



MÁSTER UNIVERSITARIO EN CONSERVACIÓN EN
LA BIODIVERSIDAD Y RESTAURACIÓN DEL MEDIO
MARINO Y TERRESTRE.

TRABAJO FIN DE MÁSTER
**ESTUDIO DEL EFECTO DE LA
APICULTURA EN LA COMUNIDAD DE
INSECTOS FLORÍCOLAS.**

STUDY OF THE EFFECT OF
BEEKEEPING ON THE FLORICOLOUS
INSECT COMMUNITY.

Presentado por:

D^a. María Zafra Aguado

Tutor:

Prof. Dr. Diego Gallego Cambronero

Curso académico 2023/2024

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi sincero agradecimiento a quienes han contribuido de manera significativa a la realización de este estudio:

En primer lugar, a mi familia y amigas por todo el apoyo incondicional a lo largo de todo el proceso de investigación.

Mi profundo agradecimiento a Diego Gallego, cuya paciencia, esfuerzo, dedicación y constante disposición han sido fundamentales. Su ayuda para resolver mis dudas, correcciones detalladas y ánimo constante fueron cruciales.

Asimismo, agradezco a Andreu Bonet por su interés desde el inicio del estudio y por brindarme su confianza, así como por su valiosa ayuda para llevar a cabo la investigación.

En concreto a la Junta Rectora del Parque de Mariola, le agradezco sinceramente por confiar en dicho estudio y por otorgarme los permisos para la realización de la investigación.

Gracias a la colaboración de la Fundación Victoria Laporta, en concreto a Vicent Ferri, y a Antonio Belda por darme la oportunidad de trabajar en sus parcelas y su disposición constante para facilitar la realización del trabajo de campo, sin poner ningún impedimento.

Finalmente, quiero darle mi reconocimiento a Pablo Escudero, por la colaboración en el muestreo de campo y por proporcionarme la mayoría de las fotografías utilizadas en este trabajo.

RESUMEN

La apicultura es una de las prácticas más antiguas del ser humano, esta se llevó a cabo mediante la domesticación de *Apis mellifera*, alterando la dirección evolutiva de la especie. La apicultura genera una introducción masiva de individuos en áreas concretas, pudiendo desencadenar efectos directos e indirectos sobre la comunidad de insectos florícolas, tanto polinizadores como no polinizadores que existen en los recursos florales. Dentro de los polinizadores además de las abejas de la miel y las abejas silvestres, también participan avispas, coleópteros, dípteros, hormigas y lepidópteros. En el grupo de los insectos no polinizadores entran los colémbolos, heterópteros, homópteros, plecópteros, tricópteros, entre otros. El objetivo de este estudio fue determinar si la distancia a los apiarios repercute negativamente en la distribución, diversidad y abundancia de los insectos florícolas. Para ello se compararon dos parcelas ubicadas en el Parque Natural de la Sierra de Mariola, una donde desarrollaban actividades apícolas y otra que se encontraba a más de cuatro kilómetros de cualquier colmena. Atendiendo a los resultados del estudio existen diferencias significativas entre la comunidad de insectos de ambas zonas, la zona sin apicultura presenta una comunidad más diversa y una mayor uniformidad en la distribución de insectos florícolas, por consiguiente, la comunidad de insectos florícolas de la zona con apicultura tiene menos diversidad y existe mayor dominancia de taxones. En concreto las abejas silvestres se vieron desplazadas de *Rosmarinus officinalis* L., durante la época de mayor intensidad de pecoreo y la época de máxima floración, aunque analizando la comunidad en un largo periodo de tiempo y abarcando más recursos florales, la comunidad de abejas silvestres no difiere en ambas zonas.

Palabras clave: *Apis mellifera*, colmena, polinizadores, declive, diversidad, negativamente.

ABSTRACT

Beekeeping is one of the oldest human practices, which was carried out through the domestication of *Apis mellifera*, altering the evolutionary direction of the species. Beekeeping generates a massive introduction of individuals in specific areas, which can trigger direct and indirect effects on the floricultural insect community, both pollinators and non-pollinators that exist in the floral resources. In addition to honey bees and wild bees, pollinators also include wasps, coleoptera, diptera, ants and lepidoptera. Non-pollinating insects include coleoptera, heteroptera, homoptera, plecoptera, trichoptera and others. The aim of this study was to determine whether the distance to the apiaries has a negative impact on the distribution, diversity and abundance of floriferous insects. To this end, two plots located in the Sierra de Mariola Natural Park were compared, one where beekeeping activities were carried out and the other which was more than four kilometres away from any hive. According to the results of the study, there are significant differences between the insect community in both areas, the area without beekeeping has a more diverse community and a greater uniformity in the distribution of floriferous insects, and consequently, the floriferous insect community in the area with beekeeping has less diversity and there is a greater dominance of taxa. In particular, wild bees were displaced from *Rosmarinus officinalis* L. during the peak foraging season and the peak flowering season, although analysing the community over a longer period of time and covering more floral resources, the wild bee community does not differ in both areas.

Keywords : *Apis mellifera*, hive, pollinators, decline, diversity, negatively

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	6
1.1. Historia de la apicultura	6
1.2. Domesticación de <i>Apis mellifera</i>	7
1.3. Comunidad de insectos florícolas.....	9
1.3.1. Hymenoptera polinizadores	10
1.3.2. Coleoptera polinizadores.....	10
1.3.3. Diptera polinizadores	11
1.3.4. Lepidoptera polinizadores.....	11
1.4. Efectos de la apicultura sobre los polinizadores salvajes.	12
2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS.....	14
3. MATERIALES Y MÉTODOS	15
3.1. Área de muestreo.....	15
3.1.1. El Parque Natural Sierra de Mariola	16
3.1.2. Parcela con influencia apícola	20
3.1.3. Parcela sin influencia apícola.....	21
3.2. Diseño experimental.	22
3.2.1. Muestreo con manga entomológica de barrido.....	22
3.2.2. Trampas para polinizadores.....	23
3.2.3. Proceso de las muestras en laboratorio	24
3.3. Metodología GIS y teledetección	24
3.4. Tratamiento de datos	25
3.4.1. Análisis de la calidad del muestreo	25
3.4.2. Diversidad y agrupación de los taxones de las muestras.	25
3.4.3. Similitud o diferencias entre las comunidades.....	26
3.4.4. Especies indicadoras de cada zona.....	26
3.5. Cronograma.....	26
4. RESULTADOS	27
4.1. Calidad del muestreo	27
4.2. Caracterización de la comunidad de insectos	28
4.3. Efecto de la apicultura en la estructura de la comunidad.....	32
4.3.1. Taxones indicadores de cada zona.	35
4.3.2. Efecto sobre la superfamilia Apoidea	36
5. DISCUSIÓN.....	38
5.1. Efecto de la apicultura sobre la comunidad de insectos florícolas.	38
5.2. Efecto de la apicultura sobre la superfamilia Apoidea	41

6. CONCLUSIONES	43
7. BIBLIOGRAFÍA.....	44
7.1. Normativa.....	51
ANEXO 1: Caracterización de los componentes geológicos del Parque Natural de la Sierra de Mariola	52
ANEXO 2: Abundancias completas de los taxones recogidos por manguero	53
ANEXO 3: Abundancias completas de los taxones recogidos por trampas.....	54
ANEXO 4: Tabla de abreviaturas de las muestras recogidas por manguero.....	55
ANEXO 5: Tabla de abreviaturas de las muestras recogidas en trampas.....	55
ANEXO 6: Algunos ejemplares capturados.....	56

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Historia de la apicultura

La apicultura figura como una de las prácticas ancestrales de explotación de recursos llevadas a cabo por el ser humano (Devesa *et al.* 1987). A nivel mundial, se cree que la actividad apícola, definida como actividad antrópica de domesticación animal, tuvo su origen en la Isla de Creta, Grecia, en el año 2.400 a.P. (Martínez-Pérez de Ayala *et al.* 2017; Devesa *et al.*, 1987).

Ciertamente el consumo de la miel es muy anterior a la apicultura, ya que las poblaciones se abastecían de la miel de colmenas silvestres. Las primeras pruebas encontradas hasta ahora sobre el consumo de miel, son las pinturas rupestres de la Cueva de la Araña en Bicorp (Valencia) y de la Cueva de la Vieja de Alpera (Albacete) que datan en unos 10000 años a.P. (Domínguez, 1997).

La apicultura moderna se define, como actividad económica cuyo principal fin es la creación y mantenimiento de colmenas de abeja de la miel (*Apis mellifera* (Linnaeus, 1758)), para la obtención de beneficios derivados de la venta de productos apícolas (López i Gelats *et al.*, 2016) y de la acción polinizadora en los cultivos (Alviz *et al.*, 2009). La actividad apícola, se considera que tiene un papel esencial en la fijación de la población en el medio rural, en el mantenimiento del rendimiento de los cultivos y servicios ecosistémicos como la polinización (DGPMA, 2021).

Actualmente, la apicultura es una actividad ganadera muy importante económicamente, por sus producciones de miel, jalea real, propóleo o polen. En 2015 en Europa se produjeron 204.000 toneladas de miel, de las cuales España produjo 33.441 toneladas, producidas en más de 2.500.000 colmenas (European Commission, 2015), representando el 0,44% de la producción final ganadera y 0,17% de la producción agraria. En España, las comunidades que más miel y cera producen son Andalucía y la Comunidad Valenciana, sumando un 42% de la producción total. (DGPMA, 2021).

La producción de miel también se puede realizar de forma ecológica, aunque en nuestro país es minoritaria. Para poder cumplir las condiciones de producción ecológica, según el Reglamento (UE) 2018/848, es necesario que las colmenas se encuentren en un radio de 3 kilómetros de la fuente de néctar o polen, encontrarse cerca de cultivos producidos ecológicamente, que sean abejas de la subespecie considerada como autóctona (*A. mellifera iberiensis* (Engel, 1999)) e incorporar cada año más de 10% de abejas reinas o enjambres, que la principal alimentación sea la propia miel de las abejas o productos ecológicos, realizar un tratamiento no químico para combatir los ectoparásitos y que las colmenas no sean de materiales como plásticos o fibra de vidrio (Guareschi *et al.*, 2014).

Como se ha comentado anteriormente, además de los beneficios de la comercialización de sus productos, la apicultura también genera los beneficios indirectos de la polinización, uno de sus principales servicios ecosistémicos, ya que entre el 60-90% de las plantas silvestres (Kearns *et al.* 1998) y el 70 % de los cultivos mundiales (Ashman *et al.* 2004; Kelin *et al.* 2007) dependen de la polinización animal.

1.2. Domesticación de *Apis mellifera*

A nivel mundial, únicamente la tribu Meliponini y las especies del género *Apis* de la familia Apidae, son consideradas como abejas eusociales, porque viven en colonias perennes con dos tipos de castas, reinas y obreras, viviendo con más de una generación simultáneamente (Jaramillo-Monroy *et al.* 1992).

En concreto, la especie de *Apis mellifera* (Figura 1) es la única especie de abeja de la miel nativa en Europa (Weber, 2012). Se cree que se separó de su pariente más cercano *Apis cerana* (Fabricius, 1793), hace entre 6 y 25 millones de años, distribuyéndose por África, Europa, partes de Asia occidental y Oriente Medio (Sheppard & Meixner 2003; Ramírez *et al.* 2010).



Figura 1: *Apis mellifera*

De acuerdo con Ilyasov (2020), se han identificado al menos 33 subespecies de *Apis mellifera*, organizadas en cuatro linajes, distribuidos en áreas geográficas distintas: África, Europa occidental y septentrional, Europa oriental y Oriente Medio (Ruttner, 1988). Recientemente Dogantzis *et al.* (2021) designaron dos nuevos linajes en África. La subespecie de abeja que habita en la península ibérica es la *Apis mellifera iberiensis*, una subespecie del linaje M de Europa Occidental (Bravo *et al.*, 1989; de la Rúa, 1999).

La domesticación de las abejas melíferas sólo afecta a *A. mellifera* y a su pariente más próximo *A. cerana* (de la Rúa *et al.*, 2018). Se considera domesticación al proceso en el que las poblaciones se crían en un entorno controlado y se modifican a través de generaciones sucesivas a partir de sus ancestros salvajes para hacerlas más útiles a los fines humanos (Lecocq, 2019). Para hablar de la domesticación, primero es necesario poder separar entre poblaciones “silvestres” y “no silvestres”, el problema es que las abejas no son tan fáciles de controlar como un ganado, por lo que las poblaciones silvestres pueden ser individuos que se hayan escapado de una colonia gestionada y por lo tanto no ser salvajes (de la Rúa *et al.*, 2018).

Por ello, el concepto de domesticación de las abejas ha generado controversia en la comunidad científica, hay en estudios donde reconocen a *A. mellifera* como animal domesticado (Larson, 2014; Price, 1984; Gon, 1984; Van, 2013; Yadav *et al.* 2017), otros autores la consideran como especie gestionada en proceso de domesticación (Oxley *et al.* 2010; Oldroyd, 2012) y otros consideran que dependiendo del linaje se encuentran en diferentes fases de domesticación (Lecocq, 2019).

Esta última hipótesis parece la más coherente, porque la domesticación es un proceso continuo. En 2019 Lecocq, dividió en cinco pasos clave en el proceso de domesticación: i) nivel uno, aclimatación de una población salvaje a entornos controlados, ii) nivel dos, parte del ciclo vital está controlada, pero se recogen materiales de la naturaleza para mantener la cría, iii) nivel tres, el ciclo vital está totalmente controlado, pero sigue habiendo un flujo genético desde las poblaciones silvestres, iv) nivel cuatro, el ciclo vital está completamente controlado, v) nivel cinco, existen programas de cría selectiva para modificar las poblaciones intencionadamente.

La variabilidad de situaciones es tan amplia que los niveles de domesticación de *Apis mellifera* oscilan entre 0 y 5 según la población considerada (Lecocq, 2019). Por ejemplo, el grupo africano, no tiene ningún control por parte de los humanos sobre el ciclo vital de las poblaciones salvajes (Fuller *et al.*, 2015; Moritz *et al.* 2007), a diferencia de algunas poblaciones de grupos europeos que tienen un ciclo vital que se completa en un entorno artificial y se alimenta en flores de plantas cultivadas y/o con alimentos artificiales (Thorp, 2012), y se someten a programas de cría selectiva (Witherell, 1976; Adam, 2000).

Concretamente en Europa, es poco probable que queden subpoblaciones verdaderamente salvajes debido a la gestión de los apicultores, que seleccionaban a los individuos dependiendo de cinco factores: i) por su capacidad supervivencia ante periodos de escasez, ii) la mayor cantidad de miel que podían almacenar, iii) la menor tendencia a picar, iv) la mayor facilidad de pacificación por el humo, v) por su mayor resistencia a enfermedades (Crane, 1999). La selección de los individuos generó cambios en el comportamiento de las poblaciones, como colonias que conservan varias reinas sin competencia entre ellas (Zheng *et al.* 2009), menor agresividad, mayor producción de miel, mayor celo en la búsqueda de alimento y menor tendencia para enjambrar de algunas cepas (Adam, 2000).

Por otro lado, la invasión del ectoparásito *Varroa destructor* (Anderson & Trueman, 2000), un parásito nativo de Asia que genera varroasis. *Varroa destructor* invadió las poblaciones Europeas durante la segunda mitad del siglo XX, exterminando la mayoría de las poblaciones salvajes y asilvestradas de *A. mellifera* (Kraus & Page, 1995; Oldroyd, 2007), haciendo que la supervivencia de la especie dependiera de la apicultura.

Cada vez más estudios aseguran que los humanos son los principales impulsores de la evolución de *A. mellifera* (Santangelo *et al.* 2022), pero el problema es que la dirección de la evolución bajo la domesticación es distinta a la que podría haberse producido en respuesta natural, dado a que la gestión humana pretende conseguir una mayor homogeneidad, tendiendo a una menor diversidad genética de la población (Espregueira *et al.* 2020; Boyko, 2011; Xu *et al.* 2012).

1.3. Comunidad de insectos florícolas

Además de las abejas de la miel, los recursos ofrecidos por las flores son aprovechados por gran diversidad de insectos florícolas. Estos pueden dividirse en dos grupos: polinizadores y no polinizadores. Los no polinizadores son insectos que encuentran cobijo, alimento o lugar de descanso en las flores, pero no practican ningún tipo de mutualismo con ellas. Dentro de los no polinizadores entran los colémbolos, heterópteros, homópteros, plecópteros, tricópteros, entre otros. Además, la presencia de muchas familias de arañas es también recurrente en las flores (Viejo & Ornos, 1997).

Los polinizadores sí establecen relaciones mutualistas con las flores realizando el proceso de polinización a cambio de alimento. Los principales agentes de polinización entomófila son las abejas. Dentro de las abejas, aunque las especies más abundantes y más comunes de observar sean las abejas melíferas, más del 85% de las 20.000 especies de abejas existentes en el mundo, no son sociales sino solitarias. De acuerdo con Molina & Bartomeus (2019), las abejas solitarias se distribuyen dentro de nueve familias, Colletidae, Andrenidae, Halictidae, Megachilidae, Mellitidae, Oxaeidae, Fideliidae y Apidae (Figura 2).

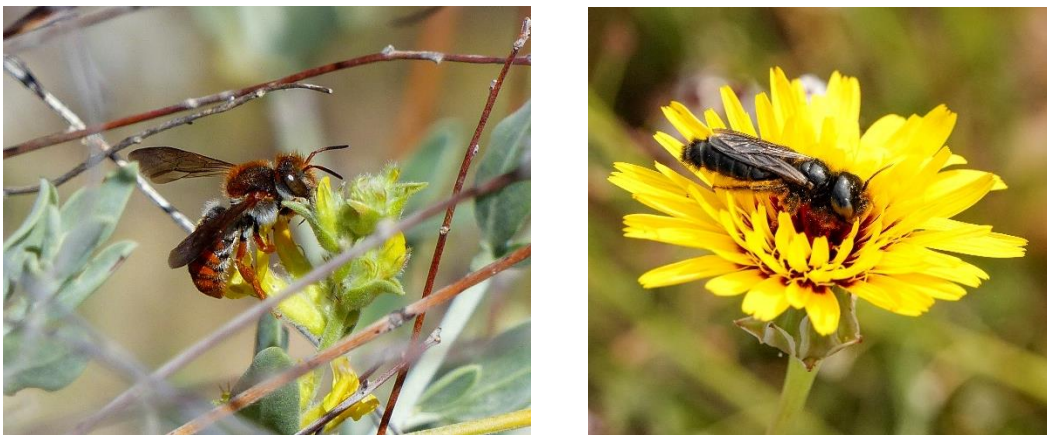


Figura 2: Izq. *Rhodanthidium sticticum*. Drch. *Panurgus* sp.

En las abejas solitarias, cada hembra se apareada de forma independiente y hace su propio nido de unas 10 celdas de cría, abastece las celdas con comida para las crías y muere antes de que emerja la generación. Es cierto que algunas hembras jóvenes realizan los nidos cerca de su nido natal, pudiendo crear pequeñas agrupaciones de nidos en algo que recuerda a una colonia, pero nunca forman colonias verdaderas (Batra, 1984). Cada especie tiene preferencias en cuanto al tipo de sustrato donde realizar el nido, de igual forma que tiene preferencia por distintos tipos de recursos florales, dependiendo de su aparato bucal (Ortiz-Sánchez *et al.*, 2018).

Además de las abejas, hay muchos otros grupos de insectos que intervienen en la polinización (Stefanescu *et al.*, 2018). Hay estudios que afirman que en ambientes mediterráneos estos polinizadores “secundarios” son igual de importantes que las abejas (Herrera, 1988; Gómez *et al.*, 2007; Reverté *et al.*, 2016).

1.3.1. Hymenoptera polinizadores

1.3.1.1. Avispas

En el mundo existen 115.000 especies de avispas (Gayubo & Pujade-Villar 2015), algunas de ellas son fitófagas, aunque la mayoría son parasitoides o depredadoras, con función muy importante de control de poblaciones de sus presas. Visitan las flores, debido a que los adultos requieren néctar para obtener energía en el desarrollo de sus actividades, pudiendo ejercer un pequeño papel de polinizador (Stefanescu *et al.*, 2018).

Aunque la mayoría de las relaciones avispa-flor son de tipo generalista, algunas orquídeas han desarrollado caracteres que atraen sexualmente a las avispas Ichneumonidae (Gaskett & Herberstein, 2010), Pompilidae (Shuttleworth & Johnson, 2012), Scoliidae (Ayasse *et al.* 2003), Tiphiidae (Menz *et al.* 2013; Phillips *et al.* 2015; Bohman *et al.* 2016), Vespidae (Nilsson, 1978; Cheng *et al.* 2009), generando una polinización por engaño.

1.3.1.2. Hormigas

Las hormigas (Formicidae) son el grupo de animales más abundante y dominante en ecosistemas terrestres. En la península ibérica existen aproximadamente 300 especies de hormigas. Aunque no se alimenten exclusivamente de polen, parte de la búsqueda de su alimento la realizan en las plantas, buscando entre otros recursos, pulgones, néctar o semillas (Stefanescu *et al.*, 2018).

Desde finales del siglo XIX, se ha considerado que las hormigas tienen un papel antagónico con las plantas, considerándose como ladronas de néctar (Dáttilo *et al.*, 2017), pero en recientes revisiones De Vega *et al.* (2014) y De Vega & Gómez (2014), se ha demostrado que es necesario realizar una reevaluación sobre su papel negativo que tiene sobre las plantas y el reconocimiento como un polinizador eficiente.

1.3.2. Coleoptera polinizadores

De acuerdo con Wardhaugh (2015) Los coleópteros forman un grupo muy diverso con más de 400.000 especies conocidas, y uno de los cuatro órdenes de mayor importancia de insectos florícolas (Figura 3) . Pero la investigación sobre los coleópteros y su papel polinizador es escasa, por lo tanto es muy probable que el porcentaje de plantas polinizadas por coleópteros esté muy infravalorado (Stefanescu *et al.*, 2018).



Figura 3: *Heliotaurus ruficollis*

Alrededor de 40 familias contienen alguna especie con comportamiento antófilo, pero en concreto las familias Melyridae, Mordellidae y Oedemeridae se consideran exclusivamente antófilos. Se consideran insectos antófilos o insectos florícolas a aquellos individuos que se les encuentra normalmente en las flores, aunque habitan en ellas, no se consideran polinizador estricto debido a la escasez de investigaciones (Recalde & San Marín, 2002; Stefanescu *et al.*, 2018; Wardhaugh, 2015).

