

Biodiversidad de abejas silvestres en una parcela agrícola con bandas multifuncionales de vegetación

Wild bee biodiversity in an agricultural plot with multifunctional vegetation strips



Carlos Fernández Álvarez

Máster Biología y Conservación de la Biodiversidad

RESUMEN

Las abejas silvestres cumplen un rol importante en los ecosistemas naturales y seminaturales, como pueden ser los campos de cultivo. Sin embargo, hay un desconocimiento muy amplio sobre todos los aspectos biológicos que podrían ser útiles a la hora de plantear programas de conservación. A medida que aumenta la extensión de terreno ocupado por monocultivos como respuesta a la creciente demanda de alimentos, disminuyen la biodiversidad de flora autóctona y los lugares de nidificación de fauna auxiliar, dos aspectos fundamentales para las poblaciones de abejas silvestres. Ante esta premisa y para comprobar la influencia que tiene una restauración vegetal a favor de estos himenópteros, se ha analizado la posible influencia que tiene la implantación de parches o bandas de vegetación herbácea melífera sobre la riqueza y abundancia de las poblaciones de abejas silvestres presentes en los bordes cultivados cercanos.

En total, se han recolectado 425 ejemplares de antófilos agrupados en 96 especies y 21 géneros. A medida que aumenta la distancia al parche de vegetación melífera la comunidad de abejas silvestres va perdiendo tanto riqueza como abundancia y equidad, pero esto no afecta a las proporciones teniendo en cuenta las características biológicas de nidificación (terricolas, ocupantes de cavidades, parásitas, xilícolas y rubícolas) ni las de pecoreo (oligolécticas y polilécticas).

Aunque las restauraciones agrícolas dirigidas hacia una conservación de estos himenópteros van en aumento, se necesitan más estudios que respalden estas actuaciones.

Palabras clave: Abejas silvestres, parche de vegetación melífera, borde cultivo, monocultivo

ABSTRACT

Wild bees play an important role in natural and semi-natural ecosystems, such as agricultural fields; however, there is a gap in understanding all the biological aspects that could be useful when considering a conservation programme. As the extent of land occupied by monocultures increases in response to growing food demand, the biodiversity of native flora and nesting sites decreases, two fundamental aspects in the stabilization of wild bee populations. In light of this premise, and with the intention of assessing the influence of restoration efforts on these hymenopterans, the potential impact introducing a patch of melliferous vegetation has been analyzed concerning the richness and abundance of wild bee populations found in nearby cultivated edges.

A total of 425 specimens were collected, grouped into 96 species and 21 genera. As the distance from the melliferous vegetation patch increases, the community of wild bees experiences a decline in both richness and abundance, as well as equity. But it does not affect the proportion, taking into account the biological characteristics of nesting (ground-nesting, cavity-nesting, parasitic, trap-nesting and scrub-nesting) or foraging activity (oligolectic and polylectic).

Although agricultural restoration aimed at conserving these hymenopterans is on the rise, studies supporting these behaviours are needed.

Key words: wild bee, melliferous vegetation patch, cultivated Edge, monoculture.

Contenido

INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	3
MATERIALES Y MÉTODOS	3
Área de estudio	3
Toma de datos	5
Análisis estadístico.....	5
RESULTADOS	7
Análisis por especies.....	7
Análisis por tipos de alimentación	9
Análisis por gremios de nidificación	10
Análisis del cambio en la comunidad respecto al periodo y borde.....	11
DISCUSIÓN.....	14
CONCLUSIONES	16
BIBLIOGRAFIA	16
ANEXOS.....	19
ANEXO 1	19
ANEXO 2	27

INTRODUCCIÓN

Ante las condiciones ambientales que ofrece la península ibérica, como el clima mediterráneo y la proximidad al continente africano, la biodiversidad de abejas responde con una cifra algo superior a 1 100 especies, convirtiéndose en uno de los lugares con más diversidad de abejas del mundo (Sánchez *et al.*, 2018). Se puede observar en la figura 1 un acercamiento a la variabilidad morfológica que presentan.



Figura 1: De arriba abajo y de izquierda a derecha: *Hoplitis* sp. *Nomada agrestis* macho, *Nomada agrestis* hembra, *Ceratina* sp.

Sin embargo, en la actualidad, la agricultura ocupa entre el 25% y el 30% del territorio mundial, con respecto a España, 23 millones de hectáreas son utilizadas para estos fines lo que supone casi la mitad del territorio español (Meeus *et al.*, 2018). Este uso del terreno simplifica el paisaje y afecta a innumerables organismos, siendo especialmente evidente en los monocultivos agrícolas (Altieri *et al.*, 2007).

La polinización en estos extensos monocultivos se ve muy desfavorecida y esta brecha se intenta paliar mediante la introducción de abejas melíferas domesticadas pudiendo desplazar a la biodiversidad silvestre ya presente en la zona (Meeus *et al.*, 2018). Además, un monocultivo manejado de manera convencional es un ecosistema completamente inestable y la utilización de agroquímicos perjudiciales para la biodiversidad es prácticamente inevitable, sumándose a la amenaza del actual colapso de las colmenas (Cox-Foster *et al.*, 2007) y la aserción de que las abejas silvestres suelen ser más eficientes que las abejas domesticas en términos de polinización (Vaughan *et al.*, 2015) se traduce en que depender de una única especie no será posible y obligará a tomar más conciencia de la importancia de las abejas silvestres (Potts *et al.*, 2006).

Las abejas silvestres enfrentan diversas amenazas, como la pérdida de hábitat, la toxicidad ambiental, los cambios en la fenología de las plantas y la fragmentación del entorno (Kremen *et al.*, 2004; Burkle *et al.*, 2013; Kline *et al.*, 2020). Además, deben hacer frente a factores ambientales adversos, enfermedades infecciosas, el cambio climático y el aumento de las olas de calor (Kerr *et al.*, 2015; Cameron & Sadd, 2020; Soroye *et al.*, 2020), conllevando todo ello un descenso de sus poblaciones.

La importancia del nicho ecológico y el servicio ecosistémico que brindan los insectos polinizadores es exorbitante. Se calcula que en zonas templadas las plantas polinizadas por este grupo de

organismos son el 78% de las fanerógamas (Ollerton *et al.*, 2011), traducándose en un aumento de un 35% del alimento a nivel mundial (Klein *et al.*, 2007). Asimismo, las poblaciones de abejas silvestres son escasas e insuficientes en los entornos agrícolas de hoy en día (Potts *et al.*, 2006).

Nuestros cultivos dependen en gran medida de la participación de las abejas silvestres como principales polinizadores. Sin embargo, a lo largo de los siglos, no se les ha prestado la debida atención en la gestión de las parcelas agrícolas (Klein *et al.*, 2007). Es fundamental tener en cuenta el funcionamiento saludable de estos servicios ecosistémicos para garantizar la sostenibilidad de la agricultura, especialmente a medida que se intensifica para satisfacer la creciente demanda de producción de alimentos (Gemmill-Herren *et al.*, 2020).

Ampliando el punto de vista hacia una escala paisajística, un aumento de hábitat natural en territorios circundantes a los cultivos aumenta los servicios ecosistémicos proporcionados por las abejas silvestres, lo que puede ser aprovechado por los agricultores para aumentar la polinización de sus cultivos. (Kremen *et al.*, 2004).

Dentro del contexto del manejo agrario, la existencia de bordes, lindes o setos estables a lo largo del tiempo proporciona un recurso importante de alimento y lugares de nidificación para abejas silvestres, lo que redundaría en la presencia de poblaciones estables muy útiles para la polinización de los cultivos. Uno de los principales lugares donde establecer un buen ecosistema para abejas silvestres suelen ser suelos pobres, inviables como espacios de cultivo (bordes y esquinas de cultivos, estanques...). Recuperar y proteger estos espacios es clave a la hora de que se establezcan poblaciones estables de este grupo de polinizadores. (Vaughan *et al.*, 2015).

Como añadido a la utilidad de las lindes de los cultivos manejadas de manera que se favorezca a la biodiversidad de insectos, también pueden funcionar como un corredor biológico pudiendo de esta manera favorecer que los servicios ecosistémicos brindados por los enemigos naturales como controladores de plagas, además de los insectos, se distribuyan homogéneamente en toda la extensión cultivada (Vaughan *et al.*, 2015).

La ecología de polinización no solo se limita a describir la magnitud de la crisis, sino que también se ha comprometido a tomar acciones prácticas para respaldar este servicio ecosistémico (Gemmill-Herren *et al.*, 2020). Estas incluyen ampliar los lugares de nidificación, asegurar la disponibilidad constante de recursos florales durante la temporada de polinización, mejorar la conectividad entre hábitats y reducir el uso de insecticidas. Una estrategia efectiva para lograrlo sería proporcionar compensaciones económicas a los agricultores que implementasen prácticas de manejo agroecológico (Klein *et al.*, 2007; Vaughan *et al.*, 2015). Siguiendo esa propuesta, en el año 2022 se puso en práctica el «programa de las Superficies de Interés Ecológico (SIE)» propuesto por la Unión Europea a través de su programa de Política Agraria Común (PAC), por el que se ofrecían incentivos económicos para promover ciertos enfoques de gestión en las áreas de cultivo. Estos enfoques incluían: la dedicación de tierras al barbecho, la presencia de superficies con cultivos de leguminosas y la existencia de tierras en barbecho con plantas que ofrecieran abundante polen y néctar. Además, se reconocía y premiaba económicamente la diversidad de cultivos en dichas superficies.

En este estudio, realizado en Villalar de los Comuneros (Valladolid) en la parcela denominada “Pozas de Villalar”, el cultivo se ha manejado en busca de un ecosistema idóneo para los insectos autóctonos, proporcionando además de bordes florales en un policultivo, unos parches de vegetación con un set de semillas específico para obtener una floración constante a lo largo de todo el periodo de actividad de este grupo de insectos, además de proporcionar mediante “hoteles de insectos” unos lugares de nidificación adicionales (Klein *et al.*, 2007).

Uno de los objetivos fundamentales de esta investigación es lograr una aproximación al conocimiento de la biodiversidad de las abejas silvestres presentes en los campos de cultivo bajo análisis y el efecto del manejo utilizado sobre esta. Pese a que, con el fin de obtener datos más precisos y confiables, se recomienda extender el período de prospección a lo largo de varios años, de esta manera se conseguiría evitar que las condiciones extremas de cada año puedan influir en la evaluación final de la biodiversidad en las áreas de muestreo.

OBJETIVOS

Se aborda el estudio de las abejas silvestres recolectadas en bordes de extensiones de cultivo con presencia de parches florales y su identificación con los siguientes objetivos:

1. Conocer la biodiversidad de abejas silvestres en un ecosistema agrícola ubicado en Villalar de los Comuneros (Valladolid) mediante su identificación a nivel de especie.
2. Estudiar el posible efecto que realiza el parche de vegetación melífera en la riqueza y abundancia de especies para cada uno de los bordes de cultivo muestreados a distintas distancias de dicho parche.
3. Conocer la influencia que puede generar el parche de vegetación melífera en la relación entre los tipos de alimentación que se observa en las abejas silvestres.
4. Observar el efecto del parche de vegetación melífera sobre los gremios de nidificación que presentan las abejas silvestres.
5. Examinar el efecto que tiene el mes de muestreo en la composición en riqueza y abundancia de la comunidad de abejas solitarias.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio fue llevado a cabo en una parcela agrícola perteneciente a la organización GREFA (Grupo de Rehabilitación de la Fauna Autóctona y su Hábitat), en concreto en su localización en Villalar de los Comuneros (Valladolid) donde se encuentra la parcela denominada “Las Pozas de Villalar” con coordenadas $41^{\circ}33'15.1''N$ $5^{\circ}08'42.2''W$ (Fig.2). Esta extensión agraria cuenta con 3,8 hectáreas y es completamente accesible desde la carretera VP-6601. Esta parcela albergaba un antiguo humedal transformado en escombrera del que ahora quedan pocos restos al haberse recuperado como terreno cultivable.

