 0,1 ^a | 0,0 ± 0,0 ^b | 10,2 | * | 0,2 ± 0,0 ^{ab} | 0,4 ± 0,1 ^a | 0,0 ± 0,0 ^b | 10,2 | * | 2,7 ± 0,6 ^{ab} | 4,4 ± 0,7 ^a | 0,3 ± 0,1 ^b | 11,0 | * | 2,7 ± 0,6 ^{ab} | 4,4 ± 0,7 ^a | 0,3 ± 0,1 ^b | 0,5 ± 0,1 ^{ab} | 11,0 | * | | | | |
| - Lepidoptera | 0,0 ± 0,0 | - | - | - | - | 0,1 ± 0,0 | 0,2 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | NS | NS | 0,1 ± 0,0 | 0,2 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | NS | NS | 0,3 ± 0,0 ^a | 0,1 ± 0,0 ^b | 0,1 ± 0,0 ^{ab} | 8,0 | * | 0,3 ± 0,0 ^a | 0,1 ± 0,0 ^b | 0,1 ± 0,0 ^{ab} | 0,1 ± 0,0 ^{ab} | 8,0 | * | | | | |
| NEUROPTERA | 0,3 ± 0,1 ^a | 0,7 ± 0,1 ^{ab} | 0,8 ± 0,1 ^b | 8,6 | * | 0,8 ± 0,1 ^{ab} | 0,5 ± 0,1 ^a | 0,8 ± 0,1 ^{ab} | 10,4 | * | 0,8 ± 0,1 ^{ab} | 0,5 ± 0,1 ^a | 0,8 ± 0,1 ^{ab} | 10,4 | * | 2,0 ± 0,3 ^a | 0,6 ± 0,1 ^b | 1,2 ± 0,1 ^a | 23,0 | *** | 2,0 ± 0,3 ^a | 0,6 ± 0,1 ^b | 1,2 ± 0,1 ^a | 1,9 ± 0,2 ^a | 23,0 | *** | | | | |
| ORTHOPTERA | 0,1 ± 0,0 ^a | - ^b | 0,0 ± 0,0 ^b | 12,0 | *** | 0,1 ± 0,0 ^a | 0,0 ± 0,0 ^{ab} | 0,0 ± 0,0 ^{ab} | 11,1 | * | 0,1 ± 0,0 ^a | 0,0 ± 0,0 ^{ab} | 0,0 ± 0,0 ^{ab} | 11,1 | * | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | NS | NS | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | NS | NS | | | | |
| PHASMATODEA | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,0 ± 0,0 | - | - | - | - | - | 0,0 ± 0,0 | - | - | - | - | | | | |
| PSEUDOSCORPIONES | - | - | - | - | - | - | 0,0 ± 0,0 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | |
| PSOCOPTERA | 0,0 ± 0,0 | - | 0,0 ± 0,0 | NS | NS | 0,0 ± 0,0 ^a | 0,6 ± 0,1 ^b | 0,1 ± 0,0 ^a | 38,4 | *** | 0,0 ± 0,0 ^a | 0,6 ± 0,1 ^b | 0,1 ± 0,0 ^a | 38,4 | *** | 0,1 ± 0,0 ^a | 0,3 ± 0,1 ^b | 0,1 ± 0,0 ^a | 17,7 | *** | 0,1 ± 0,0 ^a | 0,3 ± 0,1 ^b | 0,1 ± 0,0 ^a | 0,0 ± 0,0 ^a | 17,7 | *** | | | | |
| RHAPHIDOPTERA | 0,2 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | NS | NS | 0,1 ± 0,0 ^a | 0,1 ± 0,0 ^{ab} | 0,0 ± 0,0 ^b | 12,1 | ** | 0,1 ± 0,0 ^a | 0,1 ± 0,0 ^{ab} | 0,0 ± 0,0 ^b | 12,1 | ** | 0,2 ± 0,1 ^a | 0,0 ± 0,0 ^b | - ^b | 30,6 | *** | 0,2 ± 0,1 ^a | 0,0 ± 0,0 ^b | - ^b | 0,1 ± 0,0 ^b | 30,6 | *** | | | | |
| THYSANOPTERA | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,0 | 0,2 ± 0,0 | NS | NS | 1,4 ± 0,3 ^a | 0,6 ± 0,3 ^{ab} | 0,3 ± 0,1 ^b | 8,5 | * | 1,4 ± 0,3 ^a | 0,6 ± 0,3 ^{ab} | 0,3 ± 0,1 ^b | 8,5 | * | 2,0 ± 0,3 ^a | 0,4 ± 0,1 ^b | 1,1 ± 0,4 ^{ab} | 14,2 | *** | 2,0 ± 0,3 ^a | 0,4 ± 0,1 ^b | 1,1 ± 0,4 ^{ab} | 2,1 ± 0,3 ^a | 14,2 | *** | | | | |

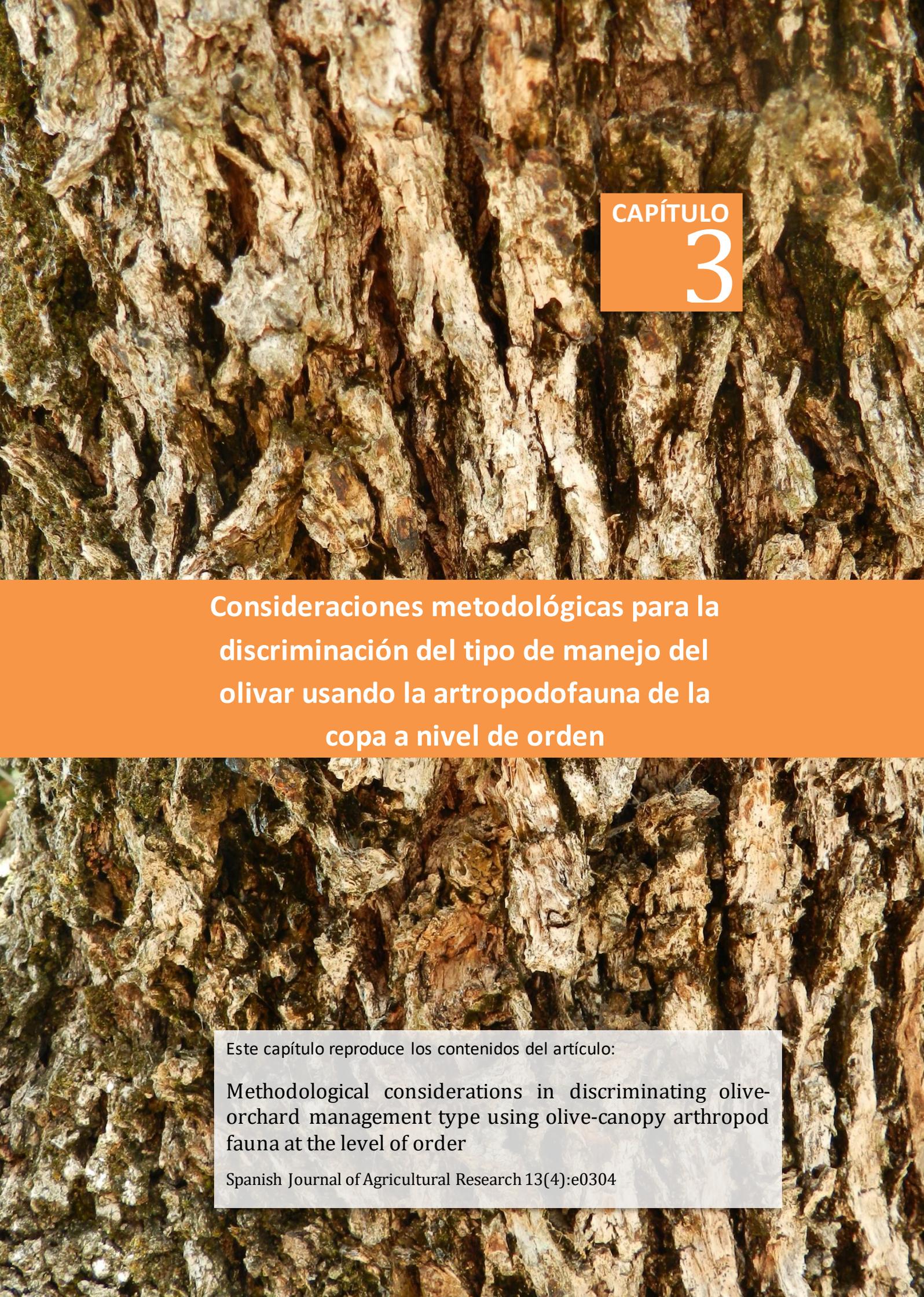
*: *p* < 0,05; **: *p* < 0,01; ***: *p* < 0,005. NS = no significativo.

Tabla A-2.3. Media de individuos por estación de muestreo y desviación estándar (SD) de los diferentes taxones para cada tipo de manejo y resultados de la prueba de Kruskal-Wallis (K-W) aplicado en cada caso para los años 2007, 2008 y 2009 en el muestreo de copa.

| | 2007 | | | | | | 2008 | | | | | | 2009 | | | | | | |
|---------------------|-------------------------|--------------------------|----------------|----------------|-----|--|--------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------|----------------|-----|------------|--------------------------|------------------------|-------------------------|-------------------------|----------------|-----|
| | Media ± SD | | | K-W | | | Media ± SD | | | K-W | | | Media ± SD | | | K-W | | | |
| | ECO | CNL | CON | χ ² | p | | ECO | INT | CNL | CON | χ ² | p | | ECO | INT | CNL | CON | χ ² | p |
| ARANEAE | 9,3 ± 1,8 ^a | 6,4 ± 1,5 ^a | - ^b | 38,2 | *** | | 3,3 ± 0,9 ^a | 2,3 ± 0,7 ^{ab} | 0,7 ± 0,2 ^b | 0,0 ± 0,0 ^c | 32,2 | *** | | 5,3 ± 1,0 ^a | 1,2 ± 0,4 ^b | 2,5 ± 0,8 ^b | 2,0 ± 0,5 ^b | 24,9 | *** |
| COLEOPTERA | 9,4 ± 2,3 ^a | 20,7 ± 12,1 ^a | - ^b | 35,9 | *** | | 5,3 ± 2,0 ^a | 13,9 ± 7,0 ^a | 3,9 ± 1,9 ^a | 0,0 ± 0,0 ^b | 28,9 | *** | | 7,3 ± 1,9 ^a | 1,9 ± 0,6 ^b | 3,1 ± 0,8 ^{ab} | 6,9 ± 2,4 ^{ab} | 9,3 | * |
| DERMAPTERA | - | 0,1 ± 0,1 | - | NS | | | - | - | - | - | - | - | | - | - | - | - | - | - |
| DICTYOPTERA | 0,0 ± 0,0 | - | - | NS | | | - | - | - | - | - | - | | - | - | - | - | - | - |
| DIPTERA | 12,9 ± 1,9 ^a | 2,2 ± 0,7 ^a | - ^b | 51,6 | *** | | 15,1 ± 3,4 ^a | 4,4 ± 1,1 ^a | 8,9 ± 2,1 ^a | 0,1 ± 0,1 ^b | 38,7 | *** | | 15,4 ± 2,4 ^a | 2,6 ± 1,0 ^b | 7,0 ± 1,5 ^b | 5,2 ± 1,3 ^b | 31,6 | *** |
| HEMIPTERA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| - Heteroptera | 33,1 ± 6,5 ^a | 6,3 ± 1,3 ^b | - ^c | 56,9 | *** | | 2,9 ± 1,0 ^a | 0,8 ± 0,2 ^a | 1,2 ± 0,4 ^a | - ^b | 29,7 | *** | | 4,6 ± 1,0 ^a | 0,4 ± 0,1 ^b | 5,9 ± 3,4 ^b | 11,2 ± 8,2 ^b | 23,5 | *** |
| - "Otros Hemiptera" | 7,5 ± 1,6 ^a | 1,9 ± 0,6 ^b | - ^c | 38,9 | *** | | 26,0 ± 13,2 ^a | 9,2 ± 2,1 ^a | 12,4 ± 5,3 ^a | 0,1 ± 0,1 ^b | 45,7 | *** | | 43,5 ± 10,6 ^a | 2,2 ± 1,0 ^b | 6,0 ± 2,1 ^b | 9,1 ± 2,4 ^b | 31,2 | *** |
| HYMENOPTERA | 12,9 ± 2,3 ^a | 9,7 ± 3,2 ^a | - ^b | 50,4 | *** | | 12,3 ± 3,2 ^a | 5,8 ± 2,3 ^{ab} | 4,9 ± 1,5 ^b | 0,1 ± 0,1 ^c | 45,8 | *** | | 23,3 ± 3,9 ^a | 2,3 ± 0,5 ^b | 7,0 ± 2,1 ^b | 5,5 ± 1,4 ^b | 31,8 | *** |
| LEPIDOPTERA | 1,0 ± 0,3 ^a | 0,8 ± 0,2 ^a | - ^b | 16,9 | *** | | 0,4 ± 0,2 | 0,3 ± 0,1 | 0,3 ± 0,1 | - | NS | | | 5,1 ± 1,7 ^a | 0,3 ± 0,1 ^b | 1,4 ± 0,6 ^b | 0,8 ± 0,4 ^b | 24,1 | *** |
| NEUROPTERA | 0,1 ± 0,1 ^a | 2,0 ± 0,8 ^b | - ^a | 40,0 | *** | | 0,1 ± 0,1 | 0,4 ± 0,3 | 0,1 ± 0,1 | - | NS | | | 0,7 ± 0,2 ^a | 0,1 ± 0,1 ^b | 0,6 ± 0,2 ^a | 0,6 ± 0,2 ^a | 8,3 | * |
| ORTHOPTERA | 5,0 ± 0,7 ^a | 0,1 ± 0,1 ^b | - ^b | 53,2 | *** | | 2,1 ± 0,5 ^a | 1,0 ± 0,3 ^{ab} | 0,4 ± 0,1 ^{bc} | - ^c | 38,8 | *** | | 0,9 ± 0,2 ^a | 0,2 ± 0,1 ^b | 0,3 ± 0,1 ^b | 0,2 ± 0,1 ^b | 20,7 | *** |
| PSOCOPTERA | - | 0,0 ± 0,0 | - | NS | | | 0,0 ± 0,0 | - | - | - | NS | | | - | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | - | - | NS |
| THYSANOPTERA | 2,0 ± 1,0 ^{ab} | 9,0 ± 3,4 ^a | - ^b | 14,9 | *** | | 4,1 ± 1,5 ^a | 1,4 ± 0,9 ^{bc} | 3,9 ± 1,6 ^{ac} | - ^c | 27,1 | *** | | 22,3 ± 6,5 ^a | 0,3 ± 0,1 ^b | 3,2 ± 1,2 ^{bc} | 6,8 ± 3,2 ^{ac} | 33,1 | *** |

"-": N = 0 (taxón no registrado); "0,0": N₀ o SD < 0,05. Letras diferentes indican diferencias significativas en la distribución de las medianas. p-valores: *, < 0,05; **, < 0,01; ***, < 0,005. NS = no significativo.

Tabla A-2.4. Media de individuos por estación de muestreo y desviación estándar (SD) de los diferentes taxones para cada tipo de manejo y resultados de la prueba de Kruskal-Wallis (K-W) aplicado en cada caso para los años 2007, 2008 y 2009 en el muestreo del estrato herbáceo.



CAPÍTULO
3

**Consideraciones metodológicas para la
discriminación del tipo de manejo del
olivar usando la artropodofauna de la
copa a nivel de orden**

Este capítulo reproduce los contenidos del artículo:

Methodological considerations in discriminating olive-orchard management type using olive-canopy arthropod fauna at the level of order

Spanish Journal of Agricultural Research 13(4):e0304

CAPÍTULO 3

Consideraciones metodológicas para la discriminación del tipo de manejo del olivar usando la artropodofauna de la copa a nivel de orden

RESUMEN

La intensificación agrícola ha favorecido la eliminación de la vegetación natural y la homogenización y fragmentación del paisaje, reduciendo así la biodiversidad de los agroecosistemas. La agricultura ecológica puede ayudar a restablecer el equilibrio natural, limitar la dependencia de los agroquímicos, aumentar la biodiversidad y avanzar hacia una producción sostenible. El cultivo del olivo (*Olea europea* L.) tiene gran importancia en toda la cuenca mediterránea, por lo que la aplicación de prácticas ecológicas en su manejo afecta directamente a la sostenibilidad del agroecosistema. La bioindicación con artrópodos puede ayudar a detectar las diferentes prácticas agrícolas. En este trabajo se analiza la metodología más adecuada para discriminar entre manejos usando los artrópodos al nivel taxonómico de orden. Se seleccionaron entre 12 y 15 estaciones de muestreo (según el año) en olivares pertenecientes a los manejos ecológico, convencional de no laboreo y convencional estricto, muestreándose mediante vareo las copas de los árboles quincenalmente en la primavera-verano de 2007, 2008 y 2009. El manejo ecológico resultó ser más abundante y rico en grupos que el resto para los tres años, siendo los heterópteros y “otros hemípteros” los grupos dominantes junto con las plagas *Euphyllura olivina* Costa y *Prays oleae* (Bern.). La mayoría de los grupos que registraron diferencias significativas en cuanto a abundancia relativa resultaron ser más abundantes en ecológico, a excepción de los neurópteros. Finalmente, se evaluaron diferentes métodos discriminantes (LDA, MDA y SVM) con varios conjuntos de datos distintos. El análisis discriminante de confusión con variabilidad interanual con el método LDA, usando los taxones con diferencias significativas respecto a la abundancia (sin contar las plagas) y utilizando las muestras con las características meteorológicas más homogéneas y estables (avanzado el verano) consiguió acertar el 97,9 % de las estaciones en función del criterio “ecológico/no ecológico”.

Palabras clave: *Olea europaea*, artropodofauna, análisis discriminante, bioindicación, tipo de manejo, ecológico, convencional, no laboreo.

3.1. INTRODUCCIÓN

El aumento generalizado de la homogeneidad en el paisaje agrícola europeo durante la segunda mitad del siglo XX ha tenido un impacto profundamente negativo sobre la biodiversidad del mismo (Robinson & Sutherland, 2002; Benton *et al.*, 2003). La intensificación de las prácticas agrícolas y una demanda de alimentos al alza a nivel mundial, ha favorecido la eliminación de la vegetación natural para aumentar la superficie de cultivo (Burel *et al.*, 1998), reduciendo y fragmentando el paisaje original (Wilcove *et al.*, 1986; Andrén, 1994; Burel *et al.*, 1998) y provocando un empobrecimiento de la biodiversidad en los agroecosistemas (Aebischer, 1991; Nentwig, 2003; Pfiffner & Luka, 2003).

La exacerbación de la mayoría de los problemas asociados a los insectos-plaga ha sido asociada a al incremento del monocultivo a expensas de la vegetación natural, así como la disminución local de diversidad e hábitat, lo que afecta seriamente a la abundancia y eficiencia de los enemigos naturales (Altieri & Letourneau, 1982). La actual falta de información acerca de la cantidad de servicios que los ecosistemas pueden prestar a la biodiversidad hace urgente el aumento de las investigaciones en este campo (Jackson *et al.*, 2007). Los países de la Unión Europea tienen la responsabilidad de incorporar taxones específicos de invertebrados a sus políticas para implementar las medidas de conservación que aseguren el mantenimiento adecuado de la biodiversidad europea (Schuldt & Assmann, 2010).

La agricultura ecológica aporta importantes beneficios sobre la biodiversidad, puesto que potencialmente puede ayudar a equilibrar las actuaciones a gran escala aplicadas al campo (normativas y acuerdos internacionales, política agraria, etc.) y las medidas locales para áreas específicas encaminadas a maximizar los efectos beneficiosos sobre hábitats de interés y especies prioritarias (Hole *et al.*, 2005). Mejorar la biodiversidad funcional de los agroecosistemas es la estrategia ecológica clave para lograr la sostenibilidad de la producción (Altieri, 1999). Las islas de hábitats naturales o seminaturales son el aporte más importante de poblaciones originales de artrópodos en los agroecosistemas mejorando la biodiversidad de un paisaje agrícola por otra parte empobrecido (Duelli & Obrist, 2003).

El cultivo del olivo (*Olea europea* L.) está muy extendido por toda la región mediterránea, especialmente en el sur de España. En la actualidad, representa la mayor superficie cultivada en Andalucía (Alonso, 2011). La vegetación natural y semi-natural ha sido eliminada del paisaje andaluz para incrementar el área de cultivo del olivar, por lo que el paisaje original se ha visto disminuido y fragmentado (de Graaff & Eppink, 1999; Parra-López &

Calatrava-Requena, 2006; Milgroom *et al.*, 2007), conduciendo al empobrecimiento de la artropodofauna en el agroecosistema del olivo (Hadjicharalampous *et al.*, 2002; Guzmán & Alonso, 2004; Ruano *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2007a; Paredes *et al.*, 2013). Además, las prácticas agronómicas son las principales responsables de la erosión y pérdida de suelo en el olivar (Guzmán & Foraster, 2011) y afectan a la biodiversidad de la cubierta vegetal (Allen *et al.*, 2006). La superficie de olivar ecológico en Andalucía casi se ha duplicado en los últimos diez años (MAGRAMA, 2002; 2011), pasando de 31.517 ha en 2002 a 56.023 en 2011. Hoy en día la conservación de la producción del olivar constituye una necesidad para los frágiles ecosistemas mediterráneos y un desafío para todos los sectores involucrados (Loumou & Giourga, 2003).

La bioindicación, es una herramienta muy útil en este sentido, pues permite evaluar el estado de conservación de un ecosistema a partir de los seres vivos que contiene (Büchs, 2003; McGeoch, 2007). El uso de bioindicadores para obtener información sobre ciertas variables ambientales tiene una larga tradición (van Straalen & Verhoef, 1997). Los artrópodos han sido muy utilizados, especialmente en agroecosistemas, por cumplir bastante bien los requisitos de un buen bioindicador: estar ampliamente distribuidos, ser residentes permanentes, relativamente abundantes, fáciles de muestrear e identificar y vulnerables a los pesticidas (Çilgi, 1994). La mayoría de los estudios en este sentido utilizan niveles taxonómicos muy bajos (género o especie) de familias como Carabidae (Kromp, 1990; Holland & Luff, 2000), Coccinellidae (Iperti, 1999; Zahoor *et al.*, 2003; Cotes *et al.*, 2009), Formicidae (Peck *et al.*, 1998; Redolfi *et al.*, 1999; Andersen *et al.*, 2002; Pereira *et al.*, 2004; Redolfi *et al.*, 2004), Staphylinidae (Bohac, 1999), Syrphidae (Sommaggio, 1999) o Apidae (Tscharrntke *et al.*, 1998) y de órdenes como los oribátidos (Behan-Pelletier, 1999), los heterópteros (Fauvel, 1999) o las arañas (Marc *et al.*, 1999). Por otro lado, algunos estudios proponen el uso de niveles taxonómicos más altos, como el de orden o familia (Balmford *et al.*, 1996; Biaggini *et al.*, 2007; Cotes *et al.*, 2011).

En este trabajo, se propone el empleo de la artropodofauna de copa del olivar al nivel taxonómico de orden para discriminar entre diferentes manejos, incluyendo la variabilidad interanual, a través de los siguientes objetivos:

- a) Evaluar la utilidad de la artropodofauna de la copa a nivel de orden para discriminar entre manejos en el olivar. Partimos de la base de que el empleo de la artropodofauna a elevados niveles taxonómicos puede ser una herramienta útil y sencilla para discriminar entre manejos, especialmente entre ecológico y no ecológico.

- b) Determinar la metodología más eficiente para identificar el manejo incluyendo la variación interanual. Nuestra hipótesis es que los taxones que mantengan diferencias entre manejos a lo largo de los años son los que más pueden ayudar a discriminar entre los mismos, sin necesidad de emplear todo el conjunto de datos y con independencia del método empleado.
- c) Seleccionar la mejor época para realizar los muestreos. Se evalúan diferentes fechas de muestreo teniendo en cuenta consideraciones meteorológicas con objeto de determinar en qué momento se producen las mayores diferencias entre manejos.