La eficiencia polinizadora de los coleópteros sigue estando en debate, por tener un patrón más generalista, aunque incluso especies generalistas pueden mostrar una fuerte constancia en visitas florales y actuar como polinizadores eficiente (Morales & Traveset, 2008, Stefanescu *et al.*, 2018). Se conoce que algunas especies de coleópteros han demostrado que pueden llevarla a cabo, dispersando el polen más de 10 metros entre sucesivas visitas florales. (Micó & Galante, 2005; Willmer, 2011)

El aparato bucal de los coleópteros es masticador, por lo que generalmente destruyen las flores durante su alimentación, pero algunos grupos presentan adaptaciones para la alimentación no destructiva de polen o néctar (Wardhaugh, 2015), como por ejemplo las adaptaciones en las maxilas para recoger polen que están presentes en Bruchidae, Cerambycidae, Cantharidae, Meloidae, Mordellidae, Oedemeridae y Scarabaeidae (Krenn *et al.* 2005).

1.3.3. Diptera polinizadores

La polinización realizada por los dípteros es de gran importancia a altas altitudes y latitudes (Marshall, 2012). La mayoría de los dípteros florícolas suelen ser generalistas y oportunistas, aunque en ecosistemas mediterráneos las siguientes familias pueden ser bastantes frecuentes en flores: Acroceridae, Bombyliidae, Nemestrinidae, Syrphidae y Tabanidae. (Stefanescu *et al.*, 2018). Hay algunas plantas que atraen a los dípteros mediante diferentes estrategias, por ejemplo, algunas orquídeas generan un olor de putrefacción atrayendo a los Calliphoridae, otros géneros atraen a sírfidos afidófagos porque tienen estructuras florales que imitan a sus presas, en ambas se generaría una polinización por engaño (Stefanescu *et al.*, 2018).

1.3.4. Lepidoptera polinizadores

En la península ibérica hay unas 5000 especies de lepidópteros, y aproximadamente 226 especies de mariposas diurnas y 3600 mariposas nocturnas, divididas en función de su tamaño en macroheteróceros y microlepidópteros, la mayoría de ellas de hábitos florícolas (Figura 4) (García-Barros *et al.* 2013; Stefanescu *et al.*, 2018).

Los lepidópteros cuentan con la espiritrompa, una adaptación morfológica para alimentarse del néctar. La localización de las flores es tanto visual como olfativa, en el caso de las mariposas diurnas los estímulos visuales son los más importantes (Boggs, 1987), por el contrario, en las mariposas nocturnas domina los estímulos olfativos (Willmer, 2011).



Figura 4: *Iphiclides podalirius*

Existe un gran debate sobre la efectividad en la polinización de los lepidópteros, algunos estudios la consideran como “ladrones de néctar” debido a que acceden a los nectarios de algunas flores sin contactar con los órganos reproductores (Wiklund *et al.*, 1979), así como por realizar un uso generalista de los recursos florales, realizando una transferencia heteroespecífica del polen (Morales & Traveset, 2008). Otros estudios demuestran lo contrario, afirmando que son polinizadores fundamentales tanto en regiones tropicales como en regiones templadas. (Johnson & Bond, 1992; Martins, 2014; Epps *et al.*, 2015).

1.4. Efectos de la apicultura sobre los polinizadores salvajes.

Las poblaciones de las especies de las familias mencionadas anteriormente pueden verse afectadas por la apicultura, debido a la inundación de gran número de individuos de *A. mellifera* en los ecosistemas, pudiendo desencadenar un efecto cascada sobre la estructura y el funcionamiento de estos ecosistemas (Geslin *et al.*, 2017; Ehrenfeld, 2010; Levine *et al.*, 2003). Situaciones similares se han producido por la introducción en los ecosistemas de especies domesticadas, como el ganado vacuno sobre los herbívoros silvestres (Young *et al.*, 2005; Stewart *et al.*, 2002).

Las actividades apícolas pueden producir densidades anormalmente altas de abejas melíferas (Herrera, 2020), y debido a las grandes necesidades energéticas de estas y la amplitud del área de alimentación (Visscher & Seeley, 1982), pueden consecuentemente reducir la diversidad de abejas silvestres y otros insectos florícolas, lo que a su vez influye en la red de interacciones planta-polinizador (Valido *et al.*, 2019).

Los efectos de competencia entre las abejas melíferas y diversidad de polinizadores, pueden deberse a interacciones directas o indirectas. Las interacciones directas pueden manifestarse como agresividad directa sobre individuos de otras especies (Geslin *et al.*, 2017). Hay estudios que aseguran que la agresividad de las obreras de las *A. mellifera* podrían reducir la densidad de avispa (Markwell *et al.*, 1993).

La competencia por interacciones indirectas, puede manifestarse como solapamiento alimenticio reduciendo los recursos florales (Stout & Morales , 2009; Steffan-Dewenter & Tschardtke, 2000), cambios en la distribución del polen y de las flores (Valido *et al.*, 2014) actividad de forrajeo (Thomson, 2004), tasa de visita de los polinizadores visita (Hudewenz & Klein, 2013; Roubik, 1978), transmisión de parásitos y patógenos (Daszak *et al.*, 2000) o competencia por los recursos de nidificación (Morales *et al.*, 2013).

Por último, la introducción de individuos polinizadores masivamente en un territorio tiene consecuencias sobre las comunidades vegetales, generando una posible disminución de la cantidad y calidad del polen recibido por las plantas silvestres de la misma especie y un menor éxito reproductivo en la vegetación autóctona (Traveset & Richardson 2006, 2011, 2014; Dohzono & Yokoyama, 2010; Sanguinetti y Singer, 2014).

Estos efectos podrían tener un efecto colateral sobre los polinizadores autóctonos, como la producción de obreras más pequeñas en colonias de abejorros (Elbgami *et al.*, 2014; Goulson & Sparrow, 2009), una biomasa global de abejas silvestres más baja con una menor abundancia de abejas de mayor tamaño (Heinrich, 1975) o un mayor porcentaje de parasitismo por cleptoparásitos de nidos de abejas solitarias, debido a que estas se ven obligadas a realizar viajes más largos para reunir una carga de polen o néctar suficiente, dejando sus nidos sin vigilancia (Goodell, 2003; Seidelmann, 2006).

Por todo lo anteriormente expuesto, la apicultura podría tener un efecto aditivo sobre el declive de los insectos, que se sumaría al cambio climático, introducción de patógenos, parásitos y especies exóticas, la intensificación de la agricultura y los plaguicidas, cambio del uso del suelo y la contaminación ambiental (Dudley & Alexander, 2017). Actualmente, los insectos desaparecen a un ritmo superior a otros grupos de animales, de hecho, la tasa de extinción de los insectos es ocho veces superior a la de los vertebrados, además de tener al menos el 30 por ciento de especies amenazadas (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019), aunque estos valores estén posiblemente subestimados debido a la enorme diversidad de los insectos.

2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

El presente estudio pone a prueba la hipótesis sobre el efecto de la introducción masiva de individuos de abejas (*Apis mellifera*) en áreas naturales. Se espera que genere una disminución de la diversidad, abundancia y distribución de insectos florícolas en la zona cercana a los apiarios, simplificando la estructura de la comunidad, además del desplazamiento alimenticio sobre las abejas silvestres, en concreto con las abejas de mayor talla. Se pretende responder las siguientes cuestiones:

- Si las abejas de la miel afectan de manera desfavorable a otros insectos florícolas, se registrarán reducciones notables en la abundancia y la diversidad de insectos florícolas en áreas donde se practica la apicultura, en comparación con áreas sin colmenas.
- Si las abejas de la miel afectan al desplazamiento de las abejas salvajes, se observará una disminución de la diversidad y abundancia, además de un posible desplazamiento por el tamaño, por el cual se esperaba observar una disminución en abejas de mayor tamaño.

Por lo tanto, el objetivo general perseguido por este trabajo es estudiar el efecto de la apicultura sobre la estructura de la comunidad de insectos florícolas, mediante la comparación de dos comunidades, una con presencia de actividad apícola y otra libre de ella.

Además, los objetivos específicos perseguidos para conseguir el objetivo general son los siguientes:

- Caracterizar la comunidad de insectos de ambas áreas.
- Identificar el efecto de la apicultura en la estructura taxonómica de la comunidad y en la estructura trófica de la comunidad.
- Estudiar el efecto sobre la superfamilia Apoidea, mediante el estudio de la diversidad y talla de los individuos de dicha familia.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Área de muestreo

El muestreo se llevó a cabo en dos parcelas, en una de ellas se realizan actividades de apicultura y la otra se encuentra situada a más de 4 km de cualquier apiario (Figura 5). Esta segunda parcela, se considera como zona sin influencia de la apicultura, ya que el radio promedio de pecoreo cuando hay abundancia de alimento es 1 km y hasta 3 km cuando hay escasez de alimento (Beekman y Ratnieks, 2000).

Gracias a la colaboración de la Fundación Victoria Laporta, la cual brindó la oportunidad de utilizar la Finca Buixcarro, como zona con efecto de la apicultura. La segunda parcela es propiedad de Don Antonio Belda, profesor de la Universidad de Alicante, esta era adecuada para la finalidad de este trabajo, ya que se encontraba a una distancia considerable de los apiarios. Ambas parcelas están incluidas en el Parque Natural de la Sierra de Mariola, y podemos considerar que sus características físicas y climáticas son similares.



Figura 5: Mapa de ubicaciones de las zonas de muestreo en función de las zonas de influencia de los apiarios.

3.1.1. El Parque Natural Sierra de Mariola

El Parque Natural Sierra de Mariola, es un espacio protegido de 17.500 ha situado en la parte meridional de la Comunidad Valenciana, que abarca parte de las comarcas de L'Alcoiá, la Vall d'Albaida y el Comtat. Los municipios que se encuentran dentro del Parque Natural son Agres, Alcoy, Alfafara, Bañeres de Mariola, Bocairente, Cocentaina y Muro de Alcoy (Belda *et al.*, 2009).

Además de tener la categoría de Parque Natural, la sierra de Mariola y el carrascal de la Font Roja están incluidos en la lista de Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) de la región biogeográfica mediterránea según la Decisión de la Comisión, de 19 de julio de 2006, por la que se adopta, de conformidad con la Directiva 92/42/CEE, siendo declaradas el 14 de noviembre de 2014 como Zonas Especiales de Conservación, de conformidad con el decreto 192/2014. Además, el 5 de junio de 2009 se incluyó en la lista de Zonas de Especial Protección para Aves (ZEPA) de la Comunidad Valenciana, de acuerdo con el artículo 43 de la Ley 42/2007, conforme a la Directiva 79/409/CEE del Consejo. También existen en ella siete microrreservas botánicas y una reserva de fauna.

3.1.1.1. Caracterización del medio físico.

El Parque Natural se caracteriza por su elevada altitud por encima de los 1000 metros, generando un paisaje abrupto y complejo (Parque Natural Serra de Mariola, 2023; González, 2016). La sierra se encuentra incluida en las cordilleras Béticas, en el Prebético externo, ubicada en un anticlinal que se extiende desde Biar hasta Cocentaina, este se ve interrumpido por una falla transversal en la Foia del Comtat. Al norte se encuentra limitada por el sinclinal de Bocairent y la Valleta d'Agres, por el este por la falla de orientación norte-sur de más de dos mil metros de salto entre Muro y Cocentaina, por el sur conecta con el sinclinal del valle del río Polop (González, 2016).

La mayor parte de la sierra está formada por roca caliza y margas (ANEXO 1) estas son de origen marino depositada durante el Cretácico. La mezcla de las margas con arenisca en zonas de aguas someras dio lugar a una capa de roca llamada molazo (Bellod *et al.*, 2009), que durante la acción orogénica del Mioceno superior, se perforó y emergieron las arcillas y yesos del Triásico, las conocidas facies de Keuper, en la zona este de la sierra (González, 2016; Parque Natural Serra de Mariola, 2023). El modelado del paisaje se encuentra muy relacionado con la naturaleza calcárea del terreno, generando procesos kársticos, que han determinado la morfología de la sierra (Bellod *et al.*, 2009).

3.1.1.2. Caracterización del clima

El clima de la Sierra de Mariola es mediterráneo templado con veranos seco y cálidos, según la clasificación climática de Köppen, el cual se caracteriza por inviernos templados y veranos secos y cálidos. La mayor parte de las lluvias caen en invierno o en las estaciones intermedias. (González, 2016). Los datos climatológicos, se obtuvieron a través de bibliografía y de las estaciones meteorológicas de la Asociación Valenciana de Meteorología. Se utilizaron los datos de las estaciones más cercanas a cada zona, en el caso de la Finca de Buixcarro, se utilizó la estación de Banyeres de Mariola, ubicada en el Alberg Ull de Canals, y para otra parcela se utilizó la estación de Bocairent, ubicada en el Camping de Mariola.

Siguiendo la clasificación de Thronthwaite, pertenece a un clima subhúmedo seco y mesotérmico, aunque con una variedad de microclimas bastante elevada y grandes diferencias según la orientación y la altitud (González, 2016). En Mariola se pueden diferenciar dos ámbitos, uno lo podríamos clasificar de subhúmedo y otro como seco. El dominio subhúmedo, corresponde a la zona N-NE desde Cocentaina hasta Alfafara, principalmente la zona de alta montaña, donde existen un descenso de las temperaturas, sobre todo en invierno con mayor número de nevadas y días de heladas y el dominio seco, el resto del parque (Gómez, 1988)

En el caso de las temperaturas, el clima mediterráneo se caracteriza por tener temperaturas suaves, unas temperaturas medias entre 13 y 16 °C (Belda *et al.*, 2009). En esta zona los registros térmicos de la serie de 1948 a 1983, proporcionan una temperatura media anual inferior a 16 °C, propio de zonas interiores y elevadas, aunque en concreto Alcoy y Bañeres rondan los 13 °C. El ritmo térmico estacional ofrece medias en los meses más calurosos de entre 21 y 25 °C. Las medias de los meses de invierno registran el mínimo en enero, excepto en las zonas de dominio subhúmedo donde se adelanta a diciembre (Gómez, 1988). En la Figura 6, se pueden observar las características descritas anteriormente, con temperaturas medias el mes más caluroso de 25 °C y el mes de invierno con temperaturas mínimas es enero con aproximadamente 5 °C, sin ningún mes que la media baje a temperaturas negativas.

En cuanto a precipitaciones, la sierra presenta un clima mediterráneo con un verano seco y concentración de las lluvias en primavera y otoño (Belda *et al.*, 2009). En otoño, las precipitaciones más fuertes se dan en la vertiente norte y este, con vientos húmedos de gregal y levante. De forma periódica sufren sequías y lluvias torrenciales (González, 2016). En la Figura 7, se puede observar que la precipitación media en abril fue nula, y por el contrario el mes de mayo hubo una precipitación notablemente superior, siendo el doble en la zona de Bocairent. Por el contrario, las rachas de viento máximas fueron superiores en la estación de Bañeres, aunque las velocidades medias fueron prácticamente parecidas.

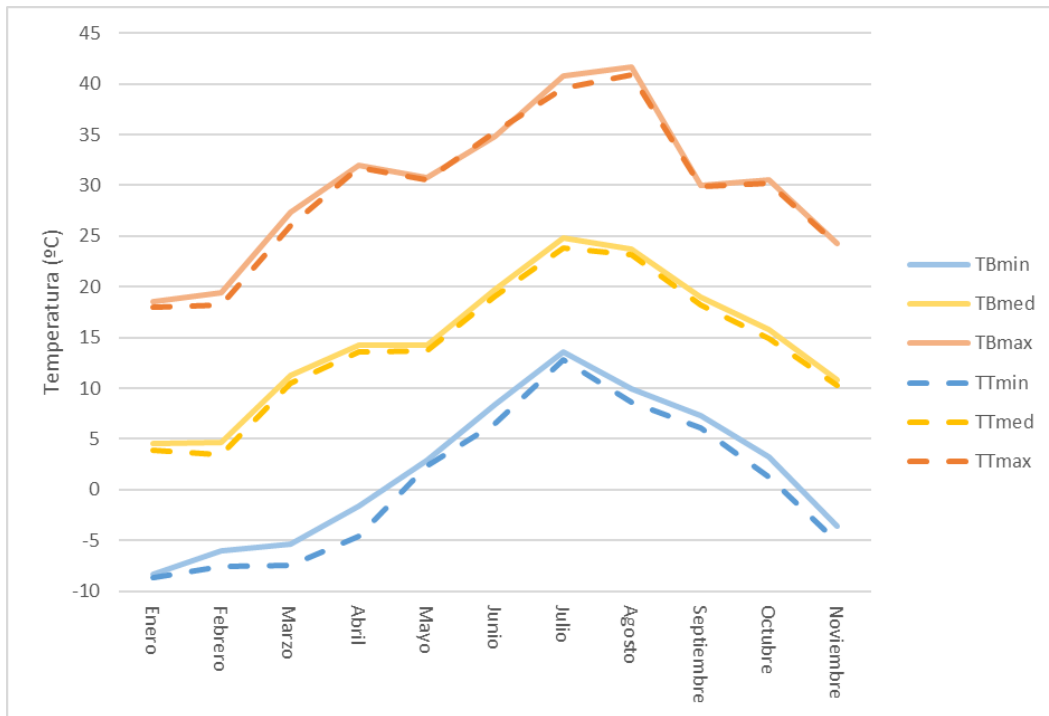


Figura 6: Temperaturas mínimas, máximas y medias en ambas zonas (TT: temperatura de la finca de Antonio Belda, TB: temperatura de la finca de Buixcarro)

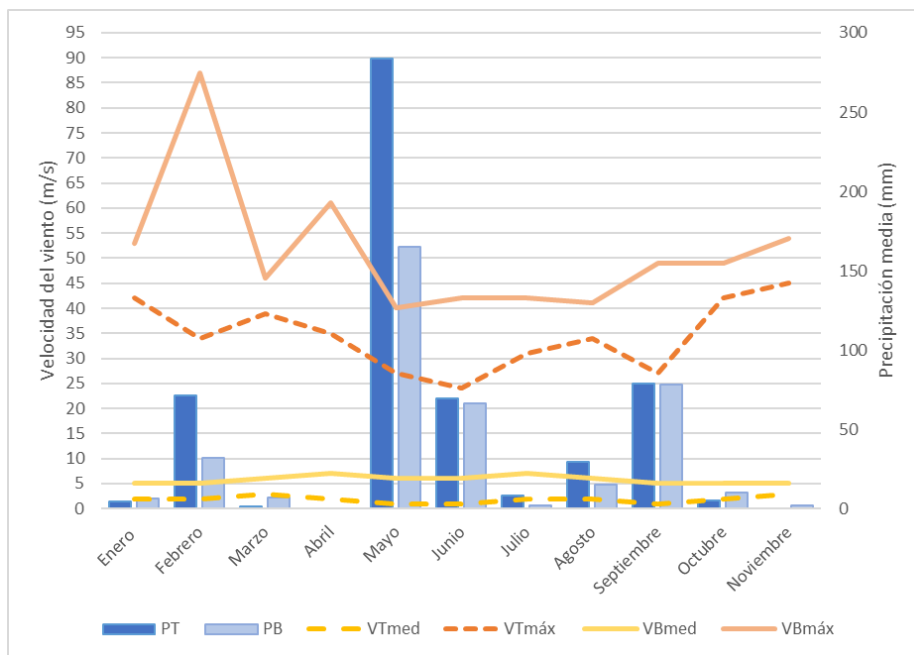


Figura 7: Precipitación y velocidad media y máxima de ambas zonas de muestreo (PT: precipitación de la finca de Antonio Belda, PB: precipitación de la finca de Buixcarro, VT: viento de la finca de Antonio Belda, VB: viento en la finca de Buixcarro).

3.1.1.3. Caracterización de la vegetación.

En el Parque Natural se estima que hay más de 1.200 especies vegetales distintas, con muchos endemismos iberolevantinios y setabenses. De acuerdo con Rivas Martínez (1987), la mayoría del Parque Natural pertenece a la serie de vegetación mesomediterránea manchega-aragonesa basófila de la encina. En las cimas de las sierras y una sección en la parte noreste, hay una pequeña región que pertenece al supramediterráneo castellano-maestrazgo-manchega basófila de encina (Figura 8). Las etapas de regresión y especies vegetales bioindicadoras principales de ambas series se incluyen en la Tabla 1.

Las series de vegetación informan sobre la vegetación potencial de la zona y aunque en el Parque Natural, existen áreas con vegetación bien conservada, donde podemos encontrar carrascales o bosques mixtos mediterráneos, en la mayor parte de la sierra encontramos un denso pinar de repoblación de pino carrasco, mezclado con aliagas, romeros, jaras y muchas plantas aromáticas.

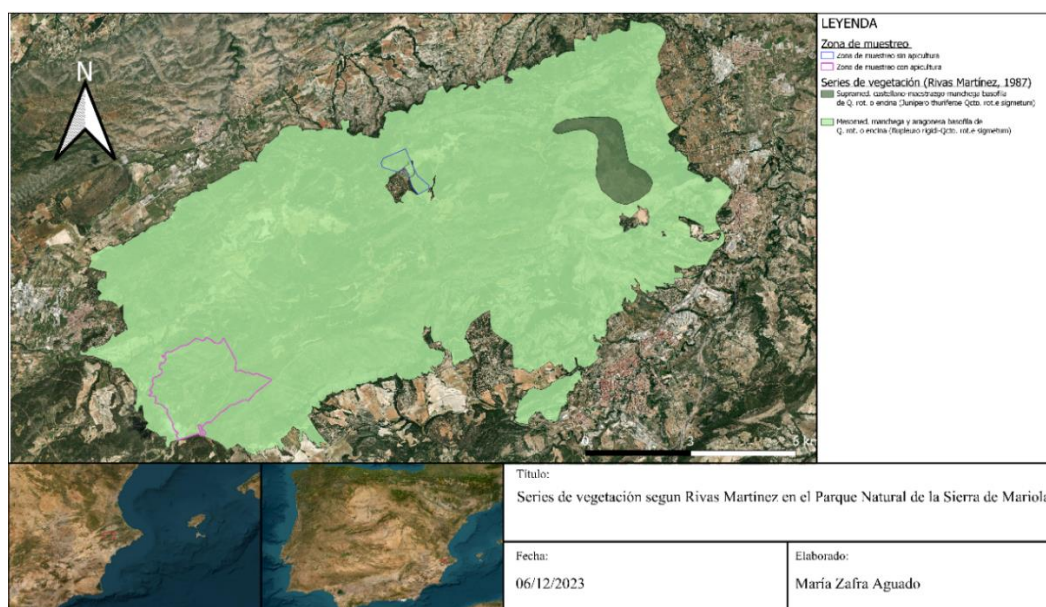


Figura 8: Mapa de las series de vegetación según Rivas Martínez en el Parque Natural de la Sierra de Mariola.