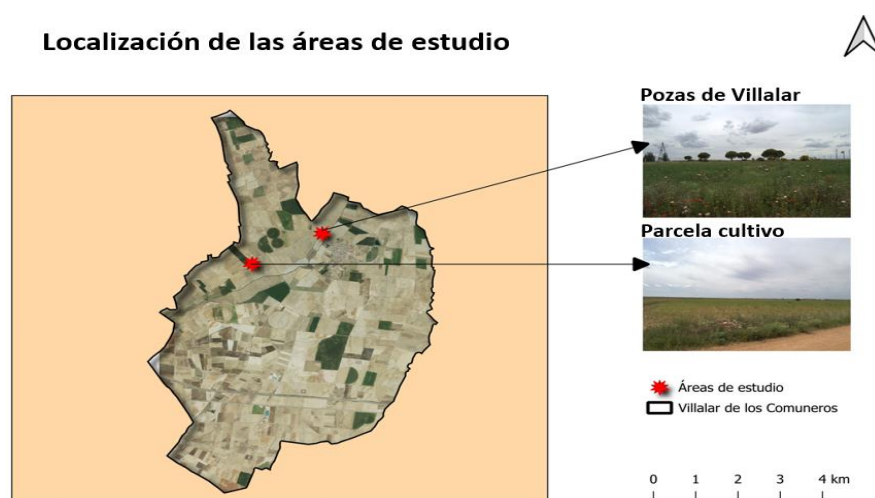


Figura 2: Localización de las áreas de estudio en el entorno de la provincia de Valladolid. Mapa realizado con QGIS (V-3.32)

La parcela donde se desarrolló el estudio ha trabajado un tipo de barbecho que consistía en una rotación de 3 cultivos: guisante (*Pisum sativum*; L.), esparceta (*Onobrychis viciifolia*; Scop.) y cártamo (*Carthamus tinctorius*; L.), además de cultivos adyacentes indicados en la figura 3.

El manejo llevado a cabo en esta parcela utiliza medidas agroambientales de tipo ecológico, sin uso de herbicidas ni insecticidas y respetando sin segar los bordes entre los cultivos, rompiendo así la monotonía de un campo cultivado convencional. Asimismo, se han introducido parches de vegetación con especies herbáceas potencialmente atrayentes de abejas silvestres, siendo la influencia de estos parches uno de los objetivos del estudio.

Además de los puntos de muestreo seleccionados dentro de la parcela “Pozas de Villalar” (Fig. 3b), se añadió un transecto más en otra parcela a una distancia de 1,8Km y con un tamaño de 3,6 hectáreas (Fig. 3a), con la intención de obtener datos complementarios. Dicha parcela no estaba provista de un parche de vegetación melífera, pero mantenía las premisas de no utilizar ni insecticidas ni pesticidas.

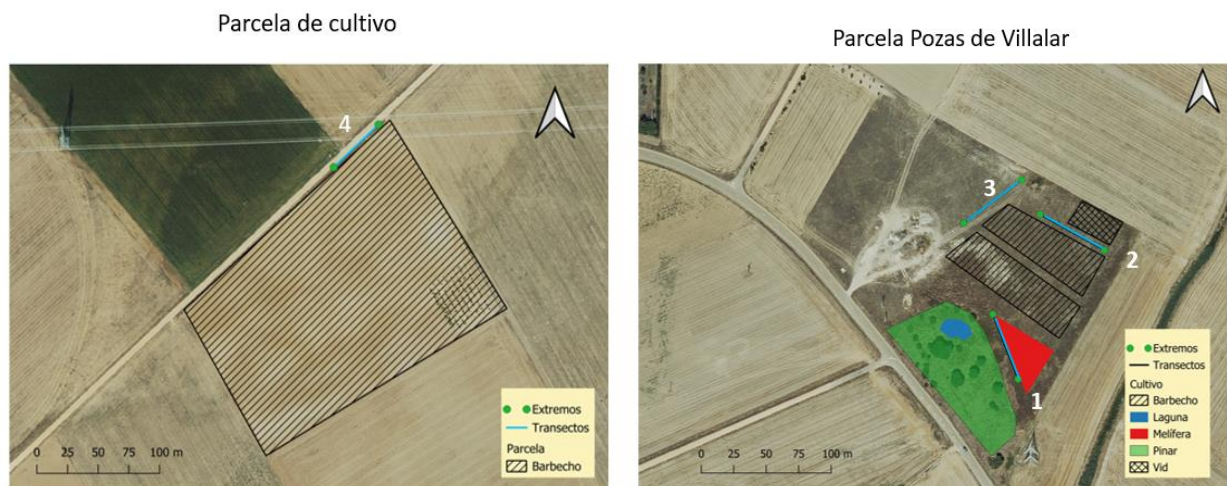


Figura 3: Detalle de la estructura de las distintas parcelas estudiadas. Mapa realizado con QGIS (V-3.32)

Ante la falta de una foto aérea actual, ya que el proyecto realizado en la parcela “Pozas de Villalar” fue llevado a cabo en 2022, se ha procedido a poligonar los cultivos y la estructura de la parcela en función a cómo sería la visión actualmente (Fig. 3).

Ambas parcelas se encuentran inmersas en un entorno de intensificación agrícola en las cercanías, donde la presencia de monocultivos prevalece y escasean de manera significativa tanto los elementos que promueven la biodiversidad de las abejas silvestres, como los bordes de vegetación natural en los límites de las parcelas cultivadas. Sin embargo, cabe destacar que la parcela agrícola perteneciente a GREFA es una excepción a esta situación, ya que presenta una configuración diferente, más respetuosa con la biodiversidad pudiendo servir como atrayente para la fauna tanto vertebrada como invertebrada perteneciente a estos tipos de ecosistemas. Una de las medidas tomadas fue la implantación de un parche de vegetación melífera mediante la siembra de semillas de plantas herbáceas autóctonas seleccionadas por la empresa “Rocalba S.A.”, formando una mezcla en la que se incluyen las especies: caléndula (*Calendula officinalis* L.), hinojo (*Foeniculum vulgare* Mill.), pimpinela menor (*Sanguisorba minor* Scop.), girasol (*Helianthus annuus* L.), veza (*Vicia sativa* L.), crotalaria (*Crotalaria juncea* L.), lino (*Linum usitatissimum* L.), Mostaza blanca (*Sinapis alba* L.) y

cilantro (*Coriandrum sativum* L.) generando un recurso floral constante en un periodo muy amplio que puede ser utilizado como alimento por las abejas silvestres.

Toma de datos

Se muestrearon 4 bordes de cultivo (3 pertenecientes a la parcela que alberga el parche de vegetación melífera y otro en la parcela que no presenta dicho parche). La metodología utilizada consistió en la realización de transectos lineales de 50 metros a lo largo del borde durante 40 minutos, con un área de influencia de 4 metros, siguiendo un ritmo de desplazamiento continuo y homogéneo para cada transecto, recolectando los ejemplares en botes entomológicos con acetato de etilo para su posterior traslado al laboratorio. Esto fue llevado a cabo entre los meses de marzo y julio de 2023 ambos incluidos, lo que dio lugar a 9 jornadas de muestreos con una periodicidad de 15 días (evitando en todo lo posible las condiciones ambientales adversas) y un total de 36 transectos.

Con el objetivo de homogeneizar la variable horaria y su posible influencia en la composición de cada transecto, se implementó una rotación temporal de tal manera que, se asignó un orden y una hora del día para cada transecto, siendo las horas de inicio de cada muestreo 11:00, 12:00, 16:00 y 17:00, de modo que a medida que se completaba un día de muestreo, el transecto que se realizaba en primer lugar pasaba a ser visitado en segundo lugar en la siguiente visita a la parcela, y así sucesivamente incluyendo los 4 bordes.

El método de captura fue realizado por medio de una manga entomológica, siendo según Gemmill-Herren *et al.* (2020) una de las formas más efectivas de determinar qué especies de abejas aparecen en las áreas de estudio. A lo largo de cada transecto se capturaron todos los individuos de abejas que empleaban los bordes para la recolección de recursos florales o como zona de paso. El material colectado se llevó al laboratorio. Una vez montados y etiquetados adecuadamente, los ejemplares se identificaron hasta nivel específico con la ayuda de claves entomológicas y un microscopio estereoscópico (LEICA modelo S Apo Stereozoom 1.0 x 8.0 x). Todos los ejemplares utilizados se han incorporado adecuadamente a las colecciones científicas de la Universidad de Salamanca. En el proceso de identificación se utilizaron las claves de Michez *et al.* (2016) para la identificación de los ejemplares hasta el nivel de género y posteriormente se ordenaron en cajas entomológicas agrupados por morfoespecies para facilitar la identificación a nivel específico realizada posteriormente con ayuda de claves para los distintos géneros o grupos de géneros indicadas a continuación: Género *Osmia* (Benoist, 1931), *Megachile* (Benoist, 1940), *Lasioglossum* y *Halictus* (Blüthgen, 1924), *Ceratina* (Terzo *et al.*, 2004), *Eucera* (Dusmet, 1928), *Dasygaster* (Ornosa & Ortiz-Sánchez, 2003), *Nomada* (Smith, 2018), *Sphecodes* (Pauly, 2016), *Coelioxys* (Ortiz-Sánchez *et al.*, 2009), *Ammobates* (Dusmet, 1921), *Anthophora* y *Amegilla* (Ortiz-Sánchez & Jiménez-Rodríguez, 1991), *Colletes* (Ortiz-Sánchez & Kuhlmann, 2004), *Hylaeus* (Wood, 2023) y *Anthidium* (Kasperek, 2022).

La información proporcionada por el etiquetado será un identificador de cada ejemplar donde incluirá tanto la especie y el sexo, como la información de la especie de planta donde se recolectó, fecha y hora, así como cualquier otro dato de interés asociado a la captura.

Análisis estadístico

Mediante el programa “Species Diversity & Richness IV” se han calculado varios índices estadísticos para conocer la composición de las muestras pertenecientes en cada borde. Mediante el índice de Shannon se ha comprobado la diversidad y uniformidad de las especies, con el índice de Simpson se observó la posible dominancia de alguna especie en la comunidad. La riqueza de especies con

relación al tamaño de la muestra se ha comprobado con el índice de Margalef y mediante el índice de Pielou se ha analizado la uniformidad de la abundancia de los individuos en las especies.

Se ha empleado el software R, para obtener la proporción de especies en cada borde muestreado y mediante análisis de chi cuadrado se ha analizado si el tipo de alimentación o el gremio mostraba alguna dependencia con los bordes. Para el tipo de alimentación se ha tenido en cuenta que las abejas solitarias presentan dos grupos mayoritarios claramente diferenciados en función de la cantidad de especies vegetales que visitan: Poliléticas si tienen un comportamiento de pecoreo más generalista, por el que obtienen alimento de una amplia diversidad de plantas, y oligoléticas si sus visitas se ven limitadas a un género o grupo de géneros afines de la flora presente en el entorno (Fig. 4).