3.2. MATERIALES Y MÉTODOS

3.2.1. Diseño experimental

Se consideraron 15 estaciones de muestreo pertenecientes a tres tipos de manejo (ECO, CNL y CON), procurando homogeneidad respecto a las características orográficas y geofísicas de las diferentes parcelas. Los muestreos se realizaron durante tres años consecutivos (2007, 2008 y 2009), entre mayo y agosto, según el año, por ser la época en la que se observan las mayores diferencias entre manejos (Morris, 1997; Redolfi *et al.*, 1999) y en la que se registra la mayor abundancia de artrópodos (Ruano *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2007a). El número de muestras se redujo progresivamente de un año a otro, a la luz de los resultados obtenidos por las curvas de acumulación en cada campaña. En 2007, se seleccionaron 15 estaciones de muestreo, 5 por cada tipo de manejo y se tomaron muestras quincenalmente en cinco fechas diferentes entre principios de junio y principios de agosto. En 2008 se seleccionaron 12 estaciones de muestreo, 4 por cada tipo de manejo, tomándose muestras cada quince días entre mayo y julio en cuatro fechas diferentes. Finalmente, en 2009 se seleccionaron también 12 estaciones, realizándose los muestreos cada quince días pero en tan solo tres fechas diferentes, entre finales de mayo y junio. El diseño y las características de cada estación de muestreo pueden consultarse en el apartado “III. Metodología” de esta tesis doctoral (ver Figura III.4).

Se muestrearon las copas de los árboles mediante la técnica de vareo (Wilson, 1962) descrita en el apartado “III. Metodología”. Cada muestra metodológica fue procesada en laboratorio separando y clasificando los artrópodos. Se clasificaron todos los adultos y juveniles a nivel de orden, excepto *Euphyllura olivina* Costa (Hemiptera, Psyllidae) y *Prays oleae* (Bern.) (Lepidoptera, Yponomeutidae), que por ser las plagas dominantes han sido consideradas aparte, y la familia Formicidae, que por su excesiva abundancia debido a su carácter social se ha

separado del resto de himenópteros. Además, dentro del orden hemípteros se ha separado el suborden heterópteros de los subórdenes Auchenorrhyncha y Sternorrhyncha, a los que se han englobado bajo el nombre de “otros hemípteros”.

3.2.2. Análisis estadísticos

Estadísticos de resumen

Para caracterizar la artropodofauna de cada manejo se han considerado dos parámetros: la abundancia absoluta de artrópodos (N), definida como el número de individuos registrados en total y en cada manejo; y el número medio de individuos por muestra metodológica, considerando como distintas las muestras tomadas en fechas diferentes, por mediar entre ellas al menos 15 días en todos los casos.

Debido a la no normalidad de los datos a pesar de varias transformaciones, se han utilizado las pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis ($K-W$) y de U de Mann-Whitney ($U M-W$) para encontrar diferencias estadísticamente significativas al nivel de significación del 95 %. Se ha realizado además una prueba de comparaciones por pares para determinar entre qué valores se producen esas diferencias cuando existen. Los cálculos han sido realizados mediante el software R (R Core Team, 2017).

Curvas de acumulación

Para cada tipo de manejo se han construido curvas de acumulación de especies, siguiendo la metodología descrita en Jiménez-Valverde y Hortal (2003). En este caso las curvas están referidas a órdenes. Los hemípteros han sido considerados como dos grupos (heterópteros y “otros hemípteros”). La familia Formicidae ha sido incluida en himenópteros, *E. olivina* en “otros hemípteros” y *P. oleae* en lepidópteros. A cada curva se le ha aplicado el ajuste de Clench, mediante estimación no lineal por el método *Symplex & Quasi-Newton*.

Para la construcción de las curvas de acumulación a partir de los datos reales se ha empleado el programa EstimateS (Colwell, 2009); el ajuste de los diferentes modelos se ha realizado con el programa Statistica 7.1 (StatSoft, 2005).

Datos meteorológicos

Se utilizaron los datos de la Red de Información Agroclimática de Andalucía (RIA, 2017) y de la Red de Alerta e Información Fitosanitaria (RAIF, 2017) de la Junta de Andalucía, para

conocer las condiciones meteorológicas referentes a los días de muestreo. Se consideraron las estaciones situadas a menos de 50 km del centro de la zona de estudio (17 estaciones en total), registrándose los valores diarios de precipitación media (mm), temperatura media (°C), humedad relativa media (%) y radiación diaria acumulada (MJ/m²). Se realizó un análisis de conglomerados jerárquico mediante la vinculación inter-grupos empleando el método de la distancia euclídea al cuadrado, con los datos de cada fecha de muestreo y de los cuatro días anteriores. Se obtuvo un dendrograma de clasificación con los resultados del clúster. Los cálculos se han hecho utilizando el programa estadístico R (R Core Team, 2017).

Análisis discriminantes

Se construyeron dos funciones discriminantes, una para diferenciar entre “tipo de manejo” y la otra entre “ecológico y no ecológico”. Se emplearon tres métodos discriminantes distintos, con objeto de evaluar cuál es el más eficiente: Análisis Discriminante Lineal (**LDA**, de sus siglas en inglés) (Venables & Ripley, 2002; Ripley, 2008), Análisis Discriminante Múltiple (**MDA**) (Hastie *et al.*, 1994; Hastie *et al.*, 1995; Hastie & Tibshirani, 1996) y Máquina de Soporte de Vectores (**SVM**) (Fan *et al.*, 2005; Chang & Lin, 2011).

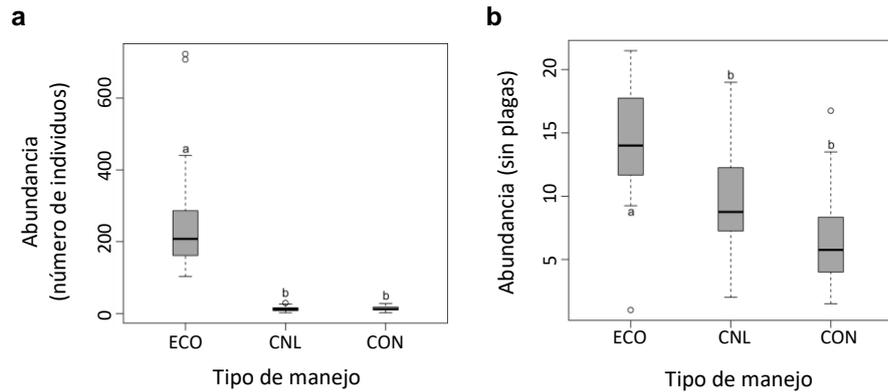
Además, se llevaron a cabo dos análisis diferentes en función del criterio para escoger los grupos a incluir: **análisis 1** (con todos los grupos) y **análisis 2** (con aquellos taxones que presentaron diferencias significativas en los tres años). Finalmente, en busca de una mejora en los porcentajes de clasificación se tuvieron en cuenta los criterios meteorológicos para dividir el conjunto de datos en dos subgrupos de fechas, que se analizaron por separado. Todos los cálculos han sido realizados mediante el programa estadístico R (R Core Team 2017).

3.3. Resultados y discusión

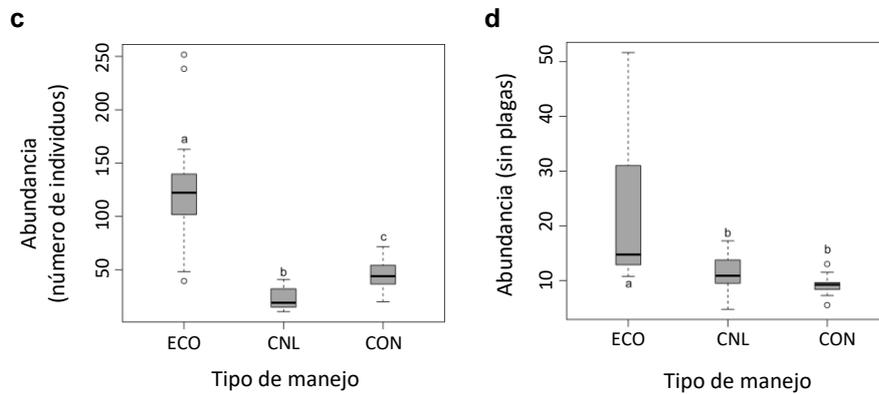
3.3.1. - Estadística descriptiva y comunidad de artrópodos

Se recogieron 42.369 individuos, pertenecientes a 14 órdenes distintos (considerando heterópteros separado del resto de hemípteros). En 2007 se colectaron 25.602 especímenes, 11.275 en 2008 y 5.492 en 2009, siendo la abundancia más elevada la de ECO (32.160 individuos en los tres años), seguido de CON y CNL (6.098 y 4.111, respectivamente).

2007



2008



2009

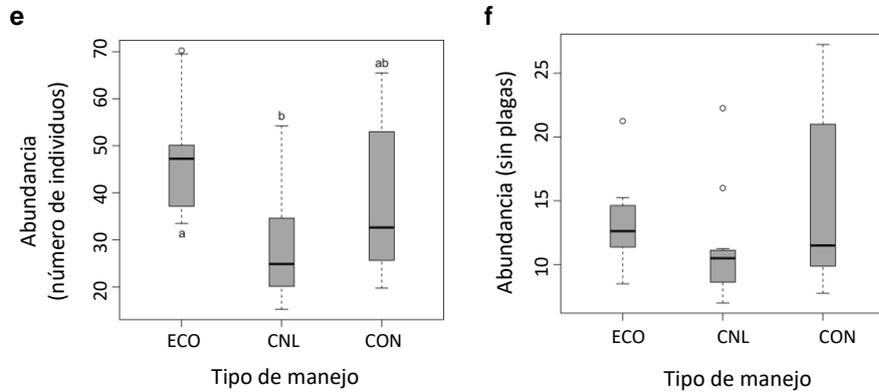


Figura 3.1. Media de la abundancia total de artrópodos y de la abundancia sin considerar las plagas por estación de muestreo según el tipo de manejo para 2007 (*a* y *b*, respectivamente), 2008 (*c* y *d*) y 2009 (*e* y *f*) en los muestreos de copa. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas; p -valor = 0,05.

Por temporadas, en 2007 la mayor abundancia se registró en ECO con 22.990, seguido de CON y CNL (1.346 y 1.266 individuos, respectivamente). Se detectaron diferencias significativas entre ECO y los manejos CNL y CON (Figura 3.1a) respecto a la abundancia media por estación de cada manejo, ($\bar{X}_{ECO} = 249,9 \pm 18,3 SD$; $\bar{X}_{CNL} = 13,1 \pm 0,8 SD$; $\bar{X}_{CON} = 13,6 \pm 0,9 SD$; $K-W = 49,5$, p -valor $< 0,05$). Se repitió el análisis sacando las plagas por su elevado número

(Figura 3.1b), confirmándose las diferencias encontradas en el análisis anterior ($\bar{X}_{ECO} = 22,8 \pm 1,7 SD$; $\bar{X}_{CNL} = 11,3 \pm 0,7 SD$; $\bar{X}_{CON} = 7,2 \pm 0,4 SD$; $K-W = 26,1$, p -valor $< 0,05$).

En 2008, también se registró la abundancia más alta en ECO con 6879 especímenes, seguido de CON y CNL (2.921 y 1.475 individuos, respectivamente). Se detectaron diferencias significativas, en este caso entre los tres manejos (Figura 3.1c) respecto a la abundancia media por estación ($\bar{X}_{ECO} = 125,2 \pm 15,2 SD$; $\bar{X}_{CNL} = 23,0 \pm 2,6 SD$; $\bar{X}_{CON} = 45,6 \pm 3,9 SD$; $K-W = 33,7$, p -valor $< 0,05$). Al repetir el análisis sin las plagas (Figura 3.1d), las diferencias se detectaron entre ECO y los otros dos manejos ($\bar{X}_{ECO} = 22,8 \pm 3,3 SD$; $\bar{X}_{CNL} = 11,3 \pm 0,8 SD$; $\bar{X}_{CON} = 9,2 \pm 0,4 SD$; $K-W = 23,4$, p -valor $< 0,05$).

Finalmente, en 2009 se colectaron 2.291 individuos en ECO, y de nuevo resultó ser el manejo con mayor abundancia, seguido de CON y CNL (1.831 y 1.370, respectivamente). En esta ocasión, se detectaron diferencias significativas tan solo entre ECO y CNL al considerar la abundancia media de cada estación (Figura 3.1e) ($\bar{X}_{ECO} = 47,7 \pm 2,3SD$; $\bar{X}_{CNL} = 28,5 \pm 2,5 SD$; $\bar{X}_{CON} = 38,2 \pm 3,4 SD$; $K-W = 10,2$, p -valor $< 0,05$). Al quitar las plagas (Figura 3.1f) no se detectaron diferencias ($\bar{X}_{ECO} = 13,3 \pm 0,8 SD$; $\bar{X}_{CNL} = 11,2 \pm 1,4 SD$; $\bar{X}_{CON} = 15,0 \pm 1,3 SD$; $K-W = 4,2$, p -valor $> 0,05$).

Como era de esperar, la artrópodo fauna asociada a la copa del olivo en el manejo fue más abundante en ecológico, incluso sin considerar las plagas, a excepción de 2009, donde no se registraron diferencias significativas al no incluir las plagas. La comunidad de artrópodos está fuertemente influenciada por las prácticas agronómicas (Schweiger *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2007b). El empleo de agroquímicos y la eliminación de la cubierta vegetal están directamente relacionados con un descenso en la abundancia y diversidad de artrópodos beneficiosos (Cirio, 1997; Ruano *et al.*, 2001; Campos, 2005; Cárdenas *et al.*, 2006; Porcel *et al.*, 2013). Desneux *et al.* (2007), realizan una extensa revisión acerca de los efectos subletales de los pesticidas, haciendo hincapié en que no sólo afectan a la mortalidad de los artrópodos beneficiosos, sino que además reducen seriamente sus capacidades a nivel neurofisiológico, físico, y etológico.

Además, se calculó la media de individuos de cada grupo por unidad metodológica (árbol muestreado) en función del manejo (Tabla 3.1). La mayoría de los grupos resultaron ser más abundantes en ECO frente a alguno de los otros dos manejos. En concreto, *P. oleae*, heterópteros y “otros hemípteros” registraron diferencias significativas en este sentido para los tres años. *E. olivina*, Formicidae, neurópteros y rafidiópteros tuvieron diferencias significativas en dos de los tres años, aunque no siempre fue ECO el manejo con mayor abundancia. Tal es el caso de Neuroptera, que resultó ser significativamente menor en ECO para 2007 y 2009.

| | 2007 | | | | 2008 | | | | 2009 | | | |
|-------------------------|--------------|-----------|--------------|-----------|------------|------------|--------------|-----------|------------|------------|--------------|-----------|
| | ECO (n=25) | | NoECO (n=50) | | ECO (n=15) | | NoECO (n=32) | | ECO (n=12) | | NoECO (n=24) | |
| | Media ± SD | U | Media ± SD | U | Media ± SD | U | Media ± SD | U | Media ± SD | U | Media ± SD | U |
| ARANEAE ¹ | 2,0 ± 0,2 | 1,1 ± 0,1 | 1,1 ± 0,1 | NS | 1,4 ± 0,3 | 1,4 ± 0,2 | 1,2 ± 0,1 | NS | 1,2 ± 0,2 | 1,2 ± 0,1 | 1,2 ± 0,1 | NS |
| COLEOPTERA | 1,3 ± 0,2 | 0,9 ± 0,1 | 0,9 ± 0,1 | 381,5 ** | 0,7 ± 0,1 | 0,4 ± 0,1 | 0,4 ± 0,1 | NS | 0,4 ± 0,1 | 0,5 ± 0,1 | 0,5 ± 0,1 | NS |
| DERMAPTERA ² | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | NS | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | NS | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | NS |
| DIPTERA | 0,4 ± 0,1 | 0,4 ± 0,1 | 0,4 ± 0,1 | NS | 1,6 ± 0,3 | 1,6 ± 0,2 | 1,6 ± 0,2 | NS | 1,1 ± 0,2 | 1,9 ± 0,2 | 1,9 ± 0,2 | 213,5 * |
| DYCTIOPTERA | 0,1 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | NS | 0,1 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 167,5 *** | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | NS |
| HEMIPTERA | | | | | | | | | | | | |
| - <i>E. olivina</i> | 227,1 ± 18,4 | 4,1 ± 0,4 | 4,1 ± 0,4 | 0,0 *** | 98,1 ± 8,6 | 24,0 ± 1,8 | 24,0 ± 1,8 | 25,0 *** | 27,1 ± 2,2 | 19,9 ± 1,8 | 19,9 ± 1,8 | NS |
| - Heteroptera | 5,6 ± 0,5 | 0,5 ± 0,1 | 0,5 ± 0,1 | 19,0 *** | 6,5 ± 0,9 | 1,5 ± 0,2 | 1,5 ± 0,2 | 52,0 *** | 3,1 ± 0,3 | 1,2 ± 0,2 | 1,2 ± 0,2 | 49,5 *** |
| - "Otros Hemiptera" | 2,2 ± 0,3 | 3,4 ± 0,3 | 3,4 ± 0,3 | NS | 5,3 ± 0,8 | 2,3 ± 0,3 | 2,3 ± 0,3 | 116,0 *** | 2,4 ± 0,3 | 0,7 ± 0,1 | 0,7 ± 0,1 | 29,0 *** |
| HYMENOPTERA | | | | | | | | | | | | |
| - Formicidae | 0,7 ± 0,1 | 0,1 ± 0,1 | 0,1 ± 0,1 | 378,0 *** | 3,8 ± 1,2 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 81,0 *** | 1,9 ± 0,4 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 4,5 *** |
| - Hymenoptera | 1,4 ± 0,2 | 0,8 ± 0,1 | 0,8 ± 0,1 | 351,5 *** | 1,8 ± 0,3 | 1,4 ± 0,1 | 1,4 ± 0,1 | NS | 1,7 ± 0,2 | 2,2 ± 0,3 | 2,2 ± 0,3 | NS |
| LEPIDOPTERA | | | | | | | | | | | | |
| - <i>P. oleae</i> | 8,5 ± 1,7 | 1,0 ± 0,1 | 1,0 ± 0,1 | 328,5 *** | 0,2 ± 0,1 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | NS | 7,4 ± 1,6 | 0,3 ± 0,1 | 0,3 ± 0,1 | 8,5 *** |
| - Lepidoptera | 0,0 ± 0,0 | - | - | 575,0 * | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | NS | 0,1 ± 0,1 | 0,2 ± 0,0 | 0,2 ± 0,0 | NS |
| NEUROPTERA | 0,3 ± 0,1 | 0,8 ± 0,1 | 0,8 ± 0,1 | 876,0 *** | 0,5 ± 0,1 | 1,0 ± 0,1 | 1,0 ± 0,1 | NS | 0,5 ± 0,1 | 2,6 ± 0,2 | 2,6 ± 0,2 | 276,0 *** |
| ORTHOPTERA | 0,1 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 461,5 *** | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | NS | - | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | NS |
| PSOCOPTERA | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | NS | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | NS | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | NS |
| RHAPHIDOPTERA | 0,2 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 510,0 * | 0,2 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 157,0 *** | 0,2 ± 0,1 | - | - | 72,0 * |
| TYSANOPTERA | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,0 | 0,2 ± 0,0 | 789,5 * | 0,4 ± 0,1 | 0,4 ± 0,1 | 0,4 ± 0,1 | NS | 0,6 ± 0,2 | 2,4 ± 0,7 | 2,4 ± 0,7 | NS |

"-": N=0 (taxón no registrado); "0,0": Media o SD < 0,05.

Letras diferentes indican diferencias significativas en la distribución de las medianas. p-valor es: *, <0,05; **, <0,01; ***, <0,005. NS = no significativo.

Tabla 3.2. Media de individuos por estación de muestreo y desviación estándar (SD) de los diferentes taxones según el criterio ecológico/no ecológico (ECO/NoECO) y resultados de la prueba U de Mann-Whitney (U M-M) en cada caso para 2007, 2008 y 2009.

La plaga *E. olivina* fue dominante en todos los años, independientemente del tipo de manejo, lo cual podría ser debido a que tiene un potencial biótico muy elevado (Civantos, 1999). Este psílido provoca graves daños en el olivar, especialmente aumentando el porcentaje de caída de inflorescencias y reduciendo el cuajado del fruto (Chermiti, 1992). Respecto a *P. oleae*, llama la atención el brusco descenso que experimenta en 2008. Otros estudios han detectado fluctuaciones interanuales considerables para este lepidóptero (Ramos *et al.*, 1987; Delgado & Cuesta, 1995) relacionadas con las variables ambientales.

Por otra parte, taxones como coleópteros y arañas, con una elevada importancia en el olivar (Ruíz-Torres & Montiel, 2000; Ruano *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2007b; Rei *et al.*, 2010; Cotes *et al.*, 2011), apenas registran diferencias significativas en cuanto a abundancia entre manejos. No obstante, han sido propuestos como bioindicadores del manejo del olivar a niveles taxonómicos más bajos. Cárdenas *et al.* (2006) utiliza las familias de arañas y Cotes *et al.* (2009) los coleópteros a nivel de morfoespecie, resultando en ambos casos útiles al menos para diferenciar entre ecológico y no ecológico.

Por otra parte, los taxones que registraron diferencias significativas para al menos dos de los tres años resultaron ser siempre taxones voladores típicos de copa (Ruano *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2007b; Rei *et al.*, 2010), o con una elevada capacidad de desplazamiento (como Formicidae). El caso de neurópteros es particularmente llamativo, pues resultó ser más abundante en no ecológico que en ecológico, en 2008 sin diferencias significativas. Otros autores obtienen resultados similares, concluyendo que la mayor abundancia del grupo en olivar convencional está relacionada con una fortísima dominancia de *Chrysoperla carnea* Steph., en detrimento del resto de especies, que por el contrario sí son abundantes en ecológico (Ruano *et al.*, 2001; Corrales & Campos, 2004; Porcel *et al.*, 2013). *C. carnea* tiene una elevada capacidad para desarrollar resistencias en los agroecosistemas tratados (Zaki *et al.*, 1999). Los rafidiópteros, a pesar de ser muy escasos, resultan ser más abundantes en ECO que en el resto, en 2007 sin diferencias significativas. Se trata de un grupo raro, entomófago en todas sus etapas vitales y cuyas larvas necesitan un largo periodo de desarrollo, pasando el invierno generalmente en estadio prepupal (Aspöck & Aspöck, 2009). Éstas características biológicas hacen que sean muy sensibles a cualquier tratamiento o alteración del medio. Por este motivo, encuentran en el manejo ecológico un hábitat más adecuado para vivir.

Finalmente, el número de taxones resultó ser mayor en ecológico frente al resto de manejos, no registrándose aun así ningún grupo exclusivo para un tipo de manejo determinado. Este resultado nos indica que el cultivo ecológico es más estable que el resto, puesto que a lo

largo de los tres años se registran los mismos taxones, mientras que en el resto de manejos, éstos son algo más fluctuantes.

Por otro lado, se calculó la media de cada taxón por unidad metodológica en función del criterio ecológico/no ecológico (Tabla 3.2). Los resultados confirman lo expuesto con anterioridad. En este caso, tan solo heterópteros, Formicidae y rafidiópteros registraron diferencias significativas para los tres años, siendo más abundantes en ecológico que en no ecológico.