Tabla 1: Etapas de regresión y especies bioindicadoras de las series de vegetación. (Rivas-Martínez,1987)

	Castellano-aragonesa de la encina	Castellano-maestrazgo-manchega de la encina
Piso bioclimático	Mesomediterráneo	Supramediterráneo
Árbol dominante	<i>Quercus rotundifolia</i>	<i>Quercus rotundifolia</i>
Nombre fitosociológico	<i>Bupleuro ridigi-Querceto rotundifoliae</i>	<i>Junipero thuriferar-Querceto rotundifoliae</i>
I. Bosque	<i>Quercus rotundifolia</i> <i>Bupleurum rigidum</i> <i>Teucrium pinnatifidum</i> <i>Thalictrum tuberosum</i>	<i>Quercus rotundifolia</i> <i>Juniperus thurifera</i> <i>Juniperus hemisphaerica</i> <i>Rhamnus infectoria</i>
II. Matorral denso	<i>Quercus coccifera</i> <i>Rhamnus lyciodes</i> <i>Jasminum fruticans</i> <i>Retama sphaerocarpa</i>	<i>Rosa agrestes</i> <i>Rosa micrantha</i> <i>Rosa cariotii</i> <i>Crataegus monogyna</i>
III. Matorral degradado	<i>Genista scorpius</i> <i>Teucrium capitatum</i> <i>Lavandula latifolia</i> <i>Helianthemum rubellum</i>	<i>Genista pumila</i> <i>Linum appressum</i> <i>Fumana procumbens</i> <i>Globularia vulgaris</i>
IV. Pastizales	<i>Stipa tenacissima</i> <i>Brachypodium romosum</i> <i>Brachypodium distachyon</i>	<i>Festuca hystrix</i> <i>Dactylis hispánica</i> <i>Koeleria vallesiana</i>

3.1.2. Parcela con influencia apícola

La parcela con influencia apícola es la Finca Buixcarro, una parcela de 658 ha que pertenece a la Fundación Victoria Laporta Carbonell, ubicada en el suroeste del Parque Natural de la Sierra de Mariola (Figura 5). Por la Orden 18/2010, el 26 de agosto de 2010, la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda declaró a la finca reserva de fauna silvestre, en conformidad con el Decreto 32/2004. Debido a que contiene especies prioritarias como son: sapo partero (*Alytes obstetricans*), sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*), azor (*Accipiter gentilis*), águila culebrera (*Circaetus gallicus*).

El objetivo principal de la fundación es realizar actividades de conservación del medio ambiente y de especies protegidas, como por ejemplo, el acondicionamiento de las charcas para el establecimiento de anfibios, el control de los grandes herbívoros para no generar sobrepoblaciones, gestión de los bosques con la finalidad de crear bosques maduros con mayor heterogeneidad, crear cortafuegos como defensa ante incendios forestales, etc. Además, la Fundación colabora en diferentes proyectos con fin de aumentar el conocimiento de los ecosistemas de la zona, y realizar inventarios y seguimientos de la fauna y la flora silvestre.

Debido al tiempo que llevan gestionando la vegetación, con el objetivo de crear bosques maduros, han conseguido que el mayor porcentaje del área sean formaciones más o menos bien estructuradas de coscojar, carrascal y estepar. Aunque sigue habiendo áreas de pinar de repoblación, también hay rodales de pinar adulto y parcelas de cultivo, tanto herbáceo, donde plantan pasto para los herbívoros, como arbóreo en agricultura ecológica (Figura 9).

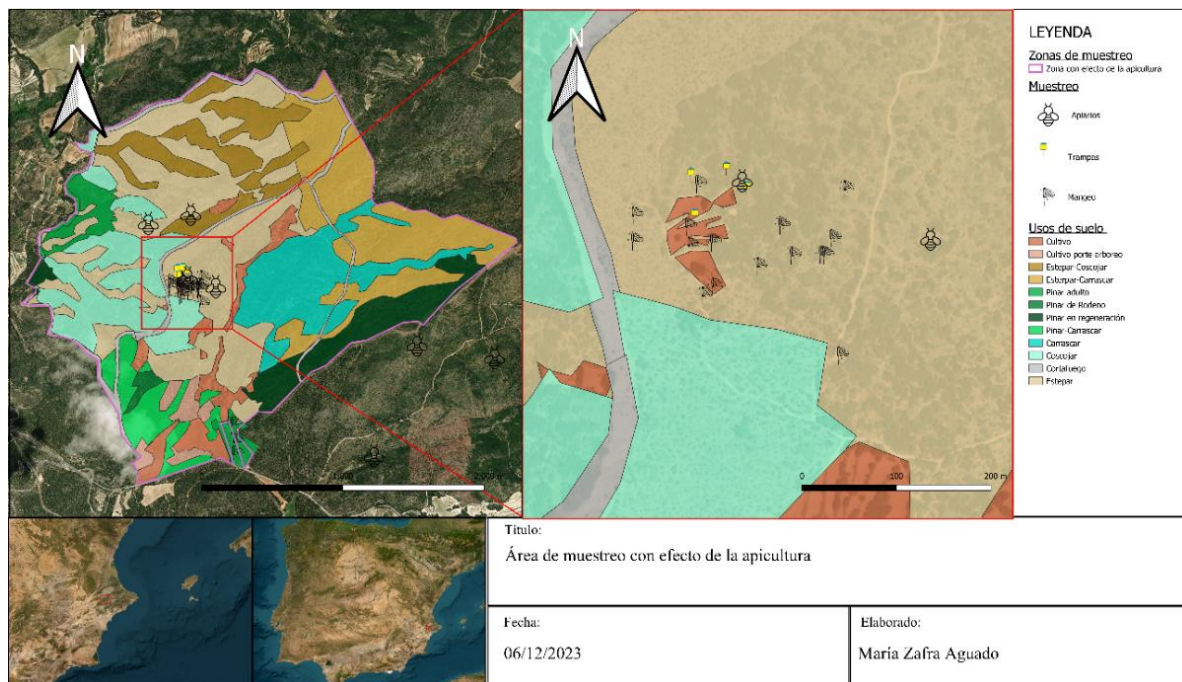


Figura 9: Mapa del Área de muestreo sin efecto de la apicultura

Una de sus múltiples actividades incluye la participación en el Proyecto Rumes, con la Asociación al Servicio de la Polinización Forestal (A.S.A.F.), con la cual tienen un convenio con un apicultor que tiene establecidas en la finca una serie de colmenas (Figura 10). Estas colmenas se encuentran marcadas en la Figura 9. Este proyecto Rumes pretende crear un colmenar de carácter fijo como punto de partida para crear una red de estaciones polinizadoras a lo largo de la provincia de Alicante. El apicultor realiza una apicultura conservacionista, definida por él, cómo aquella que pretende integrar y proteger a los enjambres silvestres en un entorno natural con alguna figura de protección.



Figura 10: Colmena de *Apis mellifera*.

3.1.3. Parcela sin influencia apícola

La parcela sin influencia apícola, propiedad de Antonio Belda, se encuentra cerca del Camping de Mariola, en la zona central del Parque Natural de la Sierra de Mariola. Dicha parcela consta de un área de cultivo y otra zona adyacente de pinar de repoblación de pino carrasco con presencia de aliagas, romeros, jaras. La zona de cultivo estaba compuesta por tres bancales, durante el periodo de muestreo dos de ellos se encontraban en barbecho y en el último se estaban plantando almendros. Las muestras fueron recogidas en las zonas de pinar de repoblación y en la interfaz forestal (Figura 11).

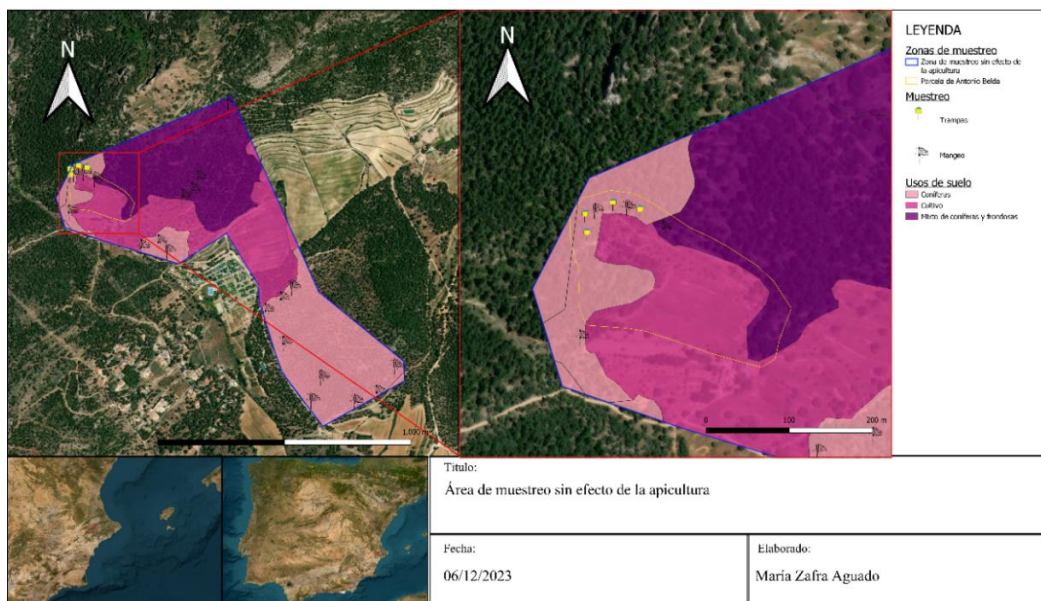


Figura 11: Mapa del Área de muestreo sin efecto de la apicultura.

3.2. Diseño experimental.

El muestreo se llevó a cabo en las dos zonas de estudio explicadas anteriormente. En primer lugar se seleccionó la Finca Buixcarro, debido a que cumplía las características buscadas y se encontraban dispuestos a colaborar en la investigación. Una vez seleccionada dicha zona, se realizó un buffer para buscar un área que se encontrara a más de cuatro kilómetros de distancia de cualquier apiario, tanto de las colmenas de la propia finca como externas (Figura 5). Coincidiendo con las características de la parcela de Antonio Belda. Estableciendo entonces el factor fijo de Distancia al apiario, una zona con menos de 500 m a ella y otra zona con más de 4 kilómetros en línea recta a ellas.

Por otro lado, las muestras de insectos florícolas se recogieron mediante dos métodos de muestreo i) mediante el muestreo con manga entomológica de barrido y ii) mediante la colocación de trampas para polinizadores, cuya metodología se comentará a continuación.

En el caso de la manga entomológica, se pretendía realizar el muestreo en dos recursos florales, en primer lugar en *Rosmarinus officinalis* L. y en segundo lugar en *Cistus albidus* L., con el fin de obtener datos durante más tiempo debido a que su floración se realiza en distintas épocas, además de así comparar el desplazo dependiendo del recurso floral, pero el *Cistus albidus*, no se pudo realizar porque en abril no hubo precipitaciones y la última semana ascendieron las temperaturas 30 °C, haciendo que los capullos se secaran.

El muestreo se pudo llevar a cabo, con la pertinente autorización para los años 2023, 2024 y 2025 donde el Director del Parque Natural Carrascal de la Font Roja y Sierra de Mariola vio favorable la realización del estudio, debido a que no se basa principalmente en una manipulación de especies, ni se considera una actuación negativa directa sobre el medio, y visto que la solicitud que se puede enmarcar en los objetivos de gestión y de prioridad de investigación del espacio natural protegido en el contexto del PRUG, pero con las condiciones que establece el PORN y PRUG (expediente INF19487; 76_23_Sd).

3.2.1. Muestreo con manga entomológica de barrido

Se utilizó una red entomológica reforzada con un diámetro de 45 cm (Entosphinx, Chequia), con mango corto (Figura 12). Las muestras fueron recogidas sobre *Rosmarinus officinalis* en floración, debido a que había gran disponibilidad de esta especie en ambos emplazamientos.



Figura 12: Recolección de muestras con red entomológica.

Para el muestreo con la manga entomológica se seleccionaron de forma aleatoria 20 puntos de muestreo en cada zona de muestreo. Cada punto abarcaba aproximadamente 20 m² de matorral denso de *Rosmarinus officinalis*, para equiparar el esfuerzo de muestreo se realizaron 100 pasadas durante 15 minutos. Las muestras fueron recogidas entre el 13 de marzo y el 11 de abril, alternando cada día en una parcela.

Las muestras capturadas fueron traspasadas a una bolsa hermética debidamente identificada con el código del punto y la fecha. Para evitar el daño de las muestras, se introdujo en cada bolsa un trozo de papel con acetato de etilo, es una sustancia narcótica para los insectos produciendo su muerte por depresión del sistema nervioso. Para evitar la intoxicación con los vapores del acetato de etilo, las muestras fueron almacenadas en un bidón con cierre hermético y transportadas al laboratorio para su procesamiento de inmediato.

3.2.2. Trampas para polinizadores

Las trampas fueron cedidas por la empresa ECONEX (Murcia) y están diseñadas para la captura de polinizadores, gracias a la atracción cromotrópica causada por colores de la trampa. Estas se posicionaron en cuatro puntos de ambas zonas de muestreo, a distancia mínima de cuatro metros, de forma que se evitara la visión de una trampa desde la otra.

Las trampas están compuestas por vanos y un embudo de color azul flúor, cuya finalidad es dirigir los insectos al interior del tarro de capturas y evitar la salida de estos. El tarro de capturas tiene aproximadamente 17 cm de diámetro y está elaborado en amarillo flúor, en él se almacenan las muestras e incluye un drenaje para evacuar el agua de lluvia (Figura 13).



Figura 13: Trampa de polinizadores.

La trampa se montó sobre un soporte de madera de aproximadamente metro y medio de altura. Con el fin de conservar las muestras, se introdujo en el interior del recipiente un trozo de malla mosquitera impregnada en deltametrina, un insecticida piretroide que produce la muerte de los insectos capturados, impidiendo que se dañen entre ellos.

Se colocaron 4 trampas en cada zona de muestreo y estuvieron colocadas desde el 3 de abril al 3 de septiembre, un total de 6 meses. Las muestras se recogían de forma simultánea en ambas parcelas, el periodo de recogida de las muestras en este caso dependía de la disponibilidad horaria. En cada revisión, las muestras se traspasaron a frascos de 60 ml, debidamente identificado con el código de la muestra y la fecha y se transportaron al laboratorio para su procesamiento inmediato.

3.2.3. Proceso de las muestras en laboratorio

En el laboratorio se realizó una separación de los artrópodos de los restos vegetales, una vez con la muestra limpia se conservaron y fijaron con etanol al 90% y se conservaron en el frigorífico con una temperatura media de 4-5°C (Figura 14).

Todos los individuos se clasificaron taxonómicamente mediante la lupa binocular, con la ayuda de las siguientes bibliografías: Guía de campo de los insectos de España y Europa de Chinery (1997), Guía de los insectos de Europa de Chinery (2001), e Insectos de España y de Europa de Dierl y Ring (1995). Los datos obtenidos, se incluyeron en una hoja de cálculo para su posterior análisis. Algunos ejemplos de las muestras aparecen en el ANEXO 6.



Figura 14: Identificación taxonómica.

3.3. Metodología GIS y teledetección

Para el análisis de las zonas de muestreo, fue necesario la recopilación de coordenadas mediante la aplicación Google Maps, y se introdujeron en el software de Sistemas de Información Geográficas QGIS, versión 3.28 con un sistema de coordenadas EPSG: 25830 - ETRS89 / UTM zona 30N.

Las geodatabases utilizadas para la elaboración de los mapas, han sido descargadas del visor Cartográfico de la Generalitat Valenciana, de los mapas de las Series de Vegetación Península y Baleares y el Mapa Forestal de España del Banco de Datos de la Naturaleza (BDN) del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, del mapa geológico continuo de España del Instituto Geológico y Minero de España y de la información proporcionada por la Fundación Victoria Laporta.

3.4. Tratamiento de datos

En la base de datos, se agrupó cada taxón con su tipo de alimentación. Además, la superfamilia Apoidea se diferenciaron por tamaño, la clasificación del tamaño se basó en la Guía de campo de las abejas de España Molina y Bartomeus (2019), por el cual asignan 4 tamaños principalmente: muy pequeño (<1 cm), pequeño (1-1,5 cm), mediano (1,5-2cm), grande (>2cm). El orden Araneae, también se diferenciaron por tamaño diferenciando pequeño (<0,5 cm) y grande (>0,5 cm).

Como los datos fueron recogidos con dos métodos de muestreo distintos, todos los análisis se realizaron por separado tanto para las capturas con manga como para las capturas con trampas.

3.4.1. Análisis de la calidad del muestreo

Mediante la herramienta de INEXT online (Chao *et al.*, 2016), se analizó de la calidad del muestreo, según el porcentaje de especies observadas en relación con el número de especies predichas por el estimador de cobertura de la muestra propuesto por Chao y Jost (2012) y la diversidad de orden q1 (Índice de Shannon). Con ello, se obtiene la cobertura de muestreo, la cual nos indica cómo de completo y representativo ha sido el muestreo realizado.

3.4.2. Diversidad y agrupación de los taxones de las muestras.

El programa informático Past 4.03 (Hammer *et al.*, 2001) se utilizó para realizar el análisis de los índices de biodiversidad de la comunidad, perfil de diversidad de Renyi, análisis de componentes principales (PCA) y dendrograma.

Los índices de diversidad que se analizaron fueron cuatro, riqueza específica de especies (S), el índice de dominancia de Simpson y el índice de Berger-Parker (D), el índice de diversidad de Shannon-Weaver (H') y la uniformidad, mediante el índice de Pielou (J). También se realizó un perfil de diversidad de Renyi (Kindt y Coe, 2005), es una técnica empleada para la ordenación de diversidad. La fórmula para calcular el perfil de diversidad de Renyi es:

$$H_{\alpha} = \frac{\ln (\sum_{i=1}^S p_i^{\alpha})}{1-\alpha}$$

Donde los p valores de la formula se corresponden con las proporciones de las especies. El perfil es calculado cambiando el valor de la α diversidad desde 0 hasta infinito.

- Los valores del perfil para $\alpha = 0$, proporcionan la información sobre la riqueza de especies.
- Los valores para $\alpha = 1$, corresponden con el índice de diversidad de Shannon.
- Los valores para $\alpha = 2$, son el logaritmo del índice inverso de Simpson.
- Los valores para $\alpha = \infty$, se corresponden con la información sobre la distribución de las especies más abundantes. Un perfil con un valor alto, significa que existe una mayor equitatividad, es decir que hay bajas proporciones de especies dominantes.

Por último, el dendrograma, se realizó con el fin de llevar a cabo un análisis multivariante para estudiar la afinidad entre los taxones según la posición de los apiarios, se realizó con el algoritmo Paired group (UPGMA) y un agrupamiento con el índice de Bray-Courtis. Este análisis relaciona patrones de similitud según la presencia de especies, mostrando agrupaciones de taxones que aparecen relacionadas en cuanto a su presencia, o diversidad Beta.

3.4.3. Similitud o diferencias entre las comunidades.

Para el análisis estadístico se realizó un PERMANOVA, un análisis multivariante no paramétrico, para evaluar la significancia de la interacción entre factores, en este caso las distintas distancias a los apiarios, teniendo como factor fijo “Distancia”, ya que tiene hipótesis subyacente y todos los niveles relevantes de este están incluidos en el experimento. Todo ello se realizó mediante el programa informático PERMANOVA 6 + Primer, versión 1.0.1 (Clarke y Warwick, 2006) con la distancia de Bray-Curtis y a través de 4999 series de permutaciones de filas.

El modelo lineal utilizado fue el siguiente:

$$X_d = \mu + Distancia_d + residual_{n(d)}$$

En el caso del método de muestreo de las trampas, fue necesario estandarizar los datos a un periodo de una semana, para equiparar el esfuerzo de muestreo, ya que el periodo de tiempo de los tramos que estuvieron colocadas las trampas fue diferente.

3.4.4. Especies indicadoras de cada zona.

En el programa informático R (R Core Team, 2019), se utilizó el paquete IndVal, el cual sirve para identificar especies indicadoras de determinados grupos de sitios. (Dufrene & Legendre, 1997). En el caso del método de muestreo de las trampas, fue necesario estandarizar los datos a un periodo de una semana, para equiparar el esfuerzo de muestreo, ya que el periodo de tiempo de los tramos que estuvieron colocadas las trampas fue diferente.

3.5. Cronograma

Plan de trabajo por meses, donde se muestra por orden cronológico las actividades realizadas (Figura 15).

Actividades/ Meses	2023											2024
	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	
1. Búsqueda bibliográfica												
2. Preparación del diseño experimental												
3. Recogida y muestreo												
Manguero												
Trampas												
4. Identificación de los individuos												
5. Tratamiento de datos												
6. Analisis y discusión de resultados												

Figura 15: Cronograma del trabajo

4. RESULTADOS

4.1. Calidad del muestreo

En ambas zonas y ambos métodos de muestreo tienen un alto grado de cobertura del muestreo. Mediante el muestreo por manguero el grado de cobertura tiene un valor de 0,99 en la zona con influencia apícola y un valor de 0,99 en la zona sin influencia apícola (Figura 16). Los valores obtenidos para el método de muestro mediante trampas, es de 0,99 en la zona con influencia apícola y un valor de 0,99 en la zona sin influencia apícola (Figura 17). Sugiriendo que los taxones no recolectados representan sólo el 0,01 de los individuos de los taxones de la comunidad. Al ser valores próximos a 1, puede considerarse que el muestreo es completo y no es necesario transformar los datos.