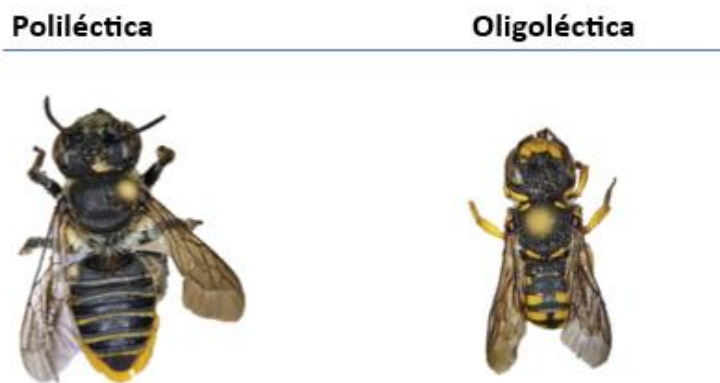


Figura 4: Fotografía (no a escala) de un ejemplar polilético (*Megachile rotundata*) a la izquierda y un ejemplar oligolético (*Pseudoanthidium melanurum*) a la derecha.

En cuanto al tipo de gremio estos organismos presentan diferentes tipos de comportamiento a la hora de su conducta nidificadora, por lo que en este caso se ha dividido el total de individuos recolectados en cada borde en cuatro gremios según esta característica: “Terrícolas”, cuando construyen los nidos en el suelo; “cavidades” aquellas especies que construyen sus nidos en galerías o cavidades ya existentes acondicionándolas adecuadamente a sus requerimientos, “parásitas”, especies capaces de utilizar los nidos y recursos de otras abejas solitarias para realizar sus puestas sin necesidad de construir un nido nuevo; “rubícolas”, las que construyen sus nidos aprovechando la médula blanda de ramas vegetales (i.e. zarzas o saúcos) y “xilícolas” especies capaces de construir los nidos en maderas duras. Estas dos últimas estrategias de nidificación se tomaron en cuenta como una sola a la hora de analizarlas dada la baja representación que presentaban (Fig. 5).

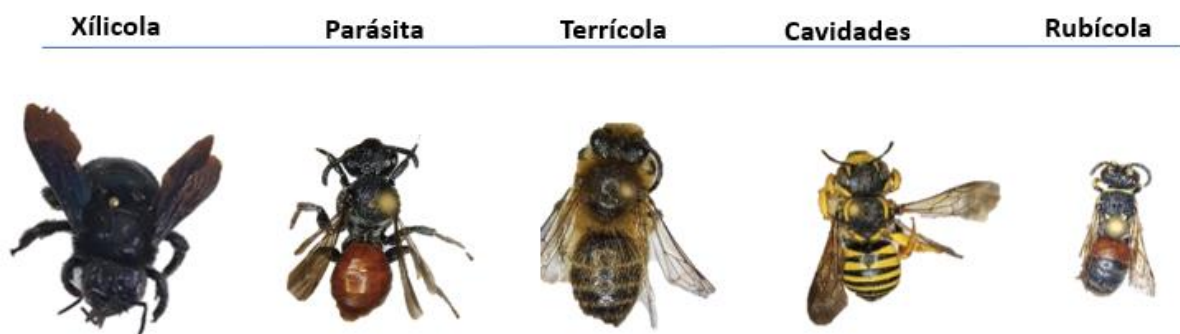


Figura 5: Representación fotográfica (no a escala) de un individuo de cada uno de los gremios: *Xylocopa violacea* xilícola, *Ammobates carinatus* parásita, *Colletes albomaculatus* terrícola, *Icteranthidium laterale* cavidades y *Hylaeus variegatus* rubícola.

Además, se ha analizado si la riqueza y abundancia de especies muestran diferencias a lo largo del periodo de muestreo (muestreo quincenal de marzo a junio) y en los bordes mediante el empleo de modelos lineales. Se comprobó homogeneidad y homocedasticidad de los residuos.

RESULTADOS

Análisis por especies

Se han recolectado un total de 425 ejemplares que se engloban en 96 especies repartidas en 21 géneros.

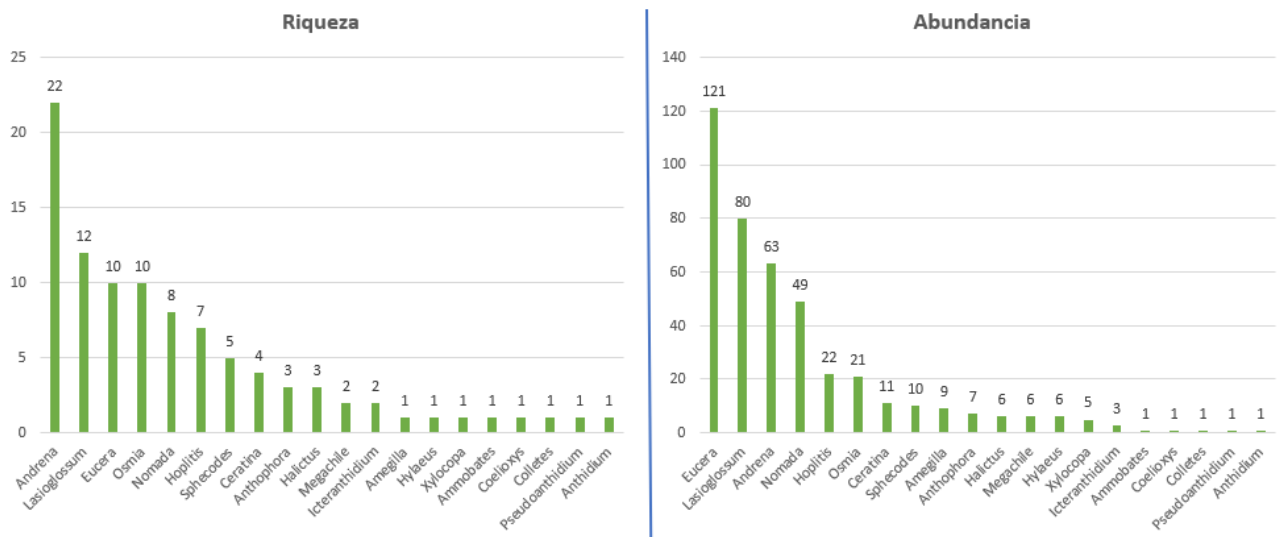


Figura 6: Representación de la riqueza de especies (S) y abundancias de los 21 géneros recolectados.

En el análisis de la riqueza y abundancia, se aprecia una notable representación de ejemplares pertenecientes al género *Eucera*, con 121 individuos distribuidos en 10 especies (Fig.6), acompañado de otros géneros como *Lasioglossum*, con una abundancia y riqueza destacables, *Andrena* un género muy diverso y abundante con un total de 22 especies recolectadas en este estudio —siendo el que más especies presenta— y *Nomada*, género de abejas cleptoparasitas también muy diversificado y numeroso. Por otro lado, géneros como *Ammobates*, *Coelioxys*, *Colletes*, *Pseudoanthidium* y *Anthidium* aparecieron de una manera mucho más esporádica obteniendo en este caso un ejemplar para cada uno de los géneros.

Si aumentamos nuestra precisión hasta nivel específico, destaca con una abundancia total de 61 ejemplares recolectado la especie *Eucera nigrilabris* Lepeletier 1841, distribuidos en el borde 1, borde 2, borde 3 y borde 4 con una abundancia de 12, 30, 12 y 7 respectivamente. Acompañado de otras especies abundantes como *Lasioglossum xanthopus* Kirby 1802 con 46 individuos (5, 17, 12, 12), *Nomada agrestis* Fabricius 1787 con 40 individuos (17,4,11 y 8) y *Eucera obliterata* Lepeletier 1896 con 34 individuos (7,24,3 y 0) representadas en la figura 7.



Figura 7 Representación fotográfica (no a escala) de las especies más abundantes: *Lasioglossum xanthopus*, *Nomada agrestis*, *Eucera nigrilabris* y *Eucera obliterata*.

Para conocer las especies más representativas para cada borde, se ha realizado una tabla de porcentajes de aparición de cada especie en cada uno de los bordes estudiados, recogidas en el Anexo 2.

En el borde 1 la especie más abundante fue *Nomada agrestis*, representando el 14,17% del total de la muestra recolectada para este borde, seguida de *Eucera nigrilabris* y *Lasioglossum puncticolle* Morawitz 1872 con un 10% cada uno. Para el borde 2, casi el 50% de los individuos recolectados se incluyen en 3 especies, *Eucera nigrilabris* (19,97%), *Eucera obliterata* (15,89%) y *Lasioglossum xanthopus* (11,26%). En el borde 3 una alta representación para dos especies, *Lasioglossum xanthopus* con un 13,04% y *Andrena panurgina* De Stefani 1889 con un 11,96%. El borde 4, destacando la disminución clara en el número de especies detallado en la tabla_1, presenta 3 especies que coinciden con las más abundantes en el estudio, *Lasioglossum xanthopus* (19,35%), *Nomada agrestis* (12,90%) y *Eucera nigrilabris* (11,29%) (Tabla anexo 2).

Mediante el análisis de los datos se han obtenido los resultados de los estadísticos descriptivos para cada uno de los bordes por medio de la aplicación de los índices de biodiversidad recogidos en la tabla 1.

Tabla 1: Estadística descriptiva para cada borde muestreado. "N" representa la abundancia total de abejas encontradas y "S" la riqueza de especies

	N	S	SHANNON	SIMPSONS	MARGALEF	PIELOU
BORDE1	120	41	3,22	0,31	8,35	0,70
BORDE2	151	51	3,14	0,32	9,97	0,69
BORDE3	92	33	3	0,33	7,08	0,66
BORDE4	62	30	2,93	0,34	7,03	0,64

Encontramos (Tabla 1) que los bordes 1 y 2 exhiben una mayor riqueza y abundancia de especies, siendo el borde 2 el más destacado en este aspecto, mientras que el borde 4 presenta una menor diversidad. Al analizar los índices de Shannon y Simpson, notamos que el primero disminuye a medida que aumenta la distancia al parche de semillas melíferas, lo que indica una mayor

probabilidad de encontrar nuevas especies en los bordes más cercanos al parche. Por otro lado, el índice de Simpson muestra una tendencia opuesta, con el borde 4 mostrando una mayor dominancia de algunas especies sobre otras, sin embargo, esta diferencia no es muy evidente. Al examinar el índice de Margalef, observamos que el borde 2 tiene el valor más alto, lo que sugiere una mayor diversidad, aunque este índice no considera la abundancia relativa de las especies. En cuanto al índice de Pielou, notamos que la comunidad de abejas silvestres en el borde 1 muestra una mayor equidad en la distribución de individuos entre las especies, mientras que a medida que aumenta la distancia al parche de vegetación, el índice de Pielou se acerca más a 0, indicando una distribución más desigual, aumentando la dominancia de algunas especies de abejas solitarias sobre otras.

Análisis por tipos de alimentación

Se ha comprobado la composición de estos dos gremios de abejas silvestres que aparece en cada borde generando un gráfico donde de manera visual se pueden observar las proporciones de aparición de cada tipo de dieta.