3.3.2. Curvas de acumulación y evaluación de la intensidad de muestreo

Mediante la construcción de curvas de acumulación se evaluó el esfuerzo de muestreo para cada año (Figura 3.2). En todos los casos, se alcanzó una pendiente (m) inferior a 0,1 (Tabla 3.3). Además, el número total de órdenes (TNO) que predice el ajuste de Clench resultó ser muy cercano al número de órdenes observado (S_{obs}) por lo que el porcentaje de fauna registrada ($\%FR$) fue muy elevado. Además, el número de muestras necesario para obtener una pendiente igual a 0,1 ($n_{(m=0,1)}$) estuvo en cualquier caso muy por debajo del número real de unidades muestrales empleado (n). El valor de R^2 (parámetro directamente proporcional a la bondad del ajuste) fue superior a 96 % para los tres años.

| | 2007 ($n=75$) | 2008 ($n=47$) | 2009 ($n=36$) |
|---------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| a | 7,2 | 12,6 | 14,7 |
| b | 0,5 | 0,9 | 1,0 |
| m | 0,00 | 0,00 | 0,01 |
| R^2 (%) | 96,2 | 98,9 | 98,2 |
| S_{obs} | 14 | 14 | 14 |
| TNO | 14,3 | 14,33 | 14,25 |
| $n_{(m=0.1)}$ | 15 | 12 | 11 |
| $\%FR$ | 97,7 | 97,7 | 94,8 |

Tabla 3.3. Parámetros de las curvas de acumulación y estimadores relacionados con el ajuste de Clench para 2007, 2008 y 2009. Las diferentes abreviaturas están explicadas en el texto.

Las curvas de acumulación de especies son una herramienta muy útil en los estudios de biodiversidad (Moreno & Halffter, 2000; Willott, 2001) puesto que permiten a) dar fiabilidad a los inventarios biológicos y posibilitar su comparación, b) estimar el esfuerzo de muestreo necesario para obtener un inventario fiable y c) extrapolar el

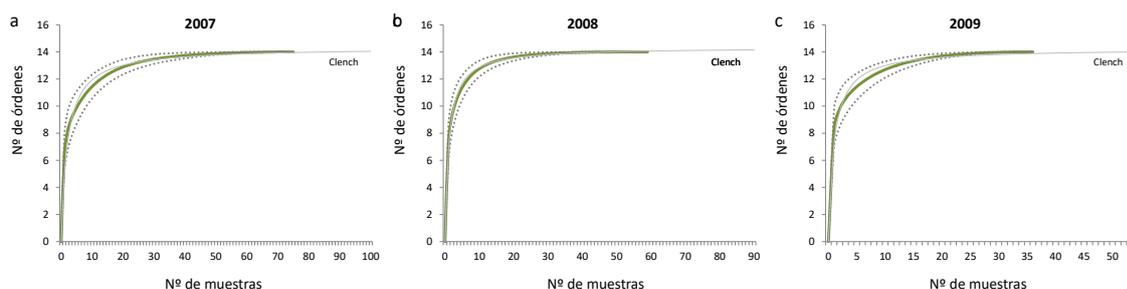


Figura 3.2. Curvas de acumulación para los órdenes recogidas en 2007 (a), 2008 (b) y 2009 (c) ajustados con la función de Clench.

número observado de especies en un inventario para estimar el total de especies de una zona (Soberón & Llorente, 1993; Colwell & Coddington, 1994; Gotelli & Colwell, 2001; Jiménez-Valverde & Hortal, 2003). En nuestro caso, el objetivo principal de la construcción de curvas de acumulación fue el de evaluar la intensidad de muestreo. El resto de consideraciones han de tomarse con precaución puesto que la metodología ha sido diseñada para emplear el nivel taxonómico de especie y no el de orden (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003).

Los resultados obtenidos en 2007 permitieron reducir la cantidad de unidades muestrales de 75 a 48 para la campaña de 2008, puesto que el número de muestras necesarias para obtener una pendiente de 0,1 resultó ser en cualquier caso muy inferior al empleado. En la temporada 2008 ocurrió algo similar, pudiendo reducir así el número de unidades muestrales a 36 para el año 2009. A pesar del descenso continuado en el número de muestras, la intensidad de muestreo aplicada en el estudio fue adecuada, puesto que la pendiente de la curva de ajuste se mantuvo siempre por encima de 0,1 y el %FR en valores muy elevados. Aun así, el número de diferencias significativas detectado en 2009 entre taxones fue el menor de los tres años, por lo que no recomendamos reducir tanto el número de muestras. A la luz de estos resultados se puede afirmar que el inventario conseguido de la artropodofauna a nivel de orden fue bastante completo.

3.3.3. - Análisis discriminante

Se realizó un análisis discriminante de confusión con LDA, empleando los datos de 2007 para clasificar los de 2008 y 2009 por separado, y los de 2008 para clasificar 2009. Posteriormente se calculó el porcentaje medio ponderado de acierto de estos tres análisis. Se utilizaron dos conjuntos de datos distintos. En el primero (análisis 1) se usaron todos los taxones; en el segundo (análisis 2) se consideraron sólo aquellos grupos que registraron diferencias significativas en los tres años de muestreo, al menos bajo uno de los dos criterios de clasificación (“tipo de manejo” o “ecológico/no ecológico”), sin considerar las plagas: heterópteros, “otros hemípteros”, Formicidae y rafidiópteros.

En primer lugar, se evaluó la capacidad del análisis discriminante para diferenciar entre “tipos de manejo” (Figura 3.3a). La media ponderada de acierto fue del 54,6 % y el 57,1 % en los análisis 1 y 2, respectivamente. Sin embargo, al considerar el criterio “ecológico/no ecológico” (Figura 3.3b), el porcentaje medio ponderado de acierto aumentó hasta el 86,6 % (análisis 1) y 84,9 % (análisis 2).

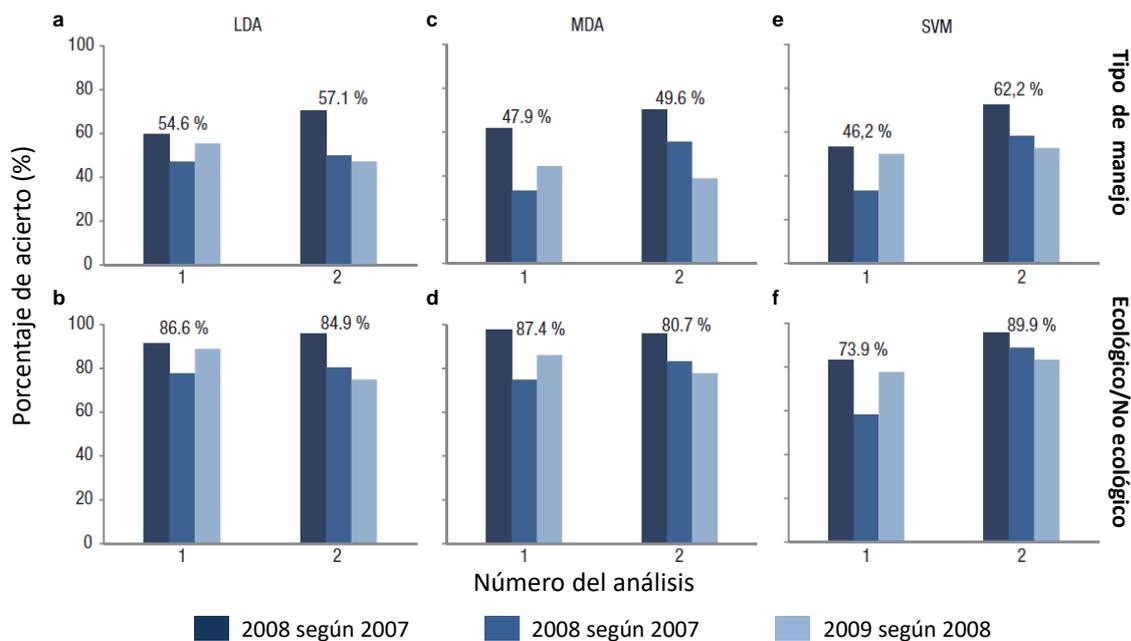


Figura 3.3. Resultados de los análisis discriminantes con el conjunto completo de muestras,

A la luz de estos resultados, puede ser conveniente plantear algún otro método que mejore los porcentajes de clasificación obtenidos con el método LDA. Uno de los métodos de clasificación que se proponen es el SVM, que tiene como característica fundamental que al ser un método no paramétrico, no requiere de las suposiciones distribucionales que habría que considerar en los datos. Un tercer método de clasificación es el MDA (Fraley & Raftery, 2002), que puede considerarse como una extensión del LDA en el que se usan mixturas de distribuciones normales para obtener la estimación de la densidad de cada clase.

No obstante para el caso de MDA, los porcentajes de acierto se redujeron tanto en “tipo de manejo” (Figura 3.3c) como en “ecológico/no ecológico” (Figura 3.3d). Tan solo el análisis 1 de esta prueba consiguió mejorar el porcentaje medio ponderado de acierto hasta el 87,4%. SVM obtuvo mayores porcentajes de acierto en el análisis 2, tanto de “tipo de manejo” (Figura 3.3e) como de “Ecológico/No ecológico” (Figura 3.3f), pero con el análisis 1 no consiguió mejorar. En general, ninguno de los análisis resultó ser satisfactorio, debido al elevado número de fallos registrados especialmente en las clasificaciones de 2009.

Debido a las diferencias interanuales registradas y a la disparidad de clasificación entre años, se decidió recurrir al registro de datos agroclimáticos de la RIA y de la RAIF para caracterizar las diferentes fechas de muestreo en busca de analogías meteorológicas que permitan seleccionar aquellas más semejantes. Se obtuvieron dos grupos claramente

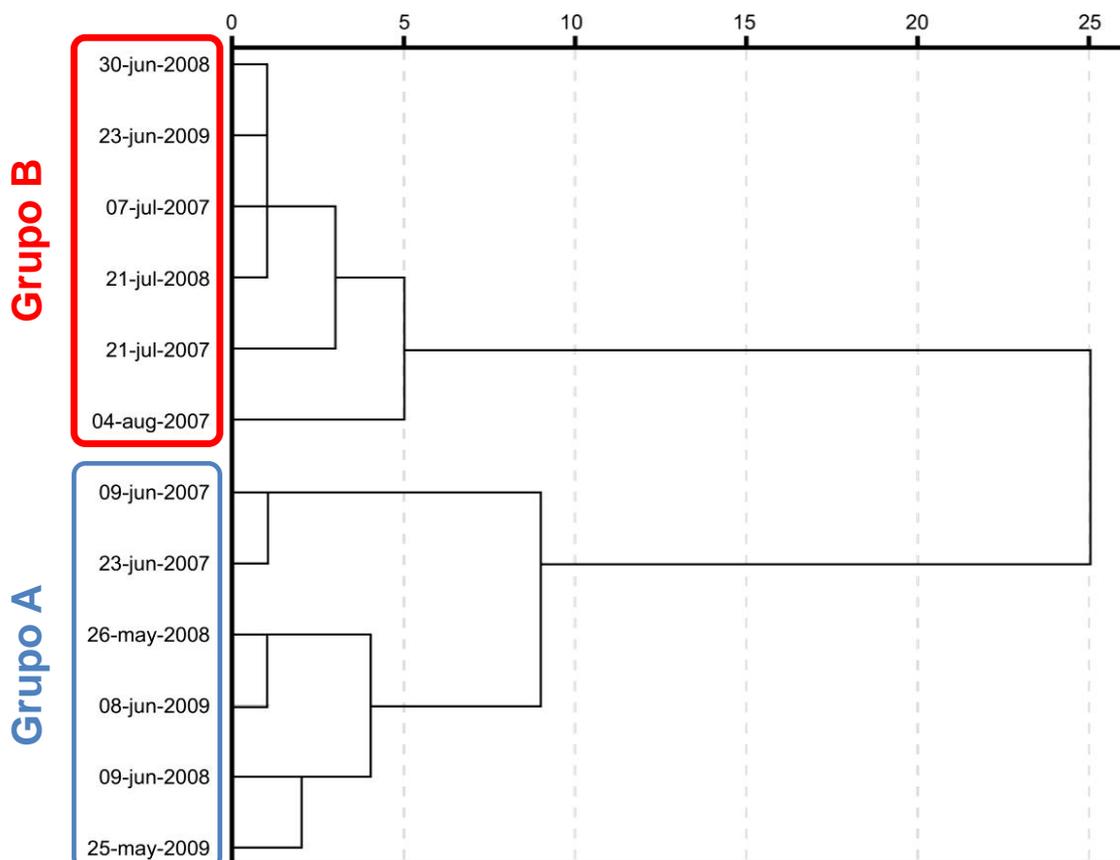


Figura 3.4. Dendrograma del análisis clúster realizado con los datos meteorológicos de los tres años de muestreo.

diferenciados (Figura 3.4): por un lado se unieron las primeras fechas de muestreo de cada temporada (“*Grupo A*”) caracterizadas por presentar una elevada humedad media, escasa y dispersa precipitación y temperatura media y radiación moderadas (ver Figura A-3.1, en el Anexo 1); por otra parte se formó otro grupo con las fechas últimas de cada campaña (“*Grupo B*”), días con una humedad relativa baja, escasa o nula precipitación, alta radiación y temperaturas más elevadas. Dadas las fuertes diferencias detectadas se decidió repetir el análisis discriminante con estos dos grupos de fechas por separado.

El “*Grupo A*” (Figura 3.5) registró porcentajes medios de acierto muy bajos para todas las combinaciones método-análisis, tanto en “tipos de manejo” (Figura 3.5a,c,e) como en “ecológico/no ecológico” (Figura 3.5b, d y f). El número de aciertos en 2009 continuó siendo más bajo que el en 2008.

Por el contrario, el “*Grupo B*” (Figura 3.6) consiguió mejorar los porcentajes de clasificación, especialmente con el análisis 2. En “tipos de manejo” (Figura 3.6a,c,e) los tres métodos consiguieron mejorar el porcentaje de acierto con el análisis 2. Llama la atención que

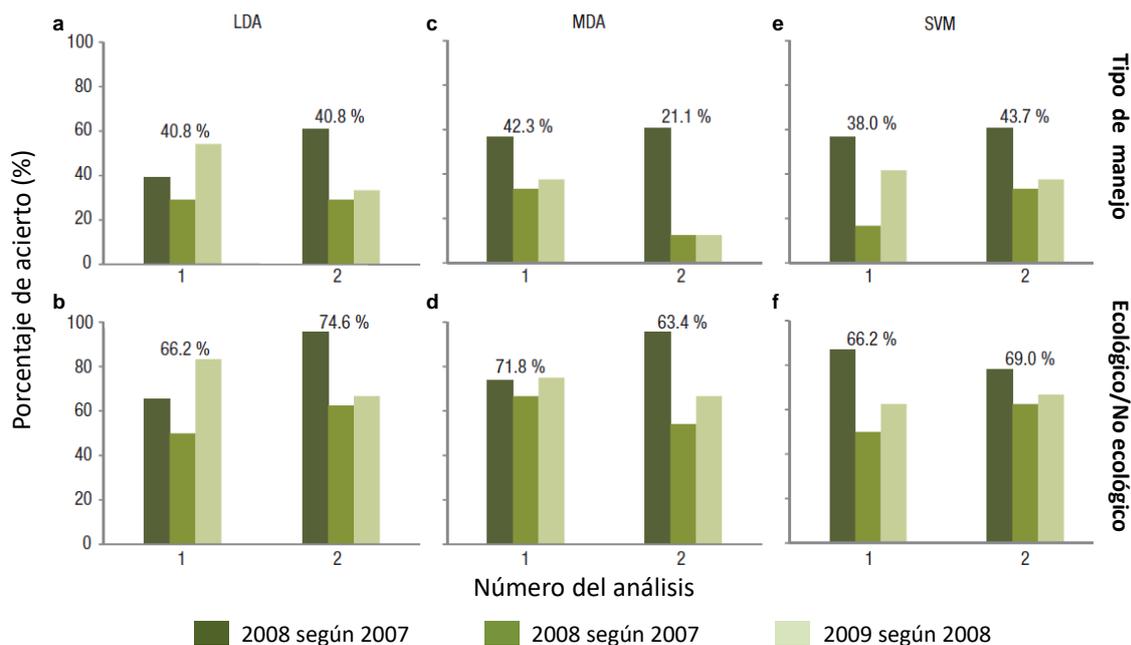


Figura 3.5. Resultados de los análisis discriminantes con el "Grupo A" de muestras,

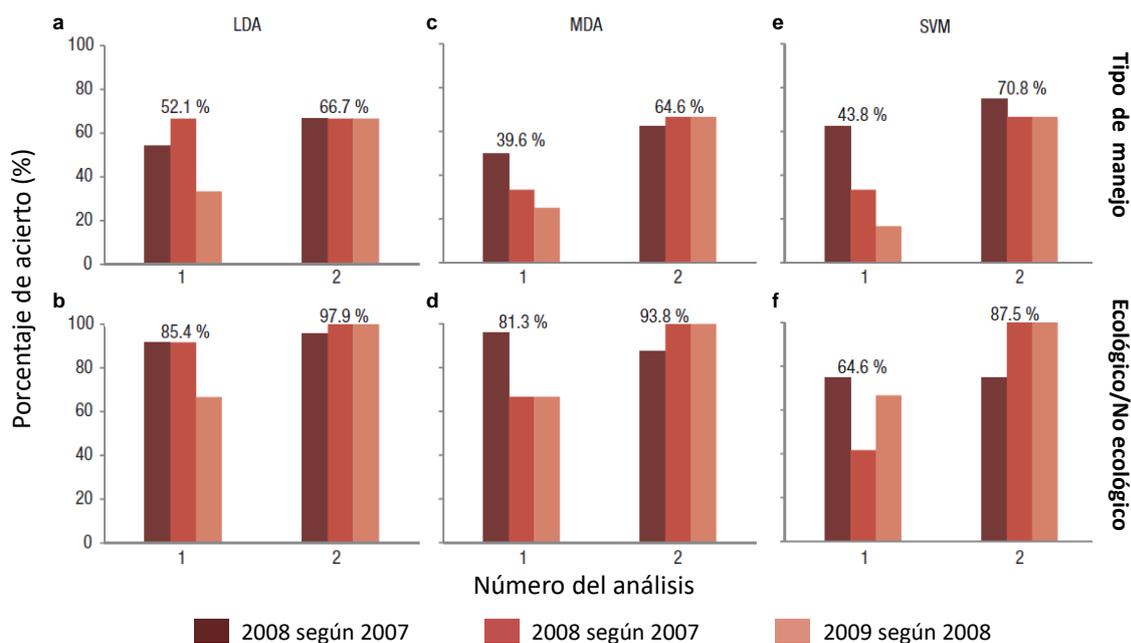


Figura 3.6. Resultados de los análisis discriminantes con el "Grupo B" de muestras,

los porcentajes de acierto en 2009 fueron muy parecidos a los de 2008. Utilizando "ecológico/no ecológico", se consiguieron resultados muy elevados de acierto con el análisis 2 de LDA (97,9 % de acierto) y de MDA (93,8 % de acierto), acertándose en sendos casos el 100 % de las estaciones de 2009 tanto con 2007 como con 2008. Este resultado aporta consistencia y fiabilidad al análisis.

El análisis discriminante según “ecológico/no ecológico” resultó ser bastante más eficaz que el de “tipo de manejo”. De hecho, en este último, no se obtuvieron resultados satisfactorios para ninguno de los análisis planteados. Resultados similares han sido encontrados por otros investigadores (Ruano *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2007b; Cotes *et al.*, 2009). Esto puede ser debido a que las prácticas ecológicas verdaderamente supongan un salto de calidad respecto a la conservación del ecosistema en todos sus aspectos (Parra-López *et al.*, 2007). De hecho, los manejos no ecológicos son más heterogéneos entre sí al depender del criterio de cada agricultor.

Los excelentes resultados del “Grupo B” podrían ser debidos a la homogeneidad meteorológica asociada al periodo estival, cuando las condiciones atmosféricas son más estables entre años distintos. El periodo primaveral en el área mediterránea en general, se caracteriza por una inestabilidad atmosférica alta, causante de numerosos fenómenos tormentosos, por lo que la comunidad de artrópodos de un año a otro puede variar mucho en esta estación del año. Cotes *et al.* (2009) encuentra resultados similares, asociando la mejora en la clasificación a la coincidencia con el periodo de floración del olivo.

Por este motivo, para la discriminación entre manejos y, especialmente entre ecológico y no ecológico, se puede recomendar la utilización de aquellos taxones que presenten diferencias significativas en cuanto a su abundancia, sin considerar las plagas. Además, se propone comenzar los muestreos en la segunda quincena de junio y no alargarlos más allá de finales de julio, procurando realizarlos en semanas con condiciones meteorológicas relativamente estables y homogéneas. Por otra parte, la inclusión de diferentes métodos discriminantes no aportó mejoría cuantitativa ni cualitativa a la clasificación, por lo que se puede afirmar que es más importante prestar atención a las características del muestreo y del conjunto de datos que al método estadístico.

CONCLUSIONES

- El empleo de los artrópodos de copa del olivar al nivel de orden resultó ser útil para discriminar entre manejos, especialmente entre ecológico y no ecológico.
- Las consideraciones meteorológicas para seleccionar aquellas fechas más homogéneas son determinantes para mejorar cuantitativa y cualitativamente los porcentajes de acierto. Sin embargo, la inclusión de diferentes métodos discriminantes no aportó una mejora significativa.

- La consideración de aquellos taxones con diferencias significativas para los tres años dio estabilidad y fiabilidad al estudio, a pesar de las diferencias interanuales.
- Para discriminar entre manejos se recomienda realizar los muestreos entre la segunda quincena de junio y finales de julio, para evitar las condiciones inestables del final de la primavera y los valores extremos de agosto, y considerar en el análisis discriminante tan solo aquellos grupos con diferencias significativas, independientemente del método estadístico.

REFERENCIAS

- Aebischer, N. J. 1991. «Twenty years of monitoring invertebrates and weeds in cereal fields in Sussex». En *The ecology of temperate cereal fields*. Oxford, Reino Unido: Blackwell Scientific Publications.
- Alonso, A. 2011. «*El olivar ecológico*». Consejería de Agricultura y Pesca. Sevilla, España: Servicio de Publicación y Divulgación. Mundi-prensa.
- Altieri, M. A. 1999. «The ecological role of biodiversity in agroecosystems». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74: 19-31.
- Altieri, M. A. & Letourneau, D. K. 1982. «Vegetation management and biological control in agroecosystems». *Crop Protection* 1: 405-430.
- Allen, H. D., Randall, R. E., Amable, G. S. & Devereux, B. J. 2006. «The impact of changing olive cultivation practices on the ground flora of olive groves in the Messara and Psiloritis regions, Crete, Greece». *Land Degradation & Development* 17:249-273.
- Andersen, A. N., Hoffmann, B. D., Müller, W. J. & Griffiths, A. D. 2002. «Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses». *Journal of Applied Ecology* 39:8-17.
- Andrén, H. 1994. «Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review». *Oikos*, 71:355-366.
- Aspöck, U. & Aspöck, H. 2009. «*Raphidioptera (Snakeflies)*». En *Encyclopedia of Insects*. San Diego, EE. UU.: Academic Press.
- Balmford, A., Green, M. J. B. & Murray, M. G. 1996. «Using higher-taxon richness as a surrogate for species richness: I. Regional tests». *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 263:1267-1274.
- Behan-Pelletier, V. M. 1999. «Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74:411-423.
- Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. 2003. «Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key?» *Trends in Ecology and Evolution* 18(4):182-188.
- Biaggini, M., Consorti, R., Dapporto, L., Dellacasa, M., Paggetti, E. & Corti, C. 2007. «The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of arthropod diversity in agricultural landscapes». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122(2):183-191.
- Bohac, J. 1999. «Staphylinid beetles as bioindicators». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74:357-372.
- Büchs, W. 2003. «Biodiversity and agri-environmental indicators: general scopes and skills with special reference to the habitat level». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98:35-78.
- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Coeur, D., Dubs, F., Morvan, N., Paillat, G. & Petit, S. 1998. «Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes». *Acta Oecologica*, 19:47-60.

- Campos, M. 2005. «The arthropods of olive tree crop under both traditional and ecological cultivation». In *Conferencia Internacional de IFOAM sobre Olivar Ecológico, 1*, Editado por JA, CAP, Génave, Jaén (España).
- Cárdenas, M., Ruano, F., García, P., Pascual, F. & Campos, M. 2006. «Impact of agricultural management on spider populations in the canopy of olive trees». *Biological Control* 38(2):188-195.
- Çilgi, T. 1994. «Selecting arthropod "indicator species" for environmental impact assessment of pesticides in field studies». *Aspects of applied Biology*, 37:131-140.
- Cirio, U. 1997. «Productos agroquímicos e impacto ambiental en olivicultura». *Olivae: revista del Consejo Oleícola Internacional* 65:32-39.
- Civantos, M. 1999. *Control de plagas y enfermedades del olivar*. Madrid, España: Consejo Oleícola Internacional.
- Colwell, R. K. 2009. «EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples 8.2.0.
- Colwell, R. K. & Coddington, J. A. 1994. «Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation». *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 345:101-118.
- Corrales, N. & Campos, M. 2004. «Populations, longevity, mortality and fecundity of *Chrysoperla carnea* (Neuroptera, Chrysopidae) from olive-orchards with different agricultural management systems». *Chemosphere* 57(11): 1613-1619.
- Cotes, B., Campos, M., García, P. A., Pascual, F. & Ruano, F. 2011. «Testing the suitability of insect orders as indicators for olive farming systems». *Agricultural and Forest Entomology* 13(4):357-364.
- Cotes, B., Ruano, F., García, P. A., Pascual, F. & Campos, M. 2009a. «Coccinellid morphospecies as an alternative method for differentiating management regimes in olive orchards». *Ecological Indicators* 9(3):548-555.
- Chang, C. C. & Lin, C. J. 2011. «LIBSVM: a library for support vector machines. *ACM Transactions on Intelligent Systems and Technology*, 2:27-54.
- Chermiti, B. 1992. «Evaluación de la nocividad del algodón del olivo *Euphyllura olivina* (Costa) (Homoptera, Aphalaridae) ». *Olivae: revista oficial del Consejo Oleícola Internacional*, 34-42.
- de Graaff, J. & Eppink, L. 1999. «Olive oil production and soil conservation in southern Spain, in relation to EU subsidy policies». *Land Use Policy*, 16:259-267.
- Delgado, A. & Cuesta, M. J. 1995. «Aproximación a las afecciones (plagas y enfermedades) del olivo cultivado, *Olea europaea sativa*, en el Subbético». *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas*, 21:539-550.
- Duelli, P. & Obrist, M. K. 2003. «Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology*, 4:129-138.
- Fan, R. E., Chen, P. H. & Lin, C. J. 2005. «Working set selection using second order information for training Support Vector Machines». *Journal of Machine Learning Research* 6:1889-1918.
- Fauvel, G. 1999. «Diversity of Heteroptera in agroecosystems: role of sustainability and bioindication». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74:275-303.

- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. 2001. «Quantifyin biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness». *Ecology Letters* 4(4):379-391.
- Guzmán, G. & Alonso, A. M. 2004. «Manejo del suelo en el olivar ecológico». En *Manual de olivicultura ecológica*. Córdoba, España: Universidad de Córdoba.
- Guzmán, G. I. & Foraster, L. 2011. «El manejo del suelo y las cubiertas vegetales en el olivar ecológico». En *El olivar ecológico*. Consejería de Agricultura y Pesca, Servicio de Publicación y Divulgación. Sevilla, España: Mundiprensa.
- Hadjicharalampous, E., Kalburtji, K. L. & Mamolos, A. P. 2002. «Soil arthropods (Coleoptera, Isopoda) in organic and conventional agroecosystems». *Environmental Management*, 29:683-690.
- Hastie, T., Buja, A. & Tibshirani, R. 1995. «Penalized discriminant analysis». *The Annals of Statistics*, 23:73-102.
- Hastie, T. & Tibshirani, R. 1996. «Discriminant analysis by Gaussian mixtures». *Journal of the Royal Statistical Society Series B (Methodological)* 58(1):155-176.
- Hastie, T., Tibshirani, R. & Buja, A. 1994. «Flexible discriminant analysis by optimal scoring». *Journal of the American Statistical Association* 89:1255-1270.
- 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(1):113-130.
- Holland, J. M. & Luff, M. L. 2000. «The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems». *Integrated Pest Management Reviews*, 5:109-129.
- Iperti, G. 1999. «Biodiversity of predaceous coccinellidae in relation to bioindication and economic importance». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74:323-342.
- Jackson, L. E., Pascual, U. & Hodgkin, T. 2007. «Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121(3):196-210.
- Jiménez-Valverde, A. & Hortal, J. 2003. «Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos». *Revista Ibérica de Aracnología* 8:151-161.
- Kromp, B. 1990. «Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in biological and conventional farming in Austrian potato fields». *Biology and Fertility of Soils*, 9:182-187.
- Loumou, A. & Giourga, C. 2003. «Olive groves: "The life and identity of the Mediterranean"». *Agriculture and Human Values*, 20:87-95.
- MAGRAMA 2002. *Estadística nacional de agricultura ecológica*. Editado por Secretaría General Técnica. Madrid, España: Centro de Publicaciones.
- MAGRAMA 2011. *Estadística nacional de agricultura ecológica*. Secretaría General Técnica. Madrid, España: Centro de Publicaciones.
- Marc, P., Canard, A. & Ysnel, F. D. R. 1999. «Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74:229-273.
- McGeoch, M. A. 2007. «Insects and bioindication: theory and progress». En *Insect conservation biology*. Londres, Reino Unido: CABI Publishing.

- Milgroom, J., Soriano, M. A., Garrido, J. M., Gómez, J. A. & Fereres, E. 2007. «The influence of a shift from conventional to organic olive farming on soil management and erosion risk in southern Spain». *Renewable Agriculture and Food Systems* 22:1-10.
- Moreno, C. E. & Halffter, G. 2000. «Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves». *Journal of Applied Ecology* 37(1):149-158.
- Morris, T. I. 1997. «Interrelaciones entre olivos, plagas y depredadores». Universidad de Granada. Tesis doctoral.
- Nentwig, W. 2003. «Management of biodiversity in agroecosystems». *Basic and Applied Ecology* 4:105-106.
- 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.
- Parra-López, C. & Calatrava-Requena, J. 2006. «Comparison of farming techniques actually implemented and their rationality in organic and conventional olive groves in Andalusia, Spain». *Biological Agriculture & Horticulture* 24:35-59.
- Parra-Lopez, C., Calatrava-Requena, J. & de Haro-Giménez, T. 2007. «A multi-criteria evaluation of the environmental performances of conventional, organic and integrated olive-growing systems in the south of Spain based on experts' knowledge». *Renewable Agriculture and Food Systems* 22:189-203.
- Peck, S. L., McQuaid, B. & Campbell, C. L. 1998. «Using ant species (Hymenoptera: Formicidae) as a biological indicator of agroecosystem condition». *Environmental Entomology* 27:1102-1110.
- Pereira, J. A., Bento, A., Cabanas, J. E., Torres, L. M., Herz, A. & Hassan, S. A. 2004. «Ants as predators of the egg parasitoid *Trichogramma cacoeciae* (Hymenoptera: Trichogrammatidae) applied for biological control of the olive moth, *Prays oleae* (Lepidoptera: Plutellidae) in Portugal». *Biocontrol Science and Technology* 14(7):653-664.
- Pfiffner, L. & Luka, H. 2003. «Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders: a paired farm approach». *Basic and Applied Ecology* 4:117-127.
- Porcel, M., Ruano, F., Cotes, B., Peña, A. & Campos, M. 2013. «Agricultural management systems affect the green lacewing community (Neuroptera: Chrysopidae) in olive orchards in southern Spain». *Environmental Entomology* 42(1):97-106.
- R Core Team. 2017. «R: A language and environment for statistical computing». R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Ramos, P., Campos, M. & Ramos, J. M. 1987. «Evolución del ataque de *Prays oleae* Bern, al fruto del olivo. I. Estudio de parámetros y sus relaciones». *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas* 13:129-142.
- Redolfi, I., Tinaut, A., Pascual, F. & Campos, M. 1999. «Qualitative aspects of myrmecocanosis (Hym., Formicidae) in olive orchards with different agricultural management in Spain». *Journal of Applied Entomology* 123:621-627.
- Redolfi, I., Tinaut, A., Pascual, F. & Campos, M. 2004. «Nest density of the ant assemblage (Formicidae) in three olive orchards under different agricultural management in Granada, Spain». *Ecología Aplicada*, 3:73-81.

- Rei, F. T., Campos, M. & Torres, L. M. 2010. «Beneficial arthropods in olive tree canopy». *Integrated protection of olive crops. IOBC/wprs Bulletin* 53:117-127.
- RIA. 2017. «Red de Información Agroclimática de Andalucía». *Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera de Andalucía*. <https://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/ifapa/ria>.
- Ripley, B. D. 2008. *Pattern recognition and neural networks*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Robinson, R. A. & Sutherland, W. J. 2002. «Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain». *Journal of Applied Ecology* 39:157-176.
- Ruano, F., Lozano, C., García, P. A., Peña, A., Tinaut, A., Pascual, F. & Campos, M. 2004. «Use of arthropods for the evaluation of the olive-orchard management regimes». *Agricultural and Forest Entomology* 6(2):111-120.
- Ruano, F., Lozano, C., Tinaut, A., Peña, A., Pascual, F., García, P. & Campos, M. 2001. «Impact of pesticides on beneficial arthropod fauna of olive groves». *Pesticides and Beneficial Organisms IOBC/wprs Bulletin* 24(4):113-120.
- Ruiz, M. & Montiel, A. 2000. «Introducción al conocimiento de la entomofauna del olivar en la provincia de Jaén. Aspectos cualitativos (I)». *Boletín de Sanidad Vegetal* 26:129-147.
- Santos, S. A. P., Cabanas, J. E. & Pereira, J. A. 2007a. «Abundance and diversity of soil arthropods in olive grove ecosystem (Portugal): Effect of pitfall trap type». *European Journal of Soil Biology* 43(2):77-83.
- Santos, S. A. P., Pereira, J. A., Torres, L. M. & Nogueira, A. J. A. 2007b. «Evaluation of the effects, on canopy arthropods, of two agricultural management systems to control pests in olive groves from north-east of Portugal.» *Chemosphere* 67(1):131-139.
- Schuldt, A. & Assmann, T. 2010. «Invertebrate diversity and national responsibility for species conservation across Europe: A multi-taxon approach». *Biological Conservation* 143:2747-2756.
- Schweiger, O., Maelfait, J. P., Van Wingerden, W., Hendrickx, F., Billeter, R., Speelmans, M., Augenstein, I., Aukema, B., Aviron, S., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Frenzel, M., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M. & Bugter, R. 2005. «Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales». *Journal of Applied Ecology* 42(6):1129-1139.
- Soberón, J. L. & Llorente, J. 1993. «The use of species accumulation functions for the prediction of species richness». *Conservation Biology* 7(3):480-488.
- Sommaggio, D. 1999. «Syrphidae: can they be used as environmental bioindicators? » *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74:343-356.
- StatSoft. 2005. «STATISTICA (data analysis software system)». Versión 7.1 13. <http://statistica.io>.
- Tscharntke, T., Gathmann, A. & Steffan-Dewenter, I. 1998. «Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions». *Journal of Applied Ecology* 35:708-719.
- van Straalen, N. M. & Verhoef, H. A. 1997. «The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preferences». *Journal of Applied Ecology* 34:217-232.

- Venables, W. N. & Ripley, B. D. 2002. *Modern applied statistics with S*. Berlín, Alemania: Springer.
- Wilcove, D. S., McLellan, C. H. & Dobson, A. P. 1986. «Habitat fragmentation in the temperate zone, pp. 237-255. In *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*». Sunderland, MA, Sinauer Associates Inc.
- Wilson, L. F. 1962. «A portable device for mass-collecting or sampling foliage-inhabiting arthropods». *Journal of Economic Entomology* 55(5):807-808.
- Willott, S. J. 2001. «Species accumulation curves and the measure of sampling effort». *Journal of Applied Ecology* 38:484-486.
- Zahoor, M. K., Suhail, A., Iqbal, J., Zulfaqar, Z. & Anwar, M. 2003. «Biodiversity of predaceous coccinellids and their role as bioindicators in an agro-ecosystem». *International Journal for Agriculture and Biology* 5:555-559.
- Zaki, F. N., El-Shaarawy, M. F. & Farag, N. A. 1999. «Release of two predators and two parasitoids to control aphids and whiteflies». *Journal of Pest Science*, 72:19-20.

ANEXO

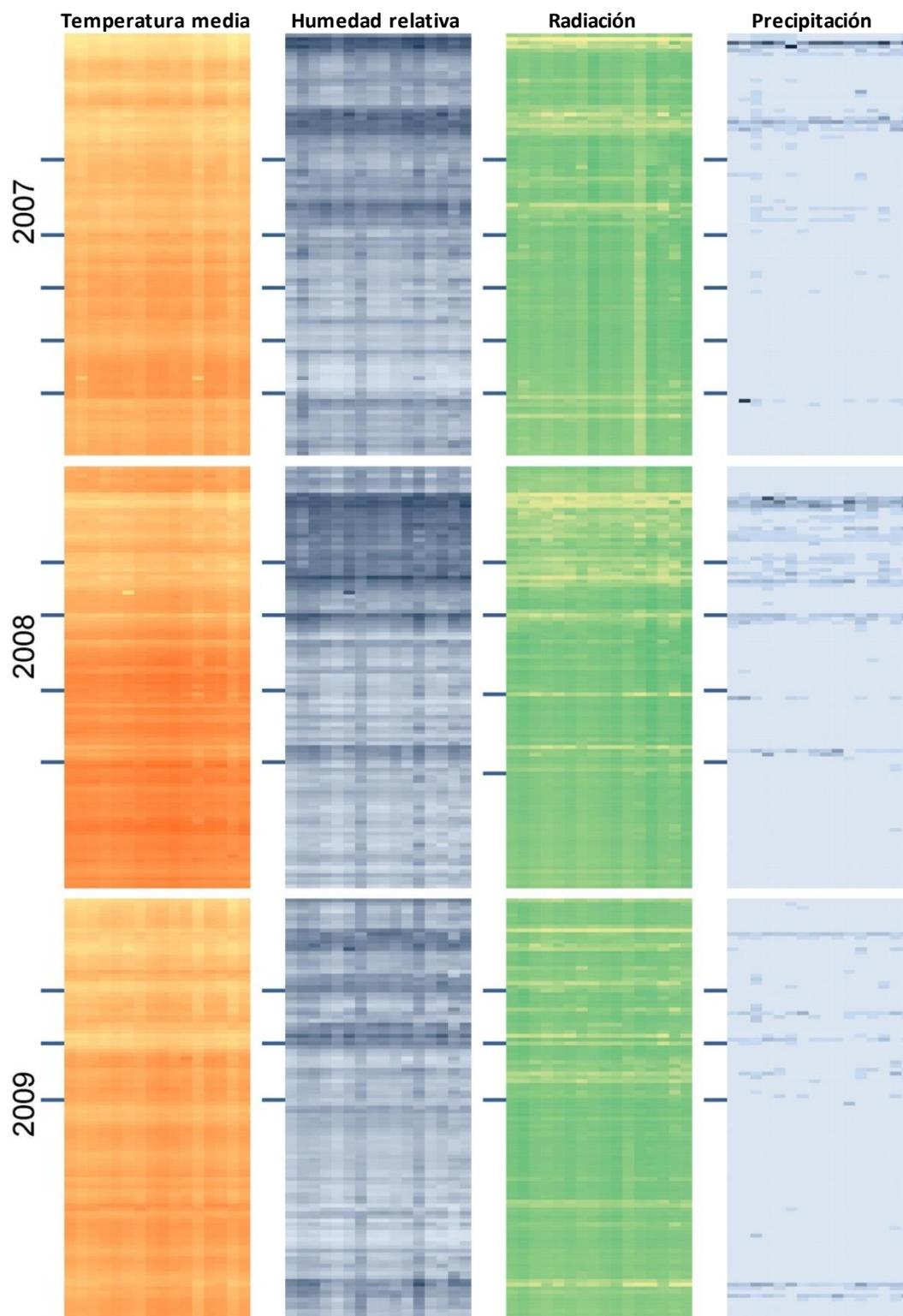
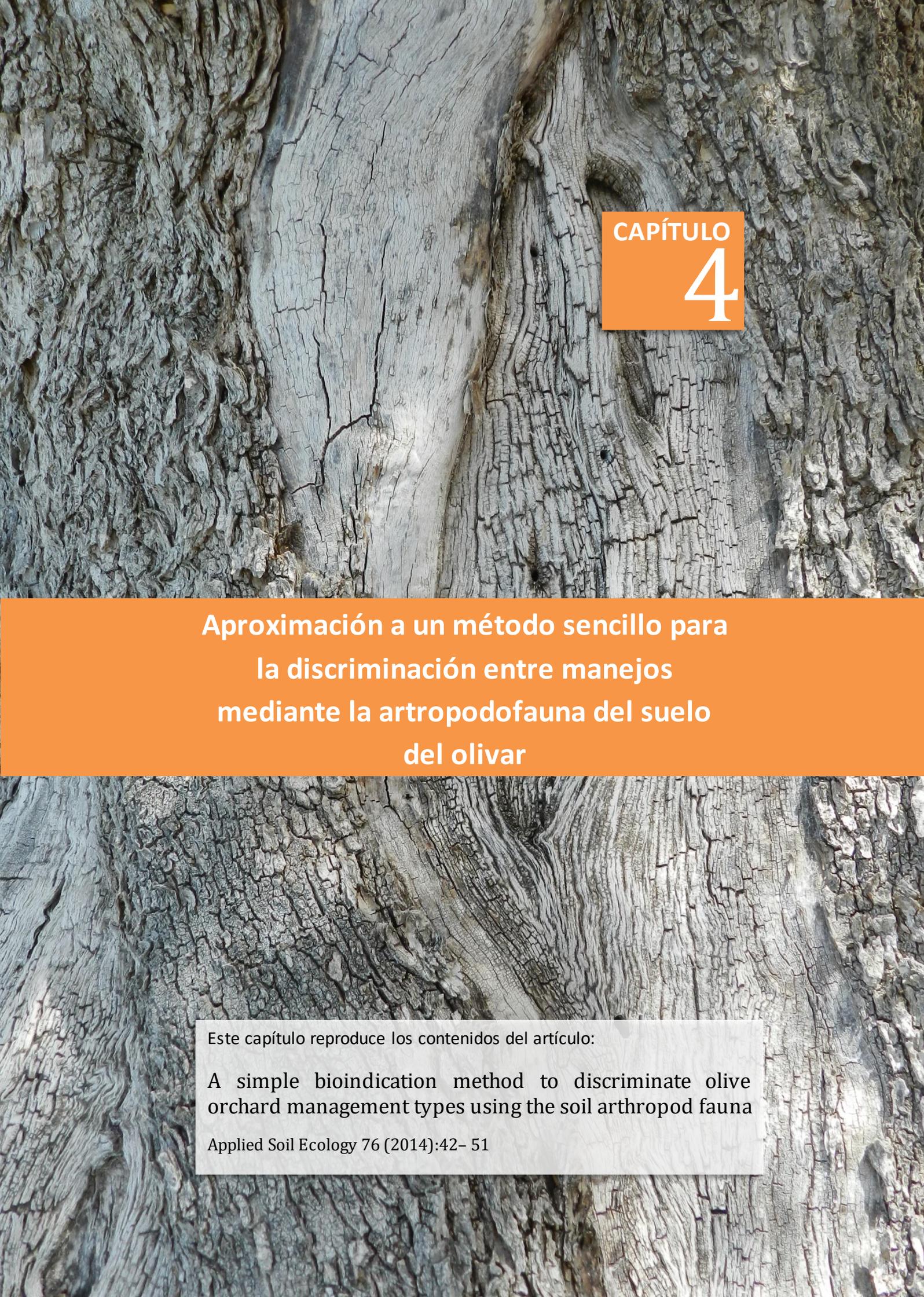


Figura A-3.1. Representación mediante escala de color de los datos meteorológicos entre el 1 de mayo y el 20 de agosto de 2007, 2008 y 2009, relacionado con la temperatura media ($^{\circ}\text{C}$), humedad relativa (%), radiación (MJ/m^2) y precipitación (mm).



CAPÍTULO

4

**Aproximación a un método sencillo para
la discriminación entre manejos
mediante la artropodofauna del suelo
del olivar**

Este capítulo reproduce los contenidos del artículo:

**A simple bioindication method to discriminate olive
orchard management types using the soil arthropod fauna**

Applied Soil Ecology 76 (2014):42– 51

CAPÍTULO

4

Aproximación a un método sencillo para la discriminación entre manejos mediante la artropodofauna del suelo del olivar

RESUMEN

La bioindicación ha resultado ser una herramienta muy útil para evaluar el estado de conservación de un ecosistema a partir de los seres vivos que contiene y en numerosos estudios se han utilizado a los artrópodos como bioindicadores. En los agroecosistemas se emplean para discriminar entre los diferentes tipos de manejo, ya que la intensificación de la agricultura está relacionada con una tendencia negativa en la densidad poblacional de muchas especies.

Respecto al cultivo del olivo (*Olea europea* L.), muy extendido por toda la región mediterránea, existen varios métodos de manejo, que van desde la producción ecológica hasta la explotación convencional intensiva. Dada su elevada relevancia socioeconómica, se plantea la necesidad de conseguir un método rápido y sencillo que permita evaluar el tipo de manejo del olivar, de cara a favorecer un uso más sostenible del mismo. En este trabajo se propone la utilización de la artropodofauna del suelo del olivar al nivel taxonómico de orden para discriminar entre manejos, tomando en cuenta diferentes consideraciones acerca del muestreo y del conjunto de datos a emplear con el fin de aumentar la eficacia del método.

Se consideraron 15 estaciones de muestreo pertenecientes a tres tipos de manejo (ECO, CNL y CON). Se muestreó quincenalmente mediante trampas de caída tanto el suelo interior como el exterior, durante el verano de 2007. Se clasificaron las muestras a nivel de orden y se construyeron dos conjuntos de datos, según la clasificación por “tipo de manejo” y en función del criterio “ecológico/no ecológico”, analizándose por separado. Para evaluar las diferencias entre manejos se calcularon índices de abundancia relativa, ocurrencia y de diversidad. Por su parte, se ajustaron, entre otras, funciones de Clench para analizar la intensidad de muestreo. Finalmente, para obtener los órdenes de bioindicación se aplicó un Análisis Discriminante Lineal (LDA) con validación cruzada mediante el método *Leave-One-Out* (LOO), para todos los escenarios de análisis. Los olivares de manejo ecológico registraron mayor abundancia, diversidad y riqueza de órdenes que el resto. También se detectaron diferencias significativas respecto a los principales grupos entre manejos y particularmente entre ecológico y no ecológico. Formicidae y coleópteros resultaron ser dominantes,

representando el 83,8 % y 82,7 % de los individuos colectados en suelo interior y exterior, respectivamente. La comunidad de artrópodos del suelo del olivar considerada a nivel de orden mostró ser una herramienta útil para discriminar entre manejos, especialmente entre ecológico y no ecológico. A la luz de los resultados, se sugiere el muestreo de l suelo interior y la utilización del conjunto de órdenes que obtengan diferencias significativas entre manejos para optimizar el análisis discriminante. De este modo se consiguió un 100 % de acierto en la clasificación y un 99 % realizando el análisis por validación cruzada LOO.

Palabras clave: artropodofauna edáfica, olivar, análisis discriminante, LDA, curvas de acumulación, tipos de manejo.

4.1. Introducción

La intensificación de las prácticas agrícolas y la incipiente demanda de alimentos a nivel mundial, ha favorecido la eliminación de la vegetación natural para aumentar la superficie de cultivo (Burel *et al.*, 1998), reduciendo y fragmentando el paisaje original (Wilcove *et al.*, 1986; Andrén, 1994; Burel *et al.*, 1998) y provocando un empobrecimiento de la biodiversidad en los agroecosistemas (Aebischer, 1991; Nentwig, 2003; Pfiffner & Luka, 2003).

Mejorar la biodiversidad funcional de los agroecosistemas es la estrategia ecológica clave para lograr la sostenibilidad de la producción (Altieri, 1999). Algunos autores han visto la necesidad de ligar la biodiversidad a los aspectos económicos (Paoletti, 1999) en busca de una solución al problema. De hecho, se han realizado intentos de cuantificar el valor de la biodiversidad (Pimentel *et al.*, 1997). La ecología del paisaje ha tenido un papel importante en este sentido, respecto al fortalecimiento de la dimensión cultural del paisaje. Maffi (2001) propone el concepto de diversidad biocultural como la variedad total exhibida por los sistemas naturales y culturales del mundo. La producción biocultural de la naturaleza en última instancia, puede ser el componente fundamental para ayudar a asegurar la intrincada red de la vida, la base para los servicios ambientales, la salud humana y el bienestar, la seguridad ambiental y la gestión de recursos (Musacchio, 2011).

En Europa, la evaluación, protección y manejo de la biodiversidad en los agroecosistemas ha sido identificada como uno de los mayores desafíos del futuro (Bennett *et al.*, 2006), ya que la agricultura es el uso dominante del suelo, representando casi la mitad de la superficie del continente. En los últimos años, se han producido importantes cambios en las políticas y prácticas agrarias, con implicaciones relevantes sobre la ecología de los agroecosistemas (Stoate *et al.*, 2001; Stoate *et al.*, 2009). El impacto de las prácticas agrícolas intensivas es de largo alcance, afectando a áreas bastante alejadas del lugar de producción (Green *et al.*, 2005), por lo que las repercusiones económicas, ambientales y éticas han de ser tenidas en cuenta (Colman, 1994). Algunas de las últimas medidas adoptadas a nivel comunitario en este sentido se refieren al Reglamento (CE) n.º 1107/2009 y la Directiva 2009/128/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, sobre la comercialización de productos fitosanitarios y el marco de actuación comunitaria para conseguir un uso sostenible de los plaguicidas. En respuesta a esto, en España se ha publicado recientemente el Real Decreto 1311/2012, donde se establece el marco de actuación para conseguir un uso sostenible de los productos fitosanitarios mediante la reducción de los riesgos y los efectos de su uso en la salud

humana y el medio ambiente, y el fomento de la gestión integrada de plagas y los planteamientos o técnicas alternativos.

Este tipo de normativas, tienen una aplicación directa en todo tipo de cultivos, y sus consecuencias inmediatas son mayores en función de la importancia de los mismos. El cultivo del olivo (*Olea europea* L.) está muy extendido por toda la región mediterránea (Loumou & Giourga, 2003) alcanzando su máxima representación en el sur de España, concretamente en las provincias de Jaén, Córdoba y Granada. El olivar en Andalucía, supone la formación vegetal más extensa, forma parte de su identidad y tiene un peso importante en la economía (Duarte *et al.*, 2009), fundamentalmente por la producción del aceite de oliva (Brenés & David, 2006). Andalucía representa el 36 % de la producción mundial.

La vegetación natural y seminatural ha sido eliminada del paisaje andaluz para incrementar el área de cultivo del olivar, por lo que el paisaje original se ha visto disminuido y fragmentado (de Graaff & Eppink, 1999; Parra-López & Calatrava-Requena, 2006; Milgroom *et al.*, 2007), conduciéndonos al empobrecimiento de la artropodofauna en el agroecosistema del olivo (Hadjicharalampous *et al.*, 2002; Guzmán & Alonso, 2004; Ruano *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2007a). A la luz de las políticas agrarias expuestas más arriba y de la incipiente demanda de productos ecológicos, resulta interesante desarrollar mecanismos de actuación y protocolos que faciliten la certificación de las prácticas agrícolas desarrolladas en los diferentes olivares.

La bioindicación, es una herramienta muy útil en este sentido, pues permite evaluar el estado de conservación de un ecosistema a partir de los seres vivos que contiene, puesto que las comunidades se ven afectadas por el gradiente paisajístico (Burel *et al.*, 2004). Para muchos artrópodos, la supervivencia en los agroecosistemas depende de la idoneidad del hábitat, el cual a su vez está fuertemente influenciado por el manejo agrícola, así como por las características del paisaje circundante (Jeanneret *et al.*, 2003). En concreto, la intensificación de la agricultura se ha relacionado con una tendencia negativa en la densidad poblacional de muchas especies que anteriormente eran comunes y generalizadas (Scharlemann *et al.*, 2005) y un descenso de la riqueza de especies (Reidsma *et al.*, 2006; Dorrrough & Scroggie, 2008). Burel *et al.* (1998) sostienen que la intensificación de las prácticas agrícolas no siempre conduce a un descenso en la riqueza de especies, sino en varias respuestas funcionales, de acuerdo con los grupos taxonómicos.

Los artrópodos han sido utilizados tradicionalmente como bioindicadores, generalmente centrándose en un grupo concreto y empleando niveles taxonómicos muy bajos, como el de especie o género. Esto requiere conocimientos taxonómicos elevados y es

sumamente costoso. De hecho, los costes de muestreo e identificación disminuyen notablemente conforme mayor es el nivel taxonómico considerado (Williams & Gaston, 1994). Por otro lado, diversos autores proponen el uso de niveles taxonómicos más altos, como el de orden o familia (Balmford *et al.*, 1996; Biaggini *et al.*, 2007; Cotes *et al.*, 2011), para desarrollar métodos de bioindicación. Sin embargo, los estudios a niveles taxonómicos más profundos son más adecuados para mejorar el conocimiento acerca de los patrones de distribución de los diferentes taxones (Cardoso *et al.*, 2004). Nuestra propuesta para el olivar es utilizar el nivel taxonómico de orden pero adaptando los grupos considerados en función de muestreos previos, según diferentes criterios.

Este trabajo pretende responder a los siguientes objetivos específicos:

- a) Evaluar la utilidad de la artropodofauna del suelo del olivar a altos niveles taxonómicos para discriminar entre los diferentes manejos del mismo. Las diversas prácticas agronómicas tienen una alta repercusión sobre la comunidad de artrópodos por lo que suponemos que sus efectos pueden detectarse incluso a altos niveles taxonómicos, como es el de orden.
- b) Caracterizar distintos parámetros de los muestreos para optimizar el análisis discriminante. Consideramos que la localización de las trampas (suelo bajo copa o entre las calles) condiciona los resultados, así como la época y duración del muestreo.
- c) Determinar qué grupos son importantes para discriminar entre manejos. Asumimos que los órdenes que registran mayores abundancias no son los únicos que se pueden usar para diferenciar los manejos, pues aquellos que se encuentran peor representados también pueden jugar un papel importante en la bioindicación.
- d) Inferir la intensidad de muestreo necesaria para cumplir los objetivos anteriores. Suponemos que un muestreo adecuado concentrado en los meses de mayor actividad de la artropodofauna en el olivar es suficiente para conseguir una representación completa de la artropodofauna del olivar.

4.2. Materiales y métodos

4.2.1. Diseño experimental

Se consideraron 15 estaciones de muestreo pertenecientes a tres tipos de manejo (ECO, CNL y CON), procurando una distancia mínima entre unos y otros de más de 500 m para asegurar la independencia de los datos. Se muestreó tanto el suelo situado bajo copa (en adelante suelo interior), como el suelo de las calles entre olivos (suelo exterior, en adelante) mediante el método de trampas de caída (Morris, 1997). Los muestreos se realizaron cada quince días en el verano de 2007, concretamente entre junio y agosto, por ser la época en la que se observan las mayores diferencias entre manejos (Morris, 1997; Redolfi *et al.*, 1999) y en la que se registra la mayor abundancia de artrópodos (Ruano *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2007a). Durante este periodo se obtuvieron cinco unidades muestrales de cada estación tanto de suelo interior como exterior. Para el suelo interior, se colocó una trampa a la sombra de cada árbol muestreado, a 20 cm de la base del tronco y con orientación norte. En el caso del suelo exterior, se colocaron cuatro trampas a lo largo de la calle adyacente de cada estación, separándolas entre sí 12 m. El diseño y las características de cada estación de muestreo pueden consultarse en el apartado “III. Metodología” de esta tesis doctoral (ver Figura III.4).

Cada muestra metodológica fue procesada en laboratorio separando y clasificando los artrópodos. Se clasificaron todos los adultos y juveniles a nivel de orden, excepto *Euphyllura olivina* Costa (Hemiptera, Psyllidae) y *Prays oleae* (Bern.) (Lepidoptera, Yponomeutidae), que por ser las plagas dominantes han sido consideradas aparte, y la familia Formicidae, que por su excesiva abundancia debido a su carácter social se ha separado del resto de himenópteros. Además, dentro del orden hemípteros se ha separado el suborden heterópteros de los subórdenes Auchenorrhyncha y Sternorrhyncha, a los que se han englobado bajo el nombre de “otros hemípteros”. Finalmente, los ácaros se han considerado al nivel de superorden (Actinotrichida).

4.2.2. Análisis estadísticos.

Estadísticos de resumen

Se ha considerado la abundancia absoluta de artrópodos (N) como el número de individuos registrados en total y en cada manejo. Además, se ha calculado la abundancia relativa de cada taxón ($N_{(\%)}$) como la proporción de individuos de ese grupo respecto del total.

También se calculó para cada manejo el número medio de individuos por estación de muestreo, tanto de suelo interior como exterior, considerando como distintas las muestras tomadas en fechas diferentes, por mediar entre ellas al menos 15 días en todos los casos. Además, se ha calculado la ocurrencia de cada taxón ($O_{(%)}$) como el porcentaje de estaciones en las que se ha registrado al menos un individuo de grupo.

Debido a la no normalidad de los datos a pesar de varias transformaciones, se han empleado las pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis ($K-W$) y de U de Mann-Whitney ($UM-W$) de independencia de muestras para detectar diferencias entre las medianas al nivel de significación del 95 %. Se ha realizado además una prueba de comparaciones por parejas para determinar entre qué valores se producen esas diferencias cuando existen. Los cálculos han sido realizados mediante el programa estadístico R (R Core Team, 2017).

Índices de diversidad

Se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H) y de Simpson ($1-D$) para cada estación de muestreo usando el entorno estadístico de R (R Core Team, 2017), y se hizo la media para cada manejo. También se realizó una prueba de $K-W$ para detectar las diferencias significativas.

Curvas de acumulación

Para cada tipo de manejo se han construido curvas de acumulación de especies, siguiendo la metodología descrita en Jiménez-Valverde y Hortal (2003) tanto en suelo interior como exterior. En este caso las curvas están referidas a órdenes. La familia Formicidae no ha sido considerada por su elevadísimo número de individuos, mientras que *E. olivina* se ha incluido en “otros hemípteros”. A cada curva se le han aplicado los ajustes de Clench y Exponencial Negativo.

Para la construcción de las curvas de acumulación a partir de los datos reales se ha empleado el programa EstimateS (Colwell, 2009); el ajuste de los diferentes modelos se ha realizado con el programa Statistica 7.1 (StatSoft, 2005).

Análisis discriminantes

Se construyeron dos funciones discriminantes para la clasificación de los olivares-estaciones: atendiendo al “tipo de manejo” y considerando el criterio “ecológico/no

ecológico". Se empleó el método de Análisis Discriminante Lineal (LDA, de sus siglas en inglés) (Venables & Ripley, 2002; Ripley, 2008).

Además, se realizaron siete análisis distintos con diferentes criterios para seleccionar los taxones a considerar (Tabla 4.1). En el Anexo 1 se detallan los grupos considerados en cada análisis en particular ver Tabla A-4.1). También se aplicó para cada análisis un método de validación cruzada en el que se deja una muestra fuera para ser clasificada por el resto (método LOO). Utilizando este dato (en el eje de ordenadas) y el porcentaje de acierto de cada discriminante (en el eje de abscisas) se construyeron las gráficas usadas para representar los resultados.

Se llevó a cabo un primer análisis con todas las fechas de muestreo y se observó que la mayoría de los errores se registraban en olivares-estaciones muestreadas en la última fecha (finales de julio-principios de agosto). Por esta razón se decidió repetir los análisis considerando sólo las cuatro primeras fechas (junio y julio). De esta manera en cada gráfica aparecen los resultados obtenidos considerando todas las fechas de muestreo ("5 fechas") junto con los resultados de incluir tan solo las cuatro primeras ("4 fechas") Los cálculos han sido realizados mediante el programa R (R Core Team, 2017).

4.3. Resultados

4.3.1. Estadísticos de resumen

Se recogieron 76.289 especímenes, 49.441 en suelo interior y 26.848 en suelo exterior, siendo la abundancia más elevada la de ECO con 31.632 individuos, seguido de CNL y CON (24.877 y 19.780, respectivamente).

Considerando el *suelo interior*, la mayor abundancia también se registró en ECO (22.408 individuos), seguido de CNL y CON (16.126 y 10.907 individuos respectivamente). Se detectaron diferencias significativas entre ECO y los manejos CNL y CON (Figura 4.1a) respecto a la abundancia media por estación de cada manejo, ($\bar{X}_{ECO} = 243,6 \pm 19,9 SD$; $\bar{X}_{CNL} = 166,2 \pm 14,6 SD$; $\bar{X}_{CON} = 117,3 \pm 16,2 SD$; p -valor = 0,05). Se repitió el análisis sacando la familia Formicidae por su elevado número (Figura 4.1b), no detectándose diferencias respecto a la abundancia entre ECO y CON y sí entre éstos y CNL ($\bar{X}_{ECO} = 80,9 \pm 6,6 SD$; $\bar{X}_{CNL} = 33,0 \pm 3,3 SD$; $\bar{X}_{CON} = 97,4 \pm 15,6 SD$; p -valor = 0,05).

| Criterios de selección | Nº de taxones considerados | | | | |
|------------------------|--|----------|----------------|----------|-------|
| | Suelo interior | | Suelo exterior | | |
| | 5 fechas | 4 fechas | 5 fechas | 4 fechas | |
| Análisis 1 | Todos los grupos | 28 | 28 | 23 | 23 |
| Análisis 2 | Todos los grupos sin Formicidae | 27 | 27 | 22 | 22 |
| Análisis 3 | Grupos que están presentes en todos los manejos | 17 | 17 | 17 | 17 |
| Análisis 4 | Grupos que están presentes en todos los manejos sin Formicidae | 16 | 16 | 16 | 16 |
| Análisis 5 | Grupos con Ocurrencia Total > 50 % | 11 | 11 | 8 | 10 |
| Análisis 6 | Grupos con diferencias en K-W test o U de M-W* | 15/12 | 16/13 | 12/9 | 12/10 |
| Análisis 7 | Grupos considerados por el método de inclusión por pasos | 8/9 | 7/8 | 4/3 | 6/8 |

*Dos números en una misma celda separados por "/" significa que el primer se refiere al número de taxones usado para "tipo de manejo" y el segundo para "ecológico/no ecológico".

Tabla 4.1. Criterios para seleccionar los grupos considerados en cada análisis y número de taxones considerados en cada caso.

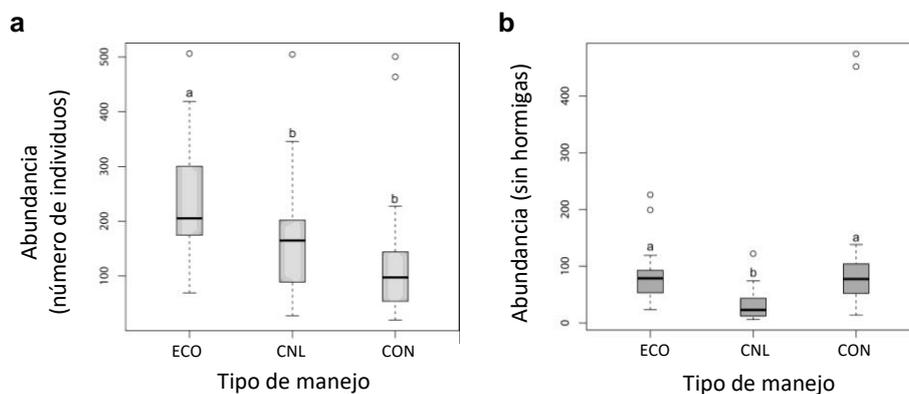


Figura 4.1. Prueba de K-W para la abundancia media de artrópodos total (a) y sin la familia Formicidae (b) por estación de muestreo en función del manejo para el suelo interior. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas, p -valor = 0,05.

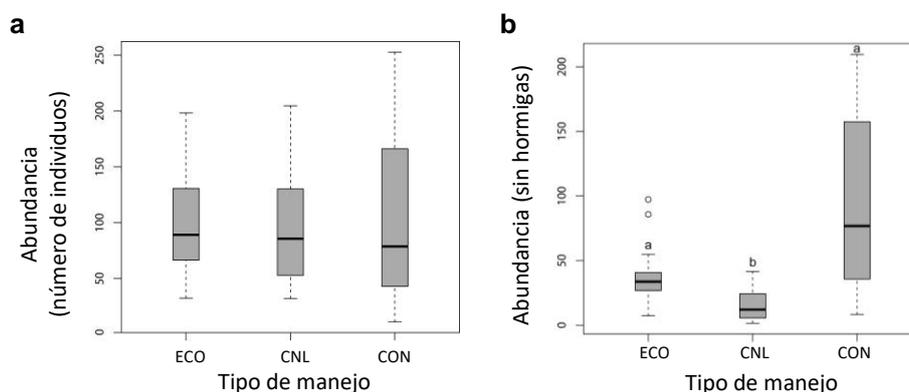


Figura 4.2. Prueba de K-W para la abundancia media de artrópodos total (a) y sin la familia Formicidae (b) por estación de muestreo en función del manejo para el suelo exterior. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas, p -valor = 0,05.

Respecto al *suelo exterior*, ECO también registró la mayor abundancia (9224 individuos), seguido de CON y CNL (8.873 y 8.751 individuos respectivamente). En este caso no se detectaron diferencias significativas entre manejos atendiendo a la abundancia media por estación (Figura 4.2a) ($\bar{X}_{ECO} = 97,1 \pm 8,7 SD$; $\bar{X}_{CNL} = 91,2 \pm 7,0 SD$; $\bar{X}_{CON} = 95,4 \pm 8,3 SD$; p -valor = 0,05). Al sacar la familia Formicidae, (Figura 4.2b), sí se detectaron diferencias entre CNL y el resto ($\bar{X}_{ECO} = 36,1 \pm 3,2 SD$; $\bar{X}_{CNL} = 15,2 \pm 1,5 SD$; $\bar{X}_{CON} = 88,6 \pm 7,9 SD$; p -valor = 0,05).

Respecto a la abundancia relativa ($N_{(\%)}$) (ver Anexo, Tabla A-4.2), la familia Formicidae resultó ser dominante frente al resto de taxones tanto en suelo interior como exterior, representando el 60,2% y 51,0% del total respectivamente. coleópteros resultó ser el segundo grupo en importancia respecto a $N_{(\%)}$, constituyendo el 23,6% de los individuos del suelo interior y el 31,7% del suelo exterior. El resto de taxones en cualquier caso tienen una $N_{(\%)}$ inferior al 6%. Al margen de estos dos grupos, también son importantes los dípteros y “otros hemípteros”, en ambos tipos de suelo, y colémbolos, en suelo exterior.

Por manejos, Formicidae destaca especialmente en ECO y CNL, mientras que coleópteros lo hace en CON, tanto en suelo interior como exterior. Además, para el suelo interior “otros hemípteros” y *E. olivina* son relativamente más importantes en ECO. Respecto al suelo exterior, dípteros tiene una $N_{(\%)}$ muy elevada en CON, superior incluso a la de Formicidae. Tanto en suelo interior como exterior, Formicidae representa más del 80% en CNL.

En términos de ocurrencia ($O_{(\%)}$) (ver Anexo, Tabla A-4.2) coleópteros y Formicidae están presentes en todas las estaciones de muestreo. Otros grupos como arañas, dípteros, heterópteros, “otros hemípteros”, himenópteros y lepidópteros están presentes en un elevado porcentaje de estaciones.

En el suelo interior, también dípteros y “otros hemípteros” se detectaron en todas las estaciones. Además, neurópteros e isópodos registran una $O_{(\%)}$ elevada, en este último caso gracias a su alta presencia en ECO y CNL. Algo similar sucede con embiópteros, ortópteros y *E. olivina*, presentes de manera destacada en ECO.

En el suelo exterior ortópteros y colémbolos registran una $O_{(\%)}$ elevada en ECO e isópodos en CNL.

Se detectaron diferencias significativas respecto a la abundancia media de cada taxón (ver Anexo, Tabla A-4.3), en la mayoría de los grupos típicos de suelo. En la familia Formicidae estas diferencias suceden entre CON y el resto de manejos, siendo significativamente inferior el número registrado en el primero. Además, arañas, colémbolos, heterópteros, “otros

hemiptera”, himenópteros y ortópteros registraron diferencias entre ECO y el resto, siendo significativamente superiores en abundancia media en ECO tanto en suelo interior como exterior. Los isópodos son significativamente más abundantes en CNL y los coleópteros en CON. También se detectaron diferencias significativas en grupos voladores como dípteros, más abundantes en CON que en el resto.

En el suelo interior diplópodos, isópodos, embiópteros, opiliones y *E. olivina*, registraron diferencias al menos entre ECO y CON, siendo las abundancias mayores en el primero.

Así mismo, en el suelo exterior, destaca la ausencia de diferencias significativas en varios grupos que sí registraron diferencias en suelo interior, como es el caso de *E. olivina*, embiópteros, opiliones y tisanópteros. También hay varios órdenes que dejan de registrarse en suelo exterior como diplópodos, isópteros, pseudoscorpiones, rafidiópteros y sifonápteros.

Atendiendo a la clasificación de las estaciones en función de “ecológico/no ecológico” (ver Anexo, Tabla A-4.4), las diferencias entre los principales grupos se mantienen. En todos los grupos donde se registraron diferencias significativas, la abundancia media fue mayor en las estaciones de ecológico, a excepción de coleópteros en suelo exterior, que fue significativamente más elevado en no ecológico. Además, se registran más grupos en el suelo interior y más taxones con diferencias significativas.

Finalmente, al comparar la abundancia media de cada taxón entre suelo interior y exterior para cada manejo (ver Anexo, Tabla A-4.5), se detectaron diferencias significativas para varios grupos. En la mayoría de los casos la abundancia media fue mayor en el suelo interior que en el exterior. La única excepción estadísticamente significativa resultó ser colémbolos en CON, pues, aunque su presencia en suelo exterior fue muy baja, en el suelo interior ni siquiera se registró. En cualquier caso, el suelo interior registró mayor número de grupos en cada manejo que el exterior. Por manejos, ECO es el que más grupos con diferencias significativas obtuvo entre suelo interior y exterior, seguido de CNL y CON.

4.3.2. Índices de diversidad

Se calcularon los índices de diversidad de Shannon y de Simpson para el suelo interior (Figura 4.3) y exterior (Figura 4.4) sin considerar la familia Formicidae, por su elevada dominancia y para evitar la distorsión de los resultados. Se detectaron diferencias significativas para los dos índices, entre CON y el resto de manejos, siendo en éste la diversidad significativamente menor para los dos índices.

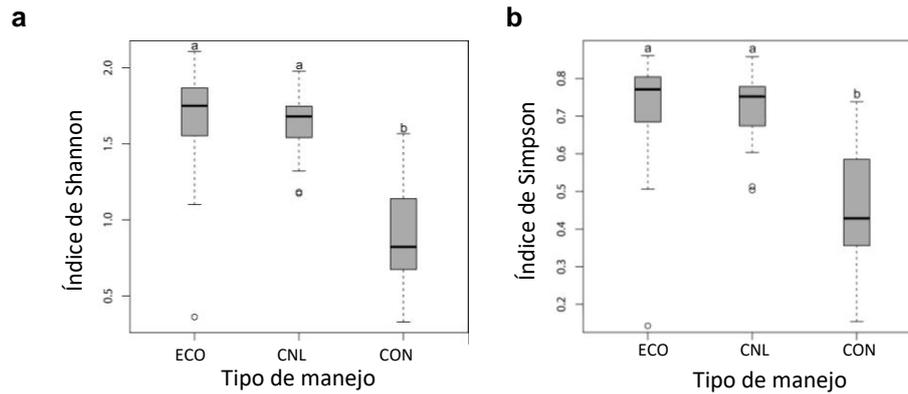


Figura 4.3. Índices de diversidad de Shannon (a) y de Simpson (b) para las muestras de suelo interior, sin considerar la familia Formicidae. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas, p -valor = 0,05.

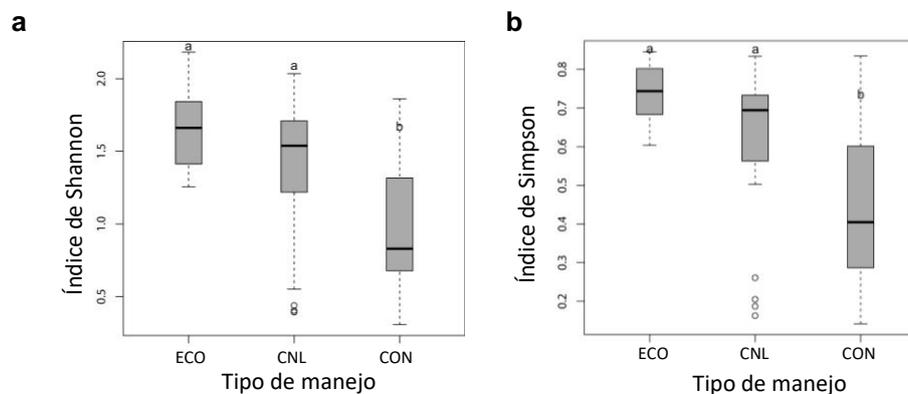


Figura 4.4. Índices de diversidad de Shannon (a) y de Simpson (b) para las muestras de suelo exterior, sin considerar la familia Formicidae. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas, p -valor = 0,05.

4.3.3. Curvas de acumulación

Las curvas de acumulación para los órdenes colectados en suelo interior (Figura 4.5), presentaron valores de R^2 en el ajuste de Clench más elevados que en el Exponencial Negativo para todos los manejos (Tabla 4.2). Por otra parte, la pendiente (m) de todas las curvas de ajuste en el punto que coincide con el número real de muestras es en todo caso inferior a 0,1. Así mismo, el número de muestras en el que la curva alcanza un valor de la pendiente igual a 0,1 ($n_{(m=0,1)}$) es en todo caso inferior al número real de muestras. Respecto a la riqueza observada (S_{obs}) ECO fue el que más grupos registró, con 25 órdenes, seguido de CNL y CON (18 y 16 órdenes respectivamente). El porcentaje de fauna registrada (%FR) es superior en todo caso al 95 %.

En el suelo exterior (Figura 4.6), se obtuvieron resultados muy similares. Todos los parámetros resultaron ir en la misma línea que lo descrito para el suelo interior (Tabla 4.2). El

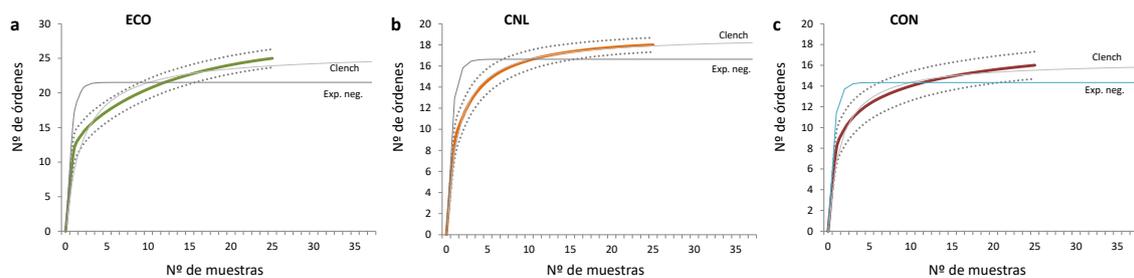


Figura 4.5. Curvas de acumulación de los órdenes colectados en el suelo interior para los diferentes manejos (ECO (a), CNL (b) y CON (c)).

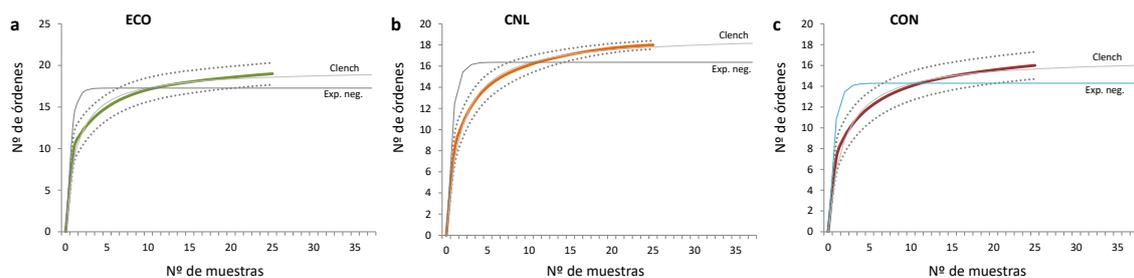


Figura 4.6. Curvas de acumulación de los órdenes colectados en el suelo exterior para los diferentes manejos (ECO (a), CNL (b) y CON (c)).

valor de R^2 en el ajuste de Clench vuelve a ser superior; la pendiente (m) también es muy inferior a 0,1 en el punto donde se alcanza el número real de muestras; y el valor de $n_{(m=0,1)}$ es en todo caso inferior a 20 muestras. Atendiendo a la riqueza ECO fue el que más órdenes registró con 19, seguido de CNL y CON (18 y 16 respectivamente). Los porcentajes de fauna registrada también son en todo caso superiores al 95 %.

4.3.4. Análisis discriminantes

Para representar los resultados se construyó un diseño del análisis en el que se enfrentaron por un lado las categorías “interior” o “exterior” respecto al tipo de suelo, y por otro “tipo de manejo” o “ecológico/no ecológico” sobre la producción. Se obtuvo así un gráfico múltiple de dispersión considerando para cada combinación el porcentaje de acierto de los diferentes discriminantes y el resultado de la validación cruzada asociado a cada uno.

En primer lugar se evaluó la utilidad de los análisis discriminantes para diferenciar entre “tipos de manejo”. Para el suelo interior (Figura 4.7a), considerando todas las fechas de muestreo los análisis 1, 3 y 6 acertaron el 100 % de los casos, si bien, la validación cruzada determinó que el análisis 6 resultó ser más eficiente que el resto, con el 98,7 % de acierto. En cambio, los análisis 4 y 7 son los que registraron el mayor número de errores. Al sacar del análisis la última fecha, los análisis 1, 2, 3 y 4 también acertaron el 100 % de los casos, aunque

| | Suelo Interior | | | | | | Suelo Exterior | | | | | |
|---------------------------------|----------------|-----------|------------|-----------|------------|-----------|----------------|-----------|------------|-----------|------------|-------------|
| | ECO (n=25) | | CNL (n=25) | | CON (n=25) | | ECO (n=25) | | CNL (n=25) | | CON (n=25) | |
| | Clench | Exp. neg. | Clench | Exp. neg. | Clench | Exp. neg. | Clench | Exp. neg. | Clench | Exp. neg. | Clench | Exp. neg. |
| <i>a</i> | 12,7 | 32,6 | 13,9 | 25,1 | 11,4 | 22,6 | 15,2 | 28,4 | 11,7 | 23,5 | 9,4 | 20,4 |
| <i>b</i> | 0,5 | 1,5 | 0,7 | 1,5 | 0,7 | 1,6 | 0,8 | 1,6 | 0,6 | 1,4 | 0,6 | 1,4 |
| <i>m</i> | 0,07 | 0,02 | 0,04 | 0,02 | 0,03 | 0,02 | 0,04 | 0,02 | 0,04 | 0,02 | 0,04 | 0,02 |
| <i>R² (%)</i> | 92,0 | 37,2 | 99,4 | 58,1 | 96,0 | 47,9 | 96,6 | 48,1 | 99,0 | 55,4 | 97,9 | 50,4 |
| <i>Sobs</i> | 25 | 25 | 18 | 18 | 16 | 16 | 19 | 19 | 18 | 18 | 16 | 16 |
| <i>TNO</i> | 25,9 | 21,5 | 18,9 | 16,6 | 16,4 | 14,3 | 19,5 | 17,3 | 19,0 | 16,4 | 16,8 | 14,3 |
| <i>n(m=0,1)</i> | 21 | 4 | 15 | 4 | 14 | 3 | 15 | 3 | 16 | 4 | 16 | 4 |
| <i>%FR</i> | 96,6 | 100 | 95,3 | 100 | 97,4 | 100 | 97,2 | 100 | 95,0 | 100 | 95,4 | 100 |

Tabla 4.2. Parámetros de las curvas de acumulación y estimadores relacionados según los ajustes de Clench y de la Exponencial Negativa para el suelo interior y exterior. Las diferentes abreviaturas están explicadas en el texto.

la validación cruzada no resultó ser tan efectiva (en ningún caso superó el 92,0% de acierto). Los análisis 7, 5 y 6 registraron los valores más bajos de acierto.

Respecto al suelo exterior (Figura 4.7b), teniendo en cuenta todas las fechas de muestreo, el análisis 1 registró los valores más altos de acierto, seguido del 6 y 7. Sin embargo, la validación cruzada obtuvo valores muy bajos, por debajo del 85,0%. Por otra parte, los análisis 5, 4, 3 y 2 registraron valores bajos tanto en el porcentaje de aciertos del discriminante como en la validación cruzada. Eliminando la última fecha, los porcentajes de acierto de todos los análisis mejoraron. En concreto, los análisis 1 y 2 aciertan el 95,0 y 96,7% de casos, respectivamente, aunque el porcentaje de acierto en la validación cruzada siguió siendo relativamente bajo. Por otra parte, los análisis 6, 5 y 4 acertaron el 93,3%, con porcentajes de validación cruzada más elevados (91,7% en el análisis 6).

En segundo lugar se realizaron los análisis discriminantes clasificando las estaciones bajo el criterio “ecológico/no ecológico”. Para el suelo interior (Figura 4.7c), teniendo en cuenta todas las fechas de muestreo, los análisis 7, 1, 4 y 3 acertaron el 100% de los casos, siendo la validación cruzada del análisis 7 del 98,7% de estaciones acertadas. Los análisis 2, 5 y 6 registraron tan solo un error cada uno, obteniendo así un 98,7% de aciertos. Quitando la última fecha, son los análisis 1, 7 y 4 los que aciertan el 100% de los casos, siendo la validación cruzada de los análisis 1 y 7 del 100%. Los análisis 2, 3, 5 y 6 también registraron un error cada uno, por lo que en este caso el porcentaje de aciertos fue del 98,3%.

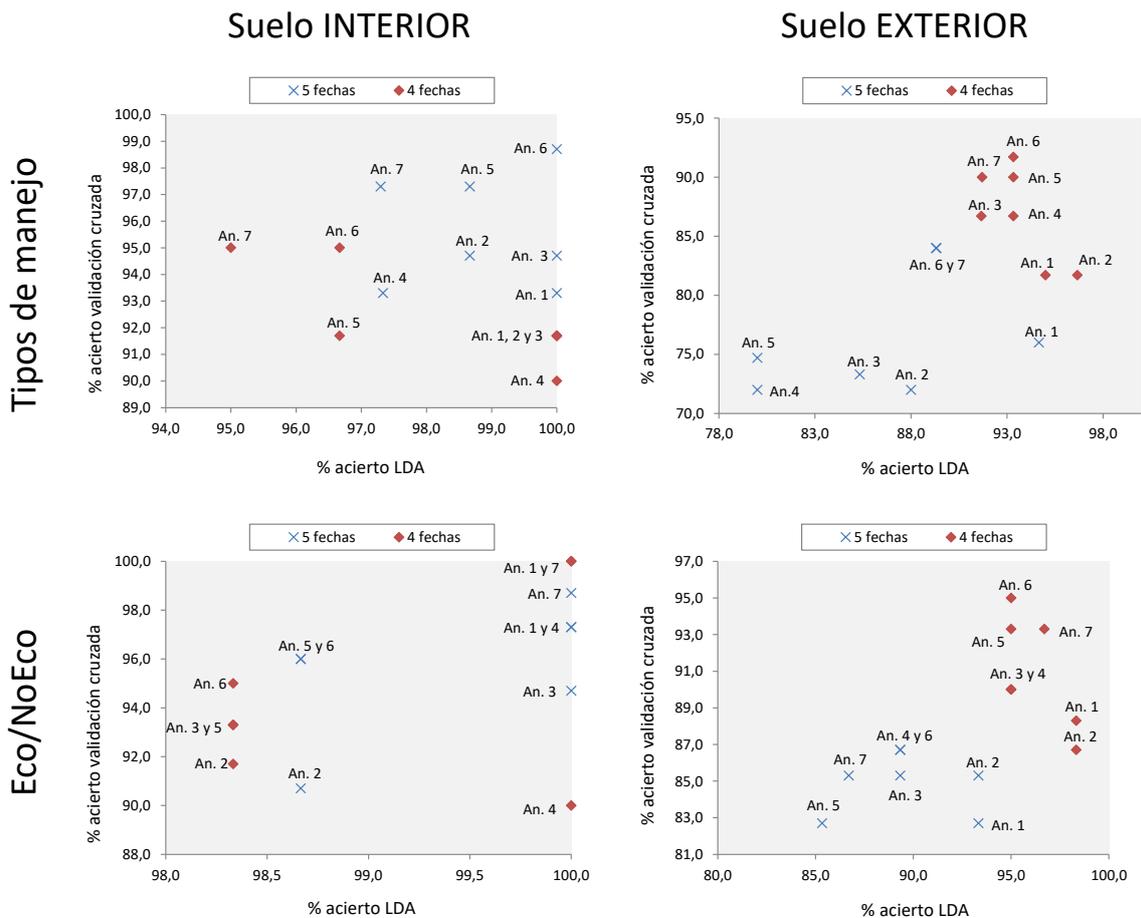


Figura 4.7. Gráfico múltiple de dispersión de los resultados del análisis discriminante enfrentando los criterios “tipo de suelo” (interior y exterior) y los criterios “tipo de manejo” y “ecológico/no ecológico” con los diferentes criterios de clasificación.

Respecto al suelo exterior (Figura 4.7d), contando con todas las muestras, los análisis 2 y 1 registraron los valores más elevados, con el 93,3 % de aciertos. La validación cruzada aun así, resultó ser baja (85,3 y 82,7 %, respectivamente). El resto de análisis obtuvo porcentajes de acierto por debajo del 90 % en todo caso. Por otro lado, quitando la última fecha de muestreo, los análisis 1 y 2 acertaron el 98,3 % de los casos con un porcentaje de acierto en la validación cruzada inferior al 90 %. En cambio, el análisis 7 obtuvo un 96,7 % de acierto con una validación cruzada del 93,3 %. El resto de análisis en cualquier caso acertaron el 95 % de los casos con porcentajes de validación cruzada relativamente altos. En concreto, el análisis 6 obtuvo también un 95 % de acierto en la validación cruzada.

4.4. Discusión

4.4.1. - Comunidad de artrópodos y tipos de manejo

La producción ecológica registró valores de abundancia más altos y mayor riqueza de órdenes que las estaciones de producción convencional (CNL y CON). Varios autores han obtenido resultados similares en olivar, tanto en estudios de suelo (Ruano *et al.*, 2004; Cotes *et al.*, 2010) como de copa (Ruano *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2007b; Cotes *et al.*, 2011). La mayoría de los trabajos encuentran menor abundancia en el cultivo convencional frente al ecológico, lo cual no significa que sea éste el manejo con mayor abundancia. De hecho Ruano *et al.* (2004) detecta una mayor abundancia en manejo integrado frente a ecológico, tanto en suelo como en copa y lo achaca al elevado número de Formicidae y *E. olivina*, respectivamente. Como era de esperar, los índices de Shannon y Simpson confirmaron además que los olivares pertenecientes a CON tienen menor diversidad de artrópodos que los de ECO y CNL.

En nuestro caso, la comunidad de artrópodos está fuertemente dominada por Formicidae (ECO y CNL) y coleópteros (CON). Ambos son taxones típicos del suelo del olivar (Petacchi & Minnocci, 1994; Belcari & Dagnino, 1995; Ruano *et al.*, 2001; Santos *et al.*, 2007a; Gonçalves & Pereira, 2012) y están presentes en todas las muestras recogidas en mayor o menor medida. Santos *et al.* (2007a) obtiene resultados muy similares en suelo de olivares del norte de Portugal, con una abundancia de Formicidae superior al 50 % y de coleópteros de alrededor del 15 %. Llama la atención la reducida presencia de Formicidae en las muestras de CON. El arado sistemático del terreno afecta a este grupo dificultando el establecimiento de hormigueros y reduciendo su abundancia (Redolfi *et al.*, 2004). Las hormigas juegan un papel muy importante en los agroecosistemas. En el olivar se han descrito como depredadoras de *P. olea*, una de las plagas más dañinas del olivo (Morris *et al.*, 1998). Los colémbolos son otro de los grupos que acusa fuertemente el arado del suelo por la alteración de las capas superiores (Dittmer & Schrader, 2000). De hecho en CON apenas se registra, siendo además su número significativamente más elevado en ECO que en CNL. Los colémbolos se han empleado como bioindicadores de la calidad del suelo por su elevada sensibilidad al deterioro físico del mismo y a los agroquímicos (Prasse, 1985; Hopkin, 1997; Bedano *et al.*, 2006). Factores como la humedad del suelo y la disponibilidad de alimento también pueden afectar a este grupo (Rebek *et al.*, 2002), de ahí que se vea disminuido tanto en CON, donde se produjo arado sistemático del suelo, como en CNL, donde no se tomaron medidas específicas para el enriquecimiento del suelo.

Por otro lado, no todos los grupos respondieron de igual manera al tipo de manejo, encontrándose así taxones que fueron favorecidos por las prácticas ecológicas y otros que no. Por ejemplo, la mayoría de los grupos presentan su mayor ocurrencia en ECO, si bien, isópodos, dermápteros, embiópteros, tisanópteros y litobiomorfos tienen valores de ocurrencia mayores en CNL que en el resto. Por otra parte, Psocoptera solo está presente en CON. Cotes *et al.* (2010) describen una situación similar con familias de coleópteros y Santos *et al.* (2007b) encuentran varios órdenes en copa que se ven más afectados que otros por el empleo de insecticidas convencionales. En nuestro caso, la mayoría de las diferencias significativas entre manejos respecto a grupos concretos se encontraron al menos entre ECO y CON. El manejo CNL presentó características mixtas de uno y otro manejo respecto a la artropodofauna, representando en cierto modo una situación intermedia entre ambos.

Estos resultados están de acuerdo con la idea de que los agroecosistemas con prácticas agronómicas más intensas en el suelo sufren por lo general un empobrecimiento de su artropodofauna (Blumberg & Crossley, 1983; Baguette & Hance, 1997; Schrader & Lingnau, 1997; Krooss & Schaefer, 1998; Holland & Luff, 2000; Stoate *et al.*, 2001). Bengtsson *et al.* (2005) realiza una revisión acerca del manejo ecológico y cómo afecta a diferentes organismos a nivel de riqueza de especies y de abundancia, mediante la aplicación de un meta-análisis a los estudios publicados antes de 2003. Sus resultados muestran que, en general, el cultivo ecológico presenta una mayor riqueza de especies que el convencional y que respecto a la abundancia, los organismos presentan respuestas diferentes. En concreto, para los insectos, Bengtsson *et al.* (2005) encuentran que los depredadores se ven afectados negativamente por el manejo convencional, mientras que los grupos no depredadores y las plagas, no. Además, la fauna del suelo, se ve favorecida por el cultivo ecológico gracias a la mayor cantidad de materia orgánica disponible.

4.4.2. - Comparación entre suelo interior y exterior

La abundancia media del suelo interior fue superior a la del suelo exterior para casi todos los grupos, al menos en aquellos taxones que presentaron diferencias significativas. Los colémbolos en CON suponen la excepción, ya que en suelo interior no se registra, por lo que es significativamente superior en el suelo exterior, a pesar de tener una abundancia muy baja. Grupos como Formicidae y neurópteros resultaron ser significativamente más abundantes en suelo interior para todos los manejos. La presencia abundante de plagas, en la copa podría favorecer que este tipo de grupos, descritos como depredadores de plagas del olivo, cayeran con más facilidad en las trampas de caída situadas bajo copa. De hecho, *E. olivina* también resultó

ser más abundante en las trampas de suelo interior, con diferencias significativas en ECO y CON. Otros taxones sólo registraron diferencias significativas en alguno de los manejos, si bien en casi todos los casos siguieron siendo más abundantes en el suelo interior que en el exterior.

En cualquier caso, el suelo interior resultó ser más rico que el exterior, registrando para cada manejo mayor número de taxones. De hecho, varios grupos aparecieron en exclusividad en el suelo interior, siendo la mayoría taxones relativamente raros en el olivar, con escasa presencia en las muestras.

Llama la atención la elevada importancia relativa de “otros hemíptera”, dípteros y *E. olivina*, para la mayoría de los manejos, especialmente en el suelo interior, a pesar de no ser taxones típicos de suelo. Su presencia está justificada por su elevada abundancia en la copa del olivo donde sí suelen ser dominantes (Ruano *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2007b; Ruíz-Torres, 2009; Cotes *et al.*, 2011). Por este motivo, no es de extrañar que aparezcan con frecuencia en las trampas de caída situadas bajo copa y sean más raros en el resto.

Por otra parte, en el suelo interior se contaron más taxones con diferencias significativas, si bien es cierto que la riqueza de órdenes fue superior. En este sentido, proporcionalmente no resultó ser una ventaja evidente el muestreo en suelo interior. Sin embargo, al tratar de diferenciar entre manejo ecológico y no ecológico, en el suelo interior realmente sí que se registraron más grupos en los que se obtuvieron diferencias significativas.

Los resultados por lo tanto, nos indican que el muestreo en suelo interior parece aportar más información que en el suelo exterior, ya que al mayor número de grupos hay que añadir que las diferencias entre manejos son más evidentes.

4.4.3. - Intensidad del esfuerzo de muestreo

Las curvas de acumulación demostraron que el esfuerzo de muestreo elegido en este trabajo fue suficiente. Frente a la necesidad de adquirir un inventario de la artropodofauna lo más completo posible, los resultados indicaron que, en cualquier caso, se obtuvieron valores muy altos de fauna registrada, superiores al 95 %. Por lo tanto, la dificultad para obtener algún registro nuevo aumentando el esfuerzo de muestreo es muy elevada. Además, el número de unidades muestrales necesario para que el inventario se considere completo es en todo caso inferior al número escogido en este trabajo.

Respecto a los ajustes aplicados a las curvas, el de Clench resultó ser el mejor. De hecho se recomienda para grupos en los cuales la probabilidad de agregar una especie aumente con el esfuerzo de muestreo en campo (Soberon & Llorente, 1993). Este modelo

supone que la probabilidad de agregar especies a la lista decrece con el número de especies ya registradas, pero incrementa con el esfuerzo de muestreo (Moreno & Halffter, 2000).

4.4.4. - Análisis discriminantes

Los análisis discriminantes obtuvieron porcentajes de clasificación relativamente altos en casi todos los casos. En concreto, los análisis realizados para discriminar entre ecológico y no ecológico en el suelo interior, registraron el menor número de errores en todas las categorías. Varios análisis acertaron el 100 % de los casos, con porcentajes superiores al 95 % de acierto en la validación cruzada. Así mismo, los análisis realizados bajo el criterio “tipo de manejo” obtuvieron mayor número de aciertos en el suelo interior respecto al exterior. Por lo tanto, en el suelo interior se produjeron en general menos errores de clasificación.

En el suelo exterior los porcentajes de acierto mejoraron en todos los casos cuando se consideraron tan sólo las cuatro primeras fechas de muestreo. Esto nos indica que conforme avanza el verano y la cubierta vegetal se va secando, las características del suelo exterior de los distintos olivares se van homogeneizando, tendiendo cada vez más a albergar una artropodofauna más parecida. De ahí que al considerar la última fecha de muestreo se encuentre más dificultad para clasificar correctamente las estaciones. Por este motivo recomendamos realizar estudios de este tipo durante los últimos meses de la primavera y los primeros del verano, evitando en todo caso las semanas centrales del verano, con elevada temperatura y baja humedad relativa.

En el suelo interior, por otra parte, parecen persistir durante más tiempo las características propias de la artropodofauna asociada a cada manejo. De hecho, el suelo bajo copa no está tan condicionado por la presencia o no de una cubierta vegetal rica y variada, y en cambio, sí se ve afectado por la comunidad de artrópodos presente la copa. En este sentido, para el suelo interior resulta más interesante considerar todas las muestras puesto que la mayoría de los análisis mejoran cuando se consideran las 5 fechas de muestreo frente a los análisis con tan solo 4 fechas.

También es interesante comparar los resultados entre los análisis 1-2 y 3-4, ya que en cada caso se diferencian exclusivamente en si considera (1 y 3) o no (2 y 4) la familia Formicidae. Dada la elevada dominancia de este grupo en las muestras, cabría esperar un papel más relevante de las hormigas en la clasificación de las distintas estaciones. No obstante, en la mayoría de los casos no se produjeron mejoras sustanciales en el acierto al considerar las hormigas. Incluso algunos resultados mejoraron al quitarlas.

Sin embargo, los análisis 6 y 7, que en la mayoría de los casos incluyeron algunos grupos que a priori gozaban de una importancia relativamente baja, resultaron tener porcentajes de acierto muy elevados en la mayoría de los discriminantes. El análisis 7 por lo general utiliza menos grupos que el 6 y, en la búsqueda de un compromiso eficiente entre número de taxones considerados y porcentaje de acierto, podría recomendarse el empleo del 7 frente al 6. Sin embargo, el análisis 6 parece mostrarse más estable en los diferentes discriminantes. Por otra parte, el análisis 5, que considera los grupos con mayor presencia en las muestras, en casi todos los casos obtiene los mismos resultados que el 6, cuando no se ve superado. En este caso, es preferible el empleo del análisis 6 pues sostiene un criterio bastante más objetivo que el 5, aunque éste emplee menos grupos.

De esta manera, podemos recomendar el muestreo al menos del suelo interior y considerar aquellos taxones que presenten diferencias estadísticamente significativas entre las categorías de clasificación (análisis 6). La mayor ventaja de este método radica en que no utiliza taxones concretos, que podrían ser eventualmente escasos y requieren de conocimientos taxonómicos elevados, sino que se adapta a cada situación y a los manejos que se consideren en cada estudio. Por otra parte, la artrópodo fauna a nivel de orden en el olivar es relativamente sencilla y simple, por lo que se puede identificar con facilidad. En este sentido, las ventajas de este método se incrementan en un contexto de recursos económicos limitados.

En la práctica, los resultados de este estudio son de gran interés en el campo de la bioindicación puesto que se propone un método sencillo y sistemático para discriminar especialmente entre el manejo ecológico y no ecológico. El criterio para escoger los taxones a considerar permite una gran adaptabilidad del método a los diferentes agroecosistemas, evitando así depender de un conjunto limitado de grupos que puede ser más o menos importante en cada lugar concreto. Además, la metodología propuesta no requiere de personal con una alta cualificación ni conocimientos profundos de taxonomía, que retrasaría los plazos del proceso de discriminación. Por otra parte, se desarrolla en una época en la que no se realizan apenas labores en el campo, por lo que no interfiere con el trabajo del agricultor, y se centra en unas pocas semanas, por lo que permite recopilar en poco tiempo y con un bajo esfuerzo de muestreo la información necesaria.

Aun así, consideramos que son necesarios más estudios pues los resultados también sugieren que factores como la edad de los árboles, la diversidad de la cubierta vegetal o el arado del suelo, podrían afectar de manera determinante a la comunidad de artrópodos, independientemente del manejo que se siga y del empleo de agroquímicos.

4.5. CONCLUSIONES

- En las condiciones de estudio se confirma que el olivar con manejo ecológico presenta una artropodofauna edáfica más diversa, rica y abundante que los olivares convencional de no laboreo y convencional estricto.
- El estudio de la comunidad de artrópodos del suelo del olivar a nivel de orden es una herramienta útil para discriminar entre manejos, especialmente entre ecológico y no ecológico.
- La artropodofauna del suelo interior es más eficiente que la del suelo exterior de cara a discriminar entre manejos. Además, el muestreo en suelo exterior pierde eficacia conforme avanza el verano, por lo que el suelo interior permite recoger datos durante más tiempo, aumentando así la cantidad de información y mejorando la capacidad de acierto del análisis discriminante.
- Se recomienda el empleo de aquellos grupos que presenten diferencias significativas entre manejos, independientemente de su abundancia relativa y ocurrencia. Este criterio de selección de grupos mejora en algunos casos los resultados del método de inclusión por pasos propuesto por los programas estadísticos y se adapta mejor a la comunidad de artrópodos propia de cada lugar.
- La intensidad de muestreo es adecuada para conseguir una representación estadísticamente significativa de la comunidad de artrópodos que permita alcanzar los objetivos anteriores.
- El modelo de Clench se recomienda frente al exponencial negativo para ajustar las curvas de acumulación obtenidas en este tipo de trabajos con artropodofauna del olivar.

REFERENCIAS

- Aebischer, N. J. 1991. «Twenty years of monitoring invertebrates and weeds in cereal fields in Sussex». *The ecology of temperate cereal fields* 1:305-331.
- Altieri, M. Á. 1999. «The ecological role of biodiversity in agroecosystems». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74(1-3):19-31.
- Andrén, H. 1994. «Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review». *Oikos* 17:355-366.
- Baguette, M. & Hance, T. 1997. «Carabid beetles and agricultural practices: influence of soil ploughing». *Biological Agriculture & Horticulture*, 15:185-190.
- Balmford, A., Green, M. J. B. & Murray, M. G. 1996. «Using higher-taxon richness as a surrogate for species richness: I. Regional tests». *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 263:1267-1274.
- Bedano, J. C., Cantú, M. P. & Doucet, M. E. 2006. «Soil springtails (Hexapoda: Collembola), symphylans and pauropods (Arthropoda: Myriapoda) under different management systems in agroecosystems of the subhumid Pampa (Argentina) ». *European Journal of Soil Biology*, 42:107-119.
- Belcari, A. & Dagnino, A. 1995. «Preliminary study of the insects caught by a "malaise" trap in an olive grove in northern Tuscany». *Agr. Mediterranea*, 125:184-192.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A. C. 2005. «The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis». *Journal of Applied Ecology* 42(2):261-269.
- Bennett, A. F., Radford, J. Q. & Haslem, A. 2006. «Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments ». *Biological Conservation*, 133:250-264.
- Biaggini, M., Consorti, R., Dapporto, L., Dellacasa, M., Paggetti, E. & Corti, C. 2007. «The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of arthropod diversity in agricultural landscapes». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122(2):183-191.
- Blumberg, A. Y. & Crossley, D. A. J. 1983. «Comparison of soil surface arthropod populations in conventional tillage, no-tillage and old field systems ». *Agro-Ecosystems* 8:247-253.
- Brenés, G. & David, M. 2006. «El olivar en Andalucía y el sistema de protección de la Unión Europea. Problemas del Desarrollo», 37:154-176.

- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Coeur, D., Dubs, F., Morvan, N., Paillat, G. & Petit, S. 1998. «Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica*, 19:47-60.
- Burel, F., Butet, A., Delettre, Y. R. & Millán de La Peña, N. 2004. «Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. *landscape and urban planning*, 67:195-204.
- Cardoso, P., Silva, I., De Oliveira, N. G. & Serrano, A. R. M. 2004. «Indicator taxa of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation». *Biological Conservation* 120(4):517-524.
- Colman, D. 1994. «Ethics and externalities: agricultural stewardship and other behaviour: presidential address». *Journal of Agricultural Economics* 45:299-311.
- Colwell, R. K. 2009. «EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, versión 8.2.0
- Cotes, B., Campos, M., Pascual, F., García, P. A. & Ruano, F. 2010. «Comparing taxonomic levels of epigeal insects under different farming systems in Andalusian olive agroecosystems». *Applied Soil Ecology* 44(3):228-236.
- Cotes, B., Campos, M., García, P. A., Pascual, F. & Ruano, F. 2011. «Testing the suitability of insect orders as indicators for olive farming systems». *Agricultural and Forest Entomology* 13(4):357-364.
- de Graaff, J. & Eppink, L. 1999. «Olive oil production and soil conservation in southern Spain, in relation to EU subsidy policies. *Land use policy*, 16:259-267.
- Dittmer, S. & Schrader, S. 2000. «Longterm effects of soil compaction and tillage on Collembola and straw decomposition in arable soil». *Pedobiologia*, 44:527-538.
- Dorrough, J. & Scroggie, M. P. 2008. «Plant responses to agricultural intensification». *Journal of Applied Ecology*, 45:1274-1283.
- Duarte, J., Campos, M., Guzmán, J. R., Beaufoy, G., Aguilar, F., Cotes, B., Benítez, E., Vargas, J. M. & Muñoz-Cobo, J. 2009. «Olivar y biodiversidad». En *Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía*. Sevilla. España: Junta de Andalucía.
- Gonçalves, M. F. & Pereira, J. A. 2012. «Abundance and diversity of soil arthropods in the olive grove ecosystem». *Journal of Insect Science* 12(20):1-14.
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W. & Balmford, A. 2005. «Farming and the fate of wild nature». *Science*, 307:550-555.
- Guzmán, G. & Alonso, A. M. 2004b. Manejo del suelo en el olivar ecológico». En *Manual de olivicultura ecológica*. Córdoba, España: ISEC Universidad de Córdoba.

- Hadjicharalampous, E., Kalburtji, K. L. & Mamolos, A. P. 2002. «Soil arthropods (Coleoptera, Isopoda) in organic and conventional agroecosystems». *Environmental Management*, 29:683-690.
- Holland, J. M. & Luff, M. L. 2000. «The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems». *Integrated Pest Management Reviews*, 5:109-129.
- Hopkin, S. P. 1997. *Biology of springtails (Insecta: Collembola)*. Oxford, Reino Unido: Oxford University Press.
- Jeanneret, P., Schüpbach, B., Pfiffner, L. & Walter, T. 2003. «Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes». *Landscape ecology*, 18:253-263.
- Jiménez-Valverde, A. & Hortal, J. 2003. «Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos». *Revista Ibérica de Aracnología* 8:151-161.
- Krooss, S. & Schaefer, M. 1998. «The effect of different farming systems on epigeic arthropods: a five-year study on the rove beetle fauna (Coleoptera: Staphylinidae) of winter wheat». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 69:121-133.
- Loumou, A. & Giourga, C. 2003. «Olive groves: "The life and identity of the Mediterranean"». *Agriculture and Human Values* 20:87-95.
- Maffi, L. 2001. *On biocultural diversity: Linking language, knowledge, and the environment*. Washington, DC, EE. UU : Smithsonian Institution Press.
- Milgroom, J., Soriano, M. A., Garrido, J. M., Gómez, J. A. & Fereres, E. 2007. «The influence of a shift from conventional to organic olive farming on soil management and erosion risk in southern Spain». *Renewable Agriculture and Food Systems* 22:1-10.
- Moreno, C. E. & Halffter, G. 2000. «Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves». *Journal of Applied Ecology* 37(1):149-158.
- Morris, T. I. 1997. «Interrelaciones entre olivos, plagas y depredadores». Universidad de Granada. Tesis doctoral.
- Morris, T. I., Symondson, W. O. C., Kidd, N. A. C., Jarvis, M. A. & Campos, M. 1998. «Are ants significant predators of the olive moth, *Prays oleae*?» *Crop Protection* 17:365-366.
- Musacchio, L. R. 2011. «The world's matrix of vegetation: Hunting the hidden dimension of landscape sustainability». *Landscape and Urban Planning* 100:356-360.
- Nentwig, W. 2003. «Management of biodiversity in agroecosystems». *Basic and Applied Ecology* 4:105-106.

- Paoletti, M. G. 1999. «Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74:1-18.
- Parra-López, C. & Calatrava-Requena, J. 2006. «Comparison of farming techniques actually implemented and their rationality in organic and conventional olive groves in Andalusia, Spain». *Biological Agriculture & Horticulture* 24:35-59.
- Petacchi, R. & Minnocci, A. 1994. «Impact of different *Bactrocera oleae* (Gmel.) control strategies on olive-grove entomofauna». *Acta Horticulturae* 356:399-402.
- Pfiffner, L. & Luka, H. 2003. «Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders: a paired farm approach». *Basic and Applied Ecology* 4:117-127.
- Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., Tran, Q., Saltman, T. & Cliff, B. 1997. «Economic and environmental benefits of biodiversity». *BioScience* 47:747-757.
- Prasse, I. 1985. «Indications of structural changes in the communities of microarthropods of the soil in an agro-ecosystem after applying herbicides». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 13:205-215.
- R Core Team. 2017. «R: A language and environment for statistical computing». R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Rebek, E. J., Hogg, D. B. & Young, D. K. 2002. «Effect of four cropping systems on the abundance and diversity of epedaphic springtails (Hexapoda: Parainsecta: Collembola) in southern Wisconsin». *Environmental Entomology* 31:37-46.
- Redolfi, I., Tinaut, A., Pascual, F. & Campos, M. 1999. «Qualitative aspects of myrmecocanosis (Hym., Formicidae) in olive orchards with different agricultural management in Spain». *Journal of Applied Entomology* 123:621-627.
- Redolfi, I., Tinaut, A., Pascual, F. & Campos, M. 2004. «Nest density of the ant assemblage (Formicidae) in three olive orchards under different agricultural management in Granada, Spain». *Ecología Aplicada*, 3:73-81.
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M. & Alkemade, R. 2006. «Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114:86-102.
- Ripley, B. D. 2008. *Pattern recognition and neural networks*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Ruano, F., Lozano, C., García, P. A., Peña, A., Tinaut, A., Pascual, F. & Campos, M. 2004. «Use of arthropods for the evaluation of the olive-orchard management regimes». *Agricultural and Forest Entomology* 6(2):111-120.

- Ruano, F., Lozano, C., Tinaut, A., Peña, A., Pascual, F., García, P. & Campos, M. 2001. «Impact of pesticides on beneficial arthropod fauna of olive groves». *Pesticides and Beneficial Organisms IOBC/wprs Bulletin* 24(4):113-120.
- Ruiz-Torres, M. 2009. «Estudio de la comunidad de artrópodos de olivares de la provincia de Jaén». Universidad de Jaén. Tesis doctoral.
- Santos, S. A. P., Cabanas, J. E. & Pereira, J. A. 2007a. «Abundance and diversity of soil arthropods in olive grove ecosystem (Portugal): Effect of pitfall trap type». *European Journal of Soil Biology* 43(2):77-83.
- Santos, S. A. P., Pereira, J. A., Torres, L. M. & Nogueira, A. J. A. 2007b. «Evaluation of the effects, on canopy arthropods, of two agricultural management systems to control pests in olive groves from north-east of Portugal.» *Chemosphere* 67(1):131-139.
- Scharlemann, J. P. W., Balmford, A. & Green, R. E. 2005. «The level of threat to restricted-range bird species can be predicted from mapped data on land use and human population». *Biological Conservation* 123:317-326.
- Schrader, S. & Lingnau, M. 1997. «Influence of soil tillage and soil compaction on microarthropods in agricultural land». *Pedobiologia*, 41:202-209.
- Soberón, J. L. & Llorente, J. 1993. «The use of species accumulation functions for the prediction of species richness». *Conservation Biology* 7(3):480-488.
- StatSoft. 2005. «STATISTICA (data analysis software system)». Versión 7.1 13. <http://statistica.io>.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G. R., Rakosy, L. & Ramwell, C. 2009. «Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review». *Journal of Environmental Management*, 91:22-46.
- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., de Snoo, G. R. & Eden, P. 2001. «Ecological impacts of arable intensification in Europe». *Journal of Environmental Management* 63:337-365.
- Venables, W. N. & Ripley, B. D. 2002. *Modern applied statistics with S*. Berlín, Alemania: Springer.
- Wilcove, D. S., McLellan, C. H. & Dobson, A. P. 1986. «Habitat fragmentation in the temperate zone». En *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland, MA, Sinauer Associates Inc.
- Williams, P. H. & Gaston, K. J. 1994. «Measuring more of biodiversity: Can higher-taxon richness predict wholesale species richness?» *Biological Conservation* 67(3):211-217.

ANEXO

| Análisis | SUELO INTERIOR | | | | | | | | | | | | | | SUELO EXTERIOR | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------|----------------|-----|-----|-----|---|---|---|---|-----|-----|-----|-----|---|---|----------------|-----|-----|-----|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | | | | | | |
| | 5/4 | 5/4 | 5/4 | 5/4 | 5 | 5 | 4 | 5 | 5/4 | 5/4 | 5/4 | 5/4 | 5 | 5 | 5/4 | 5/4 | 5/4 | 5/4 | 5 | 5 | 5 | 4 | | | | | |
| Nº de fechas | 5/4 | 5/4 | 5/4 | 5/4 | 5 | 5 | 4 | 5 | 5/4 | 5/4 | 5/4 | 5/4 | 5 | 5 | 5/4 | 5/4 | 5/4 | 5/4 | 5 | 5 | 5 | 4 | | | | | |
| Clasificación ¹ | ◇ | ◇ | ◇ | ◇ | ◇ | ● | □ | ● | □ | □ | □ | □ | □ | ● | ◇ | ◇ | ◇ | ◇ | ◇ | □ | ● | □ | ● | □ | ● | □ | ● |
| <i>Actinotrichida</i> | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| ARANEI | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| COLEOPTERA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| COLLEMBOLA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| DERMAPTERA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| DIPLOPODA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| DIPTERA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| DYCTIOPTERA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| EMBLIOPTERA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| HEMIPTERA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| - <i>E. olivina</i> | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| - Heteroptera | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| - Homoptera | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| HYMENOPTERA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| - <i>Formicidae</i> | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| - Hymenoptera | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| ISOPODA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| ISOPTERA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| LEPIDOPTERA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| LITHOBOMORPHA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| NEUROPTERA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| OPILIONIDA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| ORTHOPTERA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| PSEUDOSCORPIONIDA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| PSOCOPTERA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| RHAPHIDIOPTERA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| SCOLOPENDROMORPHA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| SIPHONAPTERA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| SOLIFUGAE | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| THYSANOPTERA | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |

¹Clasificación: □ = management type; ● = Eco/NoEco; ◇ = both.0

Tabla A-4.1. Grupos considerados en cada uno de los análisis.

| | Suelo interior | | | | | | | | | | Suelo exterior | | | | | | | | | |
|------------------------------------|----------------|-------|------------|-------|------------|-------|--------------|-------|------------|-------|----------------|-------|------------|-------|--------------|-------|--|--|--|--|
| | ECO (n=25) | | CNL (n=25) | | CON (n=25) | | TOTAL (n=25) | | ECO (n=25) | | CNL (n=25) | | CON (n=25) | | TOTAL (n=25) | | | | | |
| | N (%) | O (%) | N (%) | O (%) | N (%) | O (%) | N (%) | O (%) | N (%) | O (%) | N (%) | O (%) | N (%) | O (%) | N (%) | O (%) | | | | |
| <i>Actinotrichida</i> ¹ | 0,0 | 16,0 | 0,9 | 40,0 | 0,1 | 24,0 | 0,3 | 26,7 | 0,2 | 36,0 | 0,3 | 36,0 | 0,1 | 24,0 | 0,2 | 32,0 | | | | |
| ARANEI | 1,5 | 100 | 1,1 | 100 | 0,8 | 88,0 | 1,2 | 96,0 | 3,7 | 100 | 1,5 | 100 | 0,7 | 88,0 | 2,0 | 96,0 | | | | |
| COLEOPTERA | 14,1 | 100 | 8,8 | 100 | 65,2 | 100 | 23,6 | 100 | 12,3 | 100 | 5,9 | 100 | 77,3 | 100 | 31,7 | 100 | | | | |
| COLLEMBOLA | 1,6 | 68,0 | 0,7 | 28,0 | - | - | 1,0 | 32,0 | 7,6 | 72,0 | 3,1 | 32,0 | 0,1 | 20,0 | 3,6 | 41,3 | | | | |
| DERMAPTERA | 0,0 | 8,0 | 0,0 | 12,0 | 0,0 | 12,0 | 0,0 | 10,7 | - | - | 0,0 | 4,0 | - | - | 0,0 | 1,3 | | | | |
| DIPLOPODA | 0,0 | 12,0 | - | - | - | - | 0,0 | 4,0 | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | |
| DIPTERA | 3,5 | 100 | 2,5 | 100 | 12,4 | 100 | 5,1 | 100 | 4,1 | 100 | 2,1 | 96,0 | 10,9 | 100 | 5,7 | 98,7 | | | | |
| DYCTIOPTERA | 0,0 | 16,0 | 0,0 | 4,0 | 0,1 | 24,0 | 0,0 | 14,7 | 0,0 | 8,0 | 0,0 | 8,0 | 0,0 | 12,0 | 0,0 | 9,3 | | | | |
| EMBIOPTERA | 0,2 | 60,0 | 0,3 | 48,0 | 0,1 | 12,0 | 0,2 | 40,0 | 0,1 | 28,0 | 0,1 | 36,0 | 0,1 | 16,0 | 0,1 | 26,7 | | | | |
| HEMIPTERA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| - <i>E. olivina</i> | 2,6 | 84,0 | 0,1 | 16,0 | 0,1 | 36,0 | 1,2 | 45,3 | 0,2 | 28,0 | 0,1 | 16,0 | 0,0 | 8,0 | 0,1 | 17,3 | | | | |
| - Heteroptera | 1,2 | 100 | 0,2 | 52,0 | 0,3 | 44,0 | 0,6 | 65,3 | 1,5 | 92,0 | 0,5 | 52,0 | 0,3 | 48,0 | 0,8 | 64,0 | | | | |
| - "Otros Hemiptera" | 6,3 | 100 | 2,5 | 100 | 1,7 | 100 | 4,1 | 100 | 3,6 | 100 | 1,4 | 84,0 | 0,9 | 92,0 | 2,0 | 92,0 | | | | |
| HYMENOPTERA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| - <i>Formicidae</i> | 66,8 | 100 | 80,2 | 100 | 17,0 | 100 | 60,2 | 100 | 62,8 | 100 | 83,0 | 100 | 7,1 | 100 | 51,0 | 100 | | | | |
| - Hymenoptera | 1,1 | 100 | 1,0 | 96,0 | 1,2 | 92,0 | 1,1 | 96,0 | 2,2 | 100 | 1,0 | 96,0 | 1,9 | 100 | 51,0 | 100 | | | | |
| ISOPODA | 0,2 | 72,0 | 0,9 | 92,0 | 0,0 | 8,0 | 0,4 | 57,3 | 0,1 | 20,0 | 0,4 | 52,0 | - | - | 0,1 | 24,0 | | | | |
| ISOPTERA | 0,0 | 4,0 | - | - | - | - | 0,0 | 1,3 | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | |
| LEPIDOPTERA | 0,3 | 88,0 | 0,3 | 60,0 | 0,6 | 76,0 | 0,4 | 74,7 | 0,5 | 80,0 | 0,1 | 40,0 | 0,3 | 60,0 | 0,3 | 60,0 | | | | |
| LITHOBOMORPHA | 0,0 | 4,0 | 0,0 | 12,0 | - | - | 0,0 | 5,3 | 0,0 | 4,0 | 0,0 | 8,0 | - | - | 0,0 | 4,0 | | | | |
| NEUROPTERA | 0,2 | 68,0 | 0,2 | 44,0 | 0,2 | 56,0 | 0,2 | 56,0 | 0,1 | 16,0 | 0,0 | 8,0 | 0,0 | 4,0 | 0,0 | 9,3 | | | | |
| OPILIONIDA | 0,1 | 28,0 | 0,1 | 28,0 | 0,0 | 4,0 | 0,1 | 20,0 | 0,1 | 20,0 | 0,0 | 12,0 | 0,0 | 8,0 | 0,1 | 13,3 | | | | |
| ORTHOPTERA | 0,2 | 88,0 | 0,0 | 20,0 | 0,2 | 52,0 | 0,1 | 53,3 | 0,8 | 84,0 | 0,1 | 24,0 | 0,1 | 36,0 | 0,3 | 48,0 | | | | |
| PSEUDOSCORPIONIDA | 0,0 | 8,0 | - | - | - | - | 0,0 | 2,7 | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | |
| PSOCOPTERA | 0,0 | 8,0 | - | - | 0,0 | 4,0 | 0,0 | 4,0 | - | - | - | - | 0,0 | 4,0 | 0,0 | 1,3 | | | | |
| RHAPHIDIOPTERA | 0,0 | 4,0 | - | - | - | - | 0,0 | 1,3 | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | |
| SCOLOPENDROMORPHA | 0,0 | 4,0 | - | - | - | - | 0,0 | 1,3 | 0,0 | 4,0 | - | - | - | - | 0,0 | 1,3 | | | | |
| SIPHONAPTERA | - | - | 0,0 | 8,0 | - | - | 0,0 | 2,7 | - | - | - | - | - | - | - | - | | | | |
| SOLIFUGAE | 0,0 | 8,0 | - | - | - | - | 0,0 | 2,7 | 0,1 | 20,0 | - | - | - | - | 0,0 | 6,7 | | | | |
| THYSANOPTERA | 0,0 | 12,0 | 0,0 | 24,0 | - | - | 0,0 | 12,0 | 0,1 | 20,0 | 0,1 | 28,0 | 0,1 | 20,0 | 0,1 | 22,7 | | | | |

¹ -: Abundancia relativa/Ocurrencia = 0; "0,0": Abundancia relativa/Ocurrencia < 0,05 %.

Tabla A-4.2. Abundancia relativa ($N_{(%)}$) y ocurrencia ($O_{(%)}$) de cada taxón en función del tipo de manejo para el suelo interior y exterior.

| | Suelo interior | | | | | | Suelo exterior | | | | | | | |
|------------------------------------|--------------------|------|--------------------|-----|-------------------|------|-------------------|-----|-------------------|-----|-------------------|-----|------------|-----|
| | ECO (n=25) | | CNL (n=25) | | CON (n=25) | | ECO (n=25) | | CNL (n=25) | | CON (n=25) | | K-W (gl=2) | |
| | Media | SD | Media | SD | Media | SD | Media | SD | Media | SD | Medi a | SD | χ^2 | p |
| <i>Actinotrichida</i> ¹ | 0,1 | 0,0 | 1,5 | 1,0 | 0,1 | 0,0 | 0,2 | 0,1 | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | NS | NS |
| ARANEI ² | 3,8 ^a | 0,4 | 1,9 ^b | 0,2 | 0,9 ^c | 0,2 | 3,6 ^a | 0,4 | 1,4 ^b | 0,2 | 0,7 ^b | 0,1 | 27,8 | *** |
| COLEOPTERA | 34,2 ^a | 5,0 | 14,6 ^b | 2,0 | 76,5 ^a | 15,2 | 11,9 ^a | 2,2 | 5,4 ^a | 0,5 | 73,8 ^b | 7,5 | 34,9 | *** |
| COLLEMBOLA | 3,9 ^a | 1,3 | 1,2 ^b | 0,7 | - ^b | - | 7,4 ^a | 1,8 | 2,8 ^b | 1,1 | 0,1 ^b | 0,0 | 16,9 | *** |
| DERMAPTERA | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - | - | 0,0 | 0,0 | - | - | NS | NS |
| DIPLOPDA | 0,0 ^a | 0,0 | - ^b | - | - ^b | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| DIPTERA | 8,6 ^a | 0,8 | 4,1 ^b | 0,4 | 14,5 ^a | 1,1 | 4,0 ^a | 0,4 | 2,0 ^b | 0,2 | 10,4 ^c | 1,0 | 31,2 | *** |
| DYCTIOPTERA | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | NS |
| EMBLIOPTERA | 0,4 ^a | 0,1 | 0,5 ^a | 0,1 | 0,2 ^b | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | NS | NS |
| HEMIPTERA | | | | | | | | | | | | | | |
| - <i>E. olivina</i> | 6,3 ^a | 2,3 | 0,2 ^b | 0,1 | 0,1 ^b | 0,0 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | NS | NS |
| - Heteroptera | 2,9 ^a | 0,4 | 0,3 ^b | 0,1 | 0,3 ^b | 0,1 | 1,5 ^a | 0,2 | 0,5 ^b | 0,1 | 0,3 ^b | 0,1 | 23,6 | *** |
| - "Otros Hemiptera" | 15,4 ^a | 2,1 | 4,2 ^b | 0,6 | 1,9 ^c | 0,2 | 3,5 ^a | 0,4 | 1,3 ^b | 0,2 | 0,8 ^b | 0,1 | 26,9 | *** |
| HYMENOPTERA | | | | | | | | | | | | | | |
| - <i>Formicidae</i> | 162,6 ^a | 18,9 | 133,3 ^a | 14, | 19,9 ^b | 3,7 | 61,0 ^a | 7,4 | 75,7 ^a | 7,2 | 6,8 ^b | 1,5 | 41,9 | *** |
| - Hymenoptera | 2,7 ^a | 0,3 | 1,6 ^b | 0,4 | 1,4 ^b | 0,2 | 2,2 ^a | 0,2 | 0,9 ^b | 0,1 | 1,8 ^b | 0,3 | 12,9 | *** |
| ISOPODA | 0,4 ^a | 0,1 | 1,5 ^b | 0,2 | 0,0 ^c | 0,0 | 0,1 ^a | 0,0 | 0,3 ^b | 0,1 | - ^a | - | 19,3 | *** |
| ISOPTERA | 0,0 | 0,0 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| LEPIDOPTERA | 0,7 | 0,1 | 0,5 | 0,1 | 0,7 | 0,1 | 0,5 ^a | 0,1 | 0,1 ^b | 0,0 | 0,3 ^{ab} | 0,1 | 11,9 | *** |
| LITHOBIMORPHA | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - | - | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - | - | NS | NS |
| NEUROPTERA | 0,5 | 0,1 | 0,3 | 0,1 | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | NS |
| OPILIONIDA | 0,3 ^a | 0,1 | 0,2 ^a | 0,1 | 0,0 ^b | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | NS |
| ORTHOPTERA | 0,5 ^a | 0,1 | 0,1 ^b | 0,0 | 0,2 ^b | 0,1 | 0,8 ^a | 0,1 | 0,1 ^b | 0,0 | 0,1 ^b | 0,0 | 34,5 | *** |
| PSEUDOSCORPIONIDA | 0,0 | 0,0 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| PSOCOPTERA | 0,1 | 0,1 | - | - | 0,0 | 0,0 | - | - | - | - | 0,0 | 0,0 | NS | NS |
| RHAPHIDIOPTERA | 0,0 | 0,0 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| SCOLOPENDROMORPHA | 0,0 | 0,0 | - | - | - | - | 0,0 | 0,0 | - | - | - | - | NS | NS |
| SIPHONAPTERA | - | - | 0,0 | 0,0 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| SOLIFUGAE | 0,0 | 0,0 | - | - | - | - | 0,1 ^a | 0,0 | - ^b | - | - ^b | - | 10,6 | *** |
| THYSANOPTERA | 0,1 ^{ab} | 0,0 | 0,1 ^a | 0,0 | - ^b | - | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | NS | NS |

¹ a-c: Media o SD = 0; "0,0": Media o SD < 0,05 %.

² Letras diferentes indican diferencias significativas, el p-valor es: *, <0,05, **, <0,01, ***, <0,005, NS = no significativo.

Tabla A-1.3. Media de individuos por estación de muestreo, desviación típica (SD) de los diferentes taxones según el manejo y resultados de la prueba de Kruskal-Wallis (K-W) aplicada en cada caso.

| | Suelo interior | | | | | | Suelo exterior | | | | | |
|------------------------------------|----------------|------|--------------|-----|-------|-----|----------------|-----|--------------|------|---------|-----|
| | ECO (n=25) | | NoECO (n=50) | | U M-W | | ECO (n=25) | | NoECO (n=50) | | U M-W | |
| | Media | SD | Media | SD | U | p | Media | SD | Media | SD | U | p |
| <i>Actinotrichida</i> ¹ | 0,1 | 0,0 | 0,8 | 0,5 | | NS | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,1 | | NS |
| ARANEI | 3,8 | 0,4 | 1,4 | 0,1 | 173,5 | *** | 0,4 | 1,1 | 0,1 | 0,15 | 376,5 | *** |
| COLEOPTERA | 34,2 | 5,0 | 44,9 | 7,8 | | NS | 11,9 | 2,2 | 39,0 | 4,5 | 1.285,5 | ** |
| COLLEMBOLA | 3,9 | 1,3 | 0,6 | 0,4 | 277,5 | *** | 1,8 | 1,5 | 0,5 | - | 603,5 | *** |
| DERMAPTERA | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | NS | - | - | 0,0 | 0,0 | | NS |
| DIPLOPODA | 0,0 | 0,0 | - | - | 550,0 | * | - | - | - | - | | - |
| DIPTERA | 8,6 | 0,8 | 9,2 | 0,7 | | NS | 4,0 | 0,4 | 6,1 | 0,6 | | NS |
| DYCTIOPTERA | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | | NS | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | NS |
| EMBIOPTERA | 0,4 | 0,1 | 0,3 | 0,1 | | NS | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | | NS |
| HEMIPTERA | | | | | | | | | | | | |
| - <i>E. olivina</i> | 6,3 | 2,3 | 0,2 | 0,1 | 181,0 | *** | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | | NS |
| - Heteroptera | 2,9 | 0,4 | 0,3 | 0,1 | 43,5 | *** | 1,5 | 0,2 | 0,4 | 0,1 | 562,0 | *** |
| - "Otros Hemiptera" | 15,4 | 2,1 | 3,1 | 0,3 | 197,5 | *** | 3,5 | 0,4 | 1,1 | 0,1 | 432,5 | *** |
| HYMENOPTERA | | | | | | | | | | | | |
| - <i>Formicidae</i> | 162,6 | 18,8 | 77,8 | 8,4 | 258,0 | *** | 61,0 | 7,4 | 41,8 | 4,5 | | NS |
| - Hymenoptera | 2,7 | 0,3 | 1,5 | 0,2 | 284,5 | *** | 2,1 | 0,2 | 1,3 | 0,1 | | NS |
| ISOPODA | 0,4 | 0,1 | 0,8 | 0,1 | | NS | 0,1 | 0,0 | 0,2 | 0,0 | | NS |
| ISOPTERA | 0,0 | 0,0 | - | - | | NS | - | - | - | - | | - |
| LEPIDOPTERA | 0,7 | 0,1 | 0,6 | 0,1 | | NS | 0,5 | 0,1 | 0,2 | 0,0 | | NS |
| LITHOBIOMORPHA | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | NS | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | NS |
| NEUROPTERA | 0,5 | 0,1 | 0,3 | 0,1 | 446,8 | * | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,08 | | NS |
| OPILIONIDA | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | | NS | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | NS |
| ORTHOPTERA | 0,5 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 238,0 | *** | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,05 | 450,0 | *** |
| PSEUDOSCORPIONIDA | 0,0 | 0,0 | - | - | 575,0 | * | - | - | - | - | | - |
| PSOCOPTERA | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | | NS | - | - | 0,0 | 0,0 | | NS |
| RHAPHIDIOPTERA | 0,0 | 0,0 | - | - | | NS | - | - | - | - | | - |
| SCOLOPENDROMORPHA | 0,0 | 0,0 | - | - | | NS | 0,0 | 0,0 | - | - | | NS |
| SIPHONAPTERA | - | - | 0,0 | 0,0 | | NS | - | - | - | - | | - |
| SOLIFUGAE | 0,0 | 0,0 | - | - | 575,0 | * | 0,0 | - | - | - | 750,0 | *** |
| THYSANOPTERA | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | NS | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | | NS |

¹“-”: Media o SD = 0; “0,0”: Media o SD < 0,05 %, p-valores: *, <0,05; **, <0,01; ***, <0,005, NS = no significativo.

Tabla A-4.4. Media de individuos por estación de muestreo, desviación típica (SD) de los diferentes taxones según “ecológico/no ecológico” y resultados de la prueba U de Mann-Whitney para las diferencias entre medias.

| | ECO | | | | | | CNL | | | | | | CON | | | | | | Total | | | | | | | | | | |
|-------------------------|-------------|------|------|-------------|-----------|-------|-------|------|-----|-------------|------|------|-------------|-----|-----------|-------|-----|-------|-------------|------------|---|-------------|----|---|-------|----|---|---|--|
| | S. Interior | | | S. Exterior | | | U M-W | | | S. Interior | | | S. Exterior | | | U M-W | | | S. Interior | | | S. Exterior | | | U M-W | | | | |
| | Media | SD | p | Media | SD | p | Media | SD | U | Media | SD | U | Media | SD | U | Media | SD | U | Media | SD | U | Media | SD | U | Media | SD | U | p | |
| <i>Actinotrichida</i> | 0,1 | 0,0 | 0,2 | 0,1 | NS | 1,5 | 1,0 | 0,3 | 0,1 | NS | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,1 | NS | 0,6 | 0,4 | 0,2 | 0,1 | NS | | | | | | | | | |
| ARANEI | 3,8 | 0,4 | 3,6 | 0,4 | NS | 1,9 | 0,2 | 1,4 | 0,2 | NS | 0,9 | 0,2 | 0,7 | 0,1 | NS | 2,2 | 0,2 | 1,9 | 0,2 | NS | | | | | | | | | |
| COLEOPTERA | 34,2 | 5,0 | 11,9 | 2,2 | 91,0 *** | 14,6 | 2,0 | 5,4 | 0,5 | 198,0 * | 76,5 | 15,2 | 73,8 | 7,5 | NS | 41,4 | 5,5 | 30,0 | 3,1 | 1954,5 *** | | | | | | | | | |
| COLLEMBOLA ¹ | 3,9 | 1,3 | 7,4 | 1,8 | NS | 1,2 | 0,7 | 2,8 | 1,1 | NS | - | - | 0,1 | 0,0 | 375,0 * | 1,7 | 0,5 | 3,4 | 0,7 | NS | | | | | | | | | |
| DERMAPTERA | 0,0 | 0,0 | - | - | NS | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | 0,0 | 0,0 | - | - | NS | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2548,5 * | | | | | | | | | |
| DIPLOPODA | 0,0 | 0,0 | - | - | NS | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,0 | 0,0 | - | - | NS | | | | | | | | | |
| DIPTERA | 8,6 | 0,8 | 4,0 | 0,4 | 111,5 *** | 4,1 | 0,4 | 2,0 | 0,2 | 161,0 *** | 14,5 | 1,1 | 10,4 | 1,0 | NS | 9,0 | 0,5 | 5,4 | 0,4 | 1740,0 *** | | | | | | | | | |
| DYCTIOPTERA | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | NS | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | | | | | | | | | |
| EMBIOPTERA | 0,4 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 188,0 ** | 0,5 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | NS | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | NS | 0,4 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 2263,5 * | | | | | | | | | |
| HEMIPTERA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| - <i>E. olivina</i> | 6,3 | 2,3 | 0,2 | 0,1 | 94,5 *** | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | NS | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 224,0 * | 2,2 | 0,8 | 0,1 | 0,0 | NS | | | | | | | | | |
| - Heteroptera | 2,9 | 0,4 | 1,5 | 0,2 | 157,0 *** | 0,3 | 0,1 | 0,5 | 0,1 | NS | 0,3 | 0,1 | 0,3 | 0,1 | NS | 1,1 | 0,1 | 0,7 | 0,1 | NS | | | | | | | | | |
| - "Otros Hemiptera" | 15,4 | 2,1 | 3,5 | 0,4 | 130,0 *** | 4,2 | 0,6 | 1,3 | 0,2 | 118,0 *** | 1,9 | 0,2 | 0,8 | 0,1 | 108,5 *** | 7,1 | 0,8 | 130,0 | 0,2 | 1419,5 *** | | | | | | | | | |
| HYMENOPTERA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| - Formicidae | 162,6 | 18,9 | 61,0 | 7,4 | 86,0 *** | 133,3 | 14,0 | 75,7 | 7,2 | 196,0 * | 19,9 | 3,7 | 6,8 | 1,5 | 144,5 *** | 105,5 | 8,7 | 48,2 | 3,9 | 1787,5 *** | | | | | | | | | |
| - Hymenoptera | 2,7 | 0,3 | 2,2 | 0,2 | NS | 1,6 | 0,4 | 0,9 | 0,1 | NS | 1,4 | 0,2 | 1,8 | 0,3 | NS | 1,9 | 0,2 | 1,6 | 0,1 | NS | | | | | | | | | |
| ISOPODA | 0,4 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 126,0 *** | 1,5 | 0,2 | 0,3 | 0,1 | 91,5 *** | 0,0 | 0,0 | - | - | NS | 0,6 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 1679,5 *** | | | | | | | | | |
| ISOPTERA | 0,0 | 0,0 | - | - | NS | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,0 | 0,0 | - | - | NS | | | | | | | | | |
| LEPIDOPTERA | 0,7 | 0,1 | 0,5 | 0,1 | NS | 0,5 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 216,0 * | 0,7 | 0,1 | 0,3 | 0,1 | NS | 0,6 | 0,1 | 0,3 | 0,0 | 2028,5 *** | | | | | | | | | |
| LITHOBIOMORPHA | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | - | - | - | - | - | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | | | | | | | | | |
| NEUROPTERA | 0,5 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 130,5 *** | 0,3 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 199,5 *** | 0,3 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 147,5 *** | 0,3 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1454,0 * | | | | | | | | | |
| OPILIONIDA | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | NS | 0,2 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | NS | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | 0,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | | | | | | | | | |
| ORTHOPTERA | 0,5 | 0,1 | 0,8 | 0,1 | NS | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | NS | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | NS | 0,3 | 0,0 | 0,3 | 0,0 | NS | | | | | | | | | |
| PSEUDOSCORPIONIDA | 0,0 | 0,0 | - | - | NS | - | - | - | - | NS | - | - | - | - | - | 0,0 | 0,0 | - | - | NS | | | | | | | | | |
| PSOCOPTERA | 0,1 | 0,1 | - | - | NS | - | - | - | - | - | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | | | | | | | | | |
| RHAPHIDIOPTERA | 0,0 | 0,0 | - | - | NS | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,0 | 0,0 | - | - | NS | | | | | | | | | |
| SCOLEPNDROMORPHA | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | | | | | | | | | |
| SIPHONAPTERA | - | - | - | - | - | 0,0 | 0,0 | - | - | NS | - | - | - | - | - | 0,0 | 0,0 | - | - | NS | | | | | | | | | |
| SOLIFUGAE | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | NS | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | NS | | | | | | | | | |
| THYSANOPTERA | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | NS | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | NS | - | - | - | - | - | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 375,0 * | | | | | | | | | |

¹“-”: Media o SD = 0; “0,0”: Media o SD < 0,05 %, p-valores: *, <0,01, **, <0,001, ***, <0,0005, NS = no significativo.

Tabla A-4.5. Media de individuos por estación de muestreo y desviación típica (SD) de los diferentes taxones según suelo interior o exterior y resultados del test de U de Mann-Whitney (U M-W).

V. CONCLUSIONES

V. CONCLUSIONES

Las principales conclusiones derivadas de este trabajo de investigación son:

1. El olivar y sus productos tienen cada vez mayor presencia en el panorama internacional, siendo uno de los mercados que mayor crecimiento está experimentando en los últimos años, principalmente en el ámbito mediterráneo. Se trata de un importante dinamizador de la economía española, especialmente en varias comarcas de Andalucía.
2. El tipo de manejo o gestión de la explotación influye de manera determinante sobre diversos aspectos biológicos y ecológicos del agroecosistema del olivar, especialmente sobre su artropodofauna.
3. Los olivares acogidos a producción ecológica han resultado contener mayor abundancia de artrópodos que el resto de olivares, tanto en los muestreos de copa y el estrato herbáceo como en los de suelo.
4. La diversidad, teniendo en cuenta la comunidad de artrópodos al nivel taxonómico de orden, ha resultado ser más elevada en los olivares de gestión ecológica que en el resto, aunque no todos los análisis arrojaron resultados en este sentido. Por este motivo, se pone de manifiesto la necesidad de tomar muestras mediante distintas técnicas de diferentes estratos dentro del olivar para obtener una visión más completa de la comunidad de artrópodos del mismo.
5. La comunidad de artrópodos tanto en copa como en el estrato herbáceo resultó tener una marcada representación de grupos pertenecientes a la denominada fauna auxiliar, considerada como muy útil para la lucha contra las plagas. Tal es el caso de los himenópteros (entre los que se encuentran numerosas especies de parasitoides) y, en menor medida, de las arañas (consideradas depredadoras de multitud de especies dañinas para los cultivos).
6. Se ha confirmado la utilidad, bajo las condiciones de nuestro estudio, de las curvas de acumulación como recurso para evaluar la intensidad de muestreo permitiendo así hacer una aproximación rápida a la misma con objeto de facilitar el diseño y la planificación de las campañas de muestreo. Asimismo, la función de Clench ha resultado ser la que mejor se ajusta a las curvas generadas con observaciones reales, permitiendo así realizar estudios de interpolación y extrapolación para medir diversas características de la comunidad de artrópodos.

7. La evaluación de la artropodofauna asociada a la copa del olivo mediante curvas de rarefacción generadas con los números de Hill (números equivalentes de especies) ha permitido comparar la diversidad inherente a los diferentes tipos de manejo, observándose mejores resultados al considerar la incidencia en lugar de la abundancia en las condiciones de nuestro trabajo y al nivel taxonómico de orden. Estos mismos análisis no han servido en cambio para evaluar la diversidad de la artropodofauna del estrato herbáceo a nivel taxonómico de orden.
8. La artropodofauna considerada a niveles taxonómicos altos, como es el de orden, ha resultado ser una herramienta útil para discriminar los diferentes tipos de manejo, especialmente el manejo ecológico del no ecológico, tanto en las muestras de copa como en las de suelo. Dentro de las muestras de suelo, los datos derivados del suelo bajo copa (suelo interior) han resultado ser más eficientes que los del suelo de las calles (suelo exterior) para discriminar entre manejos.
9. Se ha demostrado la influencia de las condiciones meteorológicas de las diferentes fechas de muestreo sobre la comunidad de artrópodos, sugiriéndose la consideración de fechas con características homogéneas para la realización de estudios de caracterización de la artropodofauna en una época determinada.
10. Las principales diferencias en la comunidad de artrópodos de copa se han detectado en muestras pertenecientes a fechas cercanas a la floración del olivo, proponiéndose las mismas como en un contexto de economía de medios con objeto de realizar una rápida evaluación de la artropodofauna del olivar.