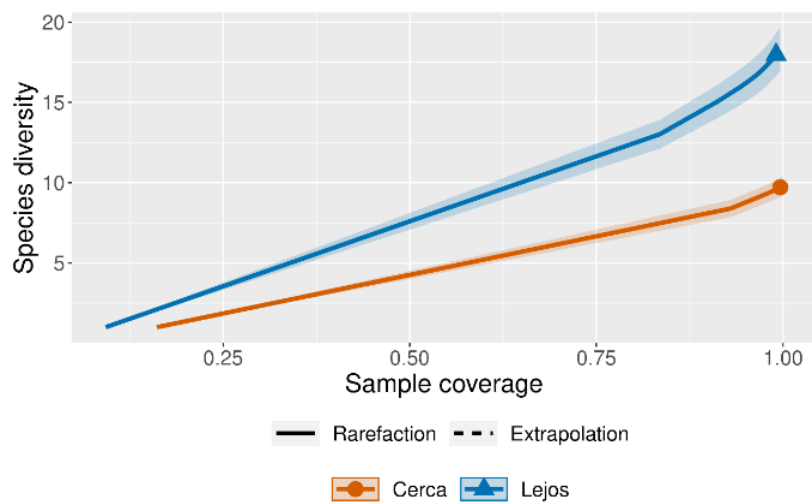


Figura 16: Análisis de la calidad del muestreo mediante manguero

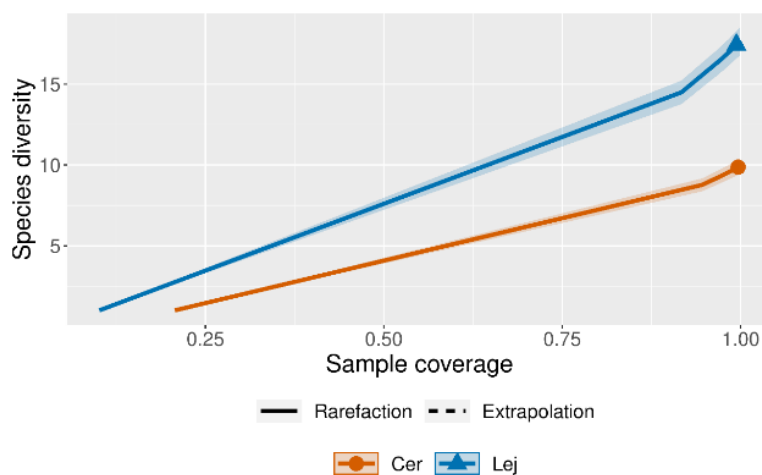


Figura 17: Análisis de la calidad del muestreo mediante trampas.

4.2. Caracterización de la comunidad de insectos

En total se capturaron 8636 ejemplares de insectos entre ambos métodos de muestreo. Mediante método de muestreo del manguero se recogieron un total de 2863 individuos, incluidos en 49 taxones distintos, aunque *Apis mellifera* pertenece a la familia de Apidae se excluyó en un grupo aparte, con el fin de diferenciar las abejas gestionadas de las abejas silvestres.

Los individuos más abundantes de la comunidad de insectos de la zona con influencia apícola son de los taxones Miridae (Hemiptera), Cicadellidae (Hemiptera), Araneae y Hemiptera. Se ha capturado, aproximadamente el doble de individuos en la zona con actividad apícola respecto a la zona sin influencia apícola. En esta, la zona lejos de los apiarios, los taxones más abundantes son Chrysomelidae (Coleoptera), Miridae (Hemiptera) y Araneae (Figura 18). En la Figura 18, se ha eliminado los taxones con menos de 10 individuos en ambas zonas, para mejorar la visibilidad de dicha gráfica, la información completa aparece en el ANEXO 2.

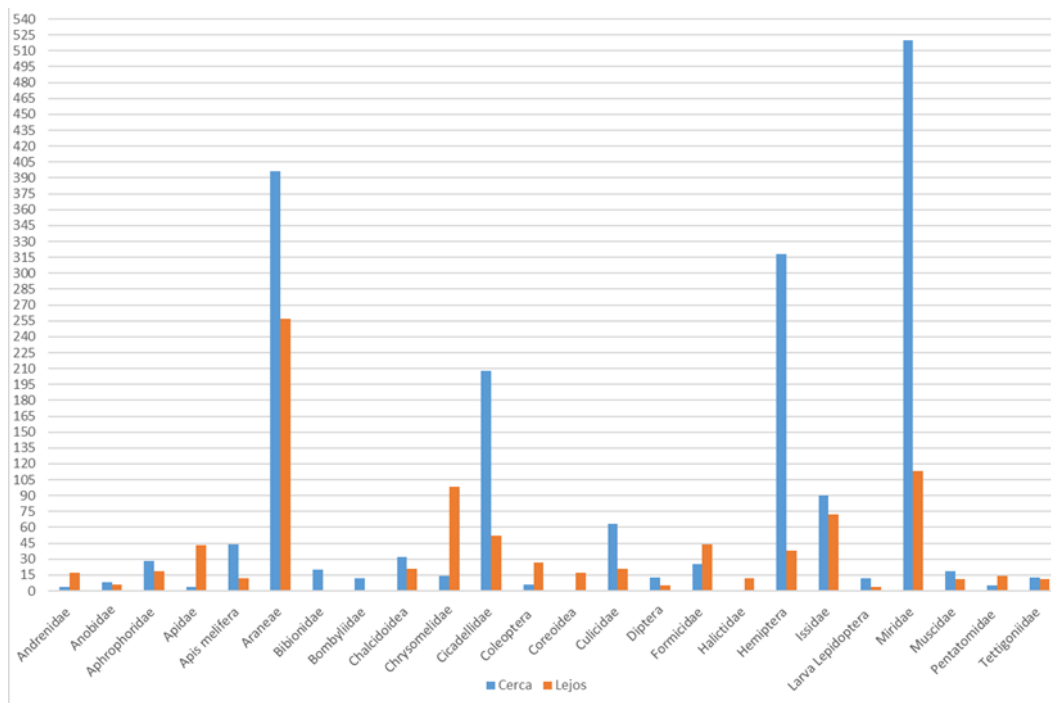


Figura 18: Abundancia de taxones recogidos en ambas zonas por manguero. Cerca: parcela con influencia apícola, Lejos parcela sin influencia apícola.

El dendrograma obtenido para los datos de manguero (Figura 19) agrupa los taxones de insectos en siete grupos por su relación de ocurrencia y abundancia en ambas zonas con un grado de similitud de 0,4, los cuales se explicarán de izquierda a derecha.

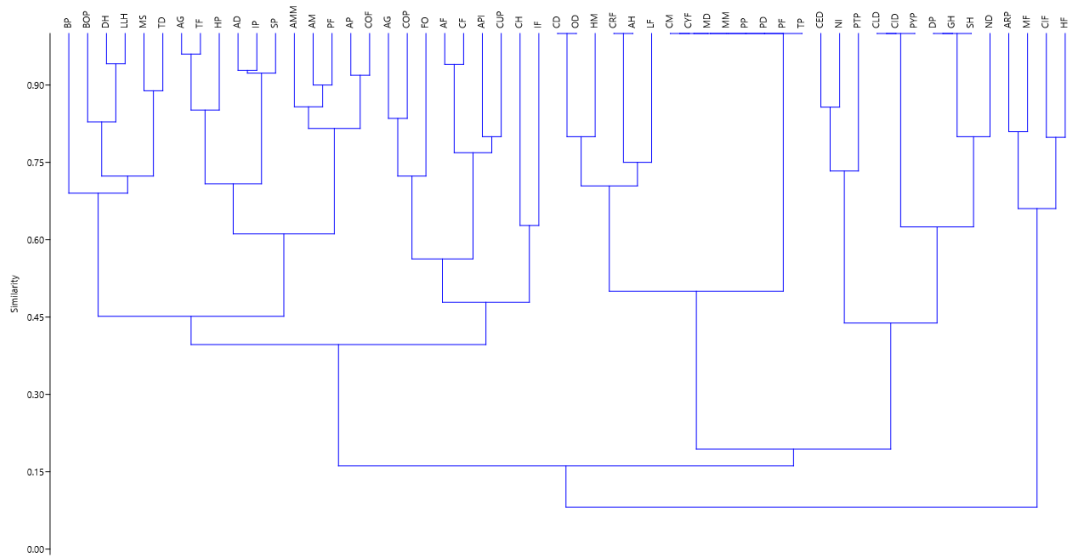


Figura 19: Dendrograma de las muestras recogidas por manguero.

El primer grupo, que asocia Bibionidae (Diptera) polinófago, Bombyliidae (Diptera) polinófago, Diptera herbívoro, Larva de lepidóptero, Muscidae (Diptera) saprótrofo y Tettigonnidae (Orthoptera) depredador, representa a los taxones de insectos cuya abundancia es superior en la zona con influencia apícola.

El segundo grupo por el cual asocia a Araneae de tamaño grande, Tephritidae (Diptera) fitófago, Halictidae de tamaño pequeño, Anobidae (Coleoptera) detritívoro, Ichneumonoidea (Hymenoptera) polinófago, Scarabaeidae (Coleoptera) polinófago, Andrenidae (Hymenoptera) de tamaño mediano, Apidae (Hymenoptera) de tamaño mediano y pequeño, Pentatomidae (Hemiptera) y Coreoidea (Hemiptera) representa a los taxones cuya abundancia es superior en la zona sin influencia apícola.

El tercer grupo compuesto por Apidae de tamaño grande, Coleoptera polinófago, Formicidae (Hymenoptera) omnívoro, Aphrophoridae (Hemiptera) fitófago, Chalcidoidea (Hymenoptera) fitófago, *Apis mellifera*, Culicidae polinófago, Chrysomelidae herbívoro, Issidae fitófago, aparecen en ambas zonas.

El cuarto grupo que asocia a Acari herbívoros, Carabidae (Coleoptera) depredador, Colletidae (Hymenoptera) de tamaño mediano, Curculionidae (Coleoptera) fitófago, Cynipoidea (Hymenoptera) fitófago, Halictidae de tamaño mediano, Lygaeidae (Hemiptera) fitófago, Mantodea depredador, Megachilidae (Hymenoptera) de tamaño mediano, Opiliones depredador, Platysomatidae polífago, Pompilidae (Hymenoptera) depredador, Psyllidae (Hemiptera) fitófago, Tortricidae (Lepidoptera) polífago representa los taxones cuyas abundancias son bajas, pero las pocas capturas pertenecen a la zona sin influencia apícola.

El quinto grupo que asocia Ceratopogonidae (Diptera) depredador y Pteromalidae (Hymenoptera) parasito, representa los taxones cuyas abundancias son bajas, pero los pocos individuos encontrados pertenecen a la zona con influencia apícola.

El grupo seis lo conforma los taxones Cleridae (Coleoptera) depredador, Coniopterygidae (Neuroptera) depredador, Dermestidae (Coleoptera) polinófago, Gasteropoda herbívoro, Neuroptera depredador, Pyralidae (Lepidoptera) polinófago, Scarabaeidae (Coleoptera) herbívoros, representa los taxones cuyas abundancias son insignificantes en ambas zonas. Por último, el grupo que asocia a Araneae de tamaño pequeño, Miridae fitófago, Cicadellidae fitófago y Hemiptera fitófagos, son los grupos que aparecen en gran abundancia en la zona con influencia apícola. Tanto el análisis de componentes principales como el dendrograma, aparecen en las abreviaturas, las cuales vienen descritas en este caso en el ANEXO 4.

Las muestras recogidas con trampas están compuestas por un total de 5771 individuos, pertenecientes a 69 taxones, excluyendo de nuevo la especie *Apis mellifera*. En la comunidad de insectos de la zona cercana al apiario los taxones más abundantes son Melyridae (Coleoptera), Bupresidae (Coleoptera), Apidae y Halictidae (Hymenoptera), siendo notablemente superior a la de la otra zona sin influencia apícola. Por otro lado, en la comunidad de insectos de la zona lejana a los apiarios los taxones más abundantes son Anthomyiidae (Diptera), Muscidae (Diptera), Melyridae (Coleoptera) y Halictidae (Hymenoptera) (Figura 20). La información completa sobre la abundancia de todos los taxones aparece en el ANEXO 3.

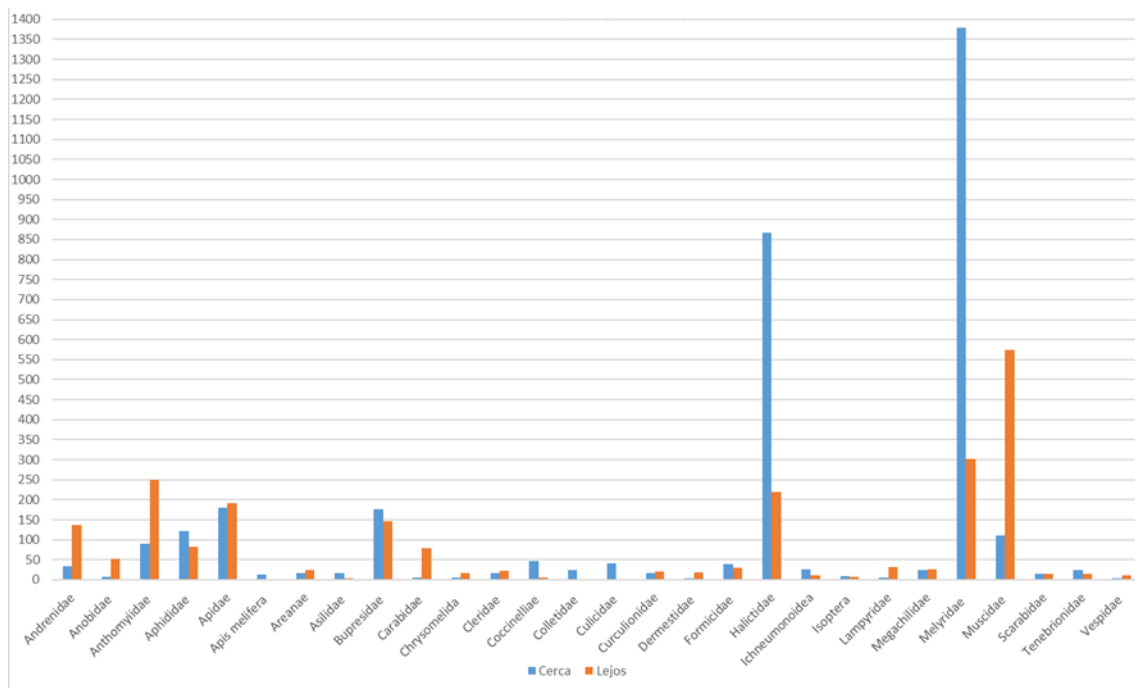


Figura 20: Abundancia de taxones recogidos en ambas zonas mediante de trampas. Cerca: parcela con influencia apícola, Lejos: parcela sin influencia apícola.

Del mismo modo, el dendrograma (Figura 21) agrupa los taxones en ocho grupos por su relación de ocurrencia y abundancia en ambas zonas con un grado de similitud de 0,45, los cuales se explicarán de izquierda a derecha.

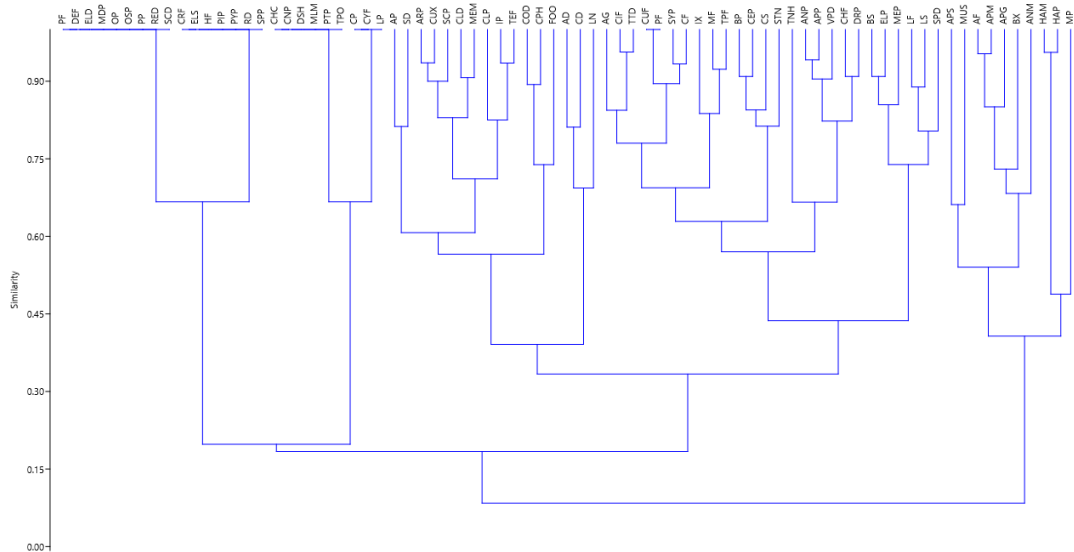


Figura 21: Dendrograma de las muestras recogidas en trampas

El primer grupo asocia las siguientes taxones Pentatomidae fitófago, Delphacidae (Hemiptera) fitófago, Myrmeleontidae (Neuroptera) polinófago, Oedemeridae (Coleoptera) polinófago, Oestroidea (Diptera) polinófago, Papilionidae (Lepidoptera) polinófago, Reduviidae (Hemiptera) depredador, Scathophagidae (Diptera) depredador, Coreoidea (Hemiptera) fitófago, Elateridae (Coleoptera) saproxílico, Hemiptera fitófago, Pieridae (Lepidoptera) polinófago, Pyralidae polinófago, Raphidiidae (Raphidioptera) depredador y Sphingidae (Lepidoptera) polinófago esta asociación representa los taxones de insectos cuyas abundancias son insignificantes en ambas zonas.

El segundo grupo asocia los siguientes taxones Chrysidoidea (Hymenoptera) cleptoparásito, Cephidae (Hymenoptera) polinófago, Conopidae (Diptera) polinófago, Cynipoidea fitófago, Dascillidae (Coleoptera) herbívoro, Lepidoptera polinófago, Melittidae (Hymenoptera) de tamaño mediano, Pteromalidae parásito y Tortricidae polinófago esta asociación representa los taxones cuyas abundancias son bajas, pero al menos todas ellas aparecen en la zona con influencia apícola.

El tercer grupo Cleridae depredador, Colletidae de tamaño mediano, Curculionidae xilófago, Ichneumonoidea polífago, Melittidae de tamaño mediano, Scathophagidae (Diptera) depredador, Tenebrionidae (Coleoptera) florícola y Araneae pequeño estos taxones son abundantes en ambas zonas. Dentro de esta rama, existen un subgrupo *Apis mellifera*, Asilidae (Diptera) depredador, Coccinellidae (Coleoptera) depredador, Culicidae polinófago y Formicidae omnívoro están presentes con mayor abundancia en la zona con influencia apícola.

En el cuarto grupo asocia Anobidae detritívoro, Carabidae depredador y Lampyridae (Coleoptera) representa a los taxones cuya abundancia es significativamente superior en la zona sin influencia apícola.

El quinto grupo está compuesto por los taxones: Araneae de tamaño grande, Blattodea polinófago, Carnoidea (Diptera) saprófagos, Cerambycidae (Coleoptera) polinófago, Chalcidoidea fitófago, Cicadellidae fitófago, Curculionidae fitófago, Isoptera (Blattodea) xilófagos, Miridae fitófagos, Pentatomidae fitófagos, Stratiomyidae (Diptera) necrófago, Syrphidae (Diptera) polinófago, Tephritidae fitófago, Tettigoniidae depredador, Andrenidae de tamaño pequeño, Apidae de tamaño pequeño, Chysidoidea (Hymenoptera) cleptoparásito, Dermestidae polinófago, Tenthredinidae (Hymenoptera) herbívoro y Vespidae (Hymenoptera) polinófago, todos los taxones están presentes en ambas zonas de muestreo.

En el sexto grupo compuesto Bostrichidae (Coleoptera) saproxílico, Elateridae polinófago, Lonchaeidae (Diptera) saproxílico, Lygaeidae fitófagos, Megachilidae de tamaño pequeño y Sphecidae (Hymenoptera) depredador, este grupo representa a los taxones cuya abundancia es baja en ambas zonas de muestreo, pero al menos ligeramente superior en la zona con influencia apícola.

En el séptimo grupo está compuesto Andrenidae de tamaño mediano, Anthomyiidae polinófago y saprótrofo, Aphididae (Hemiptera) fitófagos, Apidae de tamaño grande y mediano, Bupresidae xilófago y Muscidae, estas son los taxones más abundantes de las muestras de ambas zonas.

El último grupo compuesto por Halictidae de tamaño mediano y pequeño y Melyridae polinófago son los taxones notablemente más abundantes en la zona con influencia apícola.

Tanto el análisis de componentes principales como el dendrograma, aparecen en las abreviaturas, las cuales vienen descritas en este caso en el ANEXO 5.

4.3. Efecto de la apicultura en la estructura de la comunidad.

Los resultados del análisis multivariante PERMANOVA, indican que si hay diferencias significativas entre los niveles del factor distancia tanto para el muestreo a través de manguero ($df=1$, $df_{residual}=39$, $F=8.32$, $p\text{-valor} = 0.0002$), como para el muestreo realizado con trampas ($df=1$, $df_{residual}=46$, $F=2.28$, $p\text{-valor} = 0.0132$). Esto afirma que la de comunidad de insectos florícolas de la zona cercana a los apiarios difiere a la comunidad de insectos florícolas que habitan a más de cuatro kilómetros de los apiarios.

En ambos métodos de muestreo se pudo observar que en la zona sin influencia apícola la riqueza de taxones es superior, pero no existen diferencias significativas. Obteniendo mediante el manguero un total de 45 taxones para la zona sin influencia y 41 para la zona con influencia apícola ($p\text{-valor}=0,81$) y mediante las trampas, 69 y 59 taxones, respectivamente ($p\text{-valor}=0,39$)

Los valores del índice de Shannon, en ambas zonas se encuentran entre 2 y 3. En la zona sin influencia apícola el valor esta más cercano a 3 (2,91 en el manguero y 2,87 mediante trampas), indicando que la diversidad en este caso es mayor que en la zona con influencia apícola que el valor del índice es 2,28 mediante el muestreo por manguero y 2,29 mediante la recogida por trampas. El test de permutación aporta diferencias significativas ($p\text{-valor}=0,0001$) entre los valores de este índice para las comunidades situadas cerca y lejos de los apiarios, en ambos métodos de muestreo (Tabla 2).

Tabla 2: Valores del índice de Shannon

	Mangueo			Trampas		
	Cerca	Lejos	Perm p(eq)	Cerca	Lejos	Perm p(eq)
Índice de Shannon (H')	2,28	2,91	0,0001	2,29	2,87	0,0001

Respecto al índice de dominancia de Simpson (1-D), que informa sobre la abundancia de unos taxones sobre las demás, el valor del índice es menor para la zona con influencia apícola, esto es 0,838 mediante el mangueo y 0,792 mediante las trampas. En la zona sin influencia apícola el valor mediante el método de mangueo fue de 0,970 y 0,898 mediante las trampas. Donde el test de permutación entre ambas zonas, existen diferencias significativas (p-valor=0,0001) como se ilustra en la Tabla 3. Cuanto mayor sea el valor, mayor biodiversidad existe en el hábitat, en este caso el hábitat más diverso sería la zona sin influencia apícola, habiendo más dominancia de ciertos taxones en la zona con influencia apícola.

La dominancia de ciertos taxones, se puede estudiar también a través del índice de Berger Parker. Mediante el método de muestreo de mangueo se han obtenido valores de 0,2737 en el caso de la zona sin influencia apícola y 0,2264 en la zona con influencia apícola, detectándose además diferencias significativas mediante el test de permutación (p-valor=0,0003). Para los datos obtenidos mediante trampas, el valor en la zona con influencia apícola es superior (0,408) al de la zona sin influencia apícola (0,2401), entre ambas zonas existen diferencias significativas (p-valor=0,0001) como se observa en la Tabla 3.

Tabla 3: Valores de los índices de dominancia.

	Mangueo			Trampas		
	Cerca	Lejos	Perm p(eq)	Cerca	Lejos	Perm p(eq)
Índice de Simpson (D)	0,161	0,092	0,0001	0,207	0,101	0,0001
Índice de dominancia de Simpson (1-D)	0,838	0,970	0,0001	0,792	0,898	0,0001
Berger-Parker	0,2737	0,2264	0,0003	0,408	0,2401	0,0001

Por último, el índice de Pielou en la zona sin influencia apícola es superior (0,764 en mangueo y 0,683 en trampas) y en la zona con influencia apícola los valores a través del método de muestreo de mangueo es de 0,615 y mediante las trampas de 0,563. El test de permutación aporta diferencias significativas (p-valor=0,0001) incluidas en la Tabla 4. Por lo cual, en la zona sin influencia apícola existe mayor equidad en la abundancia de individuos de cada taxón, indicando que en la zona con influencia apícola es menos uniforme.

Tabla 4: Valores del Índice de Pielou.

	Mangueo			Trampas		
	Cerca	Lejos	Perm p(eq)	Cerca	Lejos	Perm p(eq)
Índice de Pielou (J)	0,615	0,764	0,0001	0,563	0,683	0,0001

Con el fin de sintetizar visualmente, los anteriores resultados se elaboró un perfil de diversidad de Renyi según la distancia del apiario (Figura 22 y Figura 23), para poder comparar visualmente la riqueza específica mediante ambos métodos de muestreo. En ambos métodos de muestreo,

aunque la riqueza de especies sea menor en la zona con efecto de la apicultura, se puede observar que cuando $\alpha = 0$ los rangos se solapan, afirmando que no hay diferencias significativas entre las zonas de muestreo. Pero cuando $\alpha = 1$ (índice de Shannon), $\alpha = 1$ (índice inverso de Simpson) y $\alpha = \infty$, la zona con mayor riqueza específica es la zona sin efecto de la apicultura.

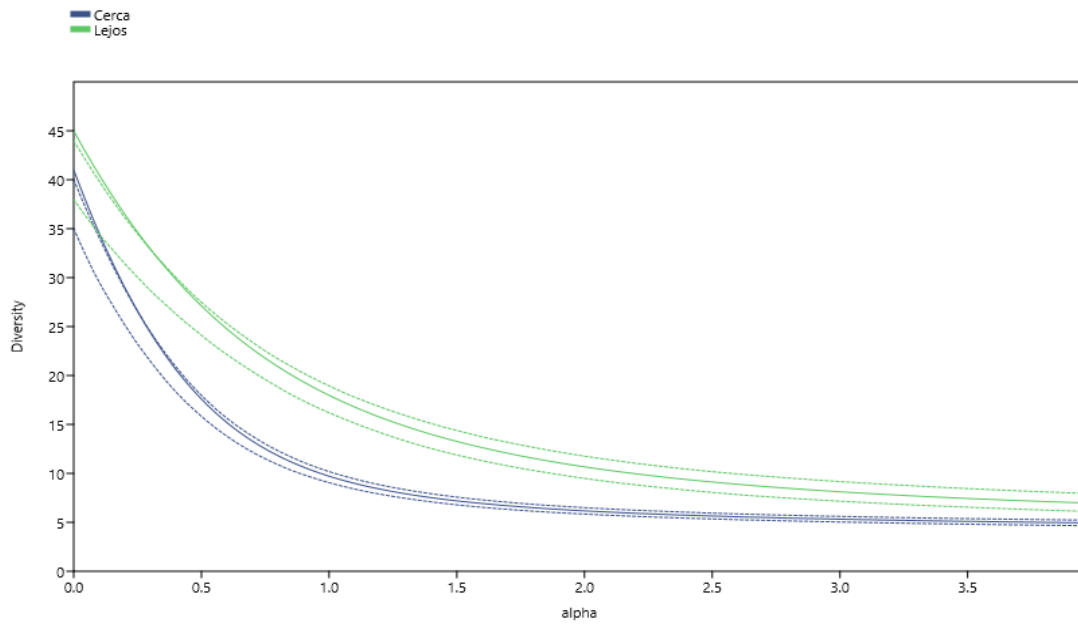


Figura 22: Perfil de diversidad de Renyi mediante método de muestreo. Cerca: Próximo al apiario, Lejos: Alejado del apiario.

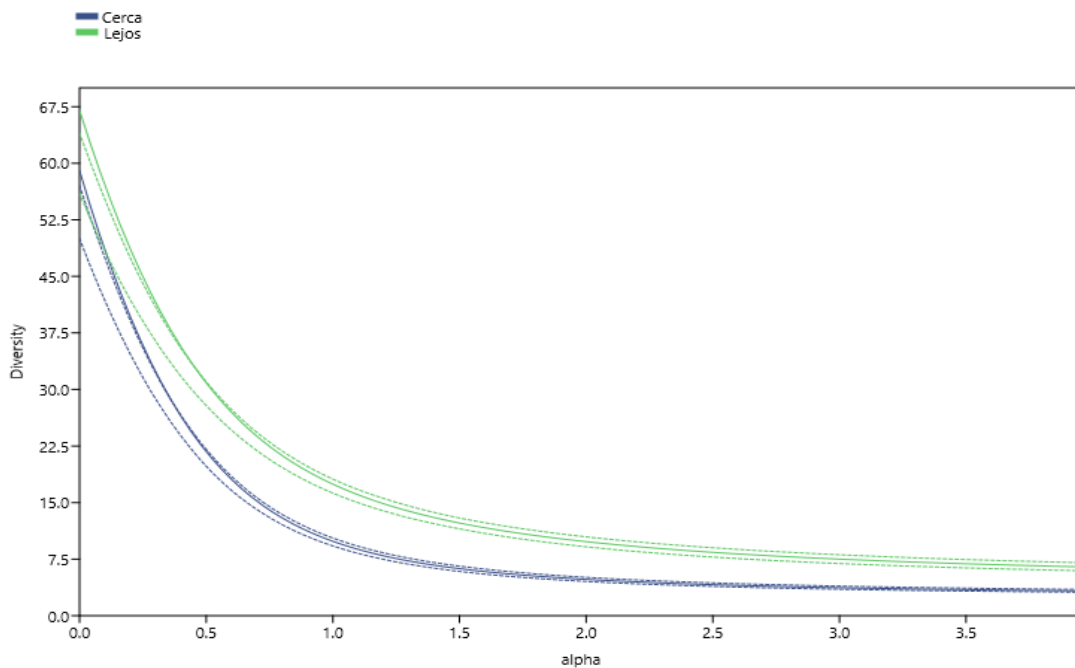


Figura 23: Perfil de diversidad de Renyi mediante método de trampeo. . Cerca: Próximo al apiario, Lejos: Alejado del apiario.

4.3.1. Taxones indicadores de cada zona.

4.3.1.1. Manguero

Mediante el método de muestreo del manguero y mediante el análisis con IndVAL, se obtuvieron los resultados indicados en la Tabla 5. En la zona con influencia apícola los taxones indicadores estadísticamente diferenciadas son Cicadellidae fitófago, *Apis mellifera*, Araneae de tamaño pequeño y Culicidae polinófago. Por el contrario en la zona sin influencia apícola los taxones que resultaron significativamente diferentes son Chrysomelidae herbívoro, Araneae de tamaño grande, Andrenidae de tamaño mediano y Halictidae de tamaño pequeño.

Tabla 5: Especies indicadoras mediante el método de muestreo de manguero.

		stat	p.value
Zona con influencia apícola	Cicadellidae fitófago	0.849	0.007
	<i>Apis mellifera</i>	0.78	0.049
	Araneae pequeño	0.715	0.039
	Culicidae polinófago	0.698	0.049
Zona sin influencia apícola	Chrysomelidae herbívoro	0.887	0.001
	Araneae grande	0.77	0.002
	Coleoptera polinófago	0.671	0.018
	Andrenidae mediano	0.636	0.035
	Halictidae pequeño	0.564	0.037

4.3.1.2. Trampas

En este caso según el método de muestreo a través de trampas y mediante el análisis con IndVAL, se obtuvieron los resultados incluidos en la Tabla 6. En la zona con influencia apícola los taxones indicadores estadísticamente diferentes son Coccinellidae depredador y *Apis mellifera*. Por el contrario, en la zona sin influencia apícola los taxones con diferencias estadísticamente significativas son Lampyridae, Dermestidae polinófago, Anobidae detritívoro, Carabidae depredador, Apidae pequeño y Tenthredinidae.

Tabla 6: Especies indicadoras mediante el método de muestreo de trampeo.

		stat	p.value
Zona con influencia apícola	Coccinellidae depredador	0.646	0.026
	<i>Apis mellifera</i>	0.54	0.006
Zona sin influencia apícola	Lampyridae	0.712	0.001
	Dermestidae polinófago	0.636	0.009
	Anobidae detritívoro	0.626	0.022
	Carabidae depredador	0.613	0.012
	Apidae pequeño	0.534	0.036
Tenthredinidae herbívoro	0.5	0.025	

4.3.2. Efecto sobre la superfamilia Apoidea

4.3.2.1. Método de muestreo por manguero

En el análisis del efecto sobre la superfamilia Apoidea, se aislaron los datos exclusivamente de las abejas, en total se registraron 139 individuos mediante el método de muestreo del manguero. En la Figura 24, se observa que la zona con influencia de la apicultura está caracterizada por un dominio de *Apis mellifera*, a diferencia de la zona sin influencia de la apicultura, por la cual existe más diversidad de abejas de diferentes familias. Según el análisis multivariante PERMANOVA, existen diferencias significativas para el factor fijo distancia entre la comunidad de abejas ($df=1$, $df_{residual}=38$, $F=3.7639$, $p\text{-valor}=0.0038$).

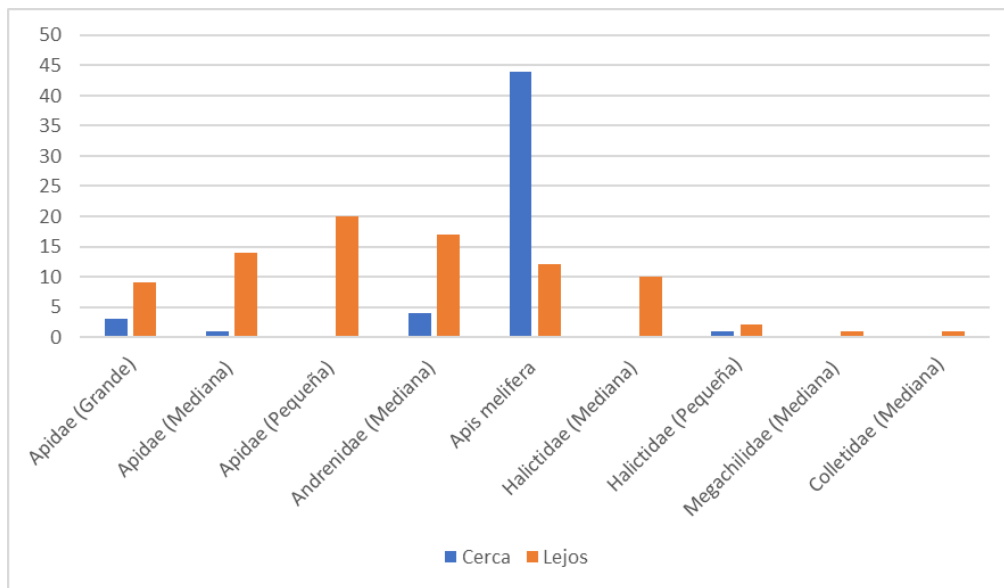


Figura 24: Abundancia de familias de la superfamilia Apoidea capturadas mediante manguero. Cerca: parcela con influencia apícola, Lejos: parcela sin influencia apícola.

4.3.2.2. Método de muestreo por trampas

En el análisis del efecto sobre la superfamilia Apoidea, se aislaron los datos exclusivamente de las abejas, en total se registraron 1722 individuos mediante el uso de trampas. En la Figura 25, se observa que la zona con influencia de la apicultura está caracterizada por un dominio de Halictidae de tamaño mediano y pequeño, mientras en la zona sin influencia apícola se observa una mayor abundancia de Andrenidae de tamaño mediano y Apidae de tamaño grande. De acuerdo con nuestros resultados, las trampas son muy poco eficientes en la captura de *A. mellifera*. El análisis multivariante PERMANOVA según este tipo de muestreo, no detectó diferencias significativas entre el factor fijo distancia ($df=1$, $df_{residual}=46$, $F=1.407$, $p\text{-valor}=0.1606$).

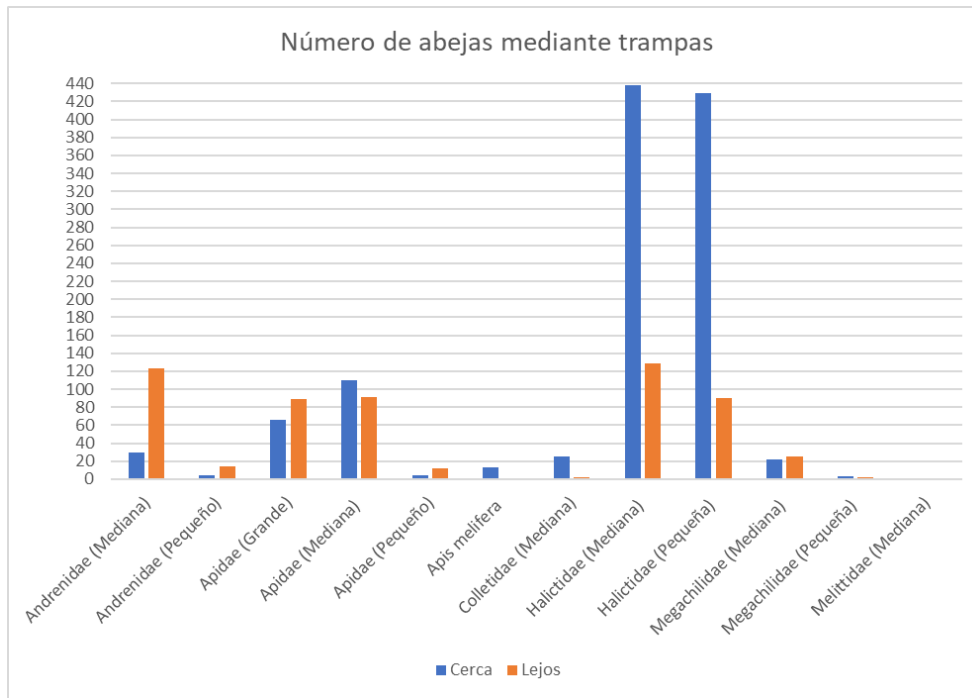


Figura 25: Abundancia de familias de la superfamilia Apoidea recogidas en trampas. Cerca: parcela con influencia apícola, Lejos: parcela sin influencia apícola

Las trampas, al estar colocadas durante seis meses, se pudo estimar la abundancia de los individuos a lo largo del tiempo, y con ello se pudo observar un aumento significativo en la zona con influencia apícola del número de abejas medianas y pequeñas a finales de junio. A diferencia en el mes de abril y principios de mayo, la abundancia de abejas grandes y medianas en la zona sin influencia apícola, era superior (Figura 26).

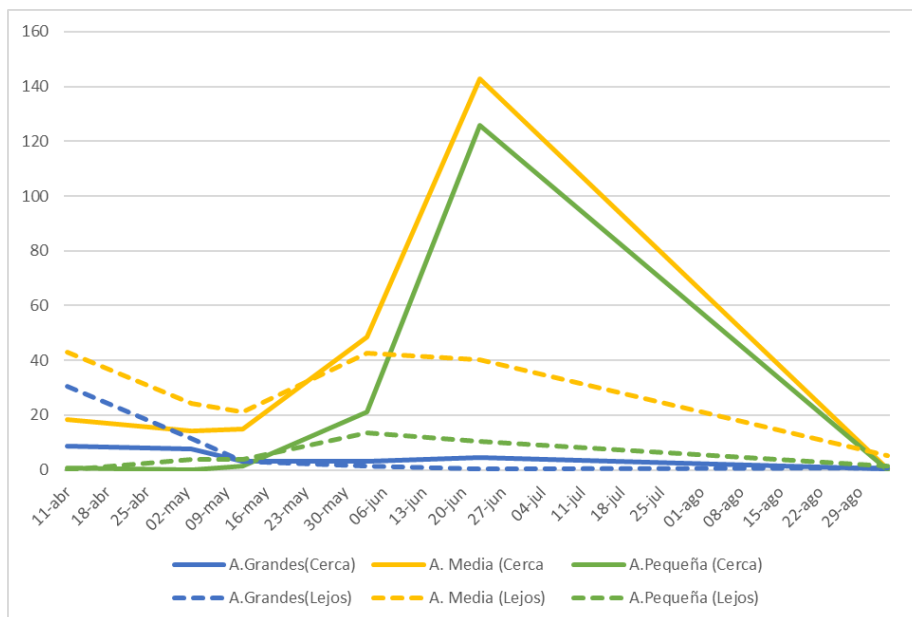


Figura 26: Reparto de los individuos a través del tiempo muestreado. Cerca: parcela con influencia apícola, Lejos: parcela sin influencia apícola.

5. DISCUSIÓN

Los taxones de insectos recogidos mediante ambos métodos de muestreo, difieren entre sí, debido a que el muestreo con trampas para polinizadores, es un método de muestreo pasivo que facilita la tarea de recolección y tienen un alto grado de selectividad, capturando únicamente especies relacionadas con las flores, mayoritariamente taxones polinizadores (Nielsen, 2003). Por otro lado, el muestreo realizado por manguero es un método más activo, por el cual recolectas todos los individuos que se encuentren en las intermediaciones del recurso floral muestreado, en el estudio se recolectaron principalmente hemíptera y arañas. Este tipo de muestreo permite recolectar ortópteros, hemípteros, homópteros, coleópteros, himenópteros, lepidópteros, entre otros (Nielsen, 2003).

Los resultados de abundancia y diversidad de insectos obtenidos mediante ambos métodos, indican un alto grado de cobertura de muestreo, con un esfuerzo de muestreo adecuado que permitió caracterizar la comunidad local de insectos florícolas (Sánchez *et al.*, 2023). El estudio se realizó con el fin de estimar el impacto de la apicultura sobre la comunidad florícola mediante la comparación de dos zonas, una donde se realizan actividades apícolas y otra sin influencia de la actividad apícola. En este estudio se han capturado un total de 8636 individuos entre ambos métodos de muestreo durante seis meses, 2863 individuos mediante manguero y 5771 ejemplares mediante de trapeo. Dichos valores son similares a los recolectados en el estudio realizado por Ramírez *et al.* (2014), donde se utilizan de igual forma ambos métodos de muestreo. En otros estudios como Martínez *et al.* (2006), Alcántara (2023) y Plana López (2020), se obtuvieron densidades parecidas de muestreo para otras comunidades de insectos.

5.1. Efecto de la apicultura sobre la comunidad de insectos florícolas.

La comunidad de insectos florícolas en la zona con influencia apícola, mediante el método de muestreo del manguero se encontró dominada por Araneae, Cicadellidae, Hemiptera, Issicidae y Miridae, quintuplicando el número de individuos de la zona sin influencia apícola. La mayoría de especies dominantes son fitófagos del orden Hemiptera, cuando estas aparecen en gran abundancia pueden generar daños a la vegetación lo cual conduce al deterioro mecánico o fisiológico de la misma, disminuyendo el crecimiento, debilitamiento de los individuos o incluso produciendo mortalidad de las plantas (Martínez *et al.*, 2019). En el caso de que este deterioro se lleve a cabo en una zona agrícola, se considerarían como plaga agrícola (Sepúlveda *et al.*, 2017). El concepto plaga, es un término antropocéntrico, el cual hace referencia a una población de insectos, animales o plantas que surgen cuando se ha roto el equilibrio en el ecosistema y ocasionan daño de tipo mecánico o fisiológico, causando un impacto de carácter social, económico o ecológico (SEMARNAP, 2000).

Hoy en día no hay estudios que relacionen directamente la densidad de fitófagos y con la densidad de *Apis mellifera*, pero si hay estudios sobre la red de interacciones entre plantas, polinizadores y herbívoros. Donde los insectos fitófagos se consideran herbívoros. En el estudio de Mougí & Kondoh (2012) muestran cómo la interacción entre la búsqueda de alimento adaptativa, la polinización y la herbívora favorece la coexistencia estable de especies en comunidades de plantas-polinizadores-herbívoros. Por ello una modificación en la comunidad

de polinizadores, podría afectar a otros factores de la red de interacciones de la comunidad, según Potts *et al.* (2010) la actual disminución de polinizadores, puede implicar cascada de extinciones dentro de las redes de plantas-polinizadores-herbívoros. En esta línea, según Sandoval-Becerra *et al.* (2018), cualquier modificación de los factores abióticos y bióticos, influyen en la competencia y estructura de los ensamblajes de insectos fitófagos.

La dominancia de dichos taxones en la comunidad de insectos de la zona con influencia apícola, se reafirma con el análisis de afinidad. Donde los resultados obtenidos indican que los grupos que más difieren de ambas comunidades son los formados por el orden de Araneae y las familias de Hemiptera. Además, ambos se consideran taxones indicadores de dicha área, entre otros. Según el estudio realizado por Leite *et al.* (2016), el aumento de población de hemiptera fitófagos puede generar un aumento de la población de depredadores de otros órdenes, y según Marrero *et al.* (2015), el que sean de menor tamaño implica que las presas y la alimentación existente en esta zona es de menor tamaño, debido a que el tamaño de las presas potenciales depende positivamente del tamaño de la propia araña.

También se consideraron indicadores a Culicidae y *Apis mellifera*. Que la abeja de la miel se considere como un indicador de dicho ecosistema, indica que la proximidad de los apiarios afecta a la comunidad de insectos florícolas. En el caso del taxón Culicidae, mosquitos de hábitos hematófagos, implica que en las intermediaciones existe una masa de agua, debido a que el desarrollo de los estados inmaduros ocurre en hábitat acuáticos, de forma general se alimentan de néctar, pero las hembras en la época de reproducción, se alimentan de sangre para obtener la energía para madurar los huevos (Bernúes *et al.*, 2012).

Por otro lado, mediante el muestreo con trampas en la zona con influencia apícola, son Halictidae y Melyridae los taxones con mayor abundancia de ejemplares, triplicando el número de individuos de la zona sin influencia apícola. Obviamente la aparición de ambos taxones en ambas zonas es lo esperable, debido a que la época de muestreo coincide con el desarrollo de los adultos de Melyridae y con la época de mayor actividad de Halictidae (Pasqual, 2015; Molina & Bartomeus, 2019).

Ambos taxones tienen una abundancia superior, dominando la comunidad de insectos de la zona con influencia apícola, concordando con el grupo que más difiere en el estudio de la afinidad de taxones. La alta densidad de Melyridae, un pequeño coleóptero antófilo (Stefanescu *et al.*, 2018), considerado un visitante frecuente de las flores y potencial polinizador (Mawdsley, 2003; Pierre & Hofs, 2010), puede deberse a un efecto en el equilibrio del ecosistema, ya que la dominancia específica se considera como un indicador de perturbación (Mas, 2015; Shea *et al.* 2004).

En este caso concreto, el taxón Melyridae, es muy probable que no compita directamente con *Apis mellifera*, porque los pequeños escarabajos tienen bajas demandas energéticas y explotan mayor diversidad de recursos alimenticios que las abejas de la miel. Por ello, es muy posible que se vean menos afectados por la competencia por agotamiento alimenticio, ya que es capaz de satisfacer sus necesidades energéticas con mayor eficacia en menos tiempo (Bosh *et al.* 1997; Padyšáková *et al.*, 2017). Pero sí es cierto que *Apis mellifera* puede excluir a polinizadores de mayor tamaño (Wignall *et al.*, 2020) y esto genera un aumento en la disponibilidad de recursos que no comparten con las abejas de la miel, es decir para aquellos recursos que compartan exclusivamente entre las abejas de mayor tamaño y los coleópteros (Bosh *et al.* 1997).

Aumentando así exponencialmente la visita de Melyridae, ya que, las interacciones indirectas entre dos especies de una comunidad pueden tener efecto sobre la densidad de una tercera especie (Wootton, 2002).

Los indicadores del hábitat mediante trampas son los taxones Coccinellidae y *Apis mellifera*. La abeja de la miel se vuelve a considerar de nuevo como un indicador de dicho hábitat. Los coccinélidos son depredadores de hemípteros fitófagos, pulgones, cochinillas, moscas blancas o ácaros (Urbaneja *et al.*, 2005; Zahoor *et al.*, 2003). Probablemente se deba a la alta cantidad de hemípteros fitófagos que se han capturado en dichas zonas de muestreo, incluyendo un buen número de pulgones, coincidiendo con los resultados obtenidos en el estudio realizado por Martínez *et al.* (2006), que obtuvieron los picos de abundancia de los coccinélidos en las épocas en las que se produce un aumento poblacional de los pulgones.

Los taxones más abundantes en la comunidad de insectos de la zona sin influencia apícola, capturada por manguero, son Araneae y Chrysomelidae. Este último es el único taxon mayor respecto a la otra zona con influencia apícola, pero sin obtener una cantidad de individuos tan alta como para dominar la comunidad, por ello no generó un grupo que difiriera en el estudio de las afinidades. La abundancia de Chrysomelidae también era esperable, debido a que el muestreo se realizó en marzo y abril, coincidiendo con la presencia de adultos de Chrysomelidae (Balcells & Gil-Pelegrín, 1992; Pérez *et al.*, 1997).

Ambos taxones son indicadores del hábitat, Chrysomelidae en concreto es un grupo muy abundante y diverso de coleópteros, los cuales pasan todo su ciclo de vida sobre la vegetación. Debido a su asociación directa con la vegetación y a su sensibilidad a los cambios abióticos, en los estudios de Pimenta & De Marco (2015) y Sánchez-Reyes *et al.* (2014), se sugirió que estas podrían ser especies indicadoras del hábitat, como por ejemplo *Diachus* sp., que se consideró como un taxon asociado a ambientes bien conservados (Sandoval-Becerra *et al.* 2018)., También es indicador el grupo de Araneae de gran tamaño, lo cual implica que existe mayor diversidad de presas y de mayor tamaño (Marrero *et al.*, 2015).

Además, también son indicadores de esta zona Coleoptera polinofago, Andrenidae y Halictidae. Todos son polinizadores silvestres: los Coleoptera se alimentan principalmente de polen, y las dos familias de abejas silvestres, Andrenidae y Halictidae, se consideran como bioindicadores de calidad de ecosistemas, debido a requerir dos recursos vitales, los recursos florales y sitios para anidar, ambas cosas son sensibles a las perturbaciones del hábitat (Meléndez *et al.*, 2015).

La comunidad de insectos de la zona sin influencia apícola capturada con trampas presenta una abundancia significativamente superior de Anthomyiidae y Muscidae en comparación con la zona con apicultura, aunque no forman un grupo en el análisis de afinidad, por lo que no se considera como dominancia de la comunidad. Ambos taxones son de hábitos necrófagos, y su alta abundancia se debe a la presencia de un mamífero muerto en las intermediaciones de una trampa (Gallardo *et al.*, 2016). Por ello, aunque estos sean los táxones más abundantes, no son considerados como indicadores de la zona sin apicultura. Los indicadores en esta zona son Lampyridae, Carabidae, Dermestidae, Apidae, Anobidae y Tenthredinidae. En concreto el taxón Lampyridae, las luciérnagas, son bioindicadores de nula contaminación lumínica, es decir tienen alta sensibilidad a la fotocontaminación (Hagen *et al.* 2015). A demás, en este caso tenemos como indicadores a tres polinizadores: Dermestidae, que es un coleóptero bastante

infravalorado como polinizador (Ruiz, 2019), Tenthredinidae (Hymenoptera) con algunos endemismos ibéricos estrechamente ligados a algunas plantas (Stefanescu et al, 2018), y Apidae, abejas silvestres cuya importancia se comentó anteriormente. Por último, es interesante remarcar, el taxón Carabidae, coleópteros depredadores, que se alimentan de varios niveles tróficos simultáneamente, por lo que pueden tener un papel importante en la red trófica de la comunidad estudiada, de acuerdo con Carrillo *et al.*, (2007).

Los resultados obtenidos sobre los patrones de diversidad indican que las zonas sin actividad apícola contienen comunidades de insectos florícolas más diversas, con menor dominancia y más equitativa, existiendo diferencias significativas entre ambas zonas. Una mayor dominancia en una comunidad implica que sea menos diversa porque los individuos no están equitativamente distribuidos entre especies (Cuyckens *et al.*, 2015). Además, de acuerdo con el perfil de diversidad de Renyi obtenido, en las zonas sin apicultura, las comunidades son más uniformes, ya que todas las especies están más similarmente representadas, mientras que en la zona con apicultura posee una baja uniformidad. Cuanto mayor sea la uniformidad de las comunidades los taxones aparecerán de forma más equilibrada en cuanto a sus proporciones (Avellan & Umaña, 2019). Estos resultados concuerdan con los resultados aportados en 2014 por Valido *et al.*, donde se concluyó que la principal consecuencia de la introducción masiva de una única especie florícola en un ecosistema es la reducción significativa de diversidad de polinizadores nativos, pudiendo repercutir en la reducción de la reproducción de las plantas con que interactuaran.

5.2. Efecto de la apicultura sobre la superfamilia Apoidea

Las comunidades de la superfamilia Apoidea fueron significativamente diferentes en los resultados de muestreo, teniendo mayor diversidad de familias y de tamaño en la zona sin influencia apícola, con una mayor abundancia de Apidae de pequeño tamaño y Halictidae de tamaño mediano. Esto indica que en la zona con influencia apícola existe una menor abundancia y diversidad de abejas silvestres en el romero. Hay que tener en cuenta que el trabajo de campo se realizó en los meses de marzo y abril de 2023, cuando la actividad recolectora de polen de *Apis mellifera* está en su máximo apogeo, coincidiendo con la floración del romero (García-García *et al.*, 1998).

En este caso, se puede observar un desplazamiento en el caso concreto del romero, el aumento del pecoreo genera una disminución de los recursos florales, posiblemente generando un desplazamiento competitivo por recursos, uno de los principales mecanismos por los que la abeja de la miel puede generar un impacto en otras especies de abejas (Goulson 2003; Paini 2004; Thomson, 2004).

Los resultados del primer mes de muestreo mediante trampas, concuerdan con los resultados anteriores, la abundancia de abejas silvestres de tamaño medio y grande son superiores a la zona sin influencia apícola, tendencia que se revierte en el mes de junio, siendo en este caso la zona con influencia apícola, la que presenta mayores abundancias de abejas silvestres de medianas y pequeñas. Aun así en este estudio no existen diferencias significativas, para afirmar que existe un desplazamiento por la talla del individuos, aunque hay estudios, que afirman que las abejas solitarias de menor tamaño no se ven muy afectadas por la competencia con abejas melíferas, debido a sus menores necesidades energéticas y a su capacidad de explotar recursos más

pequeños (Wignall *et al.*, 2020), disminuyendo así el solapamiento alimenticio, a diferencia las abejas silvestres de tamaño mediano y grande, las cuales comparten la mayoría de recursos alimenticios con la población de *Apis mellifera*, como se comentaba anteriormente (Bosch *et al.*, 1997).

Por otro lado, en la comparación de la comunidad de la superfamilia Apoidea capturada en trampas no se encontraron diferencias significativas, presentando el mismo número de familias en ambas zonas. Cabe destacar el aumento significativo de los individuos de la familia Halictidae a finales de junio, en la zona con efecto de la apicultura. El muestreo con trampas se realizó durante seis meses, desde abril a septiembre, al abarcar un periodo de tiempo más largo pudo recolectar las familias cuyos periodos de pecoreo en la zona se vieran desplazados por el solapamiento alimenticio (Bosh, 1997). En otros estudios realizados a largo plazo, se obtuvieron resultados que no sugerían efectos negativos sobre las poblaciones de abejas nativas, aunque sí cambios en sus hábitos de forrajeo (Roubik, 2009).

Otro de los motivos por los cuales las trampas obtuvieron probablemente más diversidad de abejas silvestres en la zona con influencia apícola, puede deberse a que al estar capturando durante todo el día y abarcando un área con diversidad de recursos florales, no influía el horario de las abejas de la recogida de polen y néctar ni el tipo de recurso floral, a diferencia del manguero, que se realizó hasta medio día y en el romero. En concreto, *Apis mellifera*, restringe su búsqueda de alimento a las horas de mayor disponibilidad de alimento, al amanecer y al atardecer, debido a que el néctar se produce durante la noche, haciendo que las especies que sufren solapamiento alimenticio se vean obligadas a pecorear en diferentes horarios (Schaffer *et al.*, 1979).

En resumen, según los resultados obtenidos en este estudio, la diversidad de familias Apoidea, se ve afectada dependiendo del objetivo establecido. En este caso, mediante el método de muestreo de trampas, cuyo objetivo es estudiar el efecto sobre la comunidad de abejas silvestres de carácter general, abarcando un largo periodo de tiempo y todos recursos florales de la parcela, no existieron diferencias entre las comunidades de abejas silvestres (Roubik, 2009), pero mediante el método de muestreo de manguero, cuyo objeto del estudio es el desplazamiento de las abejas de la miel, por el efecto de la apicultura, en un recurso floral concreto durante la época de mayor pecoreo de las colmenas y de máxima floración, sí existe diferencias entre las comunidades de abejas silvestres (Dupont *et al.*, 2004; Valido *et al.*, 2014; Torné-Noguera *et al.*, 2015).

6. CONCLUSIONES

- La comunidad de insectos de la zona con influencia apícola, se encuentra dominada principalmente por Araneae, Cicadellidae, Hemiptera, Issicae y Miridae, en su gran mayoría especies hemípteras fitófagas.
- La proximidad de los apiarios afecta a la comunidad de insectos florícolas, siendo *Apis mellifera* el principal indicador de la zona y teniendo una menor diversidad y una notable dominancia de taxones.
- En la zona sin apicultura, la comunidad de insectos florícolas es más diversa, tiene menor dominancia y comunidades más uniformes, esto se ve reflejado en los taxones que se consideran indicadores de dicha área, que en su mayoría son polinizadores salvajes.
- Las abejas silvestres se vieron desplazadas del *Rosmarinus officinalis*, durante la época de mayor intensidad de pecoreo y la época de máxima floración. Pero si analizamos la comunidad en un largo periodo de tiempo y abarcando más recursos florales, la comunidad de abejas silvestres no difiere en ambas zonas.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Adam, B. (1961). In search of the best strains of bee, third journey: the Iberian Peninsula. *Bee World*, 24: 123-131.
- Adam, B. (2000). *In Search of the Best Strains of Bees*. 2nd ed. Hebden Bridge, UK: Peacock Press.
- Alcántara, K. D. (2023). RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE ARTRÓPODOS SEGÚN ESTRUCTURA DEL TAPIZ EN MEJORAMIENTOS DE CAMPO NATURAL [TFG]. Universidad de la República.
- Alviz Marín, V., Calleja Bueno, L., Perreira Marín, M., Ruiz Abad, L., Calahorra Fernández, F. (2009). "Visión actual de la apicultura en España". *Revista Complutense de Ciencias Veterinarias* 3: 139-148.
- Ashman, T.L., Knight, T.M., Steets, J.A., Amarasekare, P., Burd, M., Campbell, D.R., Dudash, M.R., Johnston, M.O., Mazer, S.J., Mitchell, R.J., Morgan, M.T. y Wilson, W.G. (2004). Pollen limitation of plant reproduction: Ecological and evolutionary causes and consequences. *Ecology* 85, 2408-2421.
- Avellan, C. D., & Umaña, H. J. (2019). Caracterización de la diversidad florística de dos sistemas cafetaleros diversificados con y sin apicultura en San Juan de Rio Coco, Madriz, 2019 [TFM]. Universidad Nacional Agraria. Facultad de Ciencia Animal.
- Ayasse, M., Schiestl, F.P., Paulus, H.F., Ibarra, F., Francke, W. (2003). Pollinator attraction in a sexually deceptive orchid by means of unconventional chemicals. *Proceedings of the Royal Society of London B* 270: 517-522
- Balcells, E., & Gil-Pelegrín, E. (1992). Consideraciones fenológicas de las biocenosis de altitud en el Parque Natural de Ordesa y Monte Perdido acompañadas y apoyadas mediante estudios preliminar de los datos meteorológicos obtenidos desde 1981 a 1989 en el observatorio de Góriz. *Lucas Mallada*, 4, 71-162.
- Bañares, G., Yanguas, E., Núñez, P., & Romero, P. (2023). Polinizadores: Mejora de conocimiento. Metodología. Tragsatec. MITECO
- Batra, S. W. (1984). Solitary Bees. *Scientific American*, a division of Nature America, 120-127. <http://www.jstor.com/stable/24969305>
- Beekman, M. and Ratnieks, F. L. W. (2000). Long-range foraging by the honey-bee, *Apis mellifera* L. *Funct. Ecol.* 14:490-496.
- Belda, A., Arques, J., Martínez, J. E., Peiró, V., & Seva, E. (2009). Análisis de la biodiversidad de fauna vertebrada en el Parque Natural de la Sierra de Mariola mediante fototrampeo. *Mediterránea. Serie de estudios biológicos*, 20.
- Bellod, F.J., Sebastián, R., y Miembros de la asociación paleontológica «ISURUS». (2009). Geología, Paleontología i paisatge del Barranc del Cint. Serra Mariola (SW de Valencia, N-NW de Alicante, España). *Asociación Paleontológica Alcoyana Isurus*, 2:4-12.
- Bernués, A., Bueno, R., Chordá, F. A., & Jiménez, R. (2012). Contribución al conocimiento de los mosquitos (Diptera, Culicidae) del Parque Natural del Carrascal de la Font Roja (Alicante, España). *Boln. Asoc. Esp. Ent.*, 36(3-4), 361-379.
- Boggs, C.L. (1987). Ecology of nectar and pollen feeding in Lepidoptera. *Nutritional ecology of insects, mites, spiders, and related invertebrates*. pp. 369-391.
- Bohman, B., Flematti, G.R., Barrow, R.A., Pichersky, E., Peakall, R. (2016). Pollination by sexual deception - it takes chemistry to work. *Current Opinion in Plant Biology* 32: 37-46.
- Bosch, J., Retena, J., & Cerdá, X. (1997). Flowering phenology, floral traits and pollinator composition in a herbaceous Mediterranean plant community. *Oecologia*, 109, 583-591.
- Boyko, A. R. (2011). The domestic dog: Man's best friend in the genomic era. *Genome Biol.* 12, 216.
- Bravo, L., Bustos, M., Cobo, A., Espinosa, E., Flores, M., Flores, J. M., Gijón, H., Giordani, G., Josa, A., Llorente, J., Martín, E., Navarro, C. J., Padilla, F., Pellín, P., Puerta, F., Romero, P., Santidrián, S., Serrano, I., Usón, J. y Writter, W. (1989). *Cursos de apicultura: Temas teóricos básicos*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaria General Técnica
- Carrillo, R., Alarcón, R., & Neira, M. (2007). The effects of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) on the arthropod fauna of wheat fields in Chile. *Rev. Biol. Trop.*, 55(1), 101-111.
- Chao, A., Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12): 2533-2547.
- Chao, A., Ma, K.H., Hsieh, T.C. (2016). iNEXT (Interpolation and Extrapolation). Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. Program and User's Guide published at http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/
- Cheng, J., Shi, J., Shangguan, F.Z., Dafni, A., Deng, Z.H., Luo, Y.B. (2009). The pollination of a self-incompatible, food-mimic orchid, *Coelogyne fimbriata* (Orchidaceae) by female *Vespula* wasps. *Annals of Botany* 104: 565-571.

- Chinery, M. (1997). Guía de campo de los insectos de España y de Europa. OMEGA.
- Chinery, M. (2001). Guía de los insectos de Europa. OMEGA.
- Clarke, K.R and Ainsworth, M. (1993), A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*. 92: 205-219.
- Clarke, K.R. Warwick, R.M. (2006). Change in marine communities: an approach to statistical interpretation. PRIMER-E Ltd, pp. 172.
- Crane, E. (1999) The world history of beekeeping and honey hunting. Duckworth, 682 pp.
- Cuyckens, G., Malizia, L. R., & Blundo, C. (2015). Composición, diversidad y estructura de comunidades de árboles en un gradiente altitudinal de selvas subtropicales de montaña (Serranías de Zapla, Jujuy, Argentina). *Madera y Bosques*, 21(3), 137-148.
- Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D. (2000). Emerging infectious diseases of wildlife: threats to biodiversity and human health. *Science* 287, 443–449.
- Dáttilo, W., A. Aguirre, R. Flores Flores, D. Ahuatzin Flores, E. J. Corro Méndez.(2017). Plantas, hormigas y herbívoros interactúan en un ambiente semiárido en el centro de México, ¿cómo lo hacen? *CONABIO. Biodiversitas*, 132:12-16
- De la Rúa, P, Paxton, R.J, Moritz, R.F.A, Roberts, S, Allen, D.J, Pinto, M.A, et al. (2018). *Apis mellifera*. The IUCN Red List of Threatened Species. 2014. e.T42463639A42463665.
- De la Rúa, P. (1999). Variabilidad genética, análisis molecular y filogenia de poblaciones ibéricas y canarias de *Apis mellifera* (Linneo 1758) (Hymenoptera: Apidae). Universidad de Murcia. Departamento de Biología Animal
- De Vega, C., Gómez, J.M. (2014). Polinización por hormigas: conceptos, evidencias y futuras direcciones. *Ecosistemas* 23: 48–57.
- De Vega, C., Herrera, C.M., Dötterl, S. (2014). Floral volatiles play a key role in specialized ant pollination. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 16: 32–42.
- Devesa, J.A, Ortiz, P.L y Muñoz, A. (1987). Breve reseña histórica de la Apicultura en España. *Vida Apícola*, 25: 63-65
- Dierl, W., & Ring, W. (1995). Insectos de España y de Europa: identificación, hábitat, biología. OMEGA.
- Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios [DGPM]. (2021). PROGRAMA NACIONAL DE MEDIDAS DE AYUDA A LA APICULTURA (NIPO: 003-19-178-9). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Dogantzis, K.A., Tiwari, T., Conflitti, I. M., Dey, A., Patch, H. M., Muli, E. M., Garnery, L., Whitfield, C. W., Stolle, E., Alqarni, A. S., Allsopp, M. H. y Zayed, A. (2021). Thrice out of Asia and the adaptive radiation of the western honey bee. *Sci. Adv.* 7, eabj2151.
- Dohzono, I., Yokoyama, J., (2010). Impacts of alien bees on native plant-pollinator relationships: a review with special emphasis on plant reproduction. *Appl. Entomol. Zool.* 45, 37–47.
- Domínguez, J.A. (1997). Hymenoptera, S.A. (Notas apícolas). *Los Artrópodos y el Hombre*, 20; 237-243.
- Dudley, N., & Alexander, S. (2017). Agriculture and Biodiversity: A review. *Biodiversity*, 18(2-3), 45-49.
- Dudley, N., Attwood, S., Goulson, D., Jarvis, D. I., Bharucha, Z. P., & Pretty, J. (2017). How should conservationists respond to pesticides as a driver of biodiversity loss in agroecosystems? *Biological Conservation*, 209, 449-453.
- Dufrene, M., P. Legendre (1997). Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs*, 67, 345-366.
- Dupont YL, Hansen DM, Valido A, Olesen JM. (2004) Impact of introduced honey bees on native pollination interactions of the endemic *Echium wildpretii* (Boraginaceae) on Tenerife, Canary Islands. *Biol. Conserv.* 118, 301– 311.
- Ehrenfeld, J. G. (2010). Ecosystem consequences of biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(1), 59–80.
- Elbgami, T., Kunin, W.E., Hughes, W.O.H., Biesmeijer, J.C., (2014). The effect of proximity to a honeybee apiary on bumblebee colony fitness, development, and performance. *Apidologie* 45, 504–513.
- Epps, M.J., Allison, S.E., Wolfe, L.M. (2015). Reproduction in flame azalea (*Rhododendron calendulaceum*, Ericaceae): a rare case of insect wing pollination. *The American Naturalist* 186: 294-301.
- Espregueira Themudo, G., Rey-Iglesia, A., Robles Tascón, L., Bruun Jensen, A., da Fonseca, R. R. y Campos, P. F. (2020). Declining genetic diversity of European honeybees along the twentieth century. *Sci. Rep.* 10, 10520.

- European Commission (EC) (2013). Bees & Pesticides: Commission to proceed with plan to better protect bees. [IP/13/379, 29.04.2013].
- European Commission (EC) (2015). Communication from the Commission to the European Parliament and the Council on Honeybee Health.
- Evison, S.E.F., Roberts, K.E., Laurenson, L., Pietravalle, S., Hui, J., Biesmeijer, J.C., Smith, J.E., Budge, G., Hughes, W.O.H., (2012). Pervasiveness of parasites in pollinators. *PLoS One* 7, e30641.
- Fischer, J., Brosi, B. J., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Goldman, R. L., Goldstein, J., Lindenmayer, D. B., Manning, A. D., Mooney, H. A., Pejchar, L., Ranganathan, J., & Tallis, H. (2008). Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7), 380-385.
- Fuller, ZL, Niño, EL, Patch, HM, Bedoya-Reina, OC, Baumgarten, T, Muli, E, et al. (2015). Genomewide analysis of signatures of selection in populations of African honey bees (*Apis mellifera*) using new web-based tools. *BMC Genomics*, 16:518.
- Gallai, N., Salles, J.M, Settele, J., Vaissière, B.E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68, 810-821.
- Gallardo, F., Margaría, C., Aquino, D., & Ricci, M. (2016). Insectos benéficos, agricultura y cuidado ambiental (1.a ed.). - La Plata: Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales.
- García-Barros, E., Munguira, M.L., Stefanescu, C., Vives Moreno, A. (2013). Lepidoptera Papilionoidea. En: Fauna Ibérica. Vol. 37. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. Madrid, España. 1213 pp
- García-García, M. C., Ortíz, P. L., & Díez, M. J. (1998). Recolección de polen durante un día por *Apis Mellifera* L. (Hymenoptera, Apidae), II. *Lagasalia*, 20(2), 195-209.
- Gaskett, A.C., Herberstein, M.E. (2010). Colour mimicry and sexual deception by Tongue orchids (*Cryptostylis*). *Naturwissenschaften* 97: 97-102.
- Gayubo, S.F., Pujade-Villar, J. (2015). Orden Hymenoptera. IDE@ - SEA 59: 1-36.
- Genersch, E., Yue, C., Fries, I., de Miranda, J.R. (2006). Detection of Deformed wing virus, a honeybee viral pathogen, in bumble bees (*Bombus terrestris* and *Bombus pascuorum*) with wing deformities. *J. Invertebr. Pathol.* 91, 61–63. G
- Geslin, B., Gauzens, B., Baude, M., Dajoz, I., Fontaine, C., Henry, M., Ropars, L., Rollin, O., Thébault, É., & Vereecken, N. J. (2017). Massively introduced managed species and their consequences for Plant–Pollinator interactions. En *Advances in Ecological Research* (pp. 147-199).
- Gómez, C. E. G. (1988). La Sierra de Mariola: aspectos geomorfológicos y biogeográficos
- Gómez, J.M., Bosch, J., Perfectti, F., Fernández, J., Abdelaziz, M. (2007). Pollinator diversity affects plant reproduction and recruitment: the tradeoffs of generalization. *Oecologia* 153: 597-605
- Gon, SM y Price, EO. (1984) Invertebrate domestication: Behavioral considerations. *Bioscience*, 34:575-579.
- González, N. (2016). Priorización de especies para los proyectos de repoblación forestal incorporando criterios de cambio climático en el Parque Natural Serra de Mariola [Tesis]. Universitat Politècnica de València.
- Goodell, K. (2003). Food availability affects *Osmia pumila* (Hymenoptera: Megachilidae) foraging, reproduction, and brood parasitism. *Oecologia*, 134(4), 518–527.
- Goulson, D. (2003). Effects of Introduced Bees on Native Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 1–26.
- Goulson, D., Sparrow, K.R., (2009). Evidence for competition between honeybees and bumblebees; effects on bumblebee worker size. *J. Insect Conserv.* 13, 177–181.
- Guareschi, A., Da Luz, R. M., & Bogoni, N. M. (2014). Planejamento Turístico sustentável: um estudo para o distrito de Vela Vista no Sul do Brasil. En *Territorios rurales, agriculturas locales y cadenas alimentarias* (pp. 261-264). Universitat politècnica de València.
- Hagen, O., Santos, R.M., Schlindwein, M.N. and Viviani, V.R. (2015) Artificial Night Lighting Reduces Firefly (Coleoptera: Lampyridae) Occurrence in Sorocaba, Brazil. *Advances in Entomology*, 3, 24-32.
- Hammer, Ø., Harper, D. A., Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 9.
- Heinrich, B. (1975). Energetics of pollination. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 6, 139–170.

- Herrera, C. M. (2020). Gradual replacement of wild bees by honeybees in flowers of the Mediterranean Basin over the last 50 years. – Proc. R. Soc. B 287: 20192657.
- Herrera, J. (1988). Pollination relationships in southern spanish mediterranean shrublands. Journal of Ecology 76: 274-287.
- Hudewenz A & Klein A-M (2013) Competition between honey bees and wild bees and the role of nesting resources in a nature reserve. Journal of Insect Conservation. 2013; 17: 1275–1283
- Ilyasov, R. A., Lee, M. L., Takahashi, J. I., Kwon, H. W. y Nikolenko, A. G. (2020), A revision of subspecies structure of western honey bee *Apis mellifera*. Saudi J. Biol. Sci. 27, 3615–3621.
- International Centre for Integrated Mountain Development. (2012). Beekeeping Training for Farmers in the Himalayas. Nepal .
- Jaramillo-Monroy O, Guzmán-Díaz MA, Cuadriello-Aguilar JI, MedinaCamacho M. (1992). Biología y cultivo de *Scaptotrigona pachysoma*. Parte I: Características de los nidos naturales de abejas “congo” en Unión Juárez, Chiapas. Memorias del VI Seminario Americano de Apicultura; Oaxtepec, Morelos. pp. 102–106.
- Johnson, J.D., Bond, W.J. (1992). Habitat dependent pollination success in a Cape orchid. Oecologia 91: 455-456
- Kearns, C.A., Inouye, D.W., Waser, N.M. (1998). Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. Annual Review of Ecology and Systematics, 29, 83-112.
- Kelin, A.M., Vaissière, B., Cane J.B., Steffan-Dewenter I., Cunningham S.A., Kremen C., Tscharrntke T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. Proceedings of the Royal Society B, 274, 303-313.
- Kindt, R. and Coe, R. (2005). A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi.
- Kraus, B. y Page R.E. (1995). Effect of *Varroa jacobsoni* (Mesostigmata: Varroidae) on feral *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) in California. Environ. Entomol. 24, 1473–1480.
- Krenn, H.W., Plant, J.D., Szucsich, U.N. (2005). Mouth parts of flower-visiting insects. Arthropod structure and development 34: 1-40.
- Larson, G y Fuller, DQ. (2014). The evolution of animal domestication. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 45:115-136.
- Lecocq, T. (2019). Insects: The Disregarded Domestication Histories. IntechOpen.
- Leite, G. L. D.; Von dos Santos Veloso, R.; Zanuncio, J. C.; Alonso, J.; Ferreira, P.S. F.; Jatnel, P. S.; Almeida, C. I. M.; Fernandes, G. W.; Serrao, J. E. (2016). Diversity of Hemiptera (Arthropoda: Insecta) and their natural enemies on *Caryocar brasiliense* (Malpighiales: Caryocaraceae) trees in the Brazilian Cerrado. Florida Entomologist. 99(2): 239 - 247.
- Levine, J. M., Vilà, M., D'Antonio, C. M., Dukes, J. S., Grigulis, K., & Lavorel, S. (2003). Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. Proceedings. Biological Sciences/The Royal Society, 270(1517), 775–781.
- López i Gelats, F., Vallejo-Rojas, V., Rivera-Ferre, MG. (2016). Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la apicultura mediterránea. Informe Técnico. Fundación Biodiversidad. MAPAMA, Madrid
- Markwell, T.J., Kelly, D., Duncan, K.W. (1993). Competition between honeybees (*Apis mellifera*) and wasps (*Vespula sp.*) in honeydew beech (*Nothofagus solandri* var. *solandri*) forest. N.Z. J. Ecol. 17, 85–93.
- Marrero, H. J., Pompozzi, G., & Torretta, J. P. (2015). Presas y sitios de capturas utilizados por arañas cangrejo (Araneae: Thomisidae y Philodromidae) en un pastizal del centro de Argentina. Ecología Austral, 25(1), 19–25.
- Marshall, S.A. (2012). Flies: the natural history and diversity of Diptera. Firefly Books Ltd, Ontario, Canada, 616 pp.
- Martínez, J. F. R., Guzmán-Díaz, L., Muñoz-Viveros, A. L., Olvera-Coronel, L. P., De Lourdes Pacheco Hernández, M., & Padilla, V. J. A. (2019). Insectos y ácaros fitófagos del arbolado en el Parque Recreativo y Cultural Tezozómoc, Azcapotzalco, Ciudad de México. Revista mexicana de ciencias forestales, 10(56).
- Martínez, M., Soto, A., & Sanz Benito, M. J. (2006). Abundancia estacional y diversidad de insectos coleópteros en los alcornocales de la Comunidad Valenciana. Bol. San. Veg. Plagas, 32, 325-337.
- Martínez-Pérez de Ayala, L. R., Martínez-Puc, J. F. y Cetzal-Ix, W. R. (2017), Apicultura: Manejo, Nutrición, Sanidad y Flora Apícola, Universidad Autónoma de Campeche, Campeche. 112 p.
- Martins, D.J. (2014). Butterfly pollination of the dryland wildflower *Gloriosa minor*. Journal of East African Natural History 103: 25-30

- Mas, H. (2015). Fenología y capacidad de dispersión *Monochamus galloprovincialis* (Oliver, 1795) en la Península Ibérica. [Tesis Doctoral]. Universidad politécnica de Madrid.
- Mawdsley, J. R. (2003). The Importance of Species of *Dasytinae* (Coleoptera: Melyridae) as Pollinators in Western North America. *The Coleopterists Bulletin*, 57(2), 154-160.
- Meléndez, V., Ayala, R., & Delfín, H. (2015). Abejas como bioindicadores de perturbaciones en los ecosistemas y el ambiente. En *Invertebrados terrestres*.
- Menz, M.H.M., Phillips, R.D., Dixon, K.W., Peakall, R., Didham, R.K. (2013). Mate-searching behaviour of common and rare wasps and the implications for pollen movement of the sexually deceptive orchids they pollinate. *PIOS ONE* 8: 1-8
- Micó, E., Galante, E. (2005). Behavior of cetoniid beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea: Cetoniidae) on the mediterranean shrub *Cistus albidus*. *Elytron* 19: 89-98.
- Molina, C., & Bartomeus, I. (2019). Guía de campo de las abejas de España. Castellón: Tundra.
- Morales, C. L., Traveset, A. (2008). Interspecific pollen transfer: magnitude, prevalence and consequences for plant fitness. *Critical Reviews of Plant Scienca* 27: 221-238.
- Morales, C.L., Arbetman, M.P., Cameron, S.A., Aizen, M.A. (2013). Rapid ecological replacement of a native bumble bee by invasive species. *Front. Ecol. Environ.* 11, 529–534.
- Moritz, RFA, Kraus, FB, Kryger, P y Crewe, RM. (2007). The size of wild honeybee populations (*Apis mellifera*) and its implications for the conservation of honeybees. *Journal of Insect Conservation*, 11:391-397.
- Mougi, A., & Kondo, M. (2012). Diversity of interaction types and ecological community stability. *Science*, 337(6092), 349-351.
- Müller, C., & Brodeur, J. (2002). Intraguild predation in Biological Control and Conservation Biology. *Biological Control*, 25(3), 216-223.
- Nielsen, V. (2003). MÉTODOS PARA RECOLECTAR INSECTOS. *Rev.Agr.Trop.*, 33, 59-68.
- Nilsson, L.A. (1978). Pollination ecology of *Epipactis palustris* (Orchidaceae). *Botaniska Notiser* 131: 355-368.
- Oldroyd, B.P. (2007). What's killing American honey bees? *PLOS Biol.* 5, e168.
- Oldroyd, BP. (2012). Domestication of honey bees was associated with expansion of genetic diversity. *Molecular Ecology*, 21:4409-4411
- Ortiz -Sánchez, F.J.; Aguado Martín, L.O.; Ornosca, C. (2018). Diversidad de abejas en España, tendencia de las poblaciones y medidas para su conservación (Hymenoptera, Apoidea,Anthophila). *Ecosistemas* 27 (2), 3-8.
- Oxley, PR y Oldroyd, BP. (2010) The genetic architecture of honeybee breeding. *Advances in Insect Physiology*, 39:83-118.
- Padyšáková, E., Okrouhlík, J., Brown, M., Bartoš, M., & Janeček, Š. (2017). Asymmetric competition for nectar between a large nectar thief and a small pollinator: an energetic point of view. *Oecologia*, 183(4), 1111-1120.
- Paini, D.R. (2004). Impact of the introduced honey bee (*Apis mellifera*) (Hymenoptera: Apidae) on native bees: A review. *Austral Ecology* 29(4): 399–407.
- Parque Natural Serra de Mariola. (2023). Generalitat Valenciana. Recuperado 4 de diciembre de 2023, de <https://parquesnaturales.gva.es/es/web/pn-serra-de-mariola>
- Pasqual, C. (2005). Osservazioni sulla biologia e la fenologia di *Malachius australis* Mulsant&Rey, 1867 (Coleoptera, Melyridae). En *Società Veneziana di Scienze Naturali* (Vol. 30, pp. 21-23).
- Pérez, V., Hernández, R., & Martín, E. (1997). Nota sobre el ciclo biológico y daños de *Cryptocephalus pini* L. (Coleoptera, Chrysomelidae) sobre pinos en Teruel. *Bol. San. Veg. Plagas*, 23(3), 417-421.
- Phillips, R.D., Peakall, R., Retter, B.A., Montgomery, K., Menz, M.H.M., Davis, B.J., Hayes, C., Brown, G.R., Swarts, N.D., Dixon, K.W. (2015). Pollinator rarity as a threat to a plant with a specialized pollination system. *Botanical Journal of the Linnean Society* 179: 511-525.
- Pielou E.C., (1979). *Biogeography*. John Wiley and Sons Publ. N.Y. 351 pp.
- Pierre, J., & Hofs, J. (2010). *Astylus atromaculatus* (Coleoptera: melyridae): Abundance and role in pollen dispersal in BT and Non-BT cotton in South Africa. *Environmental Entomology*, 39(5), 1523-1531.

- Pimenta, M., and P. De Marco Jr. (2015). Leaf beetle (Chrysomelidae: Coleoptera) assemblages in a mosaic of natural and altered areas in the Brazilian Cerrado. *Neotrop. Entomol.* 44: 242-255.
- Plana López, T. (2020). ESTUDI DE LA DIVERSITAT DE LA COMUNITAT D'INSECTES DE QUATRE PARCEL·LES EN BARCELONA DURANT ELS MESOS D'ABRIL A JUNY DE 2019 [TFG]. Universitat politècnica de Catalunya.
- 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(6), 345-353. doi:10.1016/j.tree.2010.01.007
- Price, E.O. (1984) Behavioral aspects of animal domestication. *The Quarterly Review of Biology.* 1984;59:1-32
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Available on <https://www.R-project.org/>.
- Ramírez Freire, L., Alanís Flores, G., Ayala Barajas, R., Velasco Macías, C. y Favela Lara, S. (2014). El uso de platos trampa y red entomológica en la captura de abejas nativas en el estado de Nuevo León, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, 30(3): 508-538.
- Ramirez SR, Nieh J.C., Quental T.B., Roubik D.W., Imperatriz-Fonseca V.L., Pierce M.E. (2010). A molecular phylogeny of the stingless bee genus *Melipona* (Hymenoptera: Apidae). *Mol. Phyl. Evol.* 56:519–525.
- Recalde, J. I., & San Martín, A. F. (2002). Escarabajos de Navarra: Cléridos (Coleóptera, Cleridae). *Gorosti*.
- Reverté, S., Retana, J., Gómez, J.M., Bosch, J. (2016). Pollinators show flower colour preferences but flowers with similar colours do not attract similar pollinators. *Annals of botany* 118: 249-257
- Ringnér, M. (2008). ¿Qué es el análisis de componentes principales? . *Nat Biotechnol* 26, 303–304.
- Rivas-Martínez, S. (1987). Memoria del mapa de Series de Vegetación de España. 268 pp. I.C.O.N.A. Serie Técnica. Publ. Ministerio Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. ISBN: 84-85496-25-6.
- Rodríguez, I., Uberta, J.L., Serrano, S., Galán, H. y Jodral, J. (2010). Miel de Sierra Morena (I). *Vida Apícola*, 163, 34-38.
- Roubik, D.W. (1978). Competitive interactions between neotropical pollinators and africanized honeybees. *Science* 201, 1030–1032.
- Roubik, D.W. (2009). Ecological impact on native bees by the invasive Africanized honey bee. *Acta Biológica Colombiana* 14(2): 115-124.
- Ruiz, J. L. (2019). Primeros datos sobre las fuentes poliníferas y nectaríferas de *Orphilus beali* Zanthiev, 2001 y *O. Niger* (Rossi, 1790) en la Península Ibérica (Coleoptera, dermestidae). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 113-2019, 81-85.
- Ruttner F. (1988). *Biogeography and taxonomy of honeybees*. New York: Springer-Verlag.
- Sánchez Hernández, G., Chamé-Vázquez, E. R., & Gómez, B. (2023). Diversidad de escarabajos micetófilos a lo largo de un gradiente altitudinal de la región central de Chiapas, México. *ACTA ZOOLOGICA MEXICANA (N.S.)*, 39(1), 1–15. <https://doi.org/10.21829/azm.2023.3912589>
- Sánchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K. (2019). ¿Qué provoca el declive de los insectos? . *Investigación y ciencia.* 517. 12-14.
- Sánchez-Reyes, U. J., S. Niño-Maldonado, and R. W. Jones. (2014). Diversity and altitudinal distribution of Chrysomelidae (Coleoptera) in Peregrina Canyon, Tamaulipas, Mexico. *ZooKeys* 417: 103-132.
- Sandoval-Becerra, F. M., Sánchez-Reyes, U. J., Clark, S. M., Venegas-Barrera, C. S., Horta-Vega, J. V., & Niño-Maldonado, S. (2018). Influence of habitat heterogeneity on structure and composition of a Chrysomelidae (Coleoptera) assemblage in a temperate forest in northeast Mexico. *Southwestern Entomologist*, 43(1), 115-130.
- Sanguinetti, A., Singer, R.B., (2014). Invasive bees promote high reproductive success in Andean orchids. *Biol. Conserv.* 175, 10–20.
- Santangelo, J.S., Ness R.W., Cohan, B., Fitzpatrick, C. R., Innes, S. G., Koch, S., et al. (2022). Global urban environmental change drives adaptation in white clover. *Science*, 375, 1275–1281.
- Schaffer, W. M., Jensen, D. B., Hobbs, D. E., Gurevitch, J., Todd, J. R., & Schaffer, M. V. (1979). Competition, foraging energetics, and the cost of sociality in three species of bees. *Ecology*, 60(5), 976-987.
- Seidelmann, K. (2006). Open-cell parasitism shapes maternal investment patterns in the Red Mason bee *Osmia rufa*. *Behavioral Ecology*, 17(July), 839–848. <http://dx.doi.org/10.1093/beheco/arl017>
- SEMARNAP, UACH. (2000). Atlas Forestal de México 1999, México.

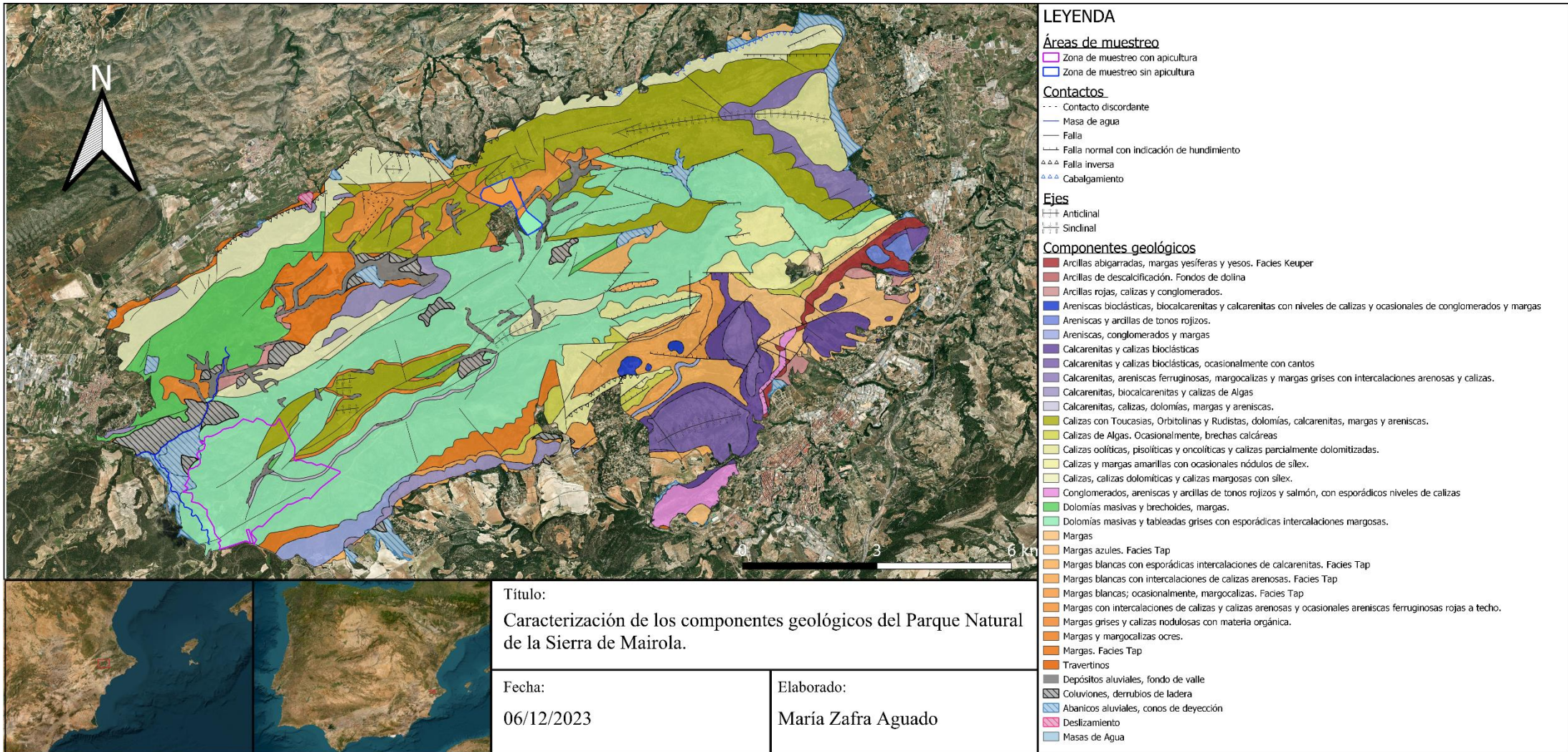
- Sepúlveda, R., Reyes, J., & Leiva, D. (2017). Caracterización de la Fauna Entomológica del Alto Cachapoal: Línea base para la detección temprana de especies fitófagas de interés e impacto agrícola. SEMINARIO DE INVESTIGACIÓN DE SUSTENTABILIDAD EN UNIVERSIDADES, 31-36.
- Shannon, C. E., Weaver, W. (1949). The mathematical theory of information. Urbana: University of Illinois Press, 97(6), 128-164.
- Shea, K., S. H. Roxburgh, and E. S. J. Rauschert. (2004). Moving from pattern to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. *Ecol. Lett.* 7: 491-508.
- Sheppard WS, Mexiner MD. (2003). *Apis mellifera pomonella*, a new honey bee subspecies from Central Asia. *Apidologie* 34:367–375.
- Shuttleworth, A., Johnson, S.D. (2012). The Hemipepsis wasppollination system in South Africa: a comparative analysis of trait convergence in a highly specialized plant guild. *Botanical Journal of the Linnean Society* 168: 278-299
- Silva-Castaño, A. F., Ariza, N. M., Rincón, A. R., Villegas, N. B., Ospina, N. C., & Sánchez, F. (2020). Composición, abundancia y riqueza de Cicadellidae (Insecta: hemiptera) en un campus en La Sabana de Bogotá, Colombia. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 15(1), 7-17.
- Simpson, E.H. (1949). Measurement of diversity. *nature*, 163 (4148), 688-688.
- Stefanescu, C., Asís, J. D., Baños-Picón, L., Cerdá, X., Marcos-García, M. Á., Micó, E., Ricarte, A., & Tormos, J. (2018). Diversity of insect pollinators in the Iberian Peninsula. *Ecosistemas*, 27(2), 9-22.
- Steffan-dewenter, I., Tscharntke, T. (2000). Resource overlap and possible competition between honeybees and wild bees in central Europe. *Oecologia* 122, 288–296.
- Stewart, K. M., Bowyer, R. T., Kie, J. G., Cimon, N. J., & Johnson, B. K. (2002). Temporospatial distributions of elk, mule deer, and cattle: Resource partitioning and competitive displacement. *Journal of Mammalogy*, 83(1), 229–244.
- Stout, J.C., Morales, C.L., (2009). Ecological impacts of invasive alien species on bees*. *Apidologie* 40, 388–409.
- Thomson, D.M. 2004. Competitive interactions between the invasive European honey bee and native bumble bees. *Ecology* 85(2): 458–470.
- Thorp, RW. (2012). Biodiversity of native bees and crop pollination with emphasis on California.. *Biodiversity in Agriculture: Domestication, Evolution, and Sustainability*. New York, USA: Cambridge University Press; pp. 526-537.
- Torné-Noguera A, Rodrigo A, Osorio S, Bosch J. (2015). Collateral effects of beekeeping: impacts on pollen nectar resources and wild bee communities. *Basic Appl. Ecol.* 17, 199– 209.
- Traveset, A., Richardson, D.M. (2006). Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends Ecol. Evol.* 21, 208–216.
- Traveset, A., Richardson, D.M. (2011). Mutualisms: key drivers of invasions ... key casualties of invasions. In: Richardson, D.M. (Ed.), *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK, pp. 143–160.
- Traveset, A., Richardson, D.M. (2014). Mutualistic interactions and biological invasions. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 45, 89–113.
- UNEP (United Nations Environment Programme), (2010). *UNEP Emerging Issues: Global Honey Bee Colony Disorder and Other Threats to Insect Pollinators*.
- Urbaneja, A., Ripollés, J. L., Abad, R., Calvo, J., Vanaclocha, P., Tortosa, D., Jacas, J. A., & Castañera, P. (2005). Importancia de los artrópodos depredadores de insectos y ácaros en España. *Bol. San. Veg. Plagas*, 31, 209-223.
- Valido, A., Rodríguez-Rodríguez, M. C., & Jordano, P. (2014). Impact of the introduced honeybees (*Apis mellifera*, Apidae) on Teide National Park (Tenerife, Canary Islands). *Ecosistemas*, 23(3), 58-66.
- Valido, A., Rodríguez-Rodríguez, M.C., Jordano, P. (2019). Honeybees disrupt the structure and functionality of plant–pollinator networks. *Sci. Rep.* 9:4711
- Van Huis, A. (2013). Potential of insects as food and feed in assuring food security. *Annual Review of Entomology*, 58:563-583.
- Viejo, J. L., & Ornos, C. (1997). Los insectos polinizadores: una aproximación antropocéntrica. *Los Artrópodos y el Hombre*, 20, 71-74.
- Visscher, P. K., & Seeley, T. D. (1982). Foraging strategy of honeybee colonies in a temperate deciduous forest. *Ecology*, 63(6), 1790–1801.

- Wardhaugh, C.W. (2015). How many species of arthropods visit flowers? *Arthropod-Plant Interactions* 9: 547–565.
- Weber, E. (2012). *Apis mellifera*: The Domestication and Spread of European Honey Bees for Agriculture in North America. *Apis mellifera: The Domestication and Spread of European Honey Bees for Agriculture in North America*, 9, 21-23.
- Wignall, V. R., Brolly, M., Uthoff, C., Norton, K. E., Chipperfield, H. M., Balfour, N. J., & Ratnieks, F. L. W. (2020). Exploitative competition and displacement mediated by eusocial bees: Experimental evidence in a wild pollinator community. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 74(12).
- Wiklund, C., Eriksson, T., Lundberg, H. (1979). The wood white butterfly *Leptidea sinapis* and its nectar plants: a case of mutualism or parasitism? *Oikos* 33: 358-362.
- Willmer, P. (2011). *Pollination and floral ecology*. Princeton University press. Princeton and Oxford. Estados Unidos y Reino Unido. 778 pp
- Witherell, PC. (1976). A story of success. The starline and midnite hybrid bee breeding programs. *American Bee Journal*, 116:63-64.
- Wootton, J. T. (2002). Indirect effects in complex ecosystems: recent progress and future challenges. *J. Sea. Res.*
- Xu, X., Liu, X., Ge, S., Jensen, J. D., Hu, F., Li, X., Dong, Y., Gutenkunst, R. N., Fang, L., Huang, Lu., Li, J., He, W., Zhang, G., Zheng, X., Zhang, F., Li, Y., Yu, C., Kristiansen, K., Zhang, X., Wang, J., Wright, M., McCouch, S., Nielsen, R., Wang, J. y Wang, W. (2012). Resequencing 50 accessions of cultivated and wild rice yields markers for identifying agronomically important genes. *Nat. Biotechnol*, 30, 105–111.
- Yadav, S, Kumar, Y Lal Jat, B. (2017). Honeybee: Diversity, castes and life cycle. In: Omkar, editor. *Industrial Entomology*. Singapore: Springer, pp. 5-35.
- Young, T. P., Palmer, T. M., & Gadd, M. E. (2005). Competition and compensation among cattle, zebras, and elephants in a semi-arid savanna in Laikipia, Kenya. *Biological Conservation*, 122(2), 351–359.
- Zahoor, M. K., Suhail, A., Iqbal, J., Zulfaqar, Z., & Anwar, M. (2003). Biodiversity of Predaceous Coccinellids and Their Role as Bioindicators in an Agro-ecosystem. *International Journal Of Agriculture & Biology*, 5(4), 555-559.
- Zheng, H-Q, Jin, S-H, Hu, F-L y Pirk, CWW. (2009). Sustainable multiple queen colonies of honey bees, *Apis mellifera ligustica*. *Journal of Apicultural Research*, 48:284-289.

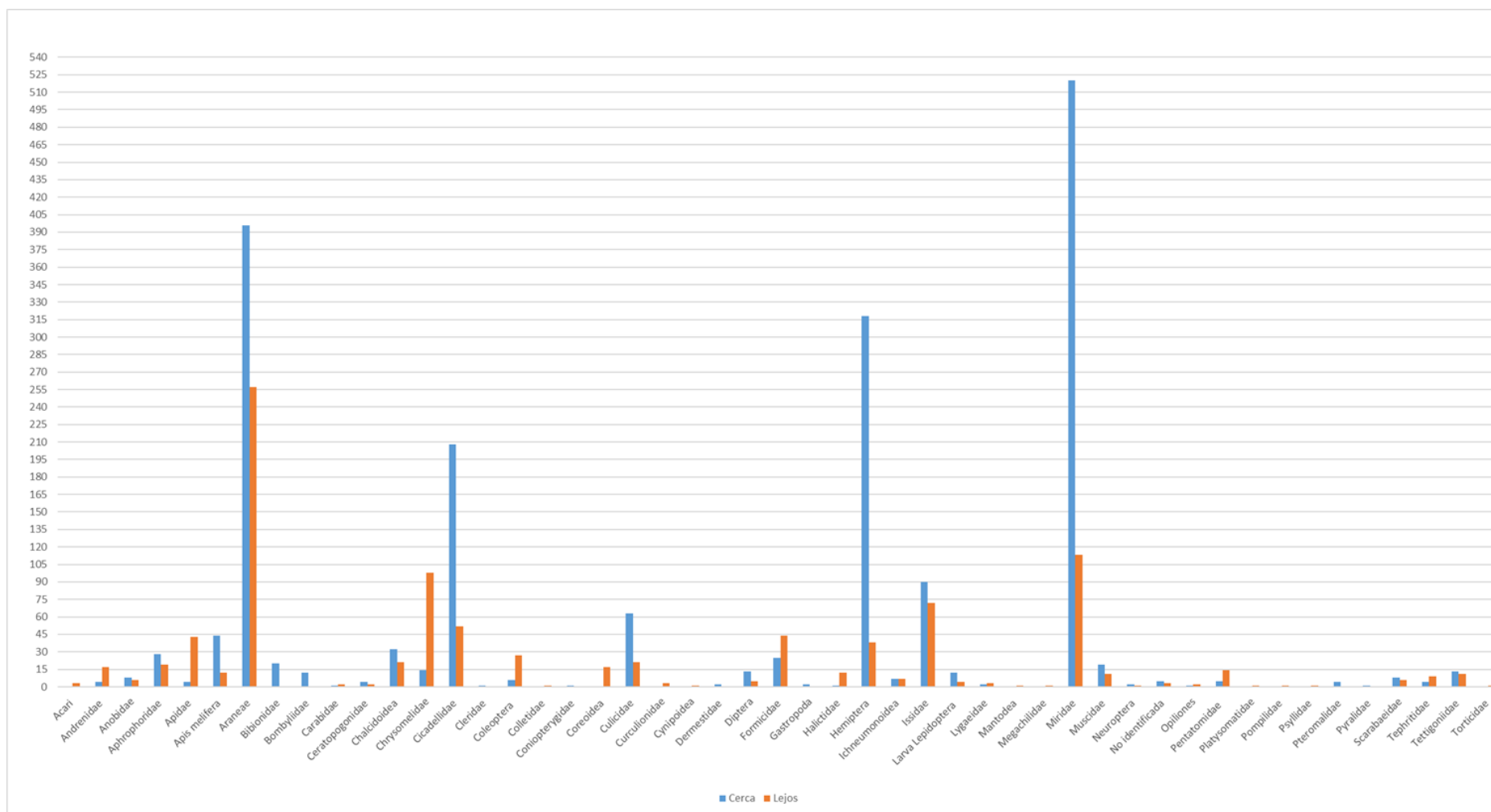
7.1. Normativa

- Acuerdo de 5 de junio de 2009, del Consell, de ampliación de la Red de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) de la Comunitat Valenciana, Acuerdo n.º 6031/2009 (2009, 9 de junio) (Comunitat Valenciana) (España). Diari Oficial de la Comunitat Valenciana, (77). https://dogv.gva.es/datos/2009/06/09/pdf/2009_6699.pdf
- Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Diario Oficial de las Comunidades Europeas(206/7) <https://www.boe.es/doue/1992/206/L00007-00050.pdf>.
- Decreto 192/2014, de 14 de noviembre, del Consell, por el que se declaran como Zonas Especiales de Conservación diez Lugares de Importancia Comunitaria coincidentes con espacios naturales protegidos y se aprueban las normas de gestión para dichos lugares y para diez Zonas de Especial Protección para las Aves. Diari Oficial de la Comunitat Valenciana, (7406). <https://dogv.gva.es/es/eli/es-vc/d/2014/11/14/192/>
- Orden 18/2010, de 26 de agosto, de la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda, por la que se declaran seis reservas de fauna en la Comunitat Valenciana, [2010/9618], (8062) <https://dogv.gva.es/es/eli/es-vc/o/2010/08/26/18/>.
- Reglamento (UE) 2018/848, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, sobre producción ecológica y etiquetado de los productos ecológicos. Boletín Oficial del Estado, 14 de junio de 2018. <https://www.boe.es/doue/2018/150/L00001-00092.pdf>

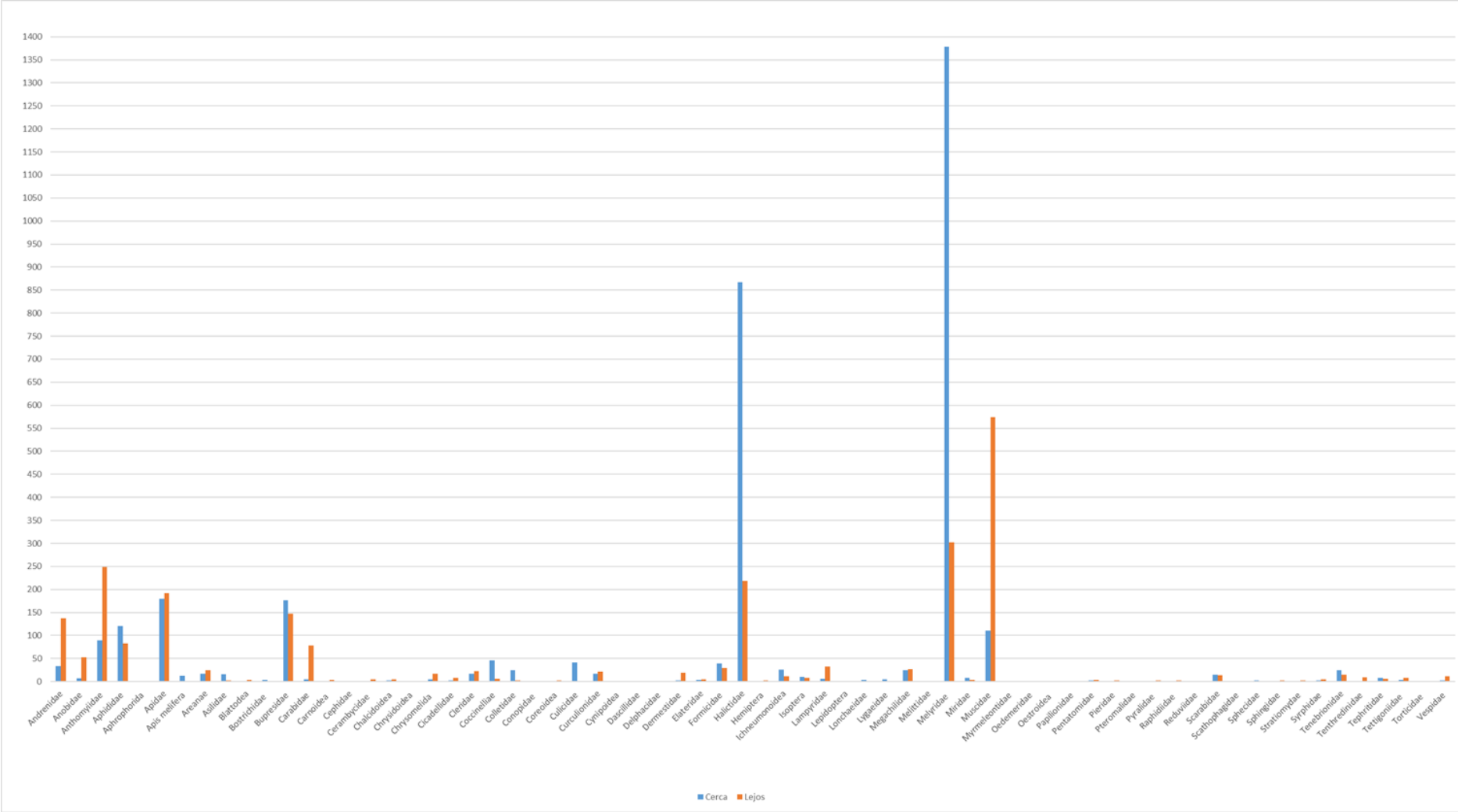
ANEXO 1: Caracterización de los componentes geológicos del Parque Natural de la Sierra de Mariola



ANEXO 2: Abundancias completas de los taxones recogidos por manguero



ANEXO 3: Abundancias completas de los taxones recogidos por trampas



ANEXO 4: Tabla de abreviaturas de las muestras recogidas por manguero.

Abreviatura	Clasificación	Abreviatura	Clasificación
AH	Acari herbívoro	FO	Formicidae omnívoro
AM	Andrenidae (Mediano)	GH	Gastropoda herbívoro
AD	Anobidae detritívoro	HM	Halictidae (Mediano)
AF	Aphrophoridae fitófago	HP	Halictidae (Pequeño)
APG	Apidae grande	HF	Hemiptera fitófago
AMM	Apidae (Mediano)	IP	Ichneumonoidea polinófago
AP	Apidae (Pequeño)	IF	Issidae fitófago
API	<i>Apis mellifera</i>	LLH	Larva Lepidoptera herbívoro
AG	Araneae (Grande)	LF	Lygaeidae fitófago
ARP	Araneae (Pequeño)	MD	Mantodea depredador
BP	Bibionidae polinófago	MM	Megachilidae mediano
BOP	Bombyliidae polinófago	MF	Miridae fitófago
CD	Carabidae depredador	MS	Muscidae saprótrofo
CED	Ceratopogonidae depredador	ND	Neuroptera depredador
CF	Chalcidoidea fitófago	NI	No identificada
CH	Chrysomelidae herbívoro	OD	Opilion depredador
CIF	Cicadellidae fitófago	PF	Pentatomidae fitófago
CLD	Cleridae depredador	PP	Platysomatidae polinófago
COP	Coleoptera polinófago	PD	Pompilidae depredador
CM	Colletidae mediano	PF	Psyllidae fitófago
CID	Coniopterygidae depredador	PTP	Pteromalidae parasito
COF	Coreoidea fitófago	PYP	Pyralidae polinófago
CUP	Culicidae polinófago	SH	Scarabaeidae herbívoros
CRF	Curculionidae fitófago	SP	Scarabaeidae polinófago
CYF	Cynipoidea fitófago	TF	Tephritidae fitófago
DP	Dermestidae polinófago	TD	Tettigoniidae depredador
DH	Diptera herbívoro	TP	Tortricidae polinófago

ANEXO 5: Tabla de abreviaturas de las muestras recogidas en trampas.

Abreviatura	Clasificación	Abreviatura	Clasificación
ANM	Andrenidae (Mediano)	FOO	Formicidae omnívoro
ANP	Andrenidae (Pequeño)	HAM	Halictidae (Mediano)
AD	Anobidae detritívoro	HAP	Halictidae (Pequeño)
APS	Anthomyiidae polinófago y saprótrofo	HF	Hemiptera fitófago
AF	Aphididae fitófago	IP	Ichneumonoidea polinófago
PF	Aphrophoridae fitófago	IX	Isoptera xilófagos
APG	Apidae (Grande)	LN	Lampyridae
APM	Apidae (Mediano)	LP	Lepidoptera polinófago
APP	Apidae (Pequeño)	LS	Lonchaeidae saproxílico
AP	<i>Apis mellifera</i>	LF	Lygaeidae fitófagos
AG	Araneae (Grande)	MEM	Megachilidae (Mediano)
ARP	Araneae (Pequeño)	MEP	Megachilidae (Pequeño)
SD	Asilidae depredador	MLM	Melittidae (Mediano)
BP	Blattodea polinófago	MP	Melyridae polinófago
BS	Bostrichidae saproxílico	MF	Miridae fitófagos
BX	Brupesidae xilófago	MUS	Muscidae saprótrofo
CD	Carabidae depredador	MDP	Myrmeleontidae depredador y polinófagos
CS	Carnoidea saprófagos	OP	Oedemeridae polinófago
CP	Cephidae polinófago	OSP	Oestroidea saprótrofos y polinófagos
CEP	Cerambycidae polinófago	PP	Papilionidae polinófagos
CF	Chalcidoidea fitófago	PF	Pentatomidae fitófago
CHC	Chrysidoidea cleptoparasito	PIP	Pieridae polinófago
CHF	Chrysomelida fitófagos	PTP	Pteromalidae parasito
CIF	Cicadellidae fitófago	PYP	Pyralidae polinófago
CLD	Cleridae depredador	RD	Raphidiidae depredador
COD	Coccinellidae depredador	RED	Reduviidae depredador
CLP	Colletidae polinófago	SCP	Scarabidae polinófago
CNP	Conopidae polinófago	SCD	Scathophagidae depredador
CRF	Coreoidea fitófagos	SPD	Sphecidae depredador
CPH	Culicidae polinófago y hematófago	SPP	Sphingidae polinófago
CUF	Curculionidae fitófago	STN	Stratiomyidae necrófagos
CUX	Curculionidae xilófago	SYP	Syrphidae polinófagos
CYF	Cynipoidea fitófago	TEF	Tenebrionidae florícola
DSH	Dascillidae herbívoro	TNH	Tenthredinidae herbívoros
DEF	Delphacidae fitófago	TPF	Tephritidae fitófagos
DRP	Dermestidae polinófago	TTD	Tettigoniidae depredador
ELD	Elateridae depredador	TPO	Tortricidae polinófago
ELP	Elateridae polinófago	VPD	Vespidae polinófago y depredador
ELS	Elateridae saproxílico		

ANEXO 6: Algunos ejemplares capturados



Figura 27: Familia Raphidiidae



Figura 28: *Curculio* sp.



Figura 29: Familia Dermestidae



Figura 30: Familia Alydidae



Figura 31: *Ceratina* sp.



Figura 32: Familia Melyridae



Figura 33: *Xeromelecta* sp.



Figura 34: Familia Pentatomidae



Figura 35: *Trichodes* sp.



Figura 36: *Anthidium* sp.



Figura 37: Familia Lampyridae



Figura 38: *Anthaxia nigrifulva*

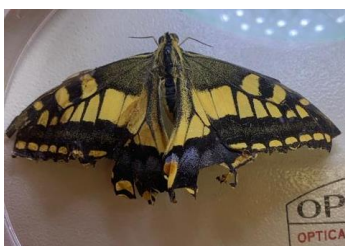


Figura 39: *Papilio machaon*



Figura 40: Familia Coccenellidae



Figura 41: Familia Asilidae