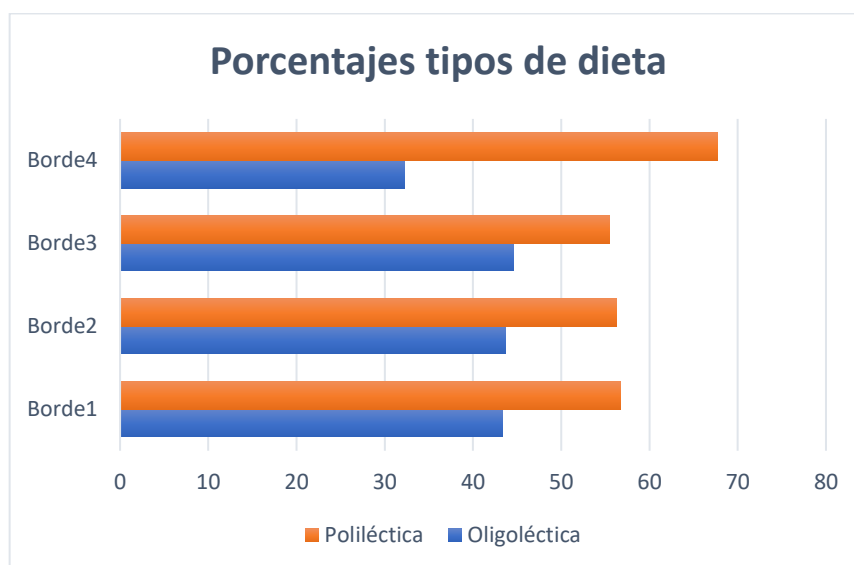


Figura 8: Representación de los porcentajes de especies que presentan cada dieta (oligoléctica y poliléctica) en los distintos bordes muestreados.

Según el tipo de alimentación de las especies recolectadas (poliléctica u oligoléctica), observamos en los bordes 1, 2 y 3 una distribución similar, con un porcentaje por encima del 50% de especies polilécticas y en torno al 45% de especies oligolécticas. Sin embargo, la relación entre estos dos tipos de alimentación en el borde 4 está más desequilibrada con un porcentaje cercano al 70% para las especies polilécticas y al 30% para las especies oligolécticas (Fig. 8).

Tabla 2: Análisis Chi² de las frecuencias esperadas y observadas en la aparición de especies según su dieta para cada borde.

Chi ²		Borde 1	Borde 2	Borde 3	Borde 4
Oligoléctica	Esperada	50,541	63,498	38,748	26,113
	Observada	52	66	41	20
Poliléctica	Esperada	69,459	87,402	53,252	35,887
	Observada	68	85	51	42

En cuanto a los resultados del análisis de chi cuadrado, no muestran dependencia entre el tipo de alimentación y los bordes ($\chi^2 = 2,9279$, $df = 3$, $p\text{-value} = 0,4029$), siendo las frecuencias observadas y esperadas similares en cada borde (Tabla 2).

Análisis por gremios de nidificación

En una primera instancia se han analizado para cada borde, cuál era la representación calculada en porcentaje de cada uno de estos gremios.

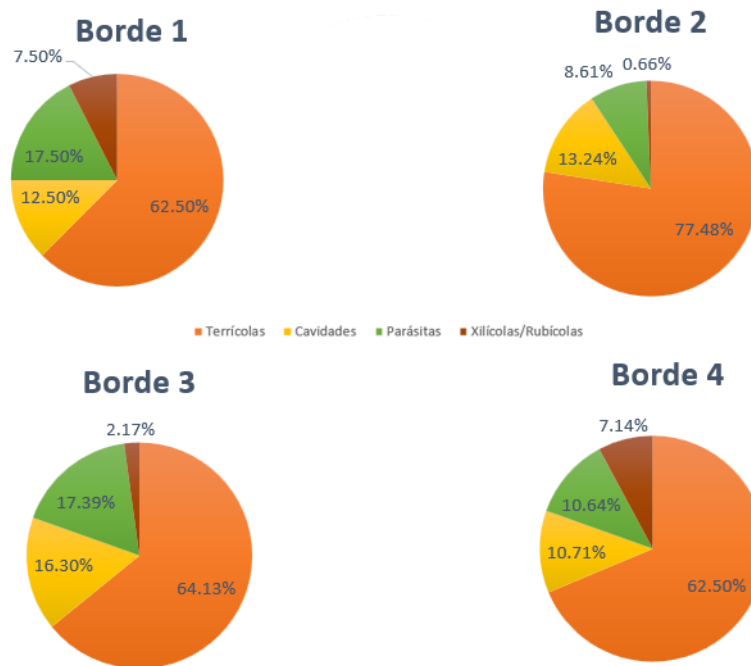


Figura 9: Representación de los porcentajes presentes en cada borde muestreado

En cuanto al tipo de gremio nidificador (xilícola-rubícola), parásita, terrícola y ocupante de cavidades) observamos una estructura muy similar en todos los bordes, siendo las especies terrícolas las más abundantes con un 62,50% en el borde 1, 77,48% en el borde 2, 64% en el borde 3 y 62% en el borde 4. También observamos que, aunque las especies xilícolas/rubícolas son las menos abundantes en los bordes, en el caso del borde 2 la presencia de este gremio es aún más pequeña, siendo solo 0,66% (Fig. 9)

Ante esta premisa se han realizado unos análisis para poder obtener qué posible efecto ha tenido el parche de vegetación melífera en la proporción de estos gremios de la comunidad de abejas silvestres.

Chi ²		Borde 1	Borde 2	Borde 3	Borde 4
Terrícola	Esperada	81,909	103,069	62,797	38,224
	Observada	75	117	59	35
Cavidad	Esperada	16,038	20,181	12,260	7,484
	Observada	15	20	15	6
Parásita	Esperada	17,470	21,983	13,394	8,153
	Observada	21	13	16	11
Rubícola/Xilícola	Esperada	4,582	5,766	3,513	2,138
	Observada	9	1	2	4

Tabla 3: Análisis Chi² de las frecuencias esperadas y observadas en la aparición de especies según su biología de nidificación para cada tipo de borde.

Los resultados de la tabla 3 no muestran relación entre el tipo de gremio y el borde muestreado. Resultados de la $\chi^2 = 20,28$, $df = 9$, $p\text{-value} = 0,160$.

Las abejas con un comportamiento nidificador terrícola obtuvieron una representación en cuanto a individuos, en orden para cada borde, de 75, 117, 59 y 35, para las que construyen sus nidos en cavidades preestablecidas 15, 20, 15 y 6, para las parásitas 21, 13, 16 y 11 y para las rubícolas/xilícolas de 9, 1, 2 y 4. Por lo tanto, se ha obtenido una superioridad numérica de abundancia de ejemplares notable para las abejas terrícolas, destacando el borde de cultivo 2 con una abundancia muy superior al compararla tanto con otros bordes como con los otros gremios nidificadores. Las categorías de parásitas y ocupantes de cavidades siguen una proporción muy similar, diferenciándose, por último, de las rubícolas/xilícolas con una representación baja en todos los bordes exceptuando el borde 1. Aunque se pueden apreciar diferencias entre las frecuencias observadas y las esperadas, estas no son lo suficientemente amplias como para determinar un resultado significativo.

Análisis del cambio en la comunidad respecto al periodo y borde

Tabla 4: Resultados del análisis ANOVA para la riqueza y abundancia con respecto a las variables independientes "Mes" y "Borde".

	Variable independiente	D.F	F	P-valor
Riqueza	Mes	8	1,026	0,444
	Borde	3	2,011	0,139
Abundancia	Mes	8	0,897	0,534
	Borde	3	6,290	0,003**

Por medio de (**) se indica el resultado con diferencias significativas

Al analizar si las medias de riqueza y abundancia de estos polinizadores pueden cambiar a lo largo del tiempo de recolección y de cada borde, se observa que la riqueza no se ve afectada por dichas variables analizadas. Sin embargo, la abundancia muestra diferencias significativas con respecto al tipo de borde (Tabla 4).

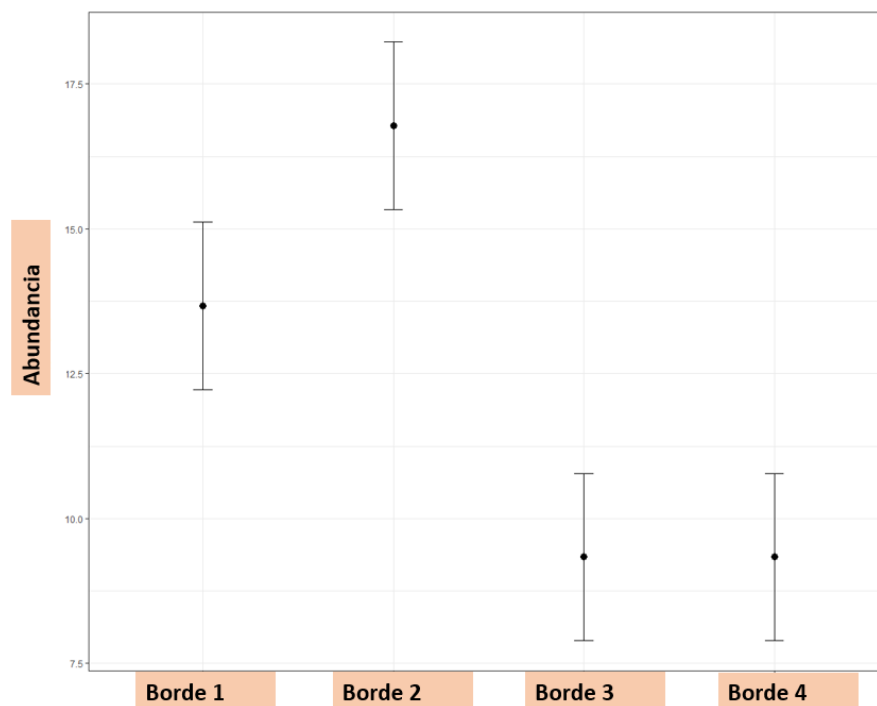


Figura 10: Representación del valor medio estimado y el error estándar de la abundancia de las especies en cada borde.

Las diferencias encontradas entre la abundancia de especies y los bordes pueden explicarse principalmente por los bordes más alejados del parche de vegetación melífera (bordes 3 y 4), obteniendo en conjunto un p-valor = 0,003 (Fig. 10).

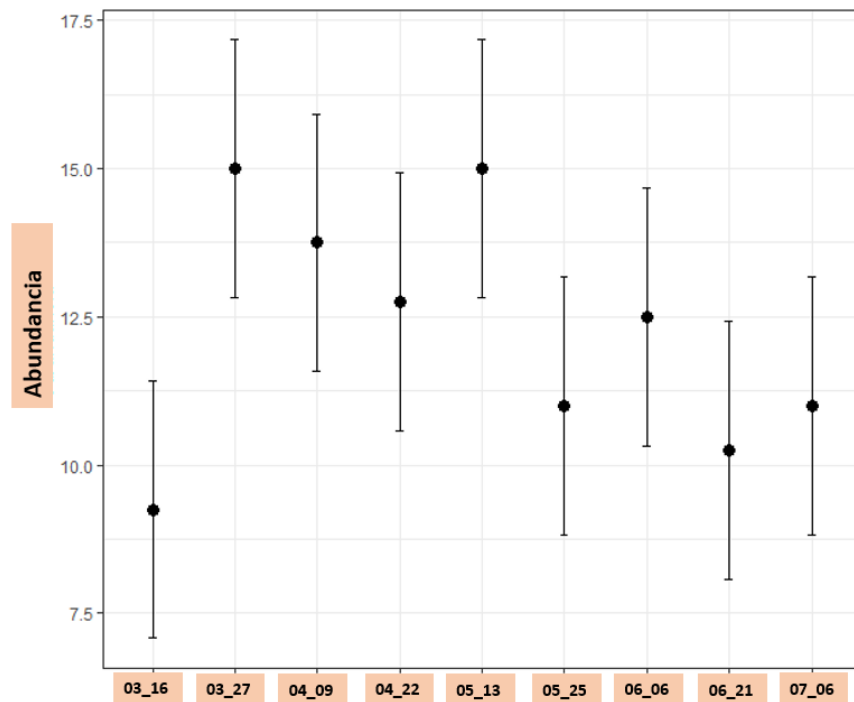


Figura 11: Representación del valor medio y el error estándar de la abundancia de especies en relación con el mes muestreado

En cuanto a los análisis de abundancia según el periodo de muestreo, se puede observar que, al igual que en el análisis realizado anteriormente para la riqueza, el mes de marzo es el que presenta una menor abundancia de abejas silvestres, disparándose este resultado en el mes de abril, que alcanza, junto con el de mayo, los valores más altos de abundancia. En este caso, a diferencia de lo ocurrido con la riqueza, no se aprecia un aumento en las abundancias a medida que avanzan los meses de estudio (Fig. 11).

Para ver la influencia que tiene el mes en el que se recojan los datos, se han realizado los análisis pertinentes para el ANOVA que relaciona la riqueza con los meses muestreados y el tipo de borde (Fig. 12 y Fig. 13).

En relación con la riqueza de especies, aunque no aparecen diferencias significativas entre los bordes, las tendencias observadas son similares a las de la abundancia (Fig. 10).

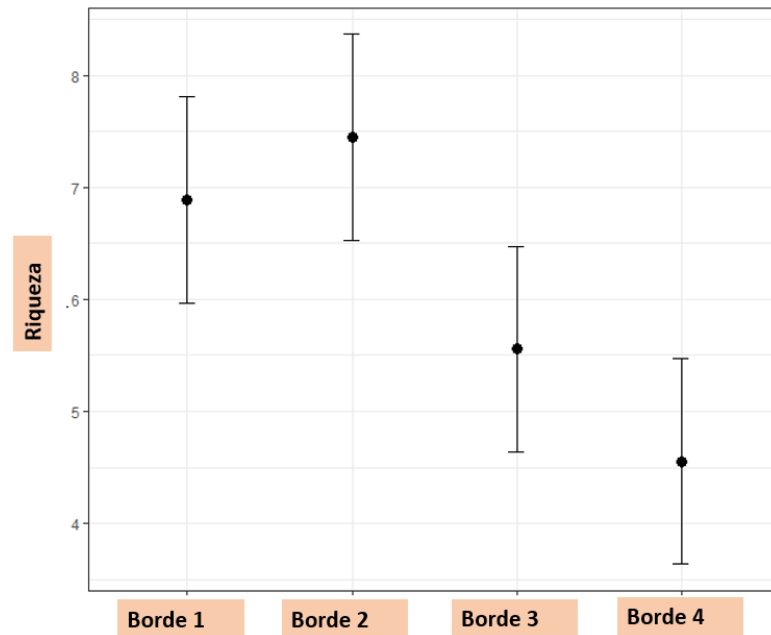


Figura 12: Representación del valor medio y el error estándar de la riqueza de las especies con respecto al tipo de borde

En el gráfico (Fig. 12), se observa que tanto el borde 1 como el borde 2 siguen mostrando unos valores más alto que los bordes 3 y 4; sin embargo, el borde 3 en este caso presenta una mayor similitud con los dos primeros, no siendo tan evidentes las diferencias por pares que muestra el análisis de la abundancia (Fig. 11). No obstante, el borde 4 sigue siendo, aunque en este caso de una manera más alejada del borde 3, el que menos riqueza presenta.

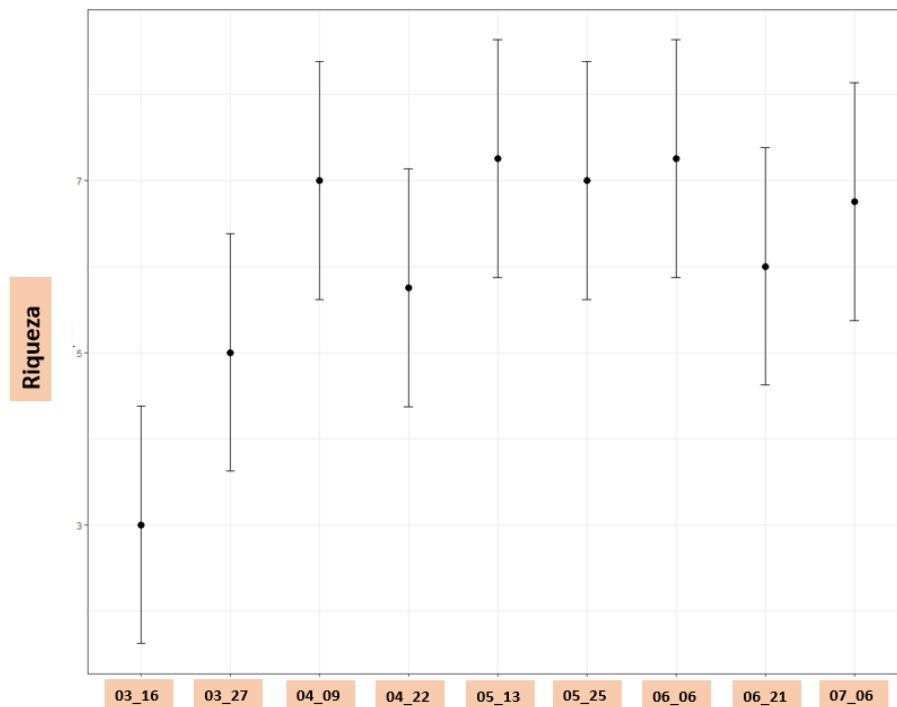


Figura 13: Representación del valor medio y el error estándar de la riqueza de especies en relación con el mes muestreado

Aunque los resultados no muestran diferencias significativas entre los meses estudiados y la riqueza de especies, sí se puede observar que a lo largo del período de estudio existe una desde los datos obtenidos en marzo con respecto a la obtenida en los meses posteriores.

Se aprecia (Fig. 13) cómo el mes de marzo es en el que menos especies de abejas silvestres se registraron en contraposición con el mes de mayo, mes en el que se registró el mayor número de especies, seguido de la primera quincena del mes de junio, mientras que en la segunda quincena disminuyó la diversidad de especies de este mes.

DISCUSIÓN

La península ibérica cuenta con más de 1 100 especies de abejas silvestres y tiene como principal problema en su conservación que de la mayoría de estas especies se desconocen sus dinámicas poblacionales, la respuesta a las perturbaciones del uso del suelo y unos planes de conservación eficaces para su mantenimiento en los ecosistemas agrarios, a excepción del género de abejorros *Bombus* (sin representantes en este trabajo). Implantar acciones en pos de su conservación (como en este caso mediante parches de vegetación melífera) y monitorear cómo afecta esto a la comunidad de abejas silvestres es crucial a la hora de saber y conocer qué factores son los realmente limitantes para estos organismos y poder adecuar unas medidas de conservación apropiadas para ello (Winfree, 2010).

Con respecto a las especies que han presentado mayor abundancia en nuestro estudio, *Eucera nigrilabris* es una especie ampliamente distribuida por el Mediterráneo (Shebl, 2016) y es la especie huésped de la abeja *Nomada agrestis* que presenta una biología de nidificación cleptoparásita (Smith, 2018). El género *Lasioglossum* presenta una amplia diversidad de comportamientos, desde solitarios hasta eusociales, pudiendo esto explicar la abundancia que se ha obtenido de *Lasioglossum xanthopus* (Gibbs, 2011). *Eucera obliterata* es una especie con hábitos terrícolas favorecida en este caso por la estructura del suelo de la parcela estudiada aparentemente muy adecuado a sus preferencias nidificadoras. Estas especies más representativas cambian según el borde que se esté analizando, además de las especies más representadas en el análisis general, destaca la aparición de *Lasioglossum puncticolle* en el borde 1, la cual presenta un comportamiento gregario pudiendo ser motivo de su alta representación únicamente en el borde 1 y *Andrena panurgina* para el borde 3, esta especie de abeja presenta un comportamiento de pecoreo oligoléctico para el género de especie vegetal *Erodium sp.* (Wood, 2023), su presencia en el borde 3 puede explicar la aparición de esta especie y su abundancia.

El establecimiento de bandas multiflorales que ofrezcan un recurso floral permanente durante todo el periodo de fenología de las distintas especies de abejas, favorece la abundancia y mantiene la diversidad de las especies polilécticas, pudiendo esto explicar la elevada representación que presentan. El hecho de que haya una amplia representación de especies oligolécticas, con una relación obligada con una familia o incluso un único género de planta nutricia, es un aliciente para la gran biodiversidad que presentan estos organismos, también favorecidas por la implantación de parches de vegetación, pero, por contraposición, esto las hace más sensibles a las perturbaciones climáticas por su adaptación de emerger en respuesta a la floración de su planta nutricia, hecho que cada vez se hace más inestable (Winfree, 2010). Proporcionar una heterogeneidad alta de este recurso florístico es sin duda uno de los principales puntos a tener en cuenta para la conservación de estos himenópteros que poco a poco están más amenazados. En nuestro caso, la relación entre estos dos tipos de dietas no se ha visto mermada en función del borde analizado, pero sí se aprecia

una clara disminución tanto de la riqueza como de la abundancia por la alta sensibilidad que presentan ante la ausencia de parche de vegetación melífera (Ritchie *et al.*, 2016).

La relación de dependencia de las abejas con el polen y el néctar es completa, esto conlleva a que de la abundancia y riqueza de las diferentes especies florísticas depende el crecimiento y estabilidad de sus poblaciones (Potts *et al.*, 2006; Goulson *et al.*, 2015). Bajo esta premisa, hay que tener en cuenta la biología recolectora de este grupo de himenópteros a la hora de estudiar sus dinámicas y comportamiento, no solo la riqueza de especies y abundancia de individuos.

Nuestros resultados confirman la hipótesis principal de que el parche de vegetación melífera tiene un efecto claro sobre la comunidad de abejas solitarias presentes en los bordes de los cultivos de la zona. Además, proporcionar un recurso florístico constante durante primavera y verano ayudaría a la estabilización de las poblaciones en los ecosistemas agrarios que, a menudo, ofrecen un suelo desprovisto de recurso alimenticio para todos los organismos que lo necesitan y que conviven en estos ambientes.

El entorno donde se desarrollan estas comunidades puede dar lugar a una influencia en la aparición o no de especies con un comportamiento nidificador determinado (Bosch *et al.*, 1993). En nuestro caso, hay buena representación de todos los tipos en el borde 4 (borde alejado del parche de vegetación melífera), aunque sería conveniente complementar los datos recogidos en este estudio ampliando el esfuerzo de muestreo para poder obtener una conclusión más sólida. La dominancia del comportamiento nidificador terrícola viene dada, además de por la superioridad numérica a nivel de especies y por la alta sensibilidad que presentan las especies que anidan en cavidades ya preestablecidas en comparación con las terrícolas, por su limitación a la hora de encontrar lugares adecuados de nidificación (Winfrey, 2010; Burkle, 2013). Proporcionar sitios adicionales para las abejas nidificantes en cavidades, con tan sofisticado comportamiento, podría ayudar a mitigar el efecto que tiene el uso del suelo en las poblaciones de estas (Vaughan *et al.*, 2015).

Nuestros resultados no muestran variación ni de la riqueza ni de la abundancia en los bordes con respecto al mes de muestreo, aunque bien es cierto que la ampliación de datos con más años de muestreo podría mitigar el efecto que pueden llegar a tener los eventos ambientales específicos de cada año en la comunidad de abejas solitarias, ya que en nuestro caso ha podido afectar la sequía primaveral que sufrió la zona de estudio. Sí es destacable la baja representación en el mes de marzo, siendo este el más cercano al invierno, con una climatología poco favorable, además de la falta de recursos florísticos, por lo que se podría explicar la baja abundancia y riqueza de especies. Sin embargo, estos análisis muestran un efecto de los bordes en la abundancia de especies de abejas, pudiendo estar influido por el hecho de proporcionar un recurso florístico constante y cercano durante toda la época de actividad de estos animales.

Para un estudio sobre el comportamiento de las abejas solitarias ante una perturbación agrícola, como puede ser un monocultivo que hace desaparecer esos bordes o lindes que resultan totalmente necesarios para el mantenimiento de la comunidad, también sería recomendable no solo conocer la biodiversidad y la riqueza sino el estado de salud en el que se puede encontrar. Existen diversos métodos para este tipo de investigaciones (algunos recogidos en el trabajo de Leroy *et al.*, 2023), como el uso del tamaño corporal de los individuos como indicador de la distancia que tiene que recorrer desde el nido hasta el punto donde pecorea (Greenleaf *et al.*, 2007), entre otros.

Un factor a tener en cuenta a la hora de plantear una restauración o el mantenimiento de la biodiversidad local es la elección de las especies que se van a utilizar para la creación del parche de vegetación silvestres dado que las visitas a las flores silvestres difieren del azar, como afirma el

trabajo de Kuppler *et al.* (2023), indicando 34 especies de plantas con una alta riqueza de visitantes, pero, de nuevo, no hay que olvidar a las numerosas especies oligolécticas que alberga la península ibérica.

CONCLUSIONES

1. Las identificaciones a nivel de especie indicaron una mayor abundancia de cuatro especies, *Eucera nigrilabis*, *Lasioglossum xanthopus*, *Nomada agrestis* y *Eucera obliterata*. Si separamos por bordes, aparecen con abundancias también destacables *Lasioglossum puncticolle* en el borde 1 y *Andrena panurgina* en el borde 3.
2. A medida que va aumentando la distancia al parche de vegetación melífera disminuyen la riqueza, la abundancia y la equidad de la comunidad de abejas silvestres. Sin embargo, esta distancia no afecta a la composición de tipos de dieta ni a los gremios de nidificación dentro de la comunidad.
3. Existe una influencia entre los bordes y la abundancia de abejas silvestres, siendo los más cercanos al parche de vegetación melífera los que presentan mayor cantidad de ejemplares recolectados. Sin embargo, en la riqueza de especies no se ha observado dicho efecto.
4. No se han obtenido resultados que indiquen una influencia del mes de recolección en la riqueza y la abundancia de especies, pero si es destacable que el mes con menos riqueza y abundancia fue el primero (marzo).
5. Para conseguir una mayor certeza en los resultados y su interpretación, así como para evitar el posible efecto de las condiciones ambientales extremas que pueden cambiar de un año a otro, se aconseja un aumento en los años de muestreo.
6. Es aconsejable completar los datos recogidos pudiendo, además de analizar riqueza y abundancia, estudiar factores biométricos como puede ser el tamaño corporal para concluir la salud de la comunidad o la influencia de la comunidad vegetal adyacente.

BIBLIOGRAFIA

- ❖ Altieri, M., & Nicholls, C. (2007). Biodiversidad y manejo de plagas en agroecosistemas (Vol. 2). Icaria editorial.
- ❖ Benoist. R. (1931). Les osmies de la faune française (Hymenoptera, Apidae). *Annales de la Société entomologique de France*. 100: - 23-60.
- ❖ Benoist. R. (1940). Remarques sur quelques espèces de Megachiles principalement de la faune française (Hymenoptera, Apidae). *Annales de la Société entomologique de France*. 109: 41-88.
- ❖ Bogusch, P., & Straka, J. (2012). Review and identification of the cuckoo bees of central Europe (Hymenoptera: Halictidae: Sphecodes). *Zootaxa*, 3311(1): 1-41.
- ❖ Bosch, J., Vicens, N., & Blas, M. (1993). Análisis de los nidos de algunos Megachilidae nidificantes en cavidades preestablecidas (Hymenoptera, Apoidea). *Orsis: organismos i sistemes*. 8: 53-63.
- ❖ Blüthgen, P. (1924). Contribución al conocimiento de las especies españolas de *Halictus* (Hymenoptera, Apidae). *Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 11(9): 351-544.
- ❖ Burkle, L., Marlin, J., & Knight, T., (2013). Plant-pollinator interactions over 120 years: loss of species, co-occurrence, and function. *Science*, 339(6127): 1611-1615.
- ❖ Cameron, S., & Sadd, B., (2020). Global trends in bumble bee health. *Annual review of entomology*, 65: 209-232.

- ❖ Cox-Foster, D. L., Conlan, S., Holmes, E. C., Palacios, G., Evans, J. D., Moran, N. A., Quan, P.L., Briese, T., Hornig, T., Geiser, D. M., Martinson, V., Vanengelsdorp, D., Kalkstein, A. L., Drysdale, A., Hui, J., Zhai, J., Cui, L., Hutchison, S. K., Simons, J. F., Egholm, M., Pettis, J. S. & Lipkin, W. I. (2007). A metagenomic survey of microbes in honeybee colony collapse disorder. *Science*, 318(5848): 283-287.
- ❖ Dusmet & Alonso, J., (1928). Los ápidos de España. VII. Géneros Eucera y Tetralonia (hym. Apidae). *Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural*. 13 (2): 84-201.
- ❖ Dusmet, J., (1921). Los apidos de España. V. Géneros Stelis Panz., Dioxys Lep., Ammobates Latr., Phiarus Gerst., Pasites Jur. Y Biastes Panz. *Memorias de la Real Sociedad Española de historia natural*, tomo del 50º aniversario: 177-212.
- ❖ Gemmill-Herren, B., Azzu, N., Bicksler, A., & Guidotti, A. (2020). Towards sustainable crop pollination services: measures at field, farm and landscape scales. *FAO*.
- ❖ Gibbs, J. (2011). Revision of the metallic Lasioglossum (Dialictus) of eastern North America (Hymenoptera: Halictidae: Halictini). *Zootaxa*, 3073(1): 1.
- ❖ Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., & Rotheray, E. L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347(6229): 1255957.
- ❖ Greenleaf, S. S., Williams, N. M., Winfree, R., & Kremen, C. (2007). Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, 153: 589-596
- ❖ Kasperek, M., (2022). The Resin and Wool Carder Bees (Anthidiini) of Europe and Western Turkey: identification, distribution, biology. Editorial (*Chimaira Buchhandelsgesellschaft mbH. Frankfurt am main* 290 pag.
- ❖ Kerr, J. T., Pindar, A., Galpern, P., Packer, L., Potts, S. G., Roberts, S. M., Rasmont, P., Schweiger, O., Colla, S. R., Richardson, L. L., Wagner, D. L., Gall, L. F., Sikes, D. S. & Pantoja, A. (2015). Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science*, 349(6244): 177-180.
- ❖ Klein, A., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C. & Tsharntke, T. (2007) "Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Royal society B: biological sciences* 274(1608): 303-313.
- ❖ Kline, O., & Joshi, N. (2020). Mitigating the effects of habitat loss on solitary bees in agricultural ecosystems. *Agriculture*, 10(4): 115.
- ❖ Kremen, C., Williams, N., Bugg, R., Fay, J., & Thorp, R. (2004). The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology letters*, 7(11): 1109-1119.
- ❖ Kuppler, J., Neumüller, U., Mayr, A. V., Hopfenmüller, S., Weiss, K., Prosi, R., Shanowski, A., Schwenninger, H., Ayasse, M. & Burger, H. (2023). Favourite plants of wild bees. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 342: 108266.
- ❖ Leroy, C., Brunet, J. L., Henry, M., & Alaux, C. (2023). Using physiology to better support wild bee conservation. *Conservation Physiology*, 11(1), coac076.
- ❖ Meeus, I., Pisman, M., Smaghe, G., & Piot, N. (2018). Interaction effects of different drivers of wild bee decline and their influence on host-pathogen dynamics. *Current opinion in insect science*, 26: 136-141.
- ❖ Michez, d., Rasmont, P., Terzo, M. & Vereecken, N, J., (2019). Hyménoptères d'Europe. 1. Abeilles d'Europe. *NAP, Verrières-le-Buisson, France*, 547 pp.
- ❖ Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3): 321-326.
- ❖ Ornos, C., & Ortiz-Sanchez, F. (2003). Claves de identificación para las especies ibéricas de Melittidae (Hymenoptera, Apoidea). *Linzer biol. Beitr.* 35(1): 555-579.

- ❖ Ortiz-Sánchez, F.J., Ornos, C. & Dathe, H.H., (2003) Claves de identificación para las especies ibéricas del género *Hylaeus fabricius* 1793 (hymenoptera Colletidae). *Boletín de la Asociación Española de entomología*. 27: 169-207.
- ❖ Ortiz-Sánchez, F. J., & Jiménez-Rodríguez, A. J. (1991). Actualización del catálogo de las especies españolas de anthophorini (Hymenoptera, anthophoridae). *Boletín de la Asociación española de Entomología*, 15, 297-315.
- ❖ Ortiz-Sánchez, F.J., Ornos, C. & Kuhlmann, M. (2004) Claves de identificación para las especies ibéricas del género *Colletes latreille* 1802 (Hymenoptera, Colletidae). *Zoológica baetica* 15: 3-38.
- ❖ Ortiz-Sánchez, Torres, F. & Ornos, C. (2009). Claves de identificación para las especies ibéricas del género *Coelioxys Latreille*, 1809. *Graellsia* 65(2): 155-170.
- ❖ Potts, S., Petanidou, T., Roberts, S., O'Toole, C., Hulbert, A., & Willmer, P. (2006). Plant-pollinator biodiversity and pollination services in a complex Mediterranean landscape. *Biological conservation*, 129(4): 519-529.
- ❖ Ritchie, A. D., Ruppel, R., & Jha, S. (2016). Generalist behavior describes pollen foraging for perceived oligolectic and polylectic bees. *Environmental Entomology*, 45(4): 909-919.
- ❖ Sánchez, F., Martín, L., & Gallego, C., (2018). Diversidad de abejas en España, tendencia de las poblaciones y medidas para su conservación (Hymenoptera, Apoidea, Anthophila). *Ecosistemas*, 27(2): 3-8.
- ❖ Shebl, M. (2016). Nesting biology and seasonality of long-horned bee *Eucera nigrilabris* Lepelletier (hymenoptera, apidae). *Sociobiology*, 63(4): 1031-1037.
- ❖ Smit, J. (2018). Identification key to the European species of the bee genus *Nomada* Scopoli, 1770 (Hymenoptera: Apidae), including 23 new species. *Entomofauna. Zeitschrift für entomologie. Monografie* 3: 1-253.
- ❖ Soroye, P., Newbold, T., & Kerr, J. (2020). Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents. *Science*, 367(6478): 685-688.
- ❖ Terzo, M., & Ortiz-Sánchez, F. J. (2004). Nuevos datos para las especies de Ceratinini de España y Portugal, con una clave para su identificación (Hymenoptera, ApoideaXylocopinae). *Graellsia*, 60(1): 13-26.
- ❖ Vaughan, M., Hopwood, J., Lee-Mäder, E., Shepherd, M., Kremen, C., Stine, A., Hoffman Black, S., (2019) Farming for Bees Guidelines for providing native bee hábitat on farms. *The Xerces Society for Invertebrate Conservation*.
- ❖ Winfree, R. (2010). The conservation and restoration of wild bees. *Annals of the New York academy of sciences*, 1195(1): 169-197.
- ❖ Wood, T. (2023) The genus *Andrena* Fabricius, 1775 in the iberian Peninsula (Hymenoptera, Andrenidae). *Journal of Hymenoptera research* 96: 241-484.

ANEXOS

ANEXO 1

Tabla completa de los ejemplares recolectados durante cada muestreo indicando el borde de recolección y el sexo de cada individuo, así como su tipo de alimentación y gremio nidificador:

SITIO	MES	FECHA	ESPECIE	ABUNDANCIA	MACHOS	HEMBRAS	GREMIO	OLIGOLECTICA/POLILECTICA
1	Marzo	16/03/2023	<i>Eucera-nigrilabris</i>	3	3	0	Terrícola	O
1	Marzo	16/03/2023	<i>Nomada-ottomanensis</i>	1	1	0	Parásita	P
1	Marzo	16/03/2023	<i>Lassioglossum-marginatum</i>	1	0	1	Terrícola	P
1	Marzo	16/03/2023	<i>Andrena-djelfensis</i>	2	2	0	Terrícola	O
1	Marzo	27/03/2023	<i>Eucera-nigrilabris</i>	9	7	2	Terrícola	O
1	Marzo	27/03/2023	<i>Nomada-agrestis</i>	1	1	0	Parásita	P
1	Marzo	27/03/2023	<i>Andrena-aggilisima</i>	1	1	0	Terrícola	O
1	Marzo	27/03/2023	<i>Andrena-flavilabris</i>	1	1	0	Terrícola	P
1	Abril	09/04/2023	<i>Nomada-agrestis</i>	5	5	0	Terrícola	O
1	Abril	09/04/2023	<i>Lassioglossum-xanthopus</i>	2	0	2	Terrícola	P
1	Abril	09/04/2023	<i>Andrena-djelfensis</i>	4	4	0	Terrícola	O
1	Abril	09/04/2023	<i>Andrena-panurgina</i>	4	4	0	Terrícola	O
1	Abril	09/04/2023	<i>Andrena-pandosa</i>	1	1	0	Terrícola	P
1	Abril	22/04/2023	<i>Eucera-elongatula</i>	2	2	0	Terrícola	P
1	Abril	22/04/2023	<i>Eucera-oraniensis</i>	1	1	0	Terrícola	O
1	Abril	22/04/2023	<i>Nomada-agrestis</i>	9	7	2	Terrícola	O
1	Abril	22/04/2023	<i>Lassioglossum-xanthopus</i>	3	0	3	Terrícola	P
1	Abril	22/04/2023	<i>Andrena-verticalis</i>	1	1	0	Terrícola	O
1	Abril	22/04/2023	<i>Andrena-djelfensis</i>	2	2	0	Terrícola	O
1	Mayo	13/05/2023	<i>Eucera-morfo2</i>	1	0	1	Terrícola	O

1	Mayo	13/05/2023	<i>Eucera-caspica</i>	1	0	1	Terrícola	O
1	Mayo	13/05/2023	<i>Eucera-nigrifacies</i>	1	0	1	Terrícola	O
1	Mayo	13/05/2023	<i>Eucera-collaris</i>	1	0	1	Terrícola	O
1	Mayo	13/05/2023	<i>Nomada-agrestis</i>	2	0	2	Terrícola	O
1	Mayo	13/05/2023	<i>Eucera-hispana</i>	1	0	1	Terrícola	P
1	Mayo	13/05/2023	<i>Lassioglossum-puncticolle</i>	6	0	6	Terrícola	P
1	Mayo	13/05/2023	<i>Lassioglossum-fratellum</i>	1	0	1	Terrícola	P
1	Mayo	13/05/2023	<i>Andrena-orana</i>	1	1	0	Terrícola	O
1	Mayo	13/05/2023	<i>Andrena-djelfensis</i>	1	1	0	Terrícola	O
1	Mayo	25/05/2023	<i>Eucera-collaris</i>	2	0	2	Terrícola	O
1	Mayo	25/05/2023	<i>Sphecodes-albilaris</i>	1	0	1	Parásita	P
1	Mayo	25/05/2023	<i>Xylocopa-violacea</i>	1	0	1	Xilícola	P
1	Mayo	25/05/2023	<i>Lassioglossum-puncticolle</i>	4	0	4	Terrícola	P
1	Mayo	25/05/2023	<i>Lassioglossum-pauxillus</i>	1	0	1	Terrícola	P
1	Mayo	25/05/2023	<i>Andrena-rhenana</i>	1	0	1	Terrícola	O
1	Mayo	25/05/2023	<i>Andrena-monilia</i>	1	0	1	Terrícola	O
1	junio	06/06/2023	<i>Eucera-morfo2</i>	1	0	1	Terrícola	O
1	Junio	06/06/2023	<i>Eucera-numida</i>	2	0	2	Terrícola	O
1	Junio	06/06/2023	<i>Nomada-basalis</i>	1	1	0	Parásita	P
1	Junio	06/06/2023	<i>Sphecodes-albilaris</i>	1	0	1	Parásita	P
1	Junio	06/06/2023	<i>Anthophora-podugra</i>	1	0	1	Terrícola	P
1	Junio	06/06/2023	<i>Osmia-niveata</i>	3	0	3	Cavidad	O
1	Junio	06/06/2023	<i>Osmia-leiana</i>	3	0	3	Cavidad	O
1	Junio	06/06/2023	<i>Ceratina-dentriventris</i>	1	0	1	Rubícola	P
1	junio	21/06/2023	<i>Eucera-hispanica</i>	7	0	7	Terrícola	O
1	junio	21/06/2023	<i>Eucera-nigrifacies</i>	1	0	1	Terrícola	O

1	Junio	21/06/2023	<i>Eucera obliterata</i>	1	0	1	Terrícola	O
1	Junio	21/06/2023	<i>Osmia-notata</i>	1	0	1	Cavidad	O
1	Junio	21/06/2023	<i>Osmia-leiana</i>	1	0	1	Cavidad	O
1	Junio	21/06/2023	<i>Osmia-niveata</i>	1	0	1	Cavidad	O
1	Junio	21/06/2023	<i>Ceratina-cucurbitina</i>	1	1	0	Rubícola	P
1	Junio	21/06/2023	<i>Ceratina-chalybea</i>	1	1	0	Rubícola	P
1	Junio	21/06/2023	<i>Lassioglossum-puncticolle</i>	2	0	2	Terrícola	P
1	Julio	06/07/2023	<i>Osmia-notata</i>	1	0	1	Cavidad	O
1	Julio	06/07/2023	<i>Megachile-rotundata</i>	2	0	2	Cavidad	P
1	Julio	06/07/2023	<i>Eucera-collaris</i>	1	0	1	Terrícola	O
1	Julio	06/07/2023	<i>Xylocopa-violacea</i>	3	1	2	Xilícola	P
1	Julio	06/07/2023	<i>Ceratina-chalcites</i>	3	0	3	Rubícola	P
1	Julio	06/07/2023	<i>Halictus-quadricintus</i>	1	0	1	Terrícola	P
1	Julio	06/07/2023	<i>Halictus-pyrenaus</i>	1	0	1	Terrícola	P
1	Julio	06/07/2023	<i>Icteranthidium-laterale</i>	1	0	1	Cavidad	O
1	Julio	06/07/2023	<i>Pseudoanthidium-melanurum</i>	1	0	1	Cavidad	O
1	Julio	06/07/2023	<i>Andrena-pillipes</i>	1	1	0	Terrícola	P
2	Marzo	16/03/2023	<i>Eucera-nigrilabris</i>	15	15	0	Terrícola	O
2	Marzo	16/03/2023	<i>Anthophora-quadrifasciata</i>	2	2	0	Terrícola	P
2	Marzo	27/03/2023	<i>Eucera-nigrilabris</i>	15	13	2	Terrícola	O
2	Marzo	27/03/2023	<i>Anthophora-ferruginea</i>	1	1	0	Terrícola	P
2	Abril	09/04/2023	<i>Eucera-nigrilabris</i>	2	2	0	Terrícola	O
2	Abril	09/04/2023	<i>Eucera-clipeata</i>	1	0	1	Terrícola	O
2	Abril	09/04/2023	<i>Eucera-oraniensis</i>	1	1	0	Terrícola	O
2	Abril	09/04/2023	<i>Nomada-agrestis</i>	4	4	0	Terrícola	O
2	abril	09/04/2023	<i>Lassioglossum-setulosus</i>	1	0	1	Terrícola	P

2	abril	09/04/2023	<i>Andrena-panurgina</i>	1	0	1	Terrícola	O
2	abril	09/04/2023	<i>Andrena-djelfensis</i>	2	2	0	Terrícola	O
2	Arbil	09/04/2023	<i>Andrena-aggilisima</i>	1	1	0	Terrícola	O
2	Abril	22/04/2023	<i>Eucera-hispanica</i>	1	0	1	Terrícola	O
2	Abril	22/04/2023	<i>Eucera-elongatula</i>	2	2	0	Terrícola	P
2	Abril	22/04/2023	<i>Nomada-argentea</i>	2	2	0	Parásita	P
2	Abril	22/04/2023	<i>Nomada-erythrocephala</i>	1	0	1	Parásita	p
2	Abril	22/04/2023	<i>Nomada-femoralis</i>	1	0	1	Parásita	p
2	Abril	22/04/2023	<i>Anthophora-quadrinaculata</i>	1	1	0	Terrícola	P
2	Abril	22/04/2023	<i>Lassioglossum-marginatum</i>	1	0	1	Terrícola	P
2	Abril	22/04/2023	<i>Andrena-panurgina</i>	2	2	0	Terrícola	O
2	Abril	22/04/2023	<i>Andrena-orana</i>	1	1	0	Terrícola	O
2	Abril	22/04/2023	<i>Andrena-djelfensis</i>	1	1	0	Terrícola	O
2	Abril	22/04/2023	<i>Andrena-colletiformis</i>	2	2	0	Terrícola	O
2	Abril	22/04/2023	<i>Andrena-ferrugineicrus</i>	1	1	0	Terrícola	O
2	Mayo	13/05/2023	<i>Eucera-nigrilabris</i>	1	0	1	Terrícola	O
2	Mayo	13/05/2023	<i>Eucera-hispanica</i>	5	0	5	Terrícola	O
2	Mayo	13/05/2023	<i>Eucera-eucnemidea</i>	1	1	0	Terrícola	O
2	Mayo	13/05/2023	<i>Eucera-oraniensis</i>	1	1	0	Terrícola	O
2	Mayo	13/05/2023	<i>Hoplitis-adunca</i>	1	1	0	Cavidad	O
2	Mayo	13/05/2023	<i>Lassioglossum-marginatum</i>	1	0	1	Terrícola	P
2	Mayo	13/05/2023	<i>Lassioglossum-lativentris</i>	1	0	1	Terrícola	P
2	Mayo	13/05/2023	<i>Lassioglossum-xanthopus</i>	7	0	7	Terrícola	P
2	Mayo	13/05/2023	<i>Andrena-nitidiuscula</i>	1	1	0	Terrícola	O
2	Mayo	25/05/2023	<i>Eucera-numida</i>	1	0	1	Terrícola	O
2	Mayo	25/05/2023	<i>Eucera-chrysopyga</i>	1	0	1	Terrícola	O

2	Mayo	25/05/2023	<i>Eucera-hispanica</i>	5	0	5	Terrícola	O
2	Mayo	25/05/2023	<i>Sphecodes-albilaris</i>	1	0	1	Parásita	P
2	Mayo	25/05/2023	<i>Hoplitis-papaveris</i>	1	1	0	Cavidad	P
2	Mayo	25/05/2023	<i>Osmia-tergentensis</i>	1	0	1	Cavidad	O
2	Mayo	25/05/2023	<i>Lassioglossum-puncticolle</i>	1	0	1	Terrícola	P
2	Mayo	25/05/2023	<i>Lassioglossum-xanthopus</i>	6	0	6	Terrícola	P
2	Mayo	25/05/2023	<i>Lassioglossum-quadrinotatus</i>	2	0	2	Terrícola	P
2	Mayo	25/05/2023	<i>Andrena-leucolippa</i>	1	0	1	Terrícola	O
2	Junio	06/06/2023	<i>Eucera-hispanica</i>	9	0	9	Terrícola	O
2	Junio	06/06/2023	<i>Sphecodes-albilaris</i>	2	0	2	Parásita	P
2	Junio	06/06/2023	<i>coelioxis-afra</i>	1	1	0	Parásita	P
2	Junio	06/06/2023	<i>Lassioglossum-clavipes</i>	1	0	1	Terrícola	P
2	Junio	06/06/2023	<i>Lassioglossum-xanthopus</i>	4	0	4	Terrícola	P
2	Junio	06/06/2023	<i>Lassioglossum-quadrinotatus</i>	1	0	1	Terrícola	P
2	Junio	06/06/2023	<i>Lassioglossum-laticeps</i>	1	0	1	Terrícola	P
2	Junio	06/06/2023	<i>Andrena-rhyssonota</i>	1	0	1	Terrícola	O
2	Junio	21/06/2023	<i>Eucera-hispanica</i>	4	0	4	Terrícola	O
2	Junio	21/06/2023	<i>Eucera-morfo2</i>	1	0	1	Terrícola	O
2	Junio	21/06/2023	<i>Hoplitis-anthocopoide</i>	5	0	5	Cavidad	O
2	Junio	21/06/2023	<i>Osmia-brevicornis</i>	1	1	0	Cavidad	O
2	Junio	21/06/2023	<i>Amegilla-savignyi</i>	3	1	2	Terrícola	P
2	Julio	21/06/2023	<i>Halictus-quadricintus</i>	1	0	1	Terrícola	P
2	Julio	21/06/2023	<i>Lassioglossum-clavipes</i>	1	0	1	Terrícola	P
2	Julio	06/07/2023	<i>Hoplitis-ochraceicornis</i>	1	0	1	Cavidad	P
2	Julio	06/07/2023	<i>Hoplitis-annulata</i>	3	0	3	Cavidad	P
2	Julio	06/07/2023	<i>Osmia-niveocincta</i>	1	0	1	Cavidad	O

2	Julio	06/07/ 2023	<i>Osmica-scutellaris</i>	1	0	1	Cavidad	O
2	Julio	06/07/ 2023	<i>Osmia-ligurica</i>	1	0	1	Cavidad	O
2	Julio	06/07/ 2023	<i>Osmia-argyropyga</i>	1	0	1	Cavidad	O
2	Julio	06/07/ 2023	<i>Amegilla-savignyi</i>	4	0	4	Terrícola	P
2	Julio	06/07/ 2023	<i>Ceratina-dallatorreana</i>	1	0	1	Rubícola	P
2	Julio	06/07/ 2023	<i>Lassioglossum-elegans</i>	1	1	0	Terrícola	P
2	Julio	06/07/ 2024	<i>Anthidium-montanum</i>	1	0	1	Cavidad	O
3	Marzo	16/03/ 2023	<i>Eucera-nigrilabris</i>	4	4	0	Terrícola	O
3	Marzo	16/03/ 2023	<i>Lassioglossum-marginatum</i>	1	0	1	Terrícola	P
3	Marzo	16/03/ 2023	<i>Andrena-djelfensis</i>	1	1	0	Terrícola	O
3	Marzo	16/03/ 2023	<i>Andrena-panurgina</i>	4	4	0	Terrícola	O
3	Marzo	27/03/ 2023	<i>Eucera-nigrilabris</i>	6	6	0	Terrícola	O
3	Marzo	27/03/ 2023	<i>Nomada-emarginata</i>	1	1	0	Parásita	P
3	Marzo	27/03/ 2023	<i>Andrena-panurgina</i>	4	3	1	Terrícola	O
3	Marzo	27/03/ 2023	<i>Andrena-djelfensis</i>	2	2	0	Terrícola	O
3	Abril	09/04/ 2023	<i>Eucera-nigrilabris</i>	1	1		Terrícola	O
3	Abril	09/04/ 2023	<i>Eucera-elongatula</i>	1	1	0	Terrícola	P
3	Abril	09/04/ 2023	<i>Nomada-agrestis</i>	10	9	1	Terrícola	O
3	abril	09/04/ 2023	<i>Lassioglossum-xanthopus</i>	1	0	1	Terrícola	P
3	Abril	09/04/ 2023	<i>Andrena-panurgina</i>	3	0	3	Terrícola	O
3	Abril	09/04/ 2023	<i>Andrena-fulica</i>	1	1	0	Terrícola	O
3	Abril	09/04/ 2023	<i>Andrena-colletiformis</i>	1	1	0	Terrícola	O
3	Abril	09/04/ 2023	<i>Andrena-flavipes</i>	1	1	0	Terrícola	P
3	Abril	09/04/ 2023	<i>Andrena-aggilisima</i>	2	2	0	Terrícola	O
3	Abril	09/04/ 2023	<i>Andrena-tibialis</i>	1	1	0	Terrícola	P
3	Abril	22/04/ 2023	<i>Nomada-agrestis</i>	1	0	1	Terrícola	O

3	Abril	13/05/2023	<i>Eucera-oraniensis</i>	2	2	0	Terrícola	O
3	Abril	13/05/2023	<i>Hoplitis-papaveris</i>	3	3	0	Cavidad	P
3	Abril	13/05/2023	<i>Hoplitis-mocsaryi</i>	1	1	0	Cavidad	O
3	Abril	13/05/2023	<i>Hoplitis-antigae</i>	3	0	3	Cavidad	O
3	Abril	13/05/2023	<i>Lassioglossum-xanthopus</i>	5	0	5	Terrícola	P
3	Mayo	25/05/2023	<i>Eucera-nigrilabris</i>	1	0	1	Terrícola	O
3	Mayo	25/05/2023	<i>Nomada-gribodoi</i>	2	0	2	Parásita	P
3	Mayo	25/05/2023	<i>Ammobates-carinatus</i>	1	0	1	Parásita	P
3	Mayo	25/05/2023	<i>Hoplitis-papaveris</i>	1	1	0	Cavidad	P
3	Mayo	25/05/2023	<i>Osmia-tergentensis</i>	1	0	1	Cavidad	O
3	Mayo	25/05/2023	<i>Osmia-signata</i>	1	0	1	Cavidad	O
3	Mayo	25/05/2023	<i>Halictus-fulvipes</i>	1	0	1	Terrícola	P
3	Mayo	25/05/2023	<i>Lassioglossum-xanthopus</i>	2	0	2	Terrícola	P
3	Mayo	25/05/2023	<i>Lassioglossum-pauxillus</i>	1	0	1	Terrícola	P
3	Mayo	25/05/2023	<i>Lassioglossum-puncticolle</i>	1	0	1	Terrícola	P
3	Junio	06/06/2023	<i>Eucera-hispanica</i>	1	0	1	Terrícola	O
3	Junio	06/06/2023	<i>Sphecodes-monilicornis</i>	1	0	1	Parásita	P
3	Junio	06/06/2023	<i>Hoplitis-papaveris</i>	1	1	0	Cavidad	P
3	Junio	06/06/2023	<i>Megachile-pyrenaica</i>	1	1	0	Cavidad	O
3	Junio	06/06/2023	<i>Xylocopa-violacea</i>	1	1	0	Xilícola	P
3	Junio	06/06/2023	<i>Halictus-fulvipes</i>	1	0	1	Terrícola	P
3	Junio	06/06/2023	<i>Lassioglossum-xanthopus</i>	4	0	4	Terrícola	P
3	Junio	06/06/2023	<i>Hylaeus-meridionalis</i>	1	1	0	Rubícola	P
3	Junio	21/06/2023	<i>Eucera-hispanica</i>	2	0	2	Terrícola	O
3	Junio	21/06/2023	<i>Hoplitis-adunca</i>	1	1	0	Cavidad	O
3	Junio	21/06/2023	<i>Megachile-pyrenaica</i>	1	1	0	Cavidad	O

3	Junio	21/06/2023	<i>Halictus-quadricintus</i>	1	0	1	Terrícola	P
3	Junio	21/06/2023	<i>Andrena-flavipes</i>	1	1	0	Terrícola	P
3	Julio	06/07/2023	<i>Megachile-rotundata</i>	1	0	1	Cavidad	P
3	Julio	06/07/2023	<i>Amegilla-savignyi</i>	2	2	0	Terrícola	P
3	Julio	06/07/2023	<i>Ceratina-dallatorreana</i>	1	0	1	Rubícola	P
3	Julio	06/07/2023	<i>Icterantheidium-ferrugineum</i>	2	1	1	Cavidad	O
4	Marzo	16/03/2023	<i>Lassioglossum-marginatum</i>	2	0	2	Terrícola	P
4	Marzo	16/03/2023	<i>Andrena-colletiformis</i>	1	1	0	Terrícola	O
4	Marzo	27/03/2023	<i>Eucera-nigrilabris</i>	4	2	2	Terrícola	O
4	Marzo	27/03/2023	<i>Eucera-elongatula</i>	1	1	0	Terrícola	P
4	Marzo	27/03/2023	<i>Eucera-caspica</i>	1	1	0	Terrícola	O
4	Marzo	27/03/2023	<i>Nomada-agrestis</i>	7	7	0	Terrícola	O
4	Marzo	27/03/2023	<i>Sphecodes-albilaris</i>	1	1	0	Parásita	P
4	Marzo	27/03/2023	<i>Sphecodes-spinulosus</i>	1	1	0	Parásita	P
4	Marzo	27/03/2023	<i>Anthophora-bimaculata</i>	1	1	0	Terrícola	P
4	Marzo	27/03/2023	<i>Anthophora-ferruginