

Centro de Estudios de Postgrado
Máster en Análisis, Conservación y Restauración de
componentes físicos y bióticos de los hábitats



UNIVERSIDAD DE JAÉN
Centro de Estudios de Postgrado

**APROXIMACIÓN A LA RED DE
POLINIZACIÓN DE LA FLORA
ASOCIADA AL CULTIVO DEL OLIVAR
MEDIANTE EL ESTUDIO
PALINOLÓGICO DE ELEMENTOS DE
RESTAURACIÓN PARA INSECTOS
POLINIZADORES ("BEE-HOTELS") EN
OLIVARES.**

Alumno/a: Lendínez Contreras, Sandra

**Tutores: Antonio José Manzaneda Ávila
Pedro José Rey Zamora**

Dpto: Biología Animal, Vegetal y Ecología.

ÍNDICE

1. RESUMEN / ABSTRACT.....	3
PALABRAS CLAVE.....	5
2. INTRODUCCIÓN.....	6
2.1. Abejas solitarias	7
2.2. Medidas agroambientales (AES)	9
2.2.1. Genéricas del paisaje.....	12
2.2.2. Redes de polinizadores en sistemas agrícolas.....	14
2.3. Objetivos.....	15
3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	16
3.1. Área de investigación y diseño de estudio.....	16
3.2. Material y método de muestreo.....	18
3.2.1. Proceso de extracción y procedimiento experimental.....	19
3.3. Parámetros de red.....	20
3.4. Análisis de datos.....	21
4. RESULTADOS.....	22
5. DISCUSIÓN.....	30
6. CONCLUSIONES.....	36
7. BIBLIOGRAFÍA.....	38
8. Anexos.....	51

1. RESUMEN.

Las actividades humanas y el cambio en el uso de la tierra han reducido la biodiversidad en numerosos ecosistemas provocando una gran crisis de pérdida de biodiversidad a escala planetaria. Esta pérdida de diversidad, se debe, en buena parte, a los efectos de la agricultura. Entre los grupos más amenazados a escala global se encuentran los polinizadores, los cuales son esenciales para el correcto funcionamiento de los ecosistemas terrestres y para asegurar la producción de numerosos cultivos. Nuestro estudio se centra en 9 pares de fincas ubicadas en determinadas localidades de Andalucía dedicadas al cultivo del olivar diferenciándose así, un manejo extensivo y orgánico y un manejo intensivo-convencional, donde examinaremos, mediante el análisis de polen de cajas nido para abejas colocados en estos cultivos, la riqueza y la distribución de frecuencias de interacción de las redes mutualistas plantas-polinizadores en determinadas complejidades de paisaje. Se construyeron 18 redes de interacción donde participaron un total de 70 tipos polínicos pertenecientes a 23 familias botánicas, siendo las especies más importantes de la familia *Boraginaceae*, *Fabaceae* y *Asteraceae*, y 13 especies de abejas solitarias pertenecientes a la familia *Megachilidae*. Los parámetros analizados han permitido verificar la efectividad ecológica de los cultivos extensivos y orgánicos aumentando la diversidad de interacción, la diversidad de tipos polínicos y la robustez de la red independientemente de la complejidad de paisaje.

1.- ABSTRACT.

Human activities and changes in land use have reduced biodiversity in numerous ecosystems, causing a great crisis of biodiversity loss on a planetary scale. This loss of diversity is due, in good part, to the effects of agriculture. Among the most threatened groups on a global scale are pollinators, which are essential for the correct functioning of terrestrial ecosystems and to ensure the production of numerous crops. Our study focuses on 9 pairs of farms located in certain localities of Andalusia dedicated to the cultivation of olive groves thus differentiating, an extensive and organic management and an intensive-conventional management, where we will examine, through the analysis of pollen from nest boxes of bees placed in these crops, the richness and distribution of interaction frequencies of the plant-pollinator mutualist networks in certain landscape complexities. It has built 18 interaction networks where they participated a total of 70 pollen types belonging to 23 botanical families, being the most important species of the family *Boraginaceae*, *Fabaceae* and *Asteraceae*, and 13 species of solitary bees belonging to the family *Megachilidae*. The analyzed parameters have allowed to verify the ecological effectiveness of the extensive and organic crops increasing the diversity of interaction between species, the diversity of pollen types and the robustness of the network independently of the complexity of the landscape.

Palabras clave: polen, cajas nido para abejas, redes de interacción, complejidad de paisaje, manejo ecológico, biodiversidad.

Key words: pollen, “Bees hotels”, interaction networks, landscape complexity, ecological management, biodiversity.

2.- Introducción.

Existe a nivel mundial una preocupante crisis de diversidad de polinizadores, que pone en riesgo la cantidad y calidad de los servicios ecosistémicos de polinización, tanto para especies de plantas silvestres como de cultivos agrarios (Hallett *et al.*, 2017). Esta crisis de biodiversidad está causada por todas aquellas acciones que contribuyen al deterioro ambiental como la deforestación, establecimiento de cultivos y cambios en el uso del suelo, destrucción de nidos por las prácticas de pastoreo, construcción de infraestructuras ocupando áreas antes habitadas por insectos, introducción de especies exóticas, explotación inadecuada de los recursos producidos por las abejas, uso de agroquímicos en agricultura y el cambio climático global (Parra & González, 2000). La preocupación sobre la crisis global de biodiversidad se extiende a los polinizadores de las plantas y a los importantes servicios que prestan a la humanidad.

Los polinizadores son esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas terrestres. Así, el 87% de alrededor 308.000 especies de las plantas con flores descritas en el mundo son polinizadas por animales (Ollerton *et al.*, 2011) cuyo éxito reproductivo va a depender de la acción de estos polinizadores. El ecosistema puede ser, por tanto, sensible a la pérdida de la función ecológica de la polinización (Potts *et al.*, 2010; Burkle *et al.*, 2013; González-Varo *et al.*, 2013). Además, los insectos polinizadores polinizan las flores de muchos cultivos, convirtiéndose entonces la polinización en un servicio para la humanidad que ha sido valorado como un importante servicio ecosistémico (Ollerton *et al.*, 2011). Así, es conocido que el 75% de los cultivos de alimentación humana muestra un aumento de la producción de frutos y semillas con la polinización animal (Klein *et al.*, 2007). Por consiguiente, la gravedad de los efectos de la pérdida de polinizadores para una especie de planta dependerá de la efectividad de los polinizadores restantes (Hallett *et al.*, 2017).

La conservación de polinizadores es importante, ya no solo por la contribución que ejercen al medio natural y a los cultivos, sino también por derecho propio al ser un componente de la biodiversidad mundial (valor intrínseco de la biodiversidad). Además, son importantes, directa o indirectamente en la conservación de otras especies.

Entre los insectos polinizadores, las abejas nativas juegan un papel destacado, siendo un componente importante en los ecosistemas naturales fundamental para su funcionamiento (Parra & González, 2000) y han sido utilizadas para evaluar la biodiversidad en áreas de conservación (Bonilla, 1997). Sin embargo, a pesar de las preocupaciones sobre una crisis mundial de polinizadores, los datos todavía disponibles sobre el estado de las especies de abejas no domésticas son limitados (Bartomeus *et al.*, 2013) y escasos (Winfree, 2010). Existen unas 20000 especies de abejas en todo el mundo.

En España se han citado más de 1100 especies de abejas, considerándose la cuenca mediterránea una de las áreas con una mayor diversidad de abejas (Ortiz-Sánchez *et al.*, 2018) por su condición mediterránea y su proximidad al continente africano (Michener, 2007; Nieto *et al.*, 2014). Se estima que, de las 2000 especies de abejas presentes en Europa, el 9,2% se consideran amenazadas y el 5,2 % casi amenazadas (Ortiz-Sánchez *et al.*, 2018). Dentro de las especies amenazadas, el 20,4% son endémicas de Europa (Nieto *et al.*, 2014). Sin embargo, el 56,7 % de las especies han sido clasificadas como “datos insuficientes”, por lo que es probable que el número real de especies amenazadas sea mucho más alto (Nieto *et al.*, 2014).

2.1. Abejas solitarias.

Ante la limitación para el uso de la capacidad polinizadora de la especie domesticada *Apis mellifera*, las abejas silvestres se convierten en polinizadores claves (Kearns *et al.*, 1998; Paxton, 1999).

En la actualidad, hay una creciente preocupación por el declive de las poblaciones de abejas observado en las últimas décadas, no sólo de *Apis mellifera*, domesticada por el hombre para producir bienes materiales, sino por las abejas solitarias.

Aproximadamente, del total de especies de abejas que hay en todo el mundo, un 75% son abejas solitarias (Danforth *et al.*, 2013). De hecho, en España, se han citado más de 1.000 especies diferentes de abejas, de las cuales un 95% son solitarias y tienen una importantísima labor polinizadora de multitud de especies de plantas, tanto silvestres como cultivadas (Grupo de trabajo Ecoflor, 2016). Diversos estudios demuestran que la eficacia de la polinización de insectos silvestres como las abejas solitarias frente a *Apis mellifera*, es más alta. Por ejemplo, Garibaldi *et al.* (2013), demostró que la fructificación en sistemas de cultivo aumentó significativamente con

la visita de insectos silvestres frente a la visita de la abeja doméstica, que representaron la mitad de las visitas a las flores del cultivo, diferenciándose los coeficientes entre deposición de polen y la fructificación. Este descubrimiento indica que los insectos silvestres proporcionan una polinización de mejor calidad (Greenleaf & Kremen, 2006; Hoehn *et al.*, 2008; Klein *et al.*, 2009; Carvalheiro *et al.*, 2011).

Las abejas solitarias excavan galerías en el suelo o utilizan agujeros disponibles en árboles u orificios hechos por el ser humano, en los cuales, anidan y construyen septos o series lineales separados por tabiques fabricados con diversos materiales (Suárez-Cervera, Marquez, Bosch, & Seoane-Camba, 1994), aprovisionándolos de polen y néctar para el desarrollo de sus larvas (Krombein, 1967). El aceptar materiales creados por el ser humano para la cría ha facilitado el establecimiento de algunas especies como polinizadores comerciales de cultivos (Maeta & Kitamura, 1974; Torchio, 1993).

Estos materiales contribuyen a la restauración de las comunidades de abejas solitarias, pero con resultados dispares, ya que aún no se conoce la eficiencia de esto en nuestro agroecosistema (MacIvor & Packer, 2015; Fortel *et al.*, 2016).



Figura I. Abeja solitaria ocupando una caja nido artificial.

2.2.- Medidas agroambientales (AES).

En la actualidad, a medida que la modernización agrícola avanza, la relación entre la agricultura y los principios ecológicos está siendo quebrada, acumulándose la evidencia de los serios problemas económicos, sociales y ambientales que muestra un sistema agrícola intensivo, productivo y competitivo (Conway & Pretty, 1991), siendo esta la causa principal de la pérdida de biodiversidad en los paisajes agrícolas (Tilman, et al., 2001; De Heer, Kapos & Ten Brink, 2005).

Esta creciente preocupación por el impacto ambiental que conlleva la agricultura en Europa ha llevado a la Unión Europea a la introducción de medidas agroambientales donde se recompensa a los agricultores si modifican sus prácticas agrícolas para proporcionar beneficios al medio ambiente (Kleijn & Sutherland, 2003).

Las medidas agroambientales o AES (*agri-environment schemes*) fueron introducidas en la reforma de 1992 de la Política Agraria Común (PAC) de la Unión Europea con el objetivo de reducir los impactos negativos sobre la biodiversidad de una agricultura cada vez más intensiva (Kleijn & Sutherland, 2003; Oñate, 2005). Estas medidas surgieron de acuerdos voluntarios entre los agricultores y la administración para disminuir la intensidad de manejo de sus cultivos y, junto con medidas equivalentes aplicadas en países como Estados Unidos o Australia, se han considerado tradicionalmente como la principal herramienta disponible para frenar la pérdida de biodiversidad asociada a la intensificación de la agricultura a nivel global (Kleijn et al., 2011). De hecho, una gran parte de las AES tiene como objetivo la conservación genérica de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, como la polinización y el control biológico de plagas (Ekroos et al., 2014). Aproximadamente, la Unión Europea lleva gastado desde 1994 unos 24,3 billones de euros en medidas agroambientales (Kleijn & Sutherland, 2003), donde el costo anual de la Política Agraria Común es de 16.900 millones de euros (Pretty et al., 2001).

Sin embargo, la cuestión sobre si constituyen o no un mecanismo adecuado para cumplir este objetivo continúa siendo asunto de debate científico. Estas medidas resultan efectivas cuando su objetivo principal es la conservación de determinadas especies en regiones bien delimitadas (Concepción & Díaz, 2013) y cuando las prescripciones de manejo que incluyen están basadas en los requerimientos de las especies a las que van dirigidas (Peach *et al.*, 2001; Perkins *et al.*, 2011). Esa efectividad disminuye en cuanto el objetivo es más amplio, como la conservación de la biodiversidad en un país o región.

Por ejemplo, analizando los efectos de factores que actúan tanto a escala local como paisajística sobre diferentes grupos de organismos en sistemas agrícolas de toda Europa (Concepción *et al.*, 2012a), encontramos distintas respuestas a las mismas características del paisaje como, por ejemplo, la abundancia de lindes con vegetación seminatural entre cultivos que proporcionarían hábitats y recursos complementarios a los organismos (Concepción & Díaz, 2013). Otro parámetro que afecta a la efectividad son las relaciones no lineales e interacción entre la intensificación agrícola y diversidad del medio. Esta relación varía dependiendo del grado de extensificación de la medida y del sistema agrícola en que se aplica (cultivos vs. pastos). Así, estos límites tuvieron mayores efectos en el caso de los cultivos, mientras que la proporción de usos no productivos en el paisaje resultó relevante en los pastizales, pero no en los cultivos (Concepción & Díaz, 2013). Estos efectos estarían relacionados con el concepto de “heterogeneidad funcional del paisaje” (Fahrig *et al.* 2011), que trata de incorporar los requerimientos de hábitat de los diferentes organismos, y el grado en que los diversos elementos del paisaje los benefician a la hora de analizar los efectos del paisaje sobre la biodiversidad (Concepción & Díaz, 2013).

Por lo tanto, se deduce que la efectividad de las medidas agroambientales debe depender de la composición de la comunidad de organismos, como de hecho se observa en estudios a escalas amplias (Kleijn *et al.*, 2009; Concepción *et al.*, 2012a). Hasta la fecha, hay un número limitado de estudios publicados que arrojan resultados son contradictorios (por ejemplo, Kleijn *et al.*, 2001; Peach *et al.*, 2001; Kohler *et al.*, 2007).

Para ello, es necesario el diseño de programas agroambientales de conservación considerando la composición de especies y el grado de especialización y asociación de las mismas al sistema agrícola de interés, a fin de establecer prioridades y objetivos de conservación específicos que guíen las opciones de manejo a desarrollar (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2010; Gabriel *et al.*, 2010).

Nuestro estudio, se centra en cultivos de olivar en diversas localidades. El olivar se ha convertido en el cultivo de mayor significación de Andalucía, superando las 500.000 ha Córdoba y Jaén (Martínez, Simón & Jiménez, 2008). Tiene una gran importancia ya que es un cultivo estratégico para recuperar la biodiversidad por sus características de cultivo permanente y forestal, la vegetación asociada al cultivo tales como flora herbácea y leñosa y la fauna asociada, por su distribución a lo ancho de la cuenca mediterránea (el principal punto caliente para la biodiversidad en Europa) y por su distribución alrededor de algunos de los principales Espacios Naturales Protegidos (Farfán & Vargas, 2010; Gómez-Calero, 2010).

Las malas prácticas de este cultivo para la mejora del rendimiento, como el exceso de laboreo, el uso desmedido de productos agroquímicos y la eliminación de la vegetación ha incidido gravemente en la biodiversidad de especies de la zona en la que se encuentre. Por lo tanto, la primera limitación en cuanto a medida agroambiental se refiere, es su aplicación a escala local. La configuración del paisaje agrario se ve afectada, a su vez, por el proceso de intensificación que, además de reducir la capacidad de los campos para albergar organismos debido a los aportes crecientes de fertilizantes y fitosanitarios y al mayor grado de mecanización de los cultivos (Donald *et al.*, 2001; Donald *et al.*, 2006), provoca la simplificación y homogeneización del paisaje debido a la eliminación de hábitats no productivos, tales como lindes, árboles o barbechos (Benton *et al.*, 2003; Duelli & Obrist, 2003). Esta limitación podemos observarla y analizarla en las redes mutualistas, las cuales se explicarán en el *punto 2.2.2*. Otra limitación para las medidas agroambientales sobre la diversidad es la potencial influencia de la complejidad del paisaje sobre dichas medidas, de aquí nuestra hipótesis.

2.2.1.- Genéricas del paisaje.

La efectividad de las medidas agroambientales depende de las relaciones existentes entre la diversidad y la intensificación agrícola tanto a escala local como paisajística, así como de la interacción entre ambas (Concepción *et al.*, 2008, Concepción *et al.*, 2012a). De este modo, la diversidad de los campos agrícolas aumentaría con la complejidad del paisaje circundante debido a que la presencia de hábitats naturales y seminaturales actúan como fuente de biodiversidad.

Nuestra hipótesis se basa en “la hipótesis intermedia de complejidad del paisaje” que postula la eficacia de las medidas agroambientales para la conservación local moderada por el paisaje, de tal manera que es máxima en el paisaje estructuralmente simple, en lugar de paisajes despejados (es decir, extremadamente simplificados) o en paisajes complejos (Tscharntke *et al.*, 2005; Rundlöf & Smith, 2006; Concepción *et al.*, 2008; Batáry *et al.*, 2010b; Smith *et al.*, 2010; Geiger *et al.*, 2010; Batáry *et al.*, 2011).

En paisajes de complejidad alta (proporción de hábitats no cultivables (>20%)) (Tscharntke *et al.*, 2012), la biodiversidad y el funcionamiento asociado a los servicios ecosistémicos que aportan, como el control de plagas o la polinización, es alta en todas sus fracciones, por lo que las medidas agroambientales de conservación no producirían un efecto reconocible (Tscharntke *et al.*, 2012) y, además, esas especies recolonizarían continuamente, tanto los campos con AES como los campos cultivados del modo tradicional (Tscharntke *et al.*, 2005). Esta baja efectividad también ocurre en los paisajes simples ampliamente despejados o de complejidad baja (proporción de hábitats no cultivables (<1%)) (Tscharntke *et al.*, 2012), ya que quedarían muy pocas poblaciones para aportar servicios ecosistémicos beneficiosos para el medio (Figura II, Tscharntke *et al.*, 2012).

Por ende, la introducción de la agricultura orgánica proporcionaría una excelente mejora de diversidad local y funcionamiento del ecosistema en paisajes cuya complejidad sea intermedia (proporción de hábitats no cultivables (1-20%)), en comparación con los otros rangos de complejidad (Figura II, Tscharntke *et al.*, 2012).

Del mismo modo, se espera que haya un efecto de saturación en la relación entre la complejidad del paisaje y la diversidad, de forma que una vez alcanzado este umbral de saturación a niveles altos de complejidad no habría más efectos positivos del aumento de la complejidad en la biodiversidad y ésta última, se mantendría constante. Este efecto de saturación de respuesta podría deberse tanto a la recolonización de los campos desde el paisaje circundante (Tscharntke *et al.*, 2005) como a potenciales efectos de borde del hábitat no cultivado en organismos estrechamente ligados a los sistemas agrícolas (Díaz & Tellería, 1994).

En la Figura II se muestra en base a la hipótesis de la complejidad intermedia cómo varía la biodiversidad y la efectividad de las medidas agroambientales conforme la complejidad del paisaje aumenta:

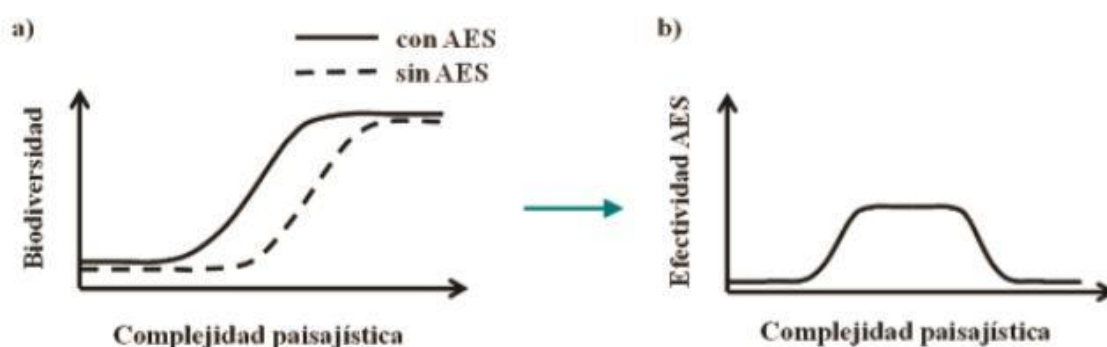


Figura II. (A) Biodiversidad en campos agrícolas con y sin AES Vs. Complejidad paisajística. La línea continua muestra la trayectoria esperada de la biodiversidad en presencia de medidas agroambientales y la línea de puntos del control muestra los efectos de una agricultura convencional sin medidas agroambientales. (B) Efectividad de las AES Vs. Complejidad paisajística (Concepción *et al.*, 2008, Concepción *et al.*, 2012a).

En resumen, las medidas agroambientales practicadas hasta la actualidad en Europa, no han sido capaces de paliar los efectos negativos de la intensificación agrícola a escala paisajística y sólo pueden tratar de mitigar los impactos que este proceso ocasiona a escala local (Concepción & Díaz, 2013) poniendo de manifiesto la necesidad de considerar la configuración del paisaje a la hora de diseñar los programas agroambientales (Concepción *et al.*, 2008, Gabriel *et al.*, 2010; Concepción *et al.*, 2012a).

2.2.2.- Redes de polinizadores en sistemas agrícolas.

Cada vez se reconoce más que la estructura, la estabilidad y el funcionamiento de la comunidad dependen, no solo de qué especies están presentes en una comunidad, sino también de cómo interactúan (Tylianakis *et al.*, 2008).

Así, las interacciones de especies forman la arquitectura de la biodiversidad (Bascompte & Jordano, 2007). Estas interacciones mutualistas como la polinización en forma de redes complejas nos proporcionan información esencial relacionada con la conservación (Carvalho, Barbosa & Memmott, 2008; Tylianakis *et al.*, 2010), la estabilidad comunitaria, el funcionamiento del ecosistema (Thompson *et al.*, 2012; Peralta *et al.*, 2014) y los procesos evolutivos (Jacquemyn *et al.*, 2011; Fenster *et al.*, 2015).

Basándonos en nuestro estudio sobre redes de plantas y polinizadores entre sistemas agrícolas cuyo manejo es extensivo y orgánico e intensivo o convencional, en general, el análisis estructural de la diferencia entre estos tipos de manejo, debe revelar una diversidad de especies e interacciones determinada y destacar las especies importantes para los servicios de polinización (Burkle & Alarcón, 2011). Estos análisis todavía se encuentran en auge de iniciación, pero el estudio de las redes de interacción en estos sistemas agrícolas se está convirtiendo en un campo de investigación cada vez más importante (Bosch *et al.*, 2009).

La intensificación de la agricultura provoca una homogeneización biótica en estas redes de interacción, es decir, un proceso mediante el cual las redes de interacción se vuelven cada vez más similares entre sí en composición y frecuencia (Laliberté & Tylianakis, 2010). Una agricultura orgánica beneficia a la diversidad local de especies de plantas y abejas (Holzschuh *et al.*, 2007; Kehinde & Samways, 2012) pero aún es necesario determinar estos efectos positivos sobre la diversidad en determinadas zonas y paisajes (Clough *et al.*, 2007).

Para la construcción de nuestras redes de interacciones plantas-polinizador en sistemas agrícolas, hemos utilizado el análisis de polen, proporcionándonos así, un registro extendido del historial de visitas realizadas por las abejas, en lugar de una instantánea de una sola interacción (Courtney *et al.*, 1981).

En nuestro estudio, examinaremos la riqueza y distribución de frecuencias de interacción de las redes plantas-polinizadores en cultivos de olivar orgánicos y convencionales e intensivos y alrededores (zonas de vegetación natural y seminatural) en determinadas complejidades de paisaje, pudiendo así, analizar la efectividad ecológica de los cultivos extensivos.

2.3.- Objetivos.

El objetivo general de este estudio es determinar la red de interacción entre los polinizadores y la flora asociada al olivar en diferentes olivares de Andalucía con distinto manejo agrícola y contexto paisajístico mediante el uso de nidales para abejas solitarias (o “Bee Hotels” atendiendo a su denominación en inglés).

Los objetivos específicos de este trabajo son:

- 1) Construcción de redes de interacciones de polinización para la flora asociada al cultivo del olivar en base a los datos del espectro polínico existente en los nidales para abejas.
- 2) Evaluar la variación en la red de polinización en función del manejo de olivar y de contexto paisajístico.

3.- Material y métodos.

3.1.- Área de investigación y diseño de estudio.

El área de estudio donde se ha realizado la investigación fue en 9 pares de fincas de olivar ubicadas en Andalucía concretamente en las provincias de Jaén, Córdoba, Sevilla, Cádiz y Málaga (Figura III). Cada área incluye un olivar de manejo extensivo-orgánico o ecológico y un olivar de manejo intensivo-convencional, así como zonas naturales o seminaturales entre ellos, como matorrales y bosques de encinas. Estas localidades se enmarcan dentro de un clima mediterráneo, mediterráneo subcontinental para el caso de Jaén, Córdoba y Sevilla, mediterráneo tropical para el caso de Málaga y mediterráneo oceánico para el caso de Cádiz, cuya temperatura media anual oscila entre 17°C y 19°C y con una precipitación anual entre 500-750 mm entre estas localidades.

En cada olivar (Tabla I), se colocaron 4 o 6 nidales de abejas (dependiendo del tamaño de la finca) teniendo en cuenta diversos parámetros para su estudio, como el tipo de manejo (olivar con o sin cubierta), zona de colocación de los nidales (productivo, si está en zonas dentro de la matriz del cultivo o improductivo, si está ubicado en el parche de vegetación natural o seminatural cercano al cultivo) y complejidad paisajística (baja, intermedia y alta) pudiéndolos observar en la Tabla I cada uno de esos parámetros:

Localidad	Olivar	Tamaño de la finca	Nº de Bee Hotels	Tipo de paisaje	Manejo de cubierta
Jaén	Ardachel, Torres de Albánchez (Manejo convencional)	Grande	6 bee Hotels	Complejidad alta	Sin cubierta
	Ardachel, Torres de Albánchez (Manejo orgánico)		6 bee Hotels		Con cubierta
Jaén	Benzalá (Manejo convencional)	Pequeña	4 bee Hotels	Complejidad baja	Sin cubierta
	Benzalá (Manejo orgánico)		4 bee Hotels		Con cubierta
Jaén	Cortijo de Guadiana Extensivo (Manejo convencional)	Grande	6 bee Hotels	Complejidad intermedia	Sin cubierta
	Cortijo de Guadiana Extensivo (Manejo orgánico)		6 bee Hotels		Con cubierta
Málaga	Finca La Torre (Manejo convencional)	Grande	6 bee Hotels	Complejidad alta	Sin cubierta
	Finca La Torre (Manejo orgánico)		6 bee Hotels		Con cubierta
Sevilla	Gascón, David Lantejuela (Manejo convencional)	Pequeña	4 bee Hotels	Complejidad baja	Sin cubierta
	Gascón, David Lantejuela (Manejo orgánico)		4 bee Hotels		Con cubierta
Sevilla	Ojuelos (Manejo convencional)	Grande	6 bee Hotels	Complejidad baja	Con cubierta
	Ojuelos (Manejo orgánico)		6 bee Hotels		Sin cubierta
Córdoba	Olivar de La Luna (Manejo convencional)	Grande	6 bee Hotels	Complejidad intermedia	Sin cubierta
	Olivar de La Luna (Manejo orgánico)		6 bee Hotels		Con cubierta
Cádiz	Rancho del Herrador (Manejo convencional)	Pequeña	4 bee Hotels	Complejidad alta	Sin cubierta
	Rancho del Herrador (Manejo orgánico)		4 bee Hotels		Con cubierta
Jaén	Tobazo (Manejo convencional)	Grande	6 bee Hotels	Complejidad intermedia	Sin cubierta
	Tobazo (Manejo orgánico)		6 bee Hotels		Con cubierta

Tabla I. Características paramétricas de cada par de fincas.

Estos parámetros nos permitirán estudiar simultáneamente cómo afecta el tipo de manejo y la complejidad del paisaje, así como su interacción con estructura de las redes de planta-polinizador.

En la Figura III podemos observar un mapa con la localización de cada finca en los que se instalaron las cajas nido:



Figura III. Localización de las zonas de muestreo indicadas por un punto rojo. Cada localidad tiene un par de olivares, el experimental (manejo extensivo) y el control (manejo intensivo).

Los nidales fueron instalados antes del comienzo de la primavera (marzo del 2017), evitando así el inicio del periodo de vuelo de las especies, y distribuidas en diferentes puntos de cada par de fincas revisándose periódicamente y habiendo retirado parte del material ocupado durante los meses de mayo y junio y en su totalidad, en los meses de octubre y noviembre de 2017.

3.2.- Material y método de muestreo

En este estudio, se fabricaron 96 nidales para abejas solitarias. Para su elaboración, se empleó como base principal un bloque de hormigón utilizado para la construcción de dimensiones de 20 cm x 40 cm x 20 cm. Dentro de este, introducimos distintos materiales de diferente diámetro, cañas de carrizo de 12, 15 o 20 mm y cañas de bambú de 9 mm, que serán ocupados por diversos polinizadores como nido. Cada nidal contiene diversas cañas de diferente dimensión y troncos de madera con perforaciones aleatorias ya que muchas abejas solitarias anidan en agujeros ubicados en árboles. Estos nidales se colocaron tanto en zonas improductivas (parches de vegetación natural o seminatural) como en zonas productivas (matriz de olivar).



Figura IV. Cajas nido fabricadas con diferentes materiales, pudiéndose observar los huecos ocupados por insectos silvestres.

3.2.1.- Proceso de extracción y procedimiento experimental

Después de haber retirado los nidales de la zona de estudio, se procedió a su clasificación y aislamiento en un jardín experimental. Cada tronco de madera, caña de carrizo y bambú fueron separados en bolsas de tul para evitar la huida de los insectos y fueron identificados con etiquetas donde se indicaban el nombre de la finca, el código del punto donde se encontraba, el tipo de manejo, la fecha de extracción y, finalmente, un número independientemente de cada material (caña de carrizo o bambú) obteniéndose en total 1030 cañas de diversas dimensiones cada una.

Nuestro estudio, basándose en el análisis de polen, nos permite la detección de enlaces que involucran las especies, incluyendo especies raras y especies con bajas tasas de visita, lo que requeriría períodos de observación muy largos en el campo. Por tanto, el uso de datos de polen nos permite revelar un número importante de interacciones no detectadas en estudios de campo centrados en plantas dando resultados muy significativos en algunas propiedades fundamentales de la estructura de nuestra red y proporcionando una visión más completa de las redes de interacción planta-polinizador (Bosch et al., 2009).

Para una posterior identificación de las distintas especies de polen y especies de polinizadores, se procedió a abrir cada caña de carrizo o bambú comenzando por el material correspondiente a la fecha de la primera retirada del medio (finales de primavera/principios de verano), introduciendo así cada artrópodo en tubos eppendorf etiquetados correctamente para su identificación. Muchos de los insectos no habían llegado a estado adulto, por lo que se procedió a su incubación a temperatura ambiente en tubos eppendorf perforados (Anexo I).

Tras la retirada de los diversos insectos o crisálidas de las cañas de carrizo o bambúes, se procedió a extraer muestras de polen de los mismos, realizando 3 réplicas en caso de encontrar alto contenido polínico. Para esta recolección de polen, se utilizó un bastoncillo de algodón en cada caña, pudiendo así extraerlo de las paredes de cada material. Después de la extracción, el bastoncillo de algodón es llevado a un portaobjetos y con ayuda de una paleta o bisturí lavado previamente, se procede a su colocación. Al tener la muestra de polen colocada encima del portaobjetos, se le aplica la técnica de Beattie (1971) que consiste en añadir una preparación de glicerogelatina o gelatina glicerizada teñida con fucsina básica o azul

de metileno ayudando así a la fijación permanente (fossilización artificial) de la muestra (Louveaux *et al.*, 1978; Lieux, 1980).

Después de añadir la glicerogelatina, se distribuye la muestra por el portaobjetos con la ayuda de un punzón previamente lavado, para una mejor tinción de los granos de polen que pudiera contener la caña o bambú y para una mejora para su posterior visión al microscopio óptico. Una vez distribuida la muestra por el portaobjetos, se coloca un cubreobjetos encima de la preparación y se deja secar. Los materiales como punzones, bisturíes y paletas son lavados previamente en cada uso para evitar el riesgo a una contaminación de la muestra. Finalmente, se procederá a su análisis al microscopio óptico, utilizando una cuadrícula milimetrada colocada debajo del portaobjetos para una mejor identificación.

Cada abeja encontrada se relacionó con las especies de polen de la misma caña asumiendo que esa especie de abeja recogió ese polen lo que permite construir las redes de interacción.

Para la identificación del polen, se ha utilizado el Atlas Polínico de Andalucía Occidental (Valdés, Díez, & Fernández, 1987) y la colección de polen de referencia de determinadas muestras de campo recogidas durante el periodo de estudio en esas parcelas.

3.3.- Parámetros de red.

Las métricas calculadas en cada red de interacción fueron:

- a) Conectividad ponderada: número de enlaces de todos los enlaces posibles en la red de interacción.
- b) Densidad de enlace: es una métrica que se calcula a partir del número de enlaces en la red dividido por el número de especies mostrando así, el grado de generalidad de la red.
- c) Índice de Diversidad de Shannon: diversidad de interacciones de la red.
- d) Superposición de nicho: promedio de similitud de las interacciones, es decir, si las especies comparten o no nicho ecológico.
- e) Robustez: número de extinciones secundarias que se producen al eliminar especies aleatoriamente.

3.4.- Análisis de datos.

Para deducir la diversidad de especies de polen que las abejas acarrearón en cada finca y situación experimental, se ha calculado la diversidad alfa, es decir, la riqueza de especies (número de especies) de una comunidad a la que consideramos homogénea. Así, usando el software *EstimateS* (Colwell, 2013) se obtuvo para cada finca la riqueza específica estimada (para evitar infraestimar la estima de diversidad, la riqueza específica fue proyectada a un factor de dos veces el tamaño muestral) y el valor del estimado de la diversidad *Chao2*, que tiene en cuenta en su estima de diversidad la rareza. Asimismo, se obtuvo un estimador de la diversidad beta, es decir, el grado de reemplazo o de diferenciación en la composición de especies entre diferentes comunidades en un ecosistema (Whittaker, 1972). Para ello, para cada finca obtuvimos un valor de diversidad beta basado en el “Coeficiente de similitud de Jaccard” (Martella et al., 2012) entre las zonas productivas e improductivas de la finca.

Después, calculamos las métricas más importantes de la red, las variables respuesta como conectividad ponderada, densidad de enlace, Índice de Diversidad de Shannon, superposición de nicho y robustez para cada red bipartita. Para esto, utilizamos el “paquete Bipartite” del programa *Rstudio*. Seguido de esto, ejecutamos los modelos lineales generales de efectos mixtos (GLM) para analizar la importancia del manejo de la cubierta herbácea, la complejidad del paisaje y su interacción paisaje y manejo (factores fijos) en estas métricas de red, es decir, las propiedades de la comunidad, verificando las suposiciones de los modelos. La localidad se incluyó como factor aleatorio.

Los modelos se compararon con determinados parámetros, siendo estos los factores que inducen la variación, complejidad del paisaje, tipo de manejo y su interacción, con un modelo nulo utilizando pruebas ΔAIC y ANOVA para las diferencias significativas. Las pruebas de verosimilitud ΔAIC (Criterio de información de Akaike) predice como de justado es nuestro modelo y se obtiene restando el ΔAIC de los modelos que compiten (el modelo nulo y nuestro modelo), donde podemos interpretar que una reducción de $\Delta AIC > 2$ implica una diferencia significativa entre esos dos modelos, bajo el criterio del valor más bajo de ΔAIC (Blüthgen et al., 2008).

4.- Resultados.

Al finalizar la parte experimental y el análisis de cada material ocupado distribuidos por las zonas de estudio, se obtuvieron un total de 13 especies abejas solitarias de la familia *Megachilidae* (Anexo II) y un total de 23 familias de plantas con flores de las cuales, se han identificado 70 tipos polínicos (Anexo II, Anexo III).

En la Tabla II, se puede observar la diversidad alfa en dos métodos, donde *Sestimada* son los valores del número de especies de plantas que deseamos conocer, es decir, la riqueza estimada y *Chao2*, son los valores observados del número de especies incluyendo datos de ausencia y presencia. Con esta tabla podemos evaluar en qué zona de las 9 par de fincas las abejas pecorean más flores para la recogida de polen.

Tabla II. Resultados de Diversidad alfa para cada finca dependiendo del tipo de manejo. *Sestimada* y *Chao2* con sus respectivos errores.

Finca	Manejo	Diversidad α	
		<i>Sestimada</i>	<i>Chao2</i>
Benzalá	Extensivo-Orgánico	21.2 (3.07)	22 (5.55)
	Intensivo	19.3 (2.88)	19.1 (3.16)
Cortijo de Guadiana	Extensivo-Orgánico	34 (1.28)	33.8 (1.14)
	Intensivo	27.2 (3.27)	27.2 (3.75)
David Lantejuela	Extensivo-Orgánico	28.1 (3.8)	28.6 (4.91)
	Intensivo	21.1 (1.51)	20.75 (1.26)
Finca La Torre	Extensivo-Orgánico	32.2 (4.49)	33.5 (6.23)
	Intensivo	17.4 (3.98)	18 (5.6)
Ojuelos	Extensivo-Orgánico	26.5 (4)	27.25 (5.39)
	Intensivo	25.05 (3.98)	25.8 (5.63)
Oliva de La Luna	Extensivo-Orgánico	24.65 (5.77)	34 (15.6)
	Intensivo	10.5 (0.97)	10.3 (0.74)
Rancho del Herrador	Extensivo-Orgánico	19.9 (3.18)	19.85 (3.62)
	Intensivo	7.2 (2.59)	6.5 (2.26)
Torres de Albánchez	Extensivo-Orgánico	31.7 (2.58)	31.4 (2.63)
	Intensivo	31.8 (3.06)	31.75 (3.37)
Tobazo	Extensivo-Orgánico	31.9 (3.15)	31.75 (3.51)
	Intensivo	33.8 (3.15)	33.75 (3.51)
Total	Extensivo-Orgánico	71.4 (3.75)	71.4 (4.25)
	Intensivo	55.6 (2.47)	55.3 (2.36)

Podemos deducir observando los resultados que la diversidad de especies de plantas, es mayor en el manejo extensivo-orgánico que en el manejo intensivo siendo mayor en Cortijo de Guadiana, una finca de olivar con complejidad intermedia de paisaje. Solo en las fincas de Torres de Albánchez y Tobazo, los resultados de los tipos de manejo no se diferencian mucho siendo mayor en el manejo intensivo en el Tobazo. Esto puede deberse a la complejidad de paisaje (intermedia en este caso) o a la escasa diferencia entre manejos en cada par de fincas. El resultado más bajo de diversidad de especies de plantas lo adquiere la finca Rancho de Herrador, de complejidad de paisaje alta pero no se diferencia demasiado de parcelas de complejidad baja como Benzalá.

Con los datos obtenidos de diversidad de especies para cada finca, se ha construido dos gráficas (Figura V y VI) frente a la complejidad de paisaje en el cual se encuentren, donde podemos observar una forma curva con un máximo a niveles intermedios en ganancia en diversidad, enseñándonos una diferencia significativa entre el manejo extensivo-orgánico y el manejo intensivo-convencional a partir de los niveles de paisaje.

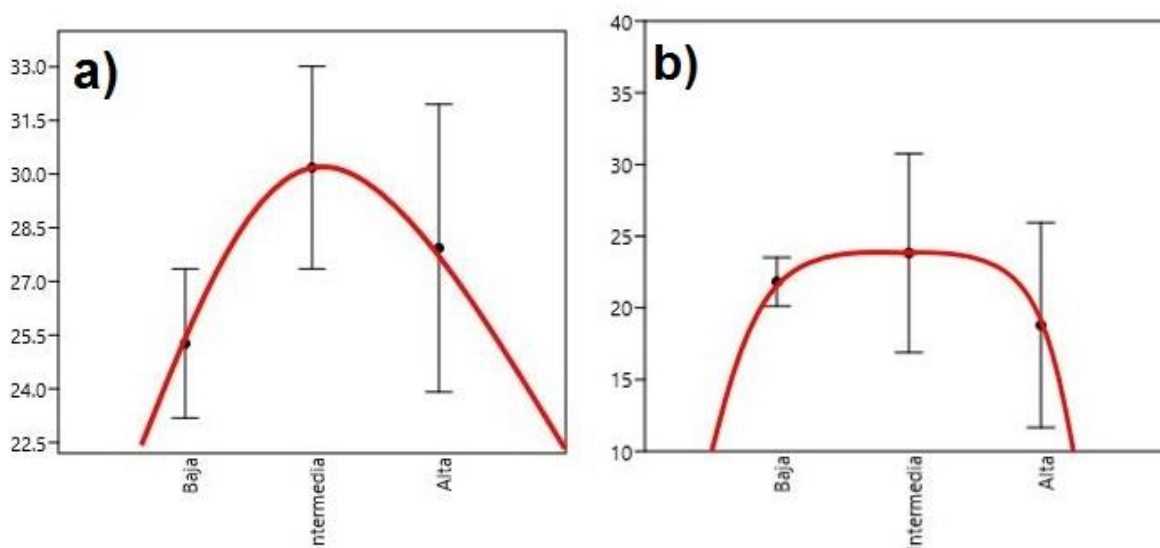


Figura V y VI. Representación de la riqueza de especies frente a la complejidad de paisaje siendo a) manejo extensivo-orgánico y b) manejo intensivo-convencional.

Para evaluar la diversidad beta, hemos calculado el índice de similitud de Jaccard, es decir, hemos comparado en cada tipo de manejo en cada área de estudio, las especies de plantas que aparecen en la zona productiva (cultivos) y en la zona improductiva (parches de vegetación natural o seminatural) para obtener así el grado de semejanza por las especies presentes en ellas. Estos valores oscilan entre 0 y 1, siendo 0 cuando no hay especies compartidas entre ambas zonas y hasta 1, cuando las dos zonas tienen la misma diversidad de especies.

Tabla III. Resultados de Diversidad beta para cada finca dependiendo del tipo de manejo comparando zonas productivas y zonas improductivas.

Finca	Manejo	Diversidad β
Benzalá	Extensivo-Orgánico	0.38
	Intensivo	0.44
Cortijo de Guadiana Extensivo	Extensivo-Orgánico	0.3
	Intensivo	0.4
David Lantejuela	Extensivo-Orgánico	0.17
	Intensivo	0.62
Finca La Torre	Extensivo-Orgánico	0.28
	Intensivo	0.54
Ojuelos	Extensivo-Orgánico	0.43
	Intensivo	0.45
Oliva de La Luna	Extensivo-Orgánico	0.25
	Intensivo	0.5
Rancho del Herrador	Extensivo-Orgánico	0.31
	Intensivo	0.2
Torres de Albánchez	Extensivo-Orgánico	0.33
	Intensivo	0.46
Tobazo	Extensivo-Orgánico	0.43
	Intensivo	0.6

El resultado final es la disimilaridad en cada área de estudio según el tipo de manejo comparándose las zonas productivas con improductivas. La más semejantes entre zonas productivas e improductivas son las fincas de olivar David Lantejuela y Tobazo en manejo intensivo con un 0,6 de similaridad. Con estos resultados podemos decir que la diferencia entre zonas productivas e improductivas es mayor en el manejo extensivo-orgánico en la mayoría de las fincas.

A parte del cálculo de la diversidad de especies de plantas, hemos evaluado el número total de especies de plantas para cada condición y el número de interacciones acumuladas sumando las matrices obtenidas de cada finca en la construcción de las redes de interacción.

Tabla IV. Resumen de riqueza de tipos polínicos y número de interacciones para cada condición del estudio.

Tipo de Manejo	Complejidad Paisaje	Número de tipos polínicos	Número de interacciones
Todos	Todos	70	2185
Ecológico	Todos	66	1145
Convencional	Todos	53	1040
Ecológico	Baja	38	332
Ecológico	Intermedia	44	512
Ecológico	Alta	49	301
Convencional	Baja	37	448
Convencional	Intermedia	39	413
Convencional	Alta	31	179

Podemos observar que hay más tipos polínicos e interacciones entre polinizadores y plantas en el manejo ecológico, encontrándose más tipos polínicos en manejo ecológico en complejidad de paisaje alta y más interacciones en manejo ecológico en complejidad de paisaje intermedia. En las Figuras VII y VIII están representadas estos valores frente a los diferentes tipos de complejidad de paisaje. Podemos observar en la Figura VII qué para el total de tipos polínicos, hay mayor riqueza de especies en el manejo extensivo que en el manejo intensivo. Al igual que en la anterior figura, en la Figura VIII, podemos observar el número de interacciones entre especies entre tipo de manejo siendo mayor riqueza de especies en el manejo extensivo que en el manejo intensivo.

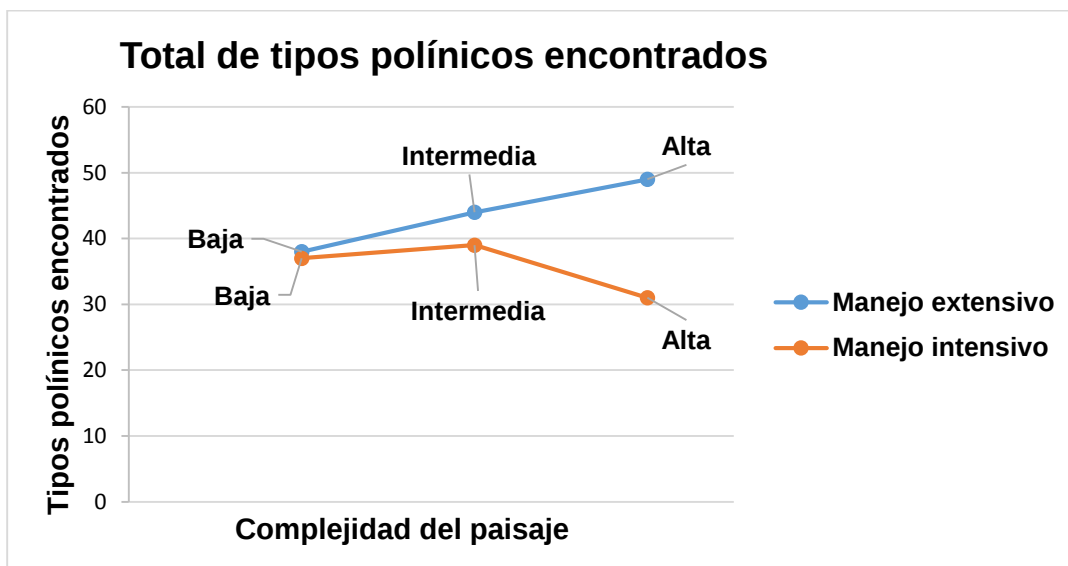


Figura VII. Representación del total de tipos polínicos encontrados para cada tipo de manejo frente a la complejidad de paisaje.

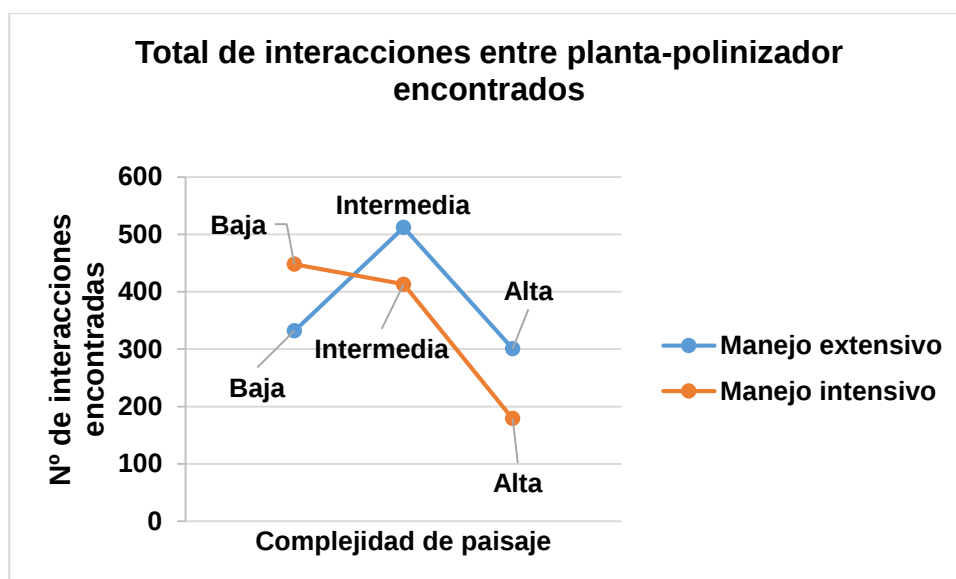


Figura VIII. Representación del total de interacciones entre planta-polinizador encontrados para cada tipo de manejo frente a la complejidad de paisaje.

Se han construido 18 redes de interacción planta-polinizador, dos por finca de estudio y para cada tipo de manejo (Anexo IV, Anexo V). Podemos observar en las redes, especies presentes en la mayoría de las zonas de estudio como especies de la familia *Boraginaceae* (*Echium sp.*), *Asteraceae* o *Fabaceae* y otras no tan abundantes, pero con alta importancia como especies de la familia *Fagaceae* (*Quercus sp.*). Hay algunas especies de plantas que solo aparecen en una o dos fincas de olivar como es el caso de *Anchusa sp.* que solo aparece en La Torre, *Centranthus calcitrapae* en Benzalá, *Cistus albidus* en Rancho de Herrador, *Herniaria cinérea* en Ojuelos y David Lantejuela (las dos fincas ubicadas en Sevilla), *Muscari sp.* en Benzalá y Cortijo Guadiana Extensivo (las dos fincas ubicadas en Jaén) y *Ranunculus arvensis* y *Vicia sativa* en David Lantejuela. También ocurre con las especies de abejas solitarias, como es el caso de *Anthidium melanorum* que solo aparece en Ojuelos y Olivar de La Luna, *Megachile leachella* en Rancho del Herrador y *Heriades crenulatus* en Torres de Albánchez. Las especies *Osmia adunca* y *Osmia submicans* aparecen en la mayoría de fincas.

Lo esperable en las conclusiones es la obtención de resultados complejos que nos indiquen una mayor diversidad y complejidad estructural en las redes de interacción de olivares con manejo extensivo-orgánico (ecológico), siendo estas, por ejemplo, más robustas ante perturbaciones y con una mayor conectividad y estabilidad. También se espera un resultado semejante en los olivares con una complejidad de paisaje más elevada pero que las diferencias en esos efectos de manejo se maximicen a complejidades del paisaje intermedias, como predice nuestra hipótesis.

A partir de los datos de abundancia (visitas de abejas a la flor) y el número de especies presentes en las redes, se han calculado las siguientes variables comparando el modelo nulo con nuestro modelo (Anexo VI):

- Índice de Diversidad de Shannon-Weaver: los resultados para esta variable, nos indican que hay diferencia entre tratamientos ($p\text{-value} > 0,0261$), por lo tanto, es significativo, por lo que según esta variable, la diversidad de interacciones entre especies mejora en manejo orgánico. A mayor diversidad de interacciones que posea nuestras redes, mayor será su resistencia frente a perturbaciones. Según el Índice de Diversidad de Shannon-Weaver, el modelo aumenta en 0,5 veces al pasar de un modelo intensivo y convencional a un modelo extensivo y orgánico.
- Conectividad ponderada: para esta variable, hemos obtenido una pequeña diferencia entre tratamientos, es decir, es marginalmente significativo, ya que al comparar la interacción paisaje y tipos de manejo la $p\text{-value}$ es mayor a 0,05 pero hay diferencia entre estos modelos. Se podría decir que en modelo ecológico tiene más zonas beneficiosas para los polinizadores que en el modelo convencional. Un aumento de la conectividad ponderada refleja una distribución más uniforme de los flujos de especies.
- Robustez: Según nuestros resultados para esta variable, hay diferencia entre tratamientos, es decir, es significativo ($p\text{-value} > 0,0376$), por lo que el modelo extensivo y orgánico es más robusto que el modelo intensivo o convencional. A mayor robustez de la red, mayor será su resistencia frente a perturbaciones y no se propagará en la red de interacciones.
- Densidad de interacciones: los resultados son significativos ya que, al comparar el modelo nulo con el modelo de interacción entre paisaje y tipo de manejo, hemos obtenido que hay diferencias entre estos modelos al ser la $p\text{-value} >$

0.003822, por lo que habrá más densidad de interacción en el modelo extensivo y orgánico que en el modelo convencional. Según esta variable, el modelo aumenta o mejora en 2,4 veces al pasar de un modelo intensivo y convencional a un modelo extensivo y orgánico.

- Superposición de nicho HL (nivel trófico superior): los resultados son significativos ($p\text{-value} > 0.0122$), obteniendo diferencias en la interacción entre el paisaje y el tipo de manejo, habiendo menos superposición de nichos de especies de abejas en el manejo extensivo y orgánico que en el manejo intensivo o convencional.
- Superposición de nicho LL (nivel trófico inferior): los resultados son significativos ($p\text{-value} > 0.038$), obteniendo diferencias entre tratamientos, habiendo menos superposición de nichos de especies de plantas en el manejo extensivo y orgánico que en el manejo intensivo o convencional, por lo que las especies de plantas no sufrirían una mayor perturbación al extinguirse otra especie que interactúa con ellas.

En la Tabla V podemos observar que el ΔAIC de todas las variables respuesta menos de la conectividad ponderada hay mayor verosimilitud, es decir, nuestro modelo es más ajustado que el modelo nulo. En la variable conectividad apenas se nota la diferencia entre modelo nulo y nuestro modelo.

Tabla V. Comparación entre diversas condiciones usando la prueba función de verosimilitud (ΔAIC) para las variables respuesta. idóneo

Variable respuesta	Variable explicativa	ΔAIC
Diversidad de Shannon	Manejo	4
Conectividad ponderada	Interacción entre complejidad y manejo	-0,851
Robustez	Manejo	2,56
Densidad de interacciones	Interacción entre complejidad y manejo	4,39
Superposición de nicho (HL)	Interacción entre complejidad y manejo	1,73
Superposición de nicho (LL)	Manejo	2,42

En resumen, lo que predicen los modelos respecto a la variación de los parámetros de red (variables respuesta en estos modelos) es que el tipo de manejo afecta en general a los parámetros de red, siendo mejor en manejo extensivo y orgánico que el manejo intensivo o convencional. La complejidad del paisaje contribuye menos a la variación en los parámetros de las redes abejas solitarias-plantas (determinadas a través de tipos polínicos), y en todo caso, su influencia fue a través de como el manejo dependió del paisaje (en el caso de la densidad de interacciones y la superposición del nicho HL), no pudiendo corroborar nuestra hipótesis.

5.- Discusión.

De los resultados comentados anteriormente, podemos deducir que el manejo extensivo y orgánico es favorable para la diversidad de tipos polínicos que transportan las abejas solitarias a sus nidos para alimentar a sus larvas y para la complejidad de las redes de interacciones que estos polinizadores establecen con las plantas en los olivares. Un olivar ecológico trata de favorecer los procesos de regulación natural de las plagas, la recuperación de la biodiversidad, la fertilidad y el control de la erosión del suelo, la productividad y rentabilidad de la actividad agraria (Martínez, Simón & Jiménez, 2008). La efectividad de las medidas agroambientales que están implementando a los cultivos, ya sean de olivar u otros, por ejemplo, el cambio entre manejo convencional a manejo ecológico sigue siendo un tema de debate. Dado el gran gasto europeo, es importante saber si las medidas agroambientales mejoran la biodiversidad del ecosistema, pero la falta de estudios que realice evaluaciones al respecto no permite un juicio general sobre esa efectividad. Kleijn & Sutherland (2003) hicieron un estudio revisando literatura sobre la efectividad de las medidas agroambientales sobre la biodiversidad y concluyeron que aproximadamente la mitad de esos artículos carecen de efectos positivos sobre la biodiversidad.

A partir de esa revisión, ha habido una gran cantidad de artículos publicados sobre esta efectividad demostrando que las medidas agroambientales mejoran la biodiversidad localmente (Batáry *et al.*, 2015). Así, estos estudios se asemejan a nuestra investigación ya que han sido realizados principalmente en áreas de cultivo intensivo, pero son escasos los estudios sobre la efectividad en áreas con una agricultura extensiva (Kampmann *et al.*, 2012) o comparando ambas. Nuestro estudio va más allá de buscar solo la efectividad sobre las buenas prácticas entre cultivo extensivo y orgánico y cultivo intensivo o convencional, sino que también tiene en

cuenta si la biodiversidad está influenciada por la estructura del paisaje. Las hipótesis sobre la relación entre la efectividad de las prácticas agroambientales y la estructura de paisaje y el contraste ecológico han sido confirmadas por numerosos estudios (Batáry *et al.*, 2011; Scheper *et al.*, 2013; Tuck *et al.*, 2014; Hammers, *et al.*, 2015). Un ejemplo de estos estudios fue el realizado por Batáry *et al.* (2011), donde dedujo que la efectividad de las medidas agroambientales es positiva en áreas de cultivo cuyo paisaje es simple pero no en cultivos cuyo paisaje es complejo confirmándose con una investigación sobre la biodiversidad de polinizadores en estos cultivos (Scheper *et al.*, 2013), llevándonos a la conclusión de que las buenas prácticas sobre el ecosistema mejora las interacciones mutualistas, en este caso, interacción planta-polinizador (Emer *et al.*, 2016).

Dejando de lado por ahora los tipos de manejo y centrándonos en los polinizadores, está totalmente confirmado que la diversidad y la abundancia de las abejas silvestres aseguran la entrega de servicios ecosistémicos y el mantenimiento de la diversidad del ecosistema (Tscheulin *et al.*, 2011) pero estas abejas también dependen de la diversidad de plantas nativas (Morandi & Kremen, 2013). En nuestro estudio, numerosas especies vegetales presentes en las cubiertas de los caminos de los cultivos de olivar influyeron en el mantenimiento y conservación de la diversidad de abejas solitarias. Por ejemplo, la especie *Echium sp.* está muy representada en la mayoría de las zonas de estudio y se puede comprobar que es frecuentemente visitada por determinadas abejas al igual que han reflejado otros estudios (por ejemplo, Campos *et al.*, 2017). También podemos observar, en ocasiones, el pecoreo de especies como *Olea europaea* o *Quercus sp.*, observado también en otros estudios (Bosch *et al.*, 1993; Vicens *et al.*, 1993; Campos *et al.*, 2017).

El papel de la riqueza de especies de polinizadores presentes en un área en la facilitación de las funciones del ecosistema ha sido un foco de investigación ecológica durante décadas donde los experimentos de campo y laboratorio muestran claramente que muchas de las funciones del ecosistema disminuyen con el decrecimiento de la riqueza de especies (Cardinale *et al.*, 2012; Tilman, Isbell & Cowles, 2014). Nuestros resultados, unidos a lo arrojado por otros estudios que utilizaron “Bee Hotels” sugieren una eficiencia positiva de la utilización de cajas nido para la restauración del ecosistema (MacIvor & Packer, 2015; Fortel *et al.*, 2016). Así, las abejas solitarias registradas en los olivares de estudio transportaron un número considerable de tipos

polínicos (posiblemente 70 especies distintas), contribuyendo a la polinización de estas plantas. Otros estudios donde se usaron “Bee Hotels” obtuvo una gran aceptación por las abejas silvestres aumentando así esa riqueza de especies y favoreciendo la polinización (Fortel *et al.*, 2016). Puesto que es probable que la disminución de los polinizadores en un área sometida a perturbación disminuya el éxito de la polinización (Biesmeijer *et al.*, 2006; Lundgren *et al.*, 2013; Thomann *et al.*, 2013), prácticas de restauración de lugares de nidificación que permitan el asentamiento de mayor número de polinizadores (en términos de abundancia y número de especies, como es el caso de los “Bee Hotels”) son altamente recomendables.

Todas las especies están vinculadas en redes de interacciones mutualistas y antagonistas (Paine, 1988). La importancia de conservar estas interacciones y los procesos asociados, así como las especies que las componen, se ha enfatizado repetidamente (Janzen, 1974; Kearns *et al.*, 1998; Van der Putten, 2004), ya que los seres humanos dependemos de los servicios ecosistémicos asociados con las interacciones de las especies, como la polinización y el control biológico de plagas (Costanza *et al.*, 1997).

En este sentido, nuestro estudio complementa los numerosos análisis de redes de interacciones entre plantas y polinizadores de la última década (Memmott, 1999; Dicks *et al.*, 2002; Olesen & Jordano, 2002; Bascompte *et al.*, 2003; Jordano *et al.*, 2003; Vázquez & Aizen, 2004; Santamaría & Rodríguez-Gironés, 2007; Petanidou *et al.*, 2008). Estos estudios se basan en censos de polinizadores realizadas a nivel comunitario proporcionando una visión coherente de la estructura de las redes de interacción planta polinizador (Bosch *et al.*, 2009). Los enfoques de red de interacciones han mejorado enormemente nuestra comprensión de la respuesta de la comunidad frente a gradientes ambientales naturales y antropogénicos pero, aunque estos enfoques aún se enfrentan a desafíos analíticos y de muestreo, los avances en el tratamiento de determinadas variables respuesta están avanzando en este campo y mejorando la capacidad de predicción (Tylianakis & Morris, 2017).

Las redes de interacción, como las documentadas en este estudio, son solo un subconjunto de interacciones aisladas de una red de redes mucho más entrelazadas y complejas con enlaces tróficos y no tróficos directos e indirectos (Pocock, Evans &

Memmott, 2012) habiendo un número limitado de investigaciones sobre la variación de la red a lo largo de determinados gradientes debido a la dificultad de cuantificar las interacciones entre especies (Pellissier *et al.*, 2018).

Nuestros resultados de diversidad de especies, tanto de insectos polinizadores como de plantas silvestres o cultivadas, reflejan la existencia de variación entre tipos de manejo, dándose en las fincas de olivar de manejo convencional una diversidad más homogénea. Esta homogeneización puede ocurrir cuando las comunidades de especies que interactúan se vuelven similares en los paisajes agrícolas (Dormann *et al.*, 2007; Brittain *et al.*, 2010; Cardinale *et al.*, 2012). Esta comparación de comunidades a lo largo de determinados gradientes, se ha utilizado tradicionalmente para la mejor comprensión de cómo las condiciones ecológicas cambiantes configuran la estructura de los conjuntos de especies como, por ejemplo, la riqueza de especies (por ejemplo, Whittaker, Willis & Field, 2001; Macpherson, 2002). En resumen, la relación que se ha observado entre las abejas solitarias y el hábitat y la modificación de este entre manejo extensivo y orgánico y manejo intensivo- convencional, refleja cambios en las redes planta-polinizadores (Reyes-Novelo *et al.*, 2009). Esto ha sido abordado en varios estudios (Allen-Wardell *et al.*, 1998; Brown & Albrecht, 2001; Cane, 2001; Williams *et al.*, 2001; Goverde *et al.*, 2002; Klein *et al.*, 2002; Santos-Leal *et al.*, 2006; Winfree *et al.*, 2007; Brosi *et al.*, 2008; Ricketts *et al.*, 2008; Steffan-Dewenter & Westphal, 2008).

En los olivares estos cambios son en el sentido de que el manejo intensivo de las cubiertas con herbicidas y el uso de pesticidas conllevan una simplificación de las redes de interacción planta-polinizador en mucha mayor medida de lo que incidió la simplificación del paisaje. Estos cambios fueron no solo en términos de riqueza de tipos polínicos transportados a los nidos, sino también en densidad de interacciones y robustez de la red ante la perturbación. Además, en términos generales, el impacto de la agricultura intensiva convencional sobre la red y diversidad de tipos polínicos transportados fue independiente de la complejidad del paisaje. Esto significa que la conversión de agricultura convencional a agricultura ecológica es beneficiosa para la riqueza de tipos polínicos que transportan los polinizadores (y por tanto presumiblemente para su servicio de polinización de las plantas con flores) en cualquier tipo de paisaje. Nuestros resultados no corroboran en este sentido la hipótesis de la complejidad intermedia del paisaje, puesto que la ganancia en el

servicio de polinización (en términos de número de especies de polen acarreado por las abejas solitarias) debido a la práctica agroambiental no estaría siendo máxima a niveles intermedios del paisaje. Nuestros resultados difieren de lo encontrado en un estudio paralelo (realizado con los mismos nidos artificiales en los olivares de estudio) donde se mostró que el aumento en la tasa de colonización de los nidos por abejas solitarias en agricultura ecológica con respecto a convencional dependía del paisaje, alcanzando un máximo a niveles intermedios de complejidad (Martínez-Núñez *et al.*, en preparación), mostrando que abundancia y diversidad de abejas solitarias puede responder de forma diferente a la combinación del juego del manejo agrícola y la complejidad del paisaje.

Se han realizado pocos estudios sobre diversidad de polinizadores en olivar (Nielsen *et al.*, 2011; Campos *et al.*, 2017) y más escasa es aún la atención a cómo son afectados por manejo o paisaje (Tscheulin *et al.*, 2011). Estos últimos autores mostraron que la respuesta de las comunidades de abejas a los cambios en el paisaje era mejor predichas por rasgos ecológicos de las abejas o por grupos funcionales que por la riqueza de especies. Igualmente son extremadamente raros los estudios sobre servicio de polinización de las cubiertas herbáceas en olivar por insectos (quizás uno de los primeros sea Campos *et al.*, 2017). Aunque Campos *et al.* (2017) identificaron interacciones frecuentes frente a otras escasas, no se vincularon con manejo o paisaje. La aportación de este estudio es por tanto singular y de especial relevancia al saltar de nivel y tratar de explicar no solo efectos combinados de paisaje y manejo sobre polinización, sino también sobre redes de interacciones y, por tanto, sobre los pilares que sostienen la biodiversidad, sugiriendo que la agricultura intensiva-convencional está afectado seriamente al servicio de polinización y a las redes de interacciones planta-polinizador, promoviendo pérdida local de interacciones.

En general, podemos concluir que, desde el punto de vista de la conservación de las interacciones y el servicio de polinización, la principal prioridad sería el mantenimiento de cubiertas herbáceas y que su práctica es efectiva en cualquier tipo de paisaje con beneficios para el servicio de polinización y la complejidad y estabilidad de las redes de polinización. Nuestros resultados en este sentido coinciden con algunos estudios realizados que mostraron que la implementación de esquemas agroambientales en varias zonas de estudio (cambio del manejo tradicional al manejo orgánico o ecológico) puede semejar a los efectos de los hábitats seminaturales en todo el

paisaje, demostrando así, los efectos positivos de la agricultura orgánica sobre la diversidad de abejas a escala de paisaje (Holzschuh *et al.*, 2008).

La modificación del hábitat y en particular el cambio de uso de tierras a uso agrícola y la intensidad de su manejo son las principales causas de extinciones globales y alteraciones en la abundancia de especies, y constituyen una amenaza para la biodiversidad de muchos ecosistemas (Foley *et al.*, 2005). Sugerimos, al igual que otros autores, que en el futuro las evaluaciones ecológicas se conviertan en parte integral de cualquier esquema, necesitando más investigación para analizar los efectos del paisaje y los diferentes tipos de manejo sobre el ecosistema (Kleijn & Sutherland, 2003).

6.- Conclusiones.

De este estudio derivamos las siguientes conclusiones:

- I. Las cajas nido o “Bee Hotels” son instrumentos eficaces para la restauración de los insectos silvestres. Aún más, pueden ser utilizados para averiguar el distinto servicio de polinización que realizan distintas especies de polinizadores e identificar interacciones que pueden ser difíciles de observar mediante otros procedimientos como censos u observaciones directas de polinizadores sobre plantas.
- II. Las abejas solitarias promueven la polinización de una gran variedad de especies de la flora herbácea y leñosa del olivar. Se han identificado 70 tipos polínicos pertenecientes a 23 familias botánicas, siendo las especies más importantes de la familia *Boraginaceae*, *Fabaceae* y *Asteraceae*, y 13 especies de abejas solitarias pertenecientes a la familia *Megachilidae*, siendo las especies mayoritarias *Osmia adunca* y *Osmia submicans*. Su conservación parece fundamental por tanto para el mantenimiento de la polinización natural de las plantas con flores en los paisajes agrícolas, incluido la polinización de plantas cultivadas que requieren de polinización entomófila.
- III. El estudio de la utilidad de las redes ecológicas sugiere ideas de aplicación al tipo de manejo de cultivos, en este caso, de cultivos de olivar.
- IV. Según nuestros resultados tanto la diversidad de tipos polínicos transportados como la complejidad de la red planta-polinizador son fuertemente impactadas por la intensidad del manejo agrícola, siendo el efecto del paisaje mucho menos claro. La transformación de manejo intensivo-convencional a manejo extensivo-orgánico o ecológico, influye positivamente en el servicio de polinización y la complejidad y estabilidad de la red planta-polinizador y lo hace independientemente del paisaje, no cumpliéndose la hipótesis de la complejidad intermedia (*Intermediate Landscape Hypothesis*). Por tanto, para la conservación de polinizadores, su función y la estabilidad de las redes planta-polinizador, se recomienda como práctica agroambiental generalizada el mantenimiento de las cubiertas herbáceas.
- V. Nuestro estudio es el primero que enfoca el mantenimiento y conservación de la biodiversidad en olivar a través de un enfoque de redes planta-polinizador. Los resultados son claramente transferibles a la gestión de la biodiversidad e

ilustran la importancia del mantenimiento de las cubiertas herbáceas más allá del mantenimiento de especies, sino en términos funcionales y de estructura de comunidad.

- VI. Son necesarios más estudios que profundicen en las redes planta-polinizador y en otros posibles perturbadores de estas redes como la intrusión en las redes de las abejas domésticas manejadas para producción de la miel o con finalidad de mejorar la polinización de los cultivos.

7.- Bibliografía.

Allen-Wardell, G., Bernhardt, P., Bitner, R., Burquez, A., Buchmann, S., Cane, J., Allen-Cox, P., Dalton, V., Feinsinger, P., Ingram, M., Inouye, D., Jones, C.E., Kennedy, K., Kevan, P., Koopowitz, H., Medellin, R., Medellín-Morales, S., Nabhan, G.P., Pavlik, B., Tepedino, V., Torchio, P. & Walter, S. 1998. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology* 12: 8-17.

Bartomeus, I., Ascher, J. S., Gibbs, J., Danforth, B. N., Wagner, D. L., Hedtke, S. M. & Winfree, R. 2013. Historical changes in northeastern US bee pollinators related to shared ecological traits. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110 (12): 4656-4660.

Bascompte, J. & Jordano, P. 2007. Plant-Animal Mutualistic Networks: the architecture of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38: 567–593.

Bascompte, J., Jordano, P., Melián, C.J. & Olesen, J.M. 2003. The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(16): 9383-9387.

Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D. & Tscharntke, T. 2011. Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environment management a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B* 278: 1894–1902.

Batáry, P., Dicks, L.V., Kleijn, D. & Sutherland, W.J. 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 29 (4): 1006-1016.

Batáry, P., Matthiesen, T. & Tscharntke, T. 2010b. Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic Vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation* 143: 2020–2027.

Beattie, A.J. 1971. A technique for the study of insect-borne pollen. *Pan Pacific Entomologist* 47: 82.

Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18: 182-187.

Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T. et al. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313 (5785): 351-354.

Blüthgen, N., Fründ, J., Vázquez, D.P. & Menzel, F. 2008. What do interaction network metrics tell us about specialization and biological traits. *Ecology*, 89 (12): 3387-3399.

Bonilla, M. A. 1997. Uso de las abejas euglosinas para monitoreo de la biodiversidad en áreas de conservación. *Tacaya* 7: 2-7.

Bosch, J., Martín González, A. M., Rodrigo, A. & Navarro, D. 2009. Plant–pollinator networks: adding the pollinator’s perspective. *Ecology letters* 12(5): 409-419.

Bosch, J., Vicens, N. & Blas, M. 1993. Análisis de los nidos de algunos Megachilidae nidificantes en cavidades preestablecidas (Hymenoptera, Apoidea). *Orsis: organismes i sistemes*, 8, 53-63.

Brittain, C.A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J. & Potts, S.G. 2010. Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic Appl Ecol* 11: 106–115.

Brosi, B.J., Daily, G.C., Shih, T.M., Oviedo, F. & Duran, G. 2008. The effects of forest fragmentation on bee communities in tropical countryside. *Journal of Applied Ecology* 45: 773-783.

Brown, J.C. & Albrecht, C. 2001. The effect of tropical deforestation on stingless bees of the genus *Melipona* (Insecta: Hymenoptera: Apidae: Meliponini) in central Rondonia, Brazil. *Journal of Biogeography* 28: 623-634.

Burkle, L. A. & Alarcón, R. 2011. The future of plant–pollinator diversity: understanding interaction networks across time, space, and global change. *American Journal of Botany* 98(3): 528-538.

Burkle, L.A., Marlin, J.C. & Knight, T. M. 2013. Plant-pollinator interactions over 120 years: loss of species, co-occurrence, and function. *Science*, 339 (6127): 1611-1615.

Campos, M., Alche, J.D., Porcel, M., Paredes, D., Alcalá, R. & Fernández, M. L. 2017. Comunidad de abejas asociadas a las cubiertas vegetales del olivar. *Revista de fruticultura*, (56), 78-87.

- Cane, J.H. 2001. Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict? *Conservation Ecology* 5 (1): 3.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S. & Naeem, S. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59–67.
- Carvalho, L.G., Barbosa, E.R.M. & Memmott, J. 2008. Pollinator networks, alien species and the conservation of rare plants: *Trinia glauca* as a case study. *The Journal of Applied Ecology* 45: 1419–1427.
- Carvalho, L.G., Veldtman, R., Shenkute, A.G., Tesfay, G.B., Pirk, C.W.W., Donaldson, J. S., & Nicolson, S.W. 2011. Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity. *Ecology letters* 14 (3): 251-259.
- Clough, Y., Holzschuh, A., Gabriel, D., Purtauf, T., Kleijn, D., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. 2007. Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. *J Appl Ecol* 44: 804–812.
- Colwell, R. K. 2013. *EstimateS*: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.0. User's guide and application.
- Concepción, E.D. & Díaz, M. 2013. Medidas agroambientales y conservación de la biodiversidad: Limitaciones y perspectivas de futuro. *Ecosistemas* 22(1): 44-49.
- Concepción, E.D., Díaz, M. & Baquero, R.A. 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology* 23: 135-148.
- Concepción, E.D., Díaz, M., Kleijn, D., Báldi, A., Batáry, P., Clough, Y., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Knop, E., Marshall, E.J.P., Tscharntke, T. & Verhulst, J. 2012a. Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. *Journal of Applied Ecology* 49: 695-705.
- Conway, G.R. & Pretty, J.N. 1991. Unwelcome harvest: agriculture and pollution. *Earthscan Publisher, London*.

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630): 253.

Courtney, S.P., Hill, C.J. & Westerman, A. 1981. Pollen carried for long periods by butterflies. *Oikos* 38: 260–263.

Danforth, B.N., Cardinal, S.C., Praz, Z., Almeida, E. & Michez, D. 2013. Impact of molecular data on our understanding of bee phylogeny and evolution. *Annual Review of Entomology* 58: 57-78.

De Heer, M., Kapos, V., & Ten Brink, B. J. E. 2005. Biodiversity trends in Europe: development and testing of a species trend indicator for evaluating progress towards the 2010 target. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 360 (1454): 297-308.

Díaz, M. & Tellería, J. 1994. Predicting the effects of agricultural changes in central Spanish croplands on seed-eating overwintering birds. *Agriculture, ecosystems & environment* 49(3): 289-298.

Dicks, L.V., Corbet, S.A. & Pywell, R.F. 2002. Compartmentalization in plant–insect flower visitor webs. *J. Anim. Ecol.*, 71: 32–43.

Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. 2001. Agriculture intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of The Royal Society of London. Series B* 268: 25-29.

Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J. & Van Bommel, F.P.J. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116: 189-196.

Dormann, C. F., Schweiger, O., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., De Blust, G., DeFilippi, R., Frenzel, M., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Liira, J., Maelfait, J-P., Schmidt, T., Speelmans, M., van Wingerden, W.K.R.E. & Zobel, M. 2007. Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global Ecology and Biogeography*, 16 (6): 774-787.

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.

- Ekroos, J., Olsson, O., Rundlöf, M., Wätzold, F. & Smith, H.G. 2014. Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? *Biological Conservation* 172: 65–71.
- Emer, C., Memmott, J., Vaughan, I. P., Montoya, D. & Tylianakis, J. M. 2016. Species roles in plant–pollinator communities are conserved across native and alien ranges. *Diversity and Distributions*, 22 (8): 841-852.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T. O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G. M. & Martin, J. L. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14: 101-112.
- Farfán, M.Á. & Vargas, J.M. 2010. Olivar y biodiversidad. Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía, 109.
- Fenster, C.B., Reynolds, R.J., Williams, C.W., Makowsky, R. & Dudash, M.R. 2015. Quantifying hummingbird preference for floral trait combinations: the role of selection on trait interactions in the evolution of pollination syndromes. *Evolution* 69: 1113–1127.
- Filippi-Codaccioni, O., Devictor, V., Bas, Y. & Julliard, R. 2010. Toward more concern for specialisation and less for species diversity in conserving farmland biodiversity. *Biological Conservation* 143: 1493-1500.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R, et al. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309 (5734): 570-574.
- Fortel, L., Henry, M., Guilbaud, L., Mouret, H. & Vaissière, B.E. 2016. Use of human-made nesting structures by wild bees in an urban environment. *Journal of Insect Conservation* 20 (2): 239-253.
- Gabriel, D., Sait, S. M., Hodgson, J. A., Schmutz, U., Kunin, W. E. & Benton, T. G. 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters* 13: 858-869.
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., et al. 2013. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* 339 (6127): 1608–1611.

Geiger, F., De Snoo, G. R., Berendse, F., Guerrero, I., Morales, M. B., Oñate, J. J., Eggers, S., Pärt, T., Bommarco, R., Bengtsson, J., Clement, L. W., Weisser, W. W., Olszewski, A., Ceryngier, P., Hawro, V., Inchausti, P., Fischer, C., Flohre, A., Thies, C. & Tscharntke, T. 2010. Landscape composition influences farm management effects on farmland birds in winter: a pan-European approach. *Agriculture Ecosystems & Environment* 139: 571–577.

Gómez-Calero, J.A. 2010. Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía.

González-Varo, J.P., Biesmeijer, J.C., Bommarco, R., Potts, S.G., Schweiger, O., Smith, H.G., Steffan-Dewenter, I., Szentgyörgyi, H., Woyciechowski, M. & Vila, M. 2013. Combined effects of global change pressures on animal-mediated pollination. *Trends in Ecology and Evolution* 28: 524–530.

Goverde, M., Schweizer, K., Baur, B. & Erhardt, A. 2002. Small-scale habitat fragmentation effects on pollinator behavior: experimental evidence from the bumblebee *Bombus veteranus* on calcareous grasslands. *Biological Conservation* 104: 293-299.

Greenleaf, S.S. & Kremen, C. 2006. Wild bees enhance honey bees pollination of hybrid sunflower. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103 (37): 13890-13895.

Grupo de trabajo Ecoflor. 2016. El declive de las abejas: cinco conceptos mal entendidos. *Quercus* 361: 88-90.

Hallett, A. C., Mitchell, R. J., Chamberlain, E. R., & Karron, J. D. 2017. Pollination success following loss of a frequent pollinator: the role of compensatory visitation by other effective pollinators. *AoB Plants* 9(3).

Hammers, M., Müskens, G.J., van Kats, R.J., Teunissen, W.A. & Kleijn, D. 2015. Ecological contrasts drive responses of wintering farmland birds to conservation management. *Ecography*, 38 (8): 813-821.

Hoehn, P., Tscharntke, T., Tylianakis, J.M. & Steffan-Dewenter, I. 2008. Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 275 (1648): 2283-2291.

- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D. & Tscharntke, T. 2007. Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *J Appl Ecol* 44:41–49
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. 2008. Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos* 117: 354–361.
- Jacquemyn, H., Merckx, V., Brys, R., Tyteca, D., Cammue, B. P., Honnay, O. & Lievens, B. 2011. Analysis of network architecture reveals phylogenetic constraints on mycorrhizal specificity in the genus *Orchis* (Orchidaceae). *New Phytologist* 192(2): 518-528.
- Janzen, D. H. 1974. The deflowering of Central America. *Nat. Hist.* 83: 48–53.
- Jordano, P., Bascompte, J. & Olesen, J. M. 2003. Invariant properties in coevolutionary networks of plant–animal interactions. *Ecology letters*, 6(1): 69-81.
- Kampmann, D., Luescher, A., Konold, W. & Herzog, F. 2012. Agri-environment scheme protects diversity of mountain grassland species. *Land Use Policy* 29: 569–576.
- Kearns, C., Inouye, D. & Waser, N. 1998. Endangered mutualisms: The conservation of plant pollinator interactions. *Ann. Rev. Ecol. Syst* 29: 83-112.
- Kehinde, T.O. & Samways, M.J. 2012. Endemic pollinator response to organic Vs. conventional farming and landscape context in the Cape Floristic Region Biodiversity hotspot. *Agric Ecosyst Environ* 146: 162–167
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. & Gilissen, N. 2001. Agrienvironment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413: 723–725.
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E. D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E. J. P., Tscharntke, T. & Verhulst, J. 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society. Series B* 276: 903-909.
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H. G. & Tscharntke, T. 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Evolution and Ecology* 26: 474-481.

- Kleijn, D., & Sutherland, W. J. 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity?. *Journal of applied ecology* 40(6): 947-969.
- Klein, A.M., Müller, C., Hoehn, P. & Kremen, C. 2009. Understanding the role of species richness for crop pollination services. *Biodiversity, ecosystem function and human wellbeing*. New York 195-208.
- Klein, A.M., Steffan-Dewenter, I., Buchori, D. & Tscharntke, T. 2002. Effects of land-use intensity in tropical agroforestry systems on coffee flower-visiting and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16: 1003-1014.
- Klein, A.M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tscharntke, T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 274 (1608): 303-313.
- Kohler, F., Verhulst, J., Knop, E., Herzog, F., & Kleijn, D. 2007. Indirect effects of grassland extensification schemes on pollinators in two contrasting European countries. *Biological Conservation* 135 (2): 302-307.
- Krombein, K.V. 1967. Trap-nesting wasps and bees: life histories, nests, and associates. Smithsonian Press. *Washington, D.C.* 570 pp.
- Laliberté, E. & Tylianakis, J.M. 2010. Deforestation homogenizes tropical parasitoid-host networks. *Ecology* 91:1740–1747.
- Lieux, M.H. 1980. Acetolysis applied to microscopical honey analysis. *Grana* 19 (1): 57-61.
- Louveaux, J., Maurizio, A. & Vorwohl, G. 1978. International Commission for Bee Botany of IUBS Methods of Melissopalynology. *Bee World* 59(4): 139-157.
- Lundgren, R., Lázaro, A. & Totland, O. 2013. Experimental pollinator decline affects plant reproduction and is mediated by plant mating system. *Journal of Pollination Ecology* 11: 46–56.
- MacIvor, J.S. & Packer, L. 2015. ‘Bee hotels’ as tools for native pollinator conservation: a premature verdict?. *PloS one* 10(3): e0122126.

- Macpherson, E. 2002. Large-scale species-richness gradients in the Atlantic Ocean. *Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences* 269: 1715–1720.
- Maeta, Y. & Kitamura, T. 1974. How to manage the Mame-Ko bee (*Osmia cornifrons*, Radoszkowski) for pollination of fruit crops. *Ask. Co. Ltd.* 16 pp.
- Martella, M.B., Trumper, E.V., Bellis, L.M., Renison, D., Giordano, P.F., Bazzano, G. & Gleiser, R.M. 2012. Manual de Ecología. Evaluación de la biodiversidad. *Reduca (Biología)*, 5 (1).
- Martínez, J.D.S., Simón, V.J.G. & Jiménez, E.A. 2008. El monocultivo olivarero jiennense: ¿del productivismo a la sostenibilidad? *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 47: 245-270.
- Memmott, J. 1999. The structure of a plant-pollinator food web. *Ecol. Lett.*, 2: 276–280.
- Michener, C.D. 2007. The Bees of the World. *2nd Ed. Johns Hopkins, Baltimore*.
- Morandi, L.M. & Kremen, C. 2013. Bee preference for native versus exotic plants in restored agricultural hedgerows. *Restoration Ecology* 21 (1): 26–32.
- Nielsen, A., Steffan-Dewenter, I., Westphal, C., Messinger, O., Potts, S. G., Roberts, S. P. et al. 2011. Assessing bee species richness in two Mediterranean communities: importance of habitat type and sampling techniques. *Ecological research*, 26(5), 969-983.
- Nieto, A., Roberts, S.P.M., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., García Criado, M. et al. 2014. European Red List of Bees. Publication Office of The European Union. *Luxemburgo* 84 pp.
- Olesen, J.M. & Jordano, P. 2002. Geographic patterns in plant–pollinator mutualistic networks. *Ecology*, 83: 2416–2424.
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. 2011. How many flowering plants are pollinated by animals?. *Oikos* 120(3): 321-326.
- Oñate, J. 2005. A reformed CAP? Opportunities and threats for the conservation of steppe-birds and the agri-environment. *Ecology and conservation of steppe-land birds*.

- Ortiz-Sánchez, F.J., Aguado Martín, L.O. & Ornos, C. 2018. Diversidad de abejas en España, tendencia de las poblaciones y medidas para su conservación (Hymenoptera, Apoidea, Anthophila). *Ecosistemas* 27(2): 3-8.
- Paine, R.T. 1988. Food webs: Road maps of interactions or grist for theoretical development? *Ecology* 69: 1648–1654.
- Parra, G. N. & González, V. H. 2000. Las abejas silvestres de Colombia: Por qué y cómo conservarlas. *Acta Biológica Colombiana*. 5 (1): 5-37.
- Paxton, R. 1999. Conserving our bees.
- Peach, W.J., Lovett, L.J., Wotton, S.R. & Jeffs, C. 2001 Countryside stewardship delivers ciril buntings (*Emberiza cirilus*) in Devon, UK. *Biological Conservation* 101: 361–373.
- Pellissier, L., Albouy, C., Bascompte, J., Farwig, N., Graham, C., Loreau, M., et al. 2018. Comparing species interaction networks along environmental gradients. *Biological Reviews*, 93 (2): 785-800.
- Peralta, G., Frost, C.M., Rand, T.A., Didham, R.K. & Tylianakis, J.M. 2014. Complementarity and redundancy of interactions enhance attack rates and spatial stability in host-parasitoid food webs. *Ecology* 95: 1888–1896.
- Perkins, A.J., Maggs, H.E., Watson, A. & Wilson, J.D. 2011. Adaptive management and targeting of agri-environment schemes does benefit biodiversity: a case study of the corn bunting *Emberiza calandra*. *Journal of Applied Ecology* 48: 514-522.
- Petanidou, T., Kallimanis, A.S., Tzanopoulos, J., Sgardelis, S.P. & Pantis, J.D. 2008. Long-term observation of a pollination network: fluctuation in species and interactions, relative invariance of network structure and implications for estimates of specialization. *Ecol. Lett.* 11: 564–575.
- Pocock, M.J.O., Evans, D.M. & Memmott, J. 2012. The robustness and restoration of a network of ecological networks. *Science (New York, N.Y.)*, 335: 973–977.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. & Kunin, W.E. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 345–353.

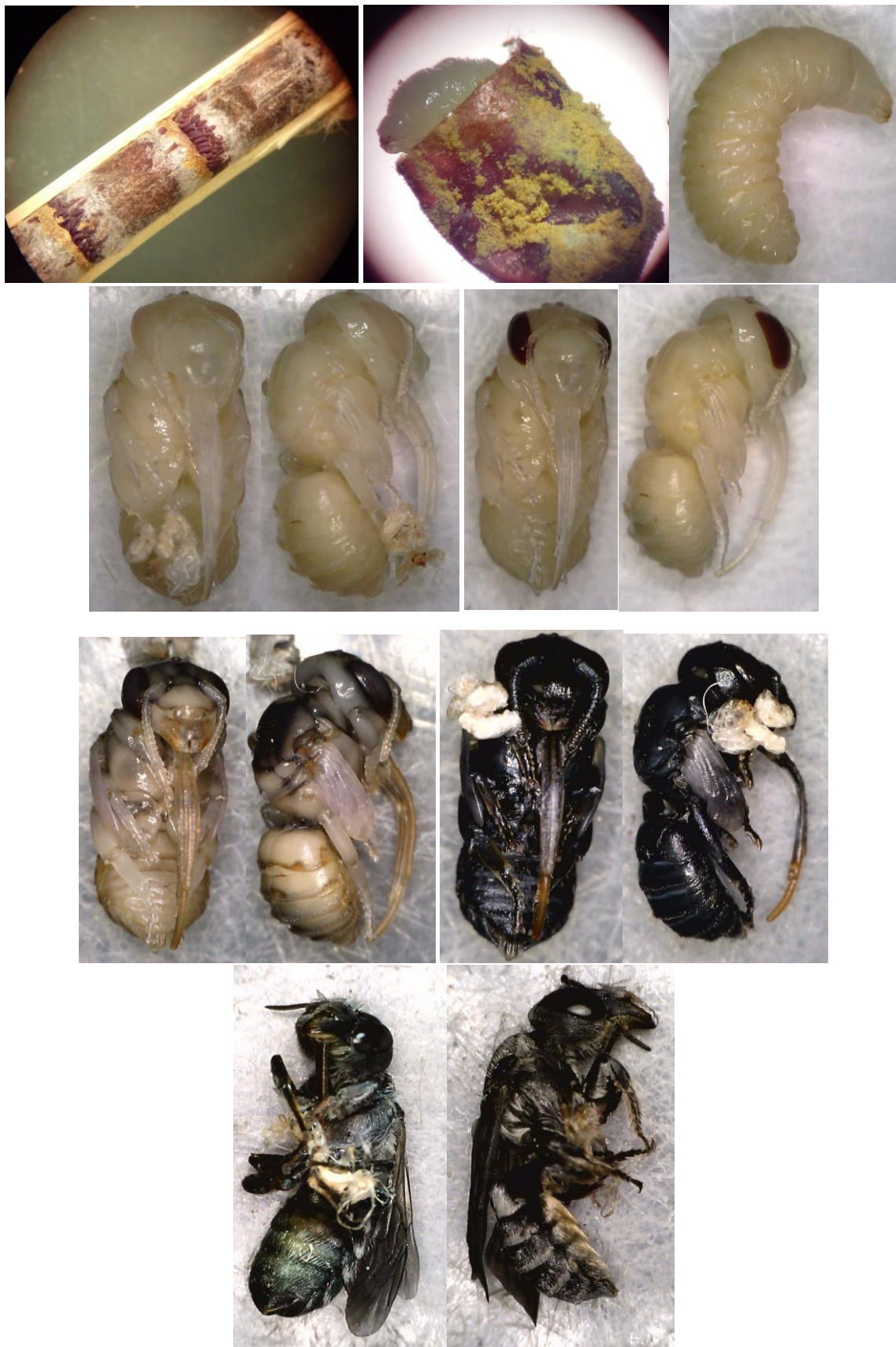
- Pretty, J., Brett, C., Gee, D., Hine, R., Mason, C., Morison, J., Rayment, M., Van der Bijl, G. & Dobbs, T. 2001. Policy challenges and priorities for internalizing the externalities of modern agriculture. *Journal of Environmental Planning and Management* 44: 263–283.
- Reyes-Novelo, E., Ramírez, V. M., González, H. D. & Ayala, R. 2009. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) como bioindicadores en el neotrópico. *Tropical and subtropical agroecosystems*, 10 (1): 1-13.
- Ricketts, T.H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Bogdanski, A., Gemmill-Herren, B., Greenleaf, S.S., Klein, A.M., Mayfield, M.M., Morandin, L.A., Ochieng', A. & Viana, B.F. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters* 11: 499-515.
- Rundlöf, M. & Smith, H. G. 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology* 43: 1121–1127.
- Santamaría, L. & Rodríguez-Gironés, M.A. 2007. Linkage rules for plant-pollinator networks: trait complementarity or exploitation barriers? *PLoS Biol.* 5: e31.
- Santos-Leal, A., Meléndez-Ramírez, V., Navarro-Alberto, J. & Quezada-Euán, J. 2006. Sitios de anidación de abejas *Apinae* (Hymenoptera: Apoidea) en Yucatán, México. *Entomología Mexicana Vol. 5 Tomo 1. SME. pp.* 341-346.
- Scheper, J., Holzschuh, A., Kuussaari, M., Potts, S.G., Rundlöf, M., Smith, H.G. & Kleijn, D. 2013. Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss – a meta-analysis. *Ecology Letters* 16: 912–920.
- Smith, H.G., Dänhardt, J., Lindström, A. & Rundlöf, M. 2010. Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds. *Oecologia* 162, 1071–1079.
- Steffan-Dewenter, I. & Westphal, C. 2008. The interplay of pollinator diversity, pollination services and landscape change. *Journal of Applied Ecology* 45: 737-741.
- Suárez-Cervera, M., Marquez, J., Bosch, J. & Seoane-Camba, J. 1994. An ultrastructural study of pollen grains consumed by larvae of *Osmia* bees (Hymenoptera, Megachilidae). *Grana* 33 (4-5): 191-204.

- Thomann, M., Imbert, E., Devaux, C. & Cheptou, P.O. 2013. Flowering plants under global pollinator decline. *Trends in plant science*, 18 (7): 353-359.
- Thompson, R.M., Brose, U., Dunne, J.A., Hall, R.O. Jr, Hladysz, S., Kitching, R.L., Martínez, N.D., Rantala, H., Romanuk, T.N., Stouffer, D.B. & Tylianakis, J.M. 2012. Food webs: reconciling the structure and function of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* 27: 689–697.
- 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: 281–284.
- Tilman, D., Isbell, F. & Cowles, J. M. 2014. Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 45: 471-493.
- Torchio, P.F. 1993. A case history on the development of *Osmia lignaria propinqua* as a managed pollinator of orchard crops. En: Experimental studies in pollination and pollinator foraging efficiency. S.L. Buchmann (Ed.)
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874.
- Tscharntke, T., Tylianakis, J., Rand, T., Didham, R., Fahrig, L., Batary, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T., Dormann, C., Ewers, R., Freund, J., Holt, R., Holzschuh, A., Klein, A., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D., Laurance, B., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., van der Putten, W. & Westphal, C. 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews* 87: 661-685.
- Tscheulin, T., Neokosmidis, L., Petanidou, T. & Settele, J. 2011. Influence of landscape context on the abundance and diversity of bees in Mediterranean olive groves. *Bulletin of entomological research*, 101 (5): 557-564.
- Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A. & Bengtsson, J. 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51 (3): 746-755.

- Tylianakis, J.M., Didham, R.K., Bascompte, J. & Wardle, D.A. 2008. Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 11: 1351-1363.
- Tylianakis, J.M., Laliberte, E., Nielsen, A. & Bascompte, J. 2010. Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation* 143: 2270–2279.
- Tylianakis, J.M. & Morris, R.J. 2017. Ecological networks across environmental gradients. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48.
- Valdés, B., Díez, M.J. & Fernández, I. 1987. Atlas polínico de Andalucía Occidental. 1-450 pp. *Instituto de Desarrollo Regional de la Universidad de Sevilla. Excma. Diputación de Cádiz. Sevilla.*
- Van der Putten, W.H., de Ruiter, P.C., Bezemer, T.M., Harvey, J.A., Wassen, M. & Wolters, V. 2004. Trophic interactions in a changing world. *Basic and Applied Ecology*, 5 (6): 487-494.
- Vázquez, D.P. & Aizen, M.A. 2004. Asymmetric specialization: a pervasive feature of plant–pollinator interactions. *Ecology*, 85: 1251–1257.
- Vicens, N., Bosch, J. & Blas, M. 1993. Análisis de los nidos de algunas *Osmia* (Hymenoptera, Megachilidae) nidificantes en cavidades preestablecidas. *Orsis: organismes i sistemes*, 8, 41-52.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 213-251.
- Whittaker, R. J., Willis, K. J. & Field, R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28: 453-470.
- Williams, N.M., Minckley, R.L. & Silveira, F.A. 2001. Variation in native bee faunas and its implications for detecting community changes. *Conservation Ecology* 5 (1): 7
- Winfree, R. 2010. The conservation and restoration of wild bees. *Annals of the New York academy of sciences* 1195(1): 169-197.
- Winfree, R., Griswold, T. & Kremen, C. 2007. Effect of human disturbance on bee communities in a forested ecosystem. *Conservation Biology* 21 (1): 213-223.

8.- Anexos.

Anexo I. Incubación de larvas de abejas (fases de desarrollo del insecto).



Anexo IIa. Total de especies de abejas solitarias identificadas en el estudio.

Familia	Especie
Megachilidae	<i>Anthidium melanorum</i>
Megachilidae	<i>Heriades crenulatus</i>
Megachilidae	<i>Megachile apicalis</i>
Megachilidae	<i>Megachile leachella</i>
Megachilidae	<i>Osmia adunca</i>
Megachilidae	<i>Osmia bicornis</i>
Megachilidae	<i>Osmia caerulescens</i>
Megachilidae	<i>Osmia cyanoxantha</i>
Megachilidae	<i>Osmia latreillei</i>
Megachilidae	<i>Osmia nivetata</i>
Megachilidae	<i>Osmia robusta</i>
Megachilidae	<i>Osmia submicans</i>
Megachilidae	<i>Osmia ravouxi</i>

Anexo IIb. Total de tipos polínicos identificados en el estudio.

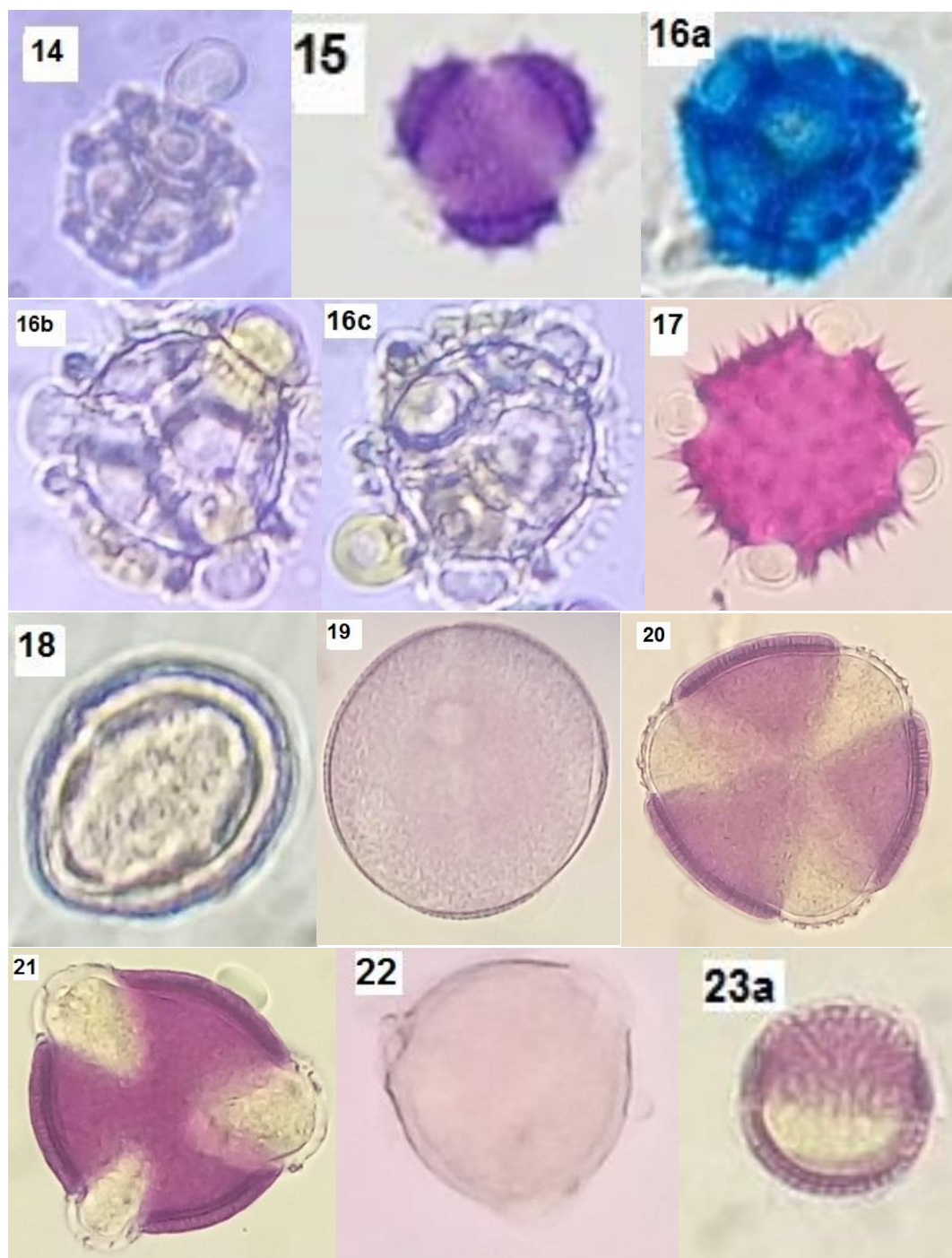
Familia	Especie	Familia	Especie
Alliaceae	<i>Allium sp.</i>	Cistaceae	<i>Helianthemum salicifolium</i>
Apiaceae	<i>Daucus carota</i>	Cistaceae	<i>Cistus albidus</i>
Apiaceae	<i>sp1</i>	Convolvulaceae	<i>Convolvulus sp.</i>
Asphodelaceae	<i>Asphodelus sp.</i>	Convolvulaceae	<i>Convolvulus arvensis</i>
Asteraceae	<i>Artemisia sp.</i>	Cupressaceae	<i>sp1</i>
Asteraceae	<i>Calendula arvensis</i>	Ericaceae	<i>Erica sp.</i>
Asteraceae	<i>Centaurea melitensis</i>	Fabaceae	<i>Astragalus hamosus</i>
Asteraceae	<i>Centaurea sp.</i>	Fabaceae	<i>Astragalus sp.</i>
Asteraceae	<i>sp1</i>	Fabaceae	<i>Coronilla scorpioides</i>
Asteraceae	<i>sp2</i>	Fabaceae	<i>Medicago sp.</i>
Asteraceae	<i>sp3</i>	Fabaceae	<i>Melilotus officinalis</i>
Asteraceae	<i>sp4</i>	Fabaceae	<i>Melilotus sp.</i>
Asteraceae	<i>sp5</i>	Fabaceae	<i>Scorpiurus muricatus</i>
Asteraceae	<i>sp6</i>	Fabaceae	<i>Vicia sativa</i>
Asteraceae	<i>sp7</i>	Fagaceae	<i>Quercus sp.</i>
Asteraceae	<i>sp8</i>	Geraniaceae	<i>Erodium malacoides</i>
Asteraceae	<i>sp9</i>	Geraniaceae	<i>Erodium primulaceum</i>
Asteraceae	<i>sp10</i>	Geraniaceae	<i>Erodium sp.</i>
Asteraceae	<i>sp11</i>	Geraniaceae	<i>Geranium sp.</i>
Asteraceae	<i>sp12</i>	Hyacinthaceae	<i>Muscari sp.</i>
Boraginaceae	<i>Anchusa puechii</i>	Hyacinthaceae	<i>Ornithogalum sp.</i>
Boraginaceae	<i>Anchusa sp.</i>	Lamiaceae	<i>Lavandula dentata</i>
Boraginaceae	<i>Echium plantagineum</i>	Lamiaceae	<i>Rosmarinus officinalis</i>
Boraginaceae	<i>Echium sp.</i>	Lamiaceae	<i>Salvia verbenaca</i>
Boraginaceae	<i>Echium vulgare</i>	Malvaceae	<i>Malva sp.</i>
Brassicaceae	<i>Diplotaxis sp.</i>	Oleaceae	<i>Olea europaea</i>
Brassicaceae	<i>Diplotaxis virgata</i>	Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i>
Brassicaceae	<i>Sinapis alba</i>	Plantaginaceae	<i>Plantago sp.</i>
Caryophyllaceae	<i>Herniaria cinerea</i>	Primulaceae	<i>Anagallis arvensis</i>
Caryophyllaceae	<i>Silene sp.</i>	Ranunculaceae	<i>Ranunculus arvensis</i>
Caryophyllaceae	<i>Silene stricta</i>	Rosaceae	<i>Crataegus monogyna</i>
Caryophyllaceae	<i>Silene vulgaris</i>	Rosaceae	<i>sp1</i>
Caryophyllaceae	<i>sp1</i>	Rubiaceae	<i>Galium aparine</i>
Caryophyllaceae	<i>sp2</i>	Rubiaceae	<i>Galium sp.</i>
Cistaceae	<i>Helianthemum sp.</i>	Valerianaceae	<i>Centranthus calcitrapae</i>

Anexo III. Ciertos tipos polínicos presentes en las muestras.



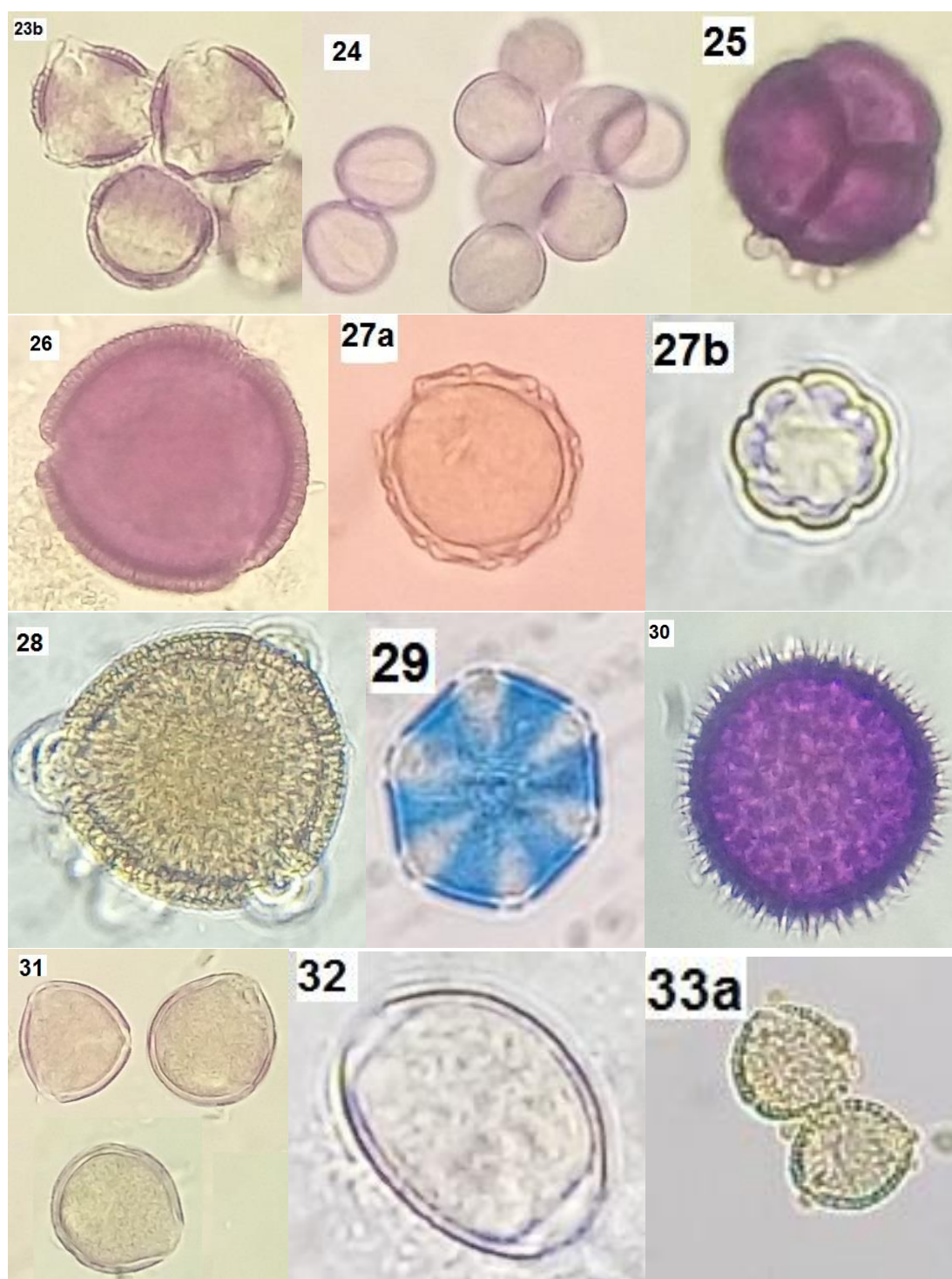
Anexo III(a). 1: *Anagallis arvensis*; 2: *Anchusa* sp.; 3: *Artemisia* sp.; 4: *Asphodelus* sp.; 5: *Asteraceae* (sp1); 6: *Asteraceae* (sp2); 7: *Asteraceae* (sp3); 8: *Asteraceae* (sp4); 9: *Asteraceae* (sp5); 10: *Asteraceae* (sp6); 11: *Asteraceae* (sp7); 12: *Asteraceae* (sp8).

Anexo III. Ciertos tipos polínicos presentes en las muestras.



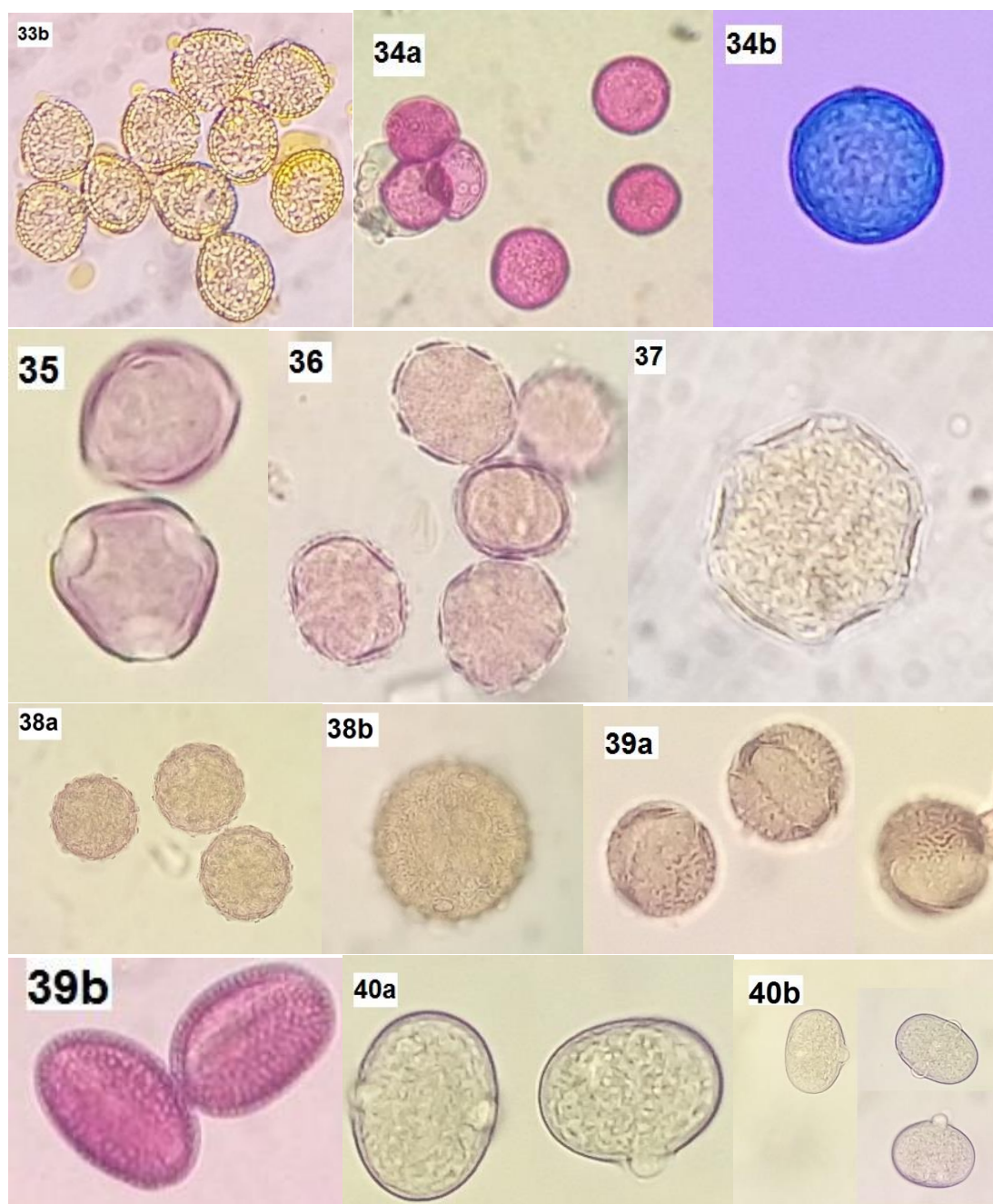
Anexo III(b). 13: *Asteraceae* (sp9); 14: *Asteraceae* (sp10); 15: *Asteraceae* (sp11); 16a: *Asteraceae* (sp12); 16b: *Asteraceae* (sp12); 16c: *Asteraceae* (sp12); 17: *Calendula arvensis*; 18: *Centaurea* sp.; 19: *Cistus albidus*; 20: *Convolvulus* sp.; 21: *Convolvulus arvensis*; 22: *Coronilla scorpioides*; 23a: *Diploaxis virgata*.

Anexo III. Ciertos tipos polínicos presentes en las muestras.



Anexo III(c). 23b: *Diplotaxis virgata*.; 24: *Echium* sp.; 25: *Erica* sp.; 26: *Erodium malacoides*; 27a: *Galium* sp.; 27b: *Galium* sp. ;28: *Geranium* sp.; 29: *Lavandula dentata*; 30: *Malva* sp.; 31: *Medicago* sp.; 32: *Muscari* sp.; 33a: *Olea europaea*.

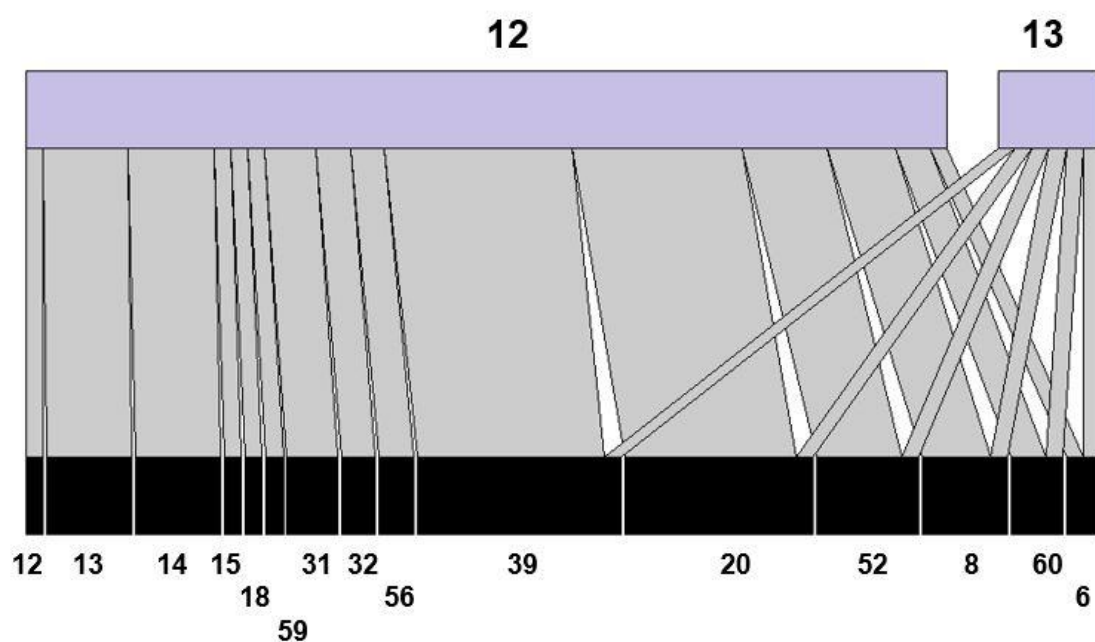
Anexo III. Ciertos tipos polínicos presentes en las muestras.



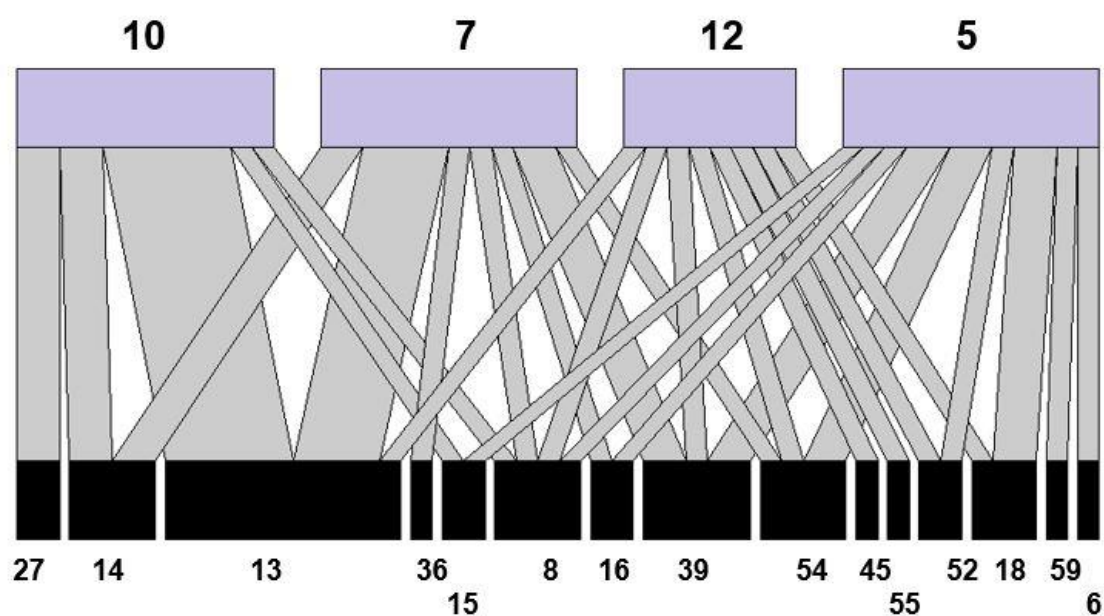
Anexo III(d). 33b: *Olea europaea*; 34a: *Plantago lanceolata*; 34b: *Plantago* sp.; 35: *Quercus* sp.; 36: *Rosmarinus officinalis*; 37: *Salvia verbenaca*; 38a: *Silene* sp.; 38b: *Silene vulgaris*; 39a: *Sinapis alba*; 39b: *Sinapis alba*; 40a: *Vicia sativa*; 40b: *Vicia sativa*.

Anexo IV. Figuras de las redes de interacción obtenidas en el estudio para cada tipo de manejo. Las barras inferiores (color negro) representan las diferentes especies de plantas o tipos polínicos y las barras superiores (color morado) las especies de abejas registradas en el estudio. La anchura de los enlaces que representan la interacción entre planta-polinizador, indican la frecuencia de cada interacción mutualista. Los números en cada barra representan las diferentes especies de abejas y plantas.

Benzalá (Convencional)

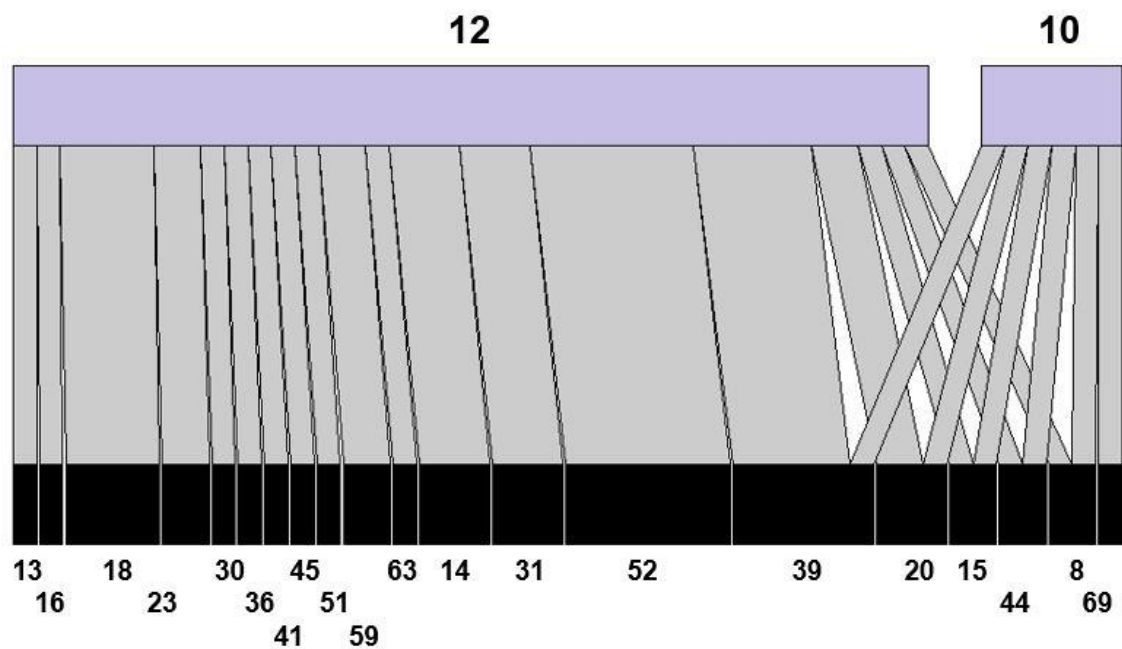


Benzalá (Extensivo-orgánico)

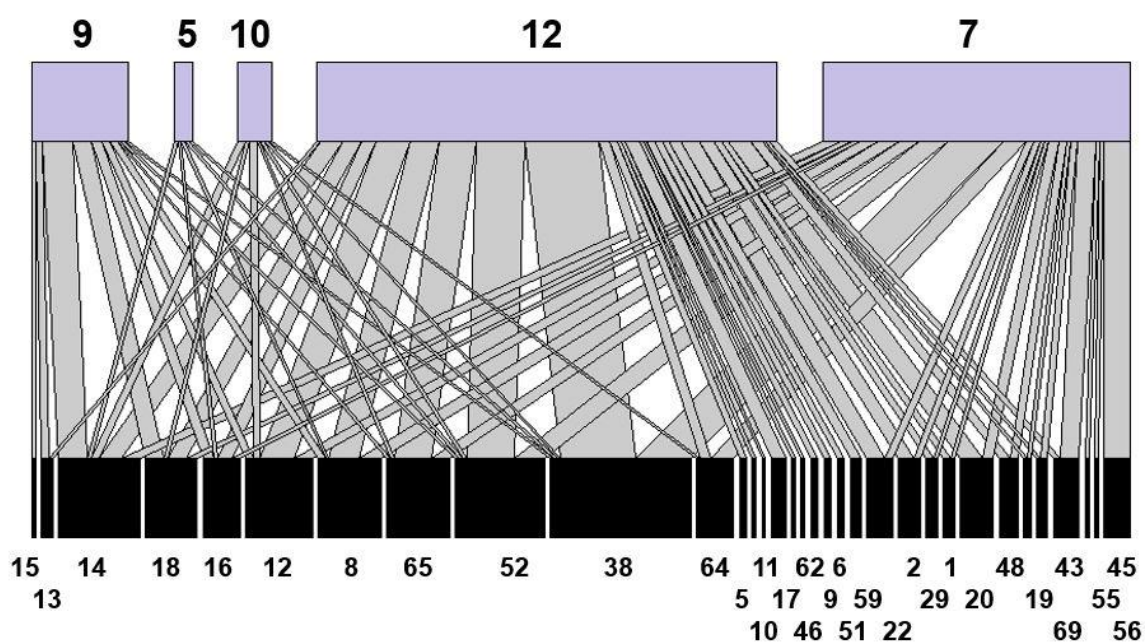


Anexo IV. Figuras de las redes de interacción obtenidas en el estudio para cada tipo de manejo.

Cortijo Guadiana Extensivo (Convencional)

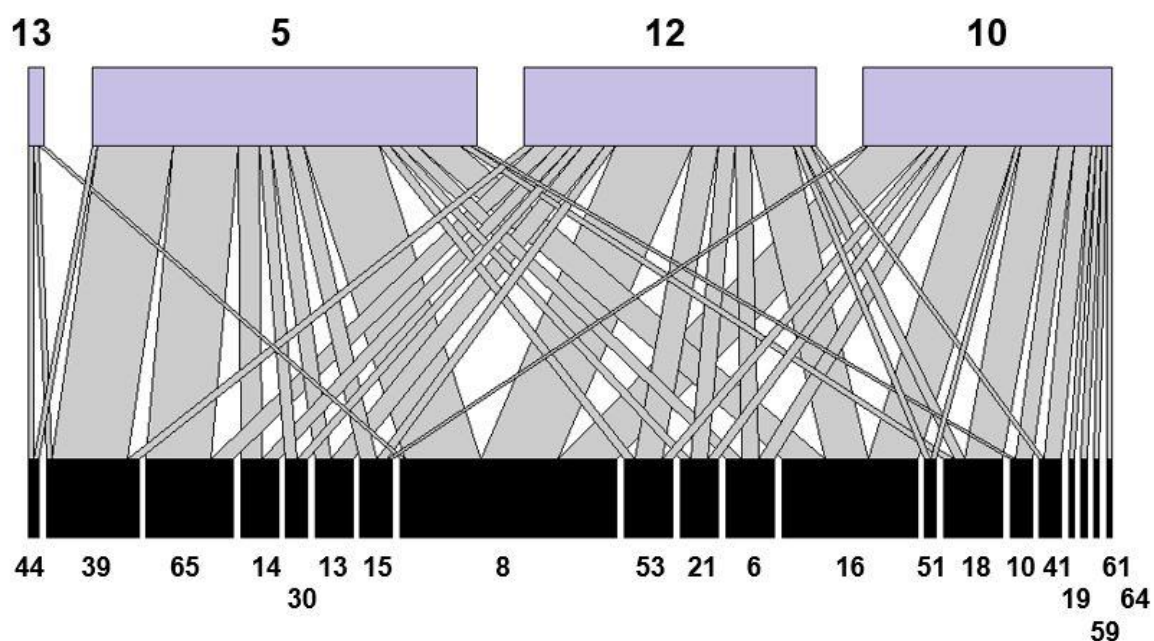


Cortijo Guadiana Extensivo (Extensivo-orgánico)

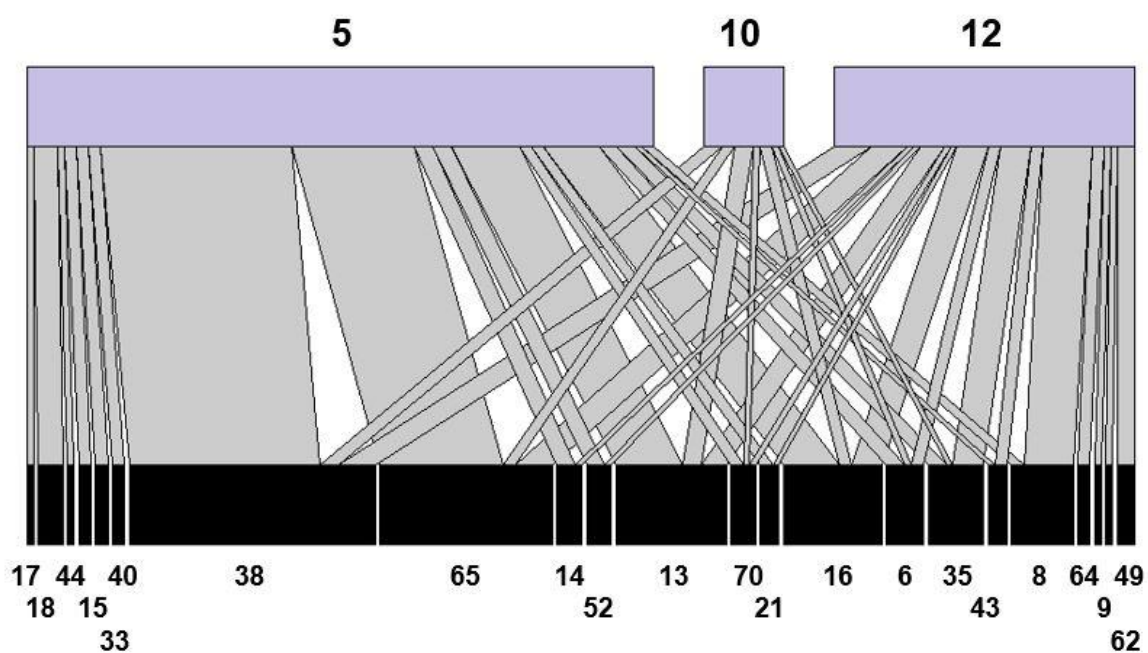


Anexo IV. Figuras de las redes de interacción obtenidas en el estudio para cada tipo de manejo.

David Lantejuela (Convencional)

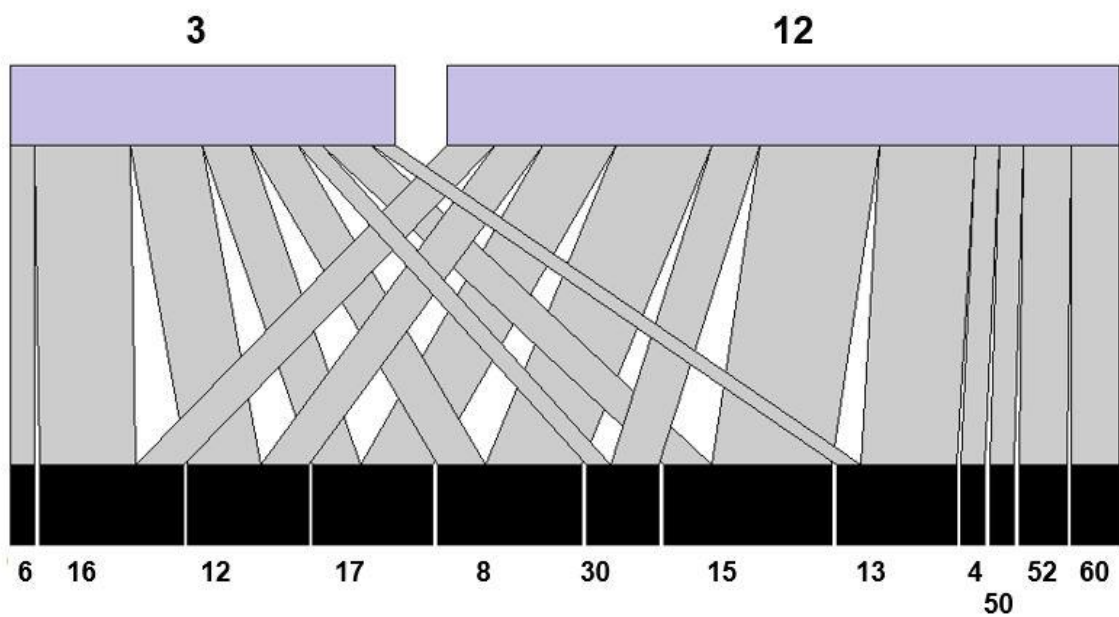


David Lantejuela (Extensivo-orgánico)

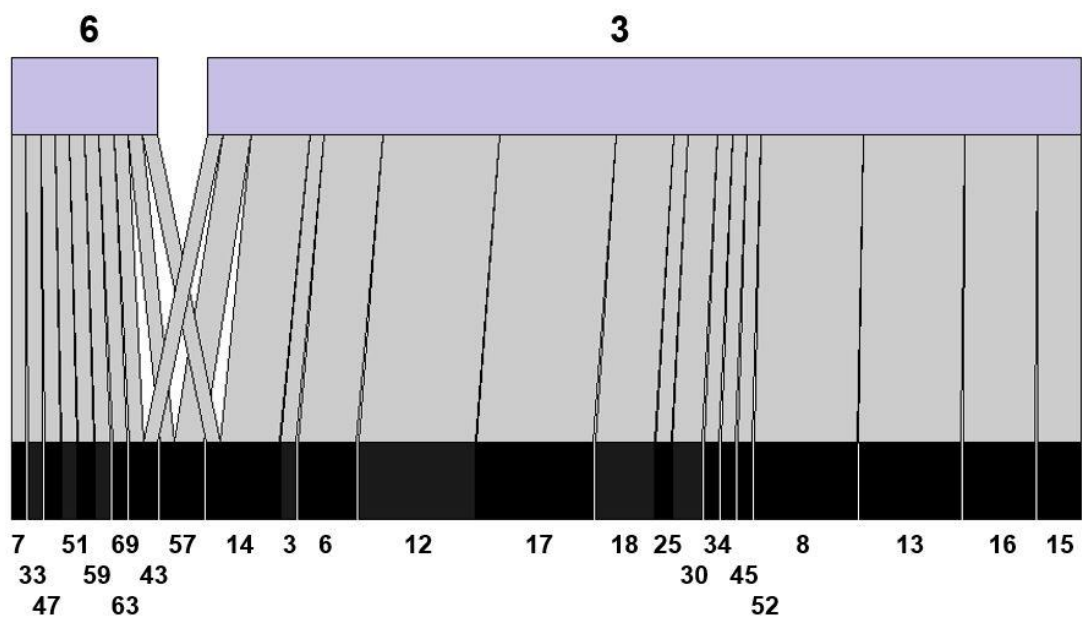


Anexo IV. Figuras de las redes de interacción obtenidas en el estudio para cada tipo de manejo.

Finca La Torre (Convencional)

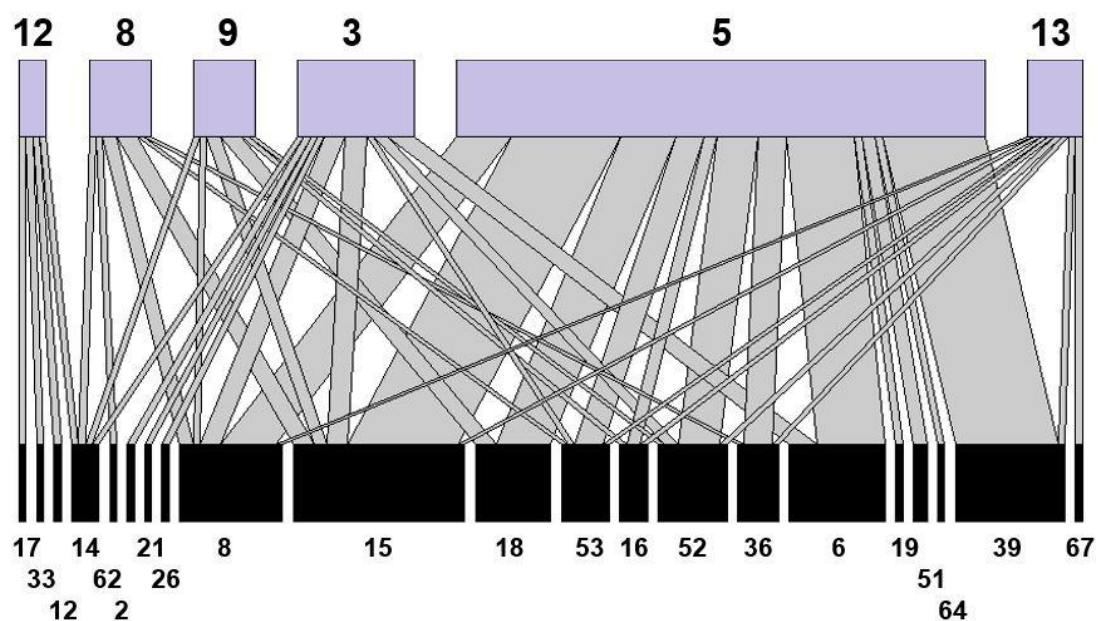


Finca La Torre (Extensivo-orgánico)

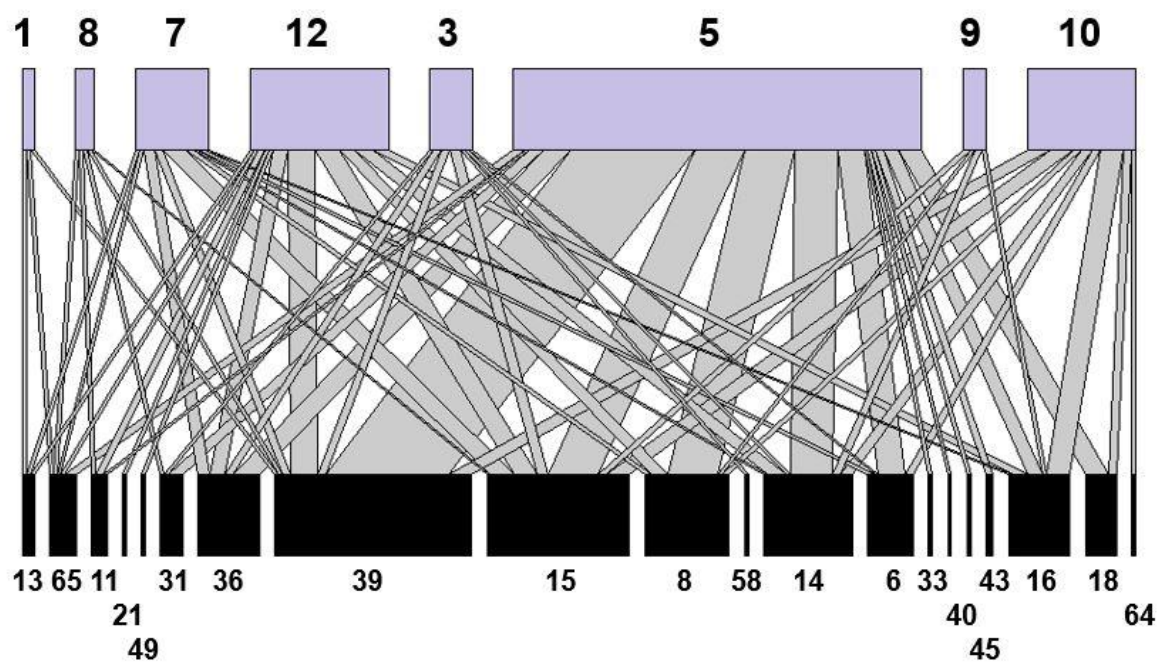


Anexo IV. Figuras de las redes de interacción obtenidas en el estudio para cada tipo de manejo.

Ojuelos (Convencional)

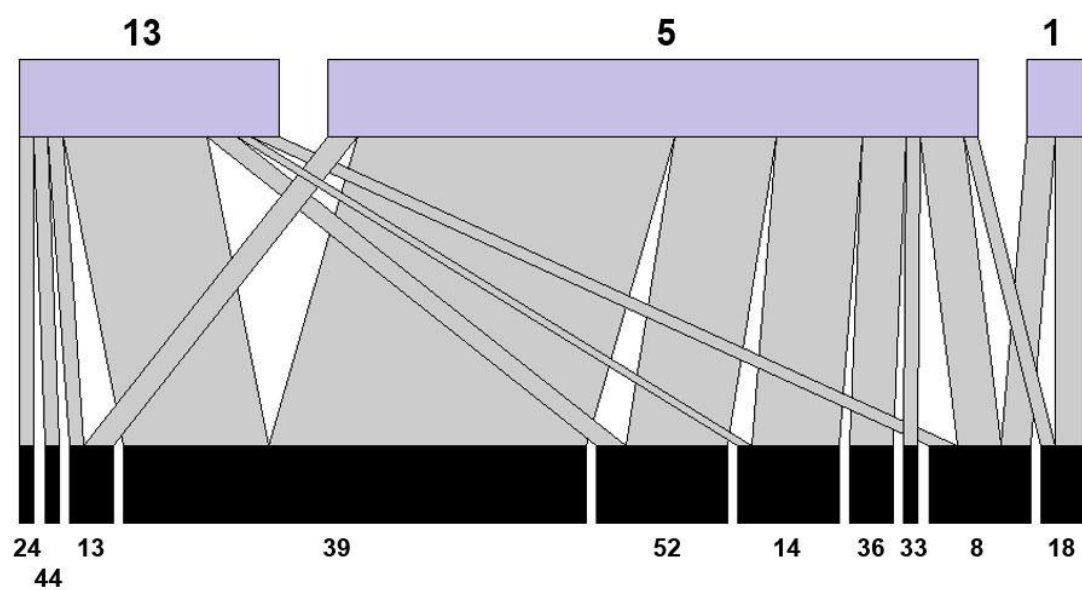


Ojuelos (Extensivo-orgánico)

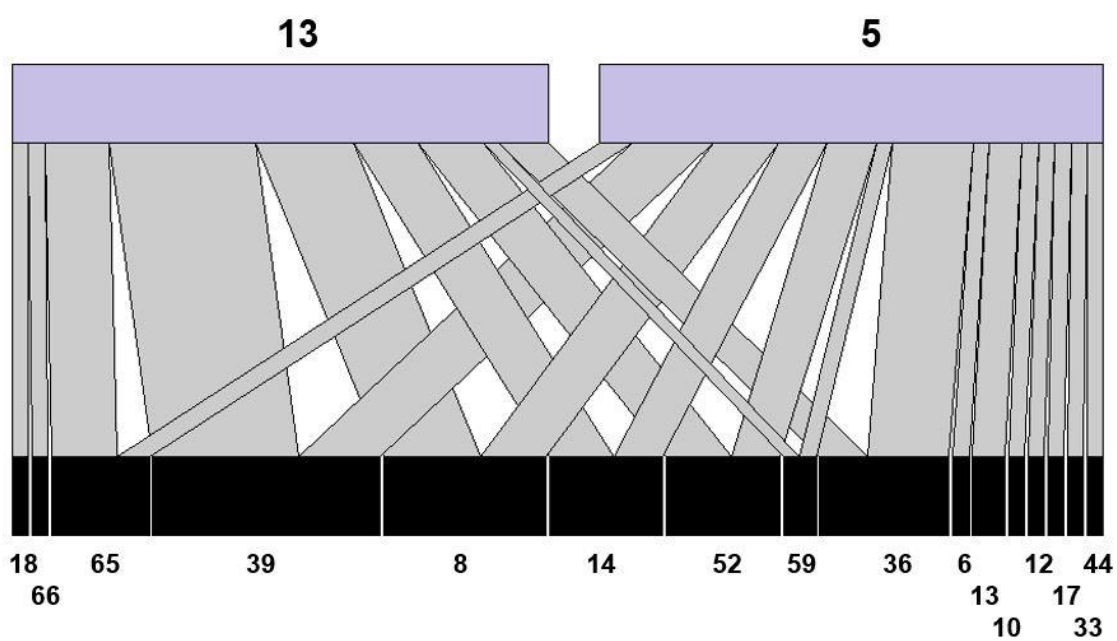


Anexo IV. Figuras de las redes de interacción obtenidas en el estudio para cada tipo de manejo.

Olivar de la Luna (Convencional)

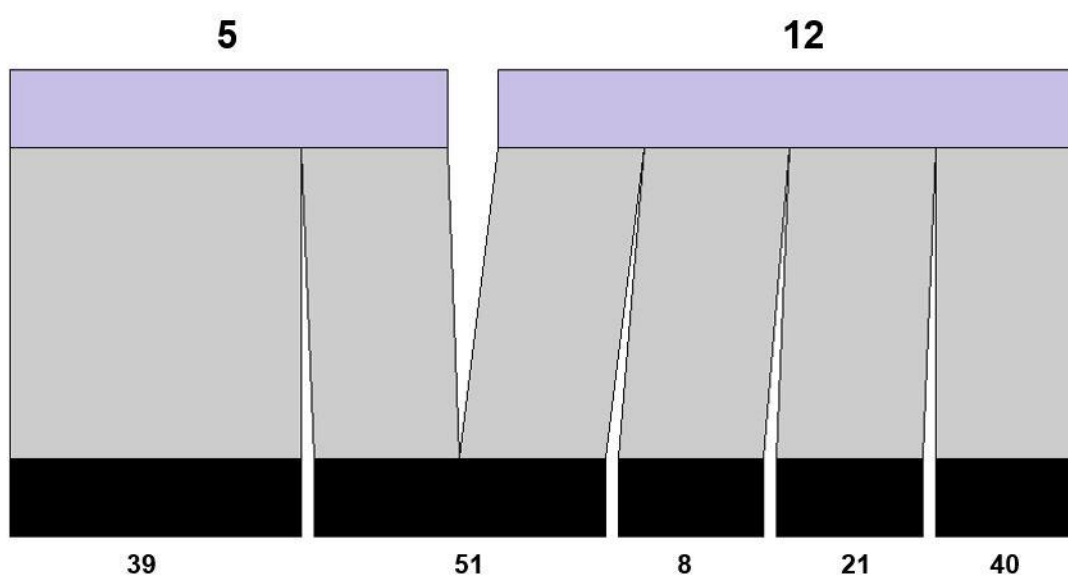


Olivar de la Luna (Extensivo-orgánico)

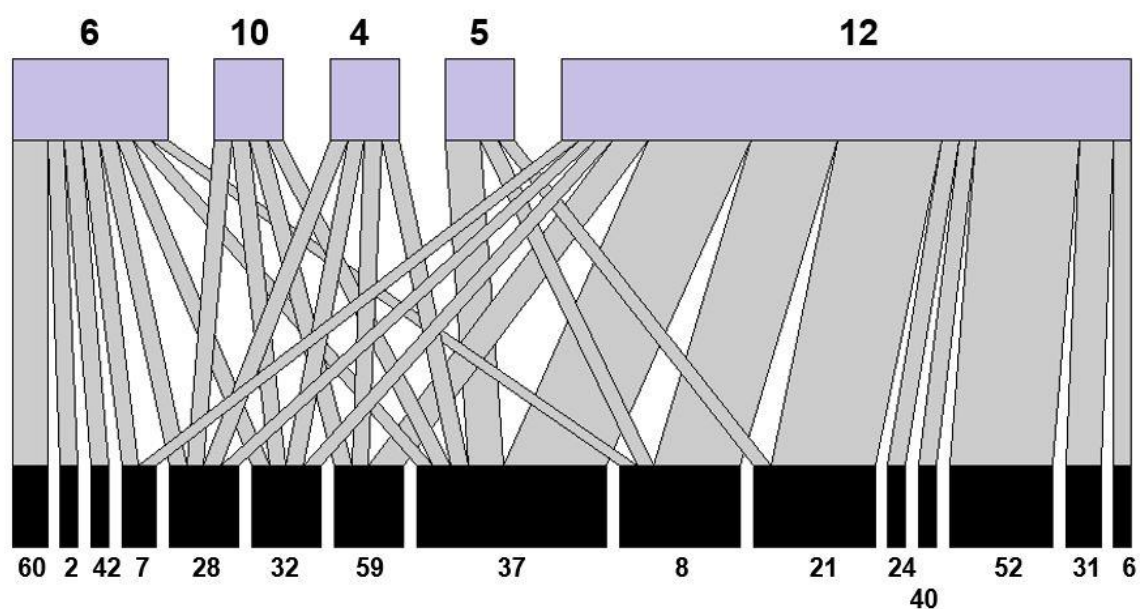


Anexo IV. Figuras de las redes de interacción obtenidas en el estudio para cada tipo de manejo.

Rancho del Herrador (Convencional)

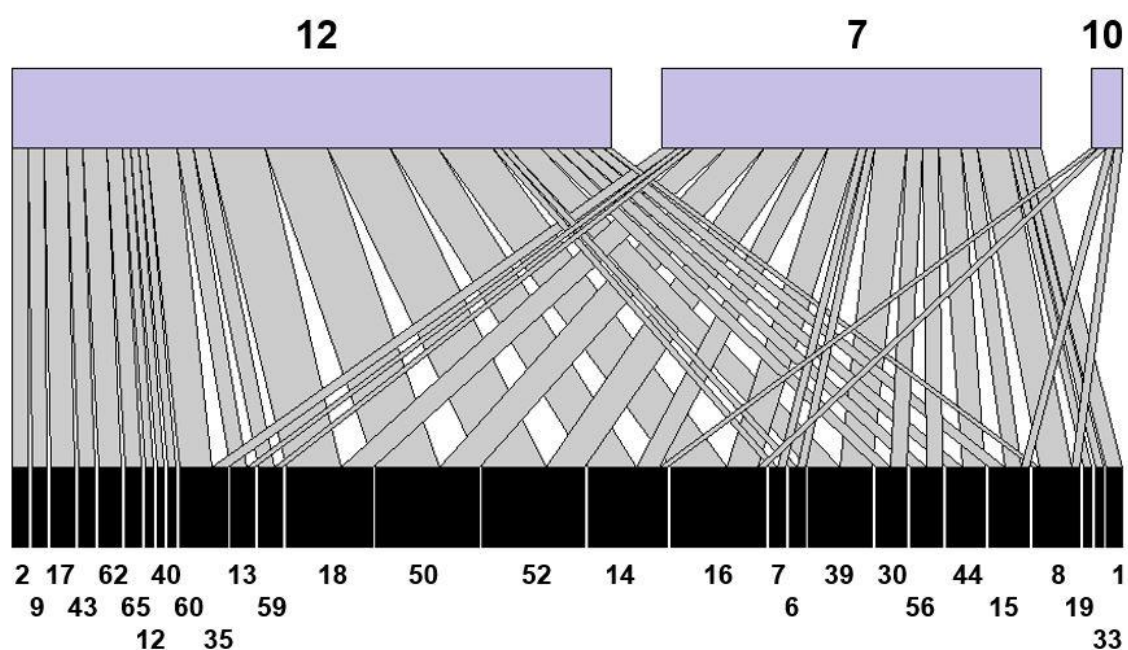


Rancho del Herrador (Extensivo-orgánico)

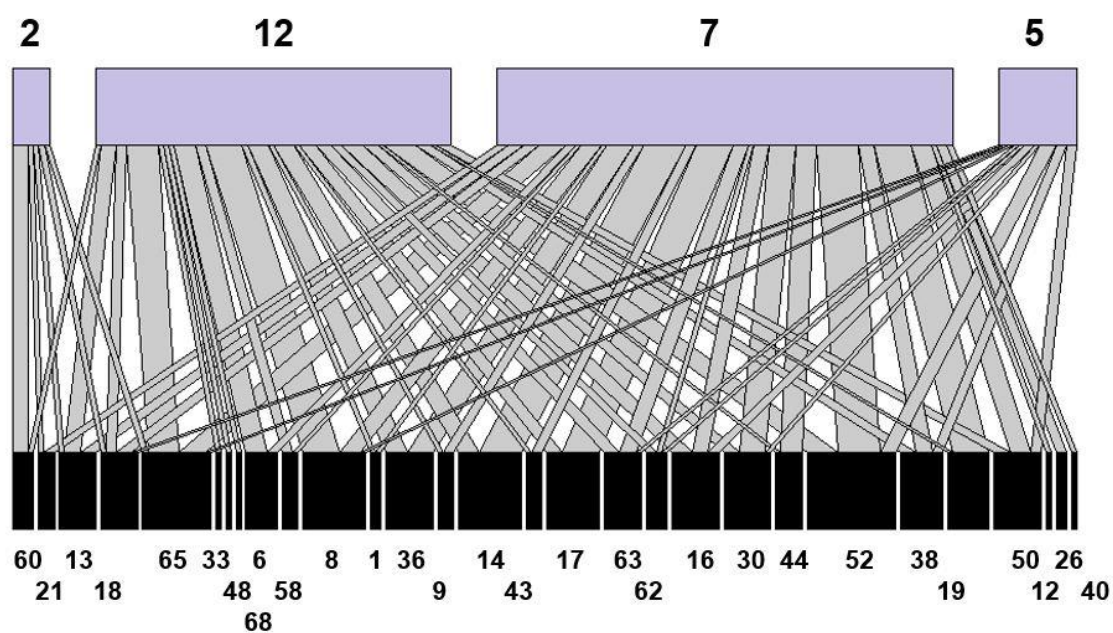


Anexo IV. Figuras de las redes de interacción obtenidas en el estudio para cada tipo de manejo.

Torres de Albanez (Convencional)

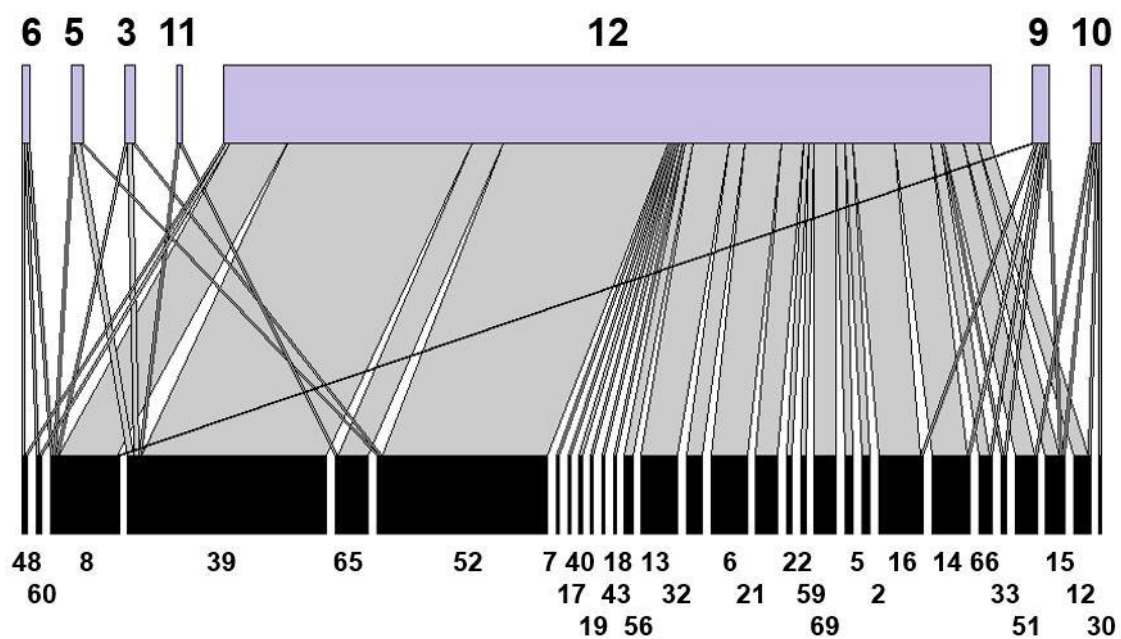


Torres de Albanez (Extensivo-orgánico)

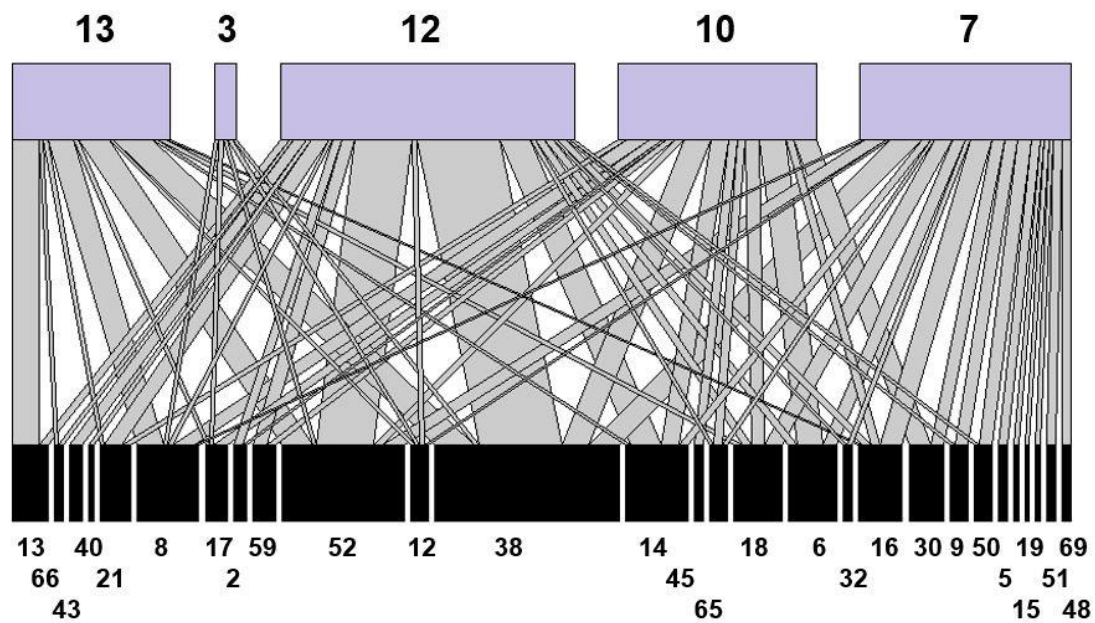


Anexo IV. Figuras de las redes de interacción obtenidas en el estudio para cada tipo de manejo.

El Tobazo (Convencional)



El Tobazo (Extensivo-orgánico)



Anexo Va. Códigos para las especies de abejas en las redes de interacción.

Código	Especies de abejas
1	<i>Anthidium melanorum</i>
2	<i>Heriades crenulatus</i>
3	<i>Megachile apicalis</i>
4	<i>Megachile leachella</i>
5	<i>Osmia adunca</i>
6	<i>Osmia bicornis</i>
7	<i>Osmia caerulescens</i>
8	<i>Osmia cyanoxantha</i>
9	<i>Osmia latreillei</i>
10	<i>Osmia nivetata</i>
11	<i>Osmia robusta</i>
12	<i>Osmia submicans</i>
13	<i>Osmia ravouxi</i>

Anexo Vb. Códigos para las especies de plantas en las redes de interacción.

Código	Especies de plantas	Código	Especies de plantas
1	<i>Allium sp.</i>	36	<i>Diploaxis virgata</i>
2	<i>Anagallis arvensis</i>	37	<i>Echium plantagineum</i>
3	<i>Anchusa puechii</i>	38	<i>Echium sp.</i>
4	<i>Anchusa sp.</i>	39	<i>Echium vulgare</i>
5	<i>Apiaceae (sp1)</i>	40	<i>Erica sp.</i>
6	<i>Artemisia sp.</i>	41	<i>Erodium malacoides</i>
7	<i>Asphodelus sp.</i>	42	<i>Erodium primulaceum</i>
8	<i>Asteraceae (sp1)</i>	43	<i>Erodium sp.</i>
9	<i>Asteraceae (sp10)</i>	44	<i>Galium aparine</i>
10	<i>Asteraceae (sp11)</i>	45	<i>Galium sp.</i>
11	<i>Asteraceae (sp12)</i>	46	<i>Geranium sp.</i>
12	<i>Asteraceae (sp2)</i>	47	<i>Helianthemum salicifolium</i>
13	<i>Asteraceae (sp3)</i>	48	<i>Helianthemum sp.</i>
14	<i>Asteraceae (sp4)</i>	49	<i>Herniaria cinerea</i>
15	<i>Asteraceae (sp5)</i>	50	<i>Lavandula dentata</i>
16	<i>Asteraceae (sp6)</i>	51	<i>Malva sp.</i>
17	<i>Asteraceae (sp7)</i>	52	<i>Medicago sp.</i>
18	<i>Asteraceae (sp8)</i>	53	<i>Melilotus officinalis</i>
19	<i>Asteraceae (sp9)</i>	54	<i>Melilotus sp.</i>
20	<i>Astragalus hamosus</i>	55	<i>Muscari sp.</i>
21	<i>Astragalus sp.</i>	56	<i>Olea europaea</i>
22	<i>Calendula arvensis</i>	57	<i>Ornithogalum sp.</i>
23	<i>Caryophyllaceae (sp1)</i>	58	<i>Plantago lanceolata</i>
24	<i>Caryophyllaceae (sp2)</i>	59	<i>Plantago sp.</i>
25	<i>Centaurea melitensis</i>	60	<i>Quercus sp.</i>
26	<i>Centaurea sp.</i>	61	<i>Ranunculus arvensis</i>
27	<i>Centranthus calcitrapae</i>	62	<i>Rosaceae (sp1)</i>
28	<i>Cistus albidus</i>	63	<i>Rosmarinus officinalis</i>
29	<i>Convolvulus arvensis</i>	64	<i>Salvia verbenaca</i>
30	<i>Convolvulus sp.</i>	65	<i>Scorpiurus muricatus</i>
31	<i>Coronilla scorpioides</i>	66	<i>Silene sp.</i>
32	<i>Crataegus monogyna</i>	67	<i>Silene stricta</i>
33	<i>Cupressaceae (sp1)</i>	68	<i>Silene vulgaris</i>
34	<i>Daucus carota</i>	69	<i>Sinapis alba</i>
35	<i>Diploaxis sp.</i>	70	<i>Vicia sativa</i>

Anexo VI. Calculo de los modelos de nuestro estudio para cada variable respuesta utilizando el programa *Rstudio*.

Conectividad ponderada

```
Models:
m_nulo: y ~ (1 | Localidad)
m4: y ~ MANEJO * COB_NAT_CAT + (1 | Localidad)
      Df    AIC    BIC logLik deviance  Chisq Chi Df Pr(>Chisq)
m_nulo  3 -48.346 -45.675 27.173  -54.346
m4       8 -47.495 -40.372 31.748  -63.495  9.1496      5    0.1032

Fixed effects:
              Estimate Std. Error      df t value Pr(>|t|)
(Intercept)      0.271600   0.024145  17.428343  11.249 2.04e-09 ***
MANEJOORGANIC     -0.047848   0.030900   9.000000  -1.548  0.1559
COB_NAT_CATFRAGMENTADO -0.016006   0.034147  17.428343  -0.469  0.6451
COB_NAT_CATZABIGARRADO  0.065007   0.034147  17.428343   1.904  0.0736 .
MANEJOORGANIC:COB_NAT_CATFRAGMENTADO  0.051721   0.043700   9.000000   1.184  0.2669
MANEJOORGANIC:COB_NAT_CATZABIGARRADO -0.009399   0.043700   9.000000  -0.215  0.8345
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

Densidad de interacciones:

```
Models:
m_nulo: y ~ (1 | Localidad)
m4: y ~ MANEJO * COB_NAT_CAT + (1 | Localidad)
      Df    AIC    BIC logLik deviance  Chisq Chi Df Pr(>Chisq)
m_nulo  3 77.961 80.633 -35.981   71.961
m4       8 73.576 80.699 -28.788   57.576 14.386      5    0.01334 *

Fixed effects:
              Estimate Std. Error      df t value Pr(>|t|)
(Intercept)      5.9996     1.1203   9.7042   5.355 0.000356 ***
MANEJOORGANIC     -0.7388     0.4351   9.0000  -1.698 0.123718
COB_NAT_CATFRAGMENTADO -0.1866     1.5844   9.7042  -0.118 0.908667
COB_NAT_CATZABIGARRADO -0.2036     1.5844   9.7042  -0.129 0.900365
MANEJOORGANIC:COB_NAT_CATFRAGMENTADO  2.3777     0.6153   9.0000   3.864 0.003822 **
MANEJOORGANIC:COB_NAT_CATZABIGARRADO  2.4671     0.6153   9.0000   4.010 0.003065 **
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

Shannon. Diversity of interactions

```
Models:
m_nulo: y ~ (1 | Localidad)
m2: y ~ MANEJO + (1 | Localidad)
      Df      AIC      BIC logLik deviance Chisq Chi Df Pr(>Chisq)
m_nulo 3 35.693 38.364 -14.847  29.693
m2      4 32.475 36.036 -12.237  24.475 5.2187      1 0.02235 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.8911	0.1669	15.3416	17.318	1.74e-11 ***
MANEJOORGANIC	0.4797	0.1804	9.0000	2.659	0.0261 *

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Niche Overlap HL

```
m_nulo: y ~ (1 | Localidad)
m4: y ~ MANEJO * COB_NAT_CAT + (1 | Localidad)
      Df      AIC      BIC logLik deviance Chisq Chi Df Pr(>Chisq)
m_nulo 3 -1.9514 0.7197 3.9757 -7.9514
m4      8 -3.6832 3.4398 9.8416 -19.6832 11.732      5 0.03865 *
```

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.63002	0.08086	18.00000	7.791	3.56e-07 ***
MANEJOORGANIC	-0.09247	0.11436	18.00000	-0.809	0.4293
COB_NAT_CATFRAGMENTADO	-0.29195	0.11436	18.00000	-2.553	0.0200 *
COB_NAT_CATZABIGARRADO	-0.13635	0.11436	18.00000	-1.192	0.2486
MANEJOORGANIC:COB_NAT_CATFRAGMENTADO	0.45035	0.16173	18.00000	2.785	0.0122 *
MANEJOORGANIC:COB_NAT_CATZABIGARRADO	-0.06056	0.16173	18.00000	-0.374	0.7124

Niche overlap LL

Models:

m_nulo: $y \sim (1 \mid \text{Localidad})$

m2: $y \sim \text{MANEJO} + (1 \mid \text{Localidad})$

	Df	AIC	BIC	logLik	deviance	Chisq	Chi	Df	Pr(>Chisq)
m_nulo	3	-10.557	-7.8855	8.2783	-16.557				
m2	4	-12.981	-9.4192	10.4904	-20.981	4.4241		1	0.03543 *

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.70362	0.04503	18.00000	15.624	6.5e-12 ***
MANEJOORGANIC	-0.14263	0.06369	18.00000	-2.239	0.038 *

Robustness

m_nulo: $y \sim (1 \mid \text{Localidad})$

m2: $y \sim \text{MANEJO} + (1 \mid \text{Localidad})$

	Df	AIC	BIC	logLik	deviance	Chisq	Chi	Df	Pr(>Chisq)
m_nulo	3	-52.167	-49.495	29.083	-58.167				
m2	4	-54.726	-51.165	31.363	-62.726	4.5597		1	0.03273 *

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.87813	0.01441	16.69433	60.924	<2e-16 ***
MANEJOORGANIC	0.04215	0.01730	9.00000	2.437	0.0376 *

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Resúmenes de las asignaturas cursadas en el máster.

1. Técnicas geomáticas aplicadas al medio natural (GIS, teledetección y cartografía geoambiental).

En esta asignatura hemos empleado los Sistemas de Información Geográfica (SIG) en la gestión de recursos naturales. Utilizando técnicas geomáticas se han desarrollado diversas actividades sobre el desarrollo de modelos digitales del terreno, tratamiento y análisis digital de imágenes de satélite, entre otras prácticas. En mi opinión, esta asignatura es muy importante ya que, con ella, nos permite obtener información del medio natural creando mapas ambientales, así como la distribución y abundancia de las especies presentes en él, y planear y planificar acciones para la restauración y conservación de este ante una perturbación elaborando mapas de riesgos.

2. Métodos avanzados de análisis de datos ambientales.

En esta asignatura hemos utilizado herramientas estadísticas para diseñar muestreos y experimentos, formular hipótesis y predicciones y hemos empleado técnicas geoestadísticas de análisis espacial de datos ambientales. En mi opinión, es muy importante esta asignatura ya que, sin ella, los datos recogidos en una investigación no se podrían analizar, y como consecuencia, no podríamos obtener resultados.

3. Caracterización de los componentes físicos del hábitat.

Como su nombre indica, esta asignatura es una herramienta muy útil para el aprendizaje de la utilidad de métodos para la caracterización de los componentes físicos del hábitat, así como las diferentes técnicas e instrumentos utilizados para llevarlo a cabo como el análisis geoquímico, las técnicas espectroscópicas, métodos de caracterización de la materia orgánica y técnicas microanalíticas.

4. Caracterización de elementos bióticos del hábitat.

Esta asignatura es necesaria para el desarrollo profesional en varios campos de estudios ya que nos enseña como tomar decisiones ante la gestión de recursos naturales. La asignatura nos enseña como plantear un diseño y sus técnicas de muestreo ante un medio natural.

5. Recursos hídricos y ecosistemas acuáticos

Esta asignatura nos ayuda a comprender la importancia de los recursos acuáticos continentales y de cómo gestionarlos. Las prácticas de campo han sido imprescindibles para conocer la problemática ambiental, las alteraciones del medio acuático y planear las actividades de restauración.

6. Conservación y restauración de sistemas terrestres.

Esta asignatura es indispensable para el futuro ya que nos enseña los principales tipos de impacto antropozooógeno y nos enseña las principales técnicas de restauración de ecosistemas terrestres y cómo abordar una explotación sostenible de recursos naturales.

7. Modelización de la distribución potencial de especies y hábitats.

Esta asignatura es una herramienta básica para conocer las áreas de distribución de especies ayudándonos a construir modelos de distribución o adecuación del hábitat para abordar problemáticas o para realizar planes de manejo de conservación.

8. Explotación sostenible de suelos y agroecosistemas.

Esta asignatura aborda uno de los principales factores de pérdida de productividad y biodiversidad de los hábitats y sistemas agrícolas y la explotación de los recursos naturales renovables. Nos enseña a como planear estrategias de explotación sostenible de recursos evaluando calidad de suelo, procesos de degradación del suelo y a realizar técnicas de restauración y rehabilitación de los suelos agrícolas.

9. Invasiones biológicas.

Siendo las invasiones biológicas uno de los principales factores actuales de pérdida de biodiversidad, esta asignatura nos ayudará a comprender el foco de problema y los riesgos de introducción de especies animales y vegetales, así como su ecología y las diferentes estrategias de control frente a esas especies.

10. Técnicas de conservación de fauna amenazada.

Esta asignatura es muy importante para conocer el motivo de la conservación de fauna, las causas del declive o extinción de poblaciones o especies y las estrategias de conservación.

11. Enfermedades de la fauna silvestre.

Esta asignatura nos ayuda a comprender el impacto que ejercen las enfermedades de la fauna silvestres sobre las poblaciones de animales y sobre animales domésticos y humanos y nos enseña los determinados métodos de diagnóstico y manejo de enfermedades que se pueden realizar.

12. Técnicas de conservación de flora amenazada.

Esta asignatura es muy importante para conocer el motivo de la conservación de flora, las causas del declive o extinción de poblaciones o especies y las estrategias de conservación, al igual que la asignatura de Técnicas de conservación de fauna amenazada.

DATOS PERSONALES:

Fecha de nacimiento: 19/ 07/1995 (23 años).

Domicilio: Carretera Bailén-Motril km 43, Urbanización El Álamo Nº 2.

Población: Jaén. La Guardia de Jaén.

Teléfono: **953322390, 655927979.**

Email: Slc000222@red.ujaen.es

FORMACIÓN ACADÉMICA:

2010: Graduado Escolar, IES Santa Teresa. Jaén.

2013: Bachillerato, IES Jabálcuz. Jaén.

2017: Graduada en Ciencias Ambientales.

2015-2018. Cursos de voluntariado ambiental (Universidad de Jaén):

- 1.- Reforestación de hábitats.
- 2.- Educación ambiental.
- 3.- Recuperación de humedales.
- 4.- Restauración y conservación de hábitats.
- 5.- Recapacila.

2018: Curso de difracción de Rayos-X. Universidad de Jaén.

2018: Proyecto de Voluntariado Ambiental en el Parque Nacional de Sierra de Guadarrama, en el marco de la Red RIVA (Red Interuniversitaria de Voluntariado Ambiental). Asociación Ciencias Ambientales (ACA). Universidad de Alcalá.

Duración: 3 días.

EXPERIENCIA PROFESIONAL:

2017: Prácticas Ícaro (Departamento Biología animal, Biología vegetal y Ecología). Área: Botánica. Universidad de Jaén. *Duración: 6 meses.*

Actualmente: Prácticas Ícaro (Departamento Biología animal, Biología vegetal y Ecología). Área: Ecología. Universidad de Jaén. *Duración: 9 meses.*

IDIOMAS:

Inglés básico (B1).

DATOS DE INTERÉS:

- Inscrito en el programa Garantía Juvenil.
- Disponibilidad.
- Responsabilidad.
- Puntualidad.
- Formalidad.
- **Carnet de conducir y coche propio.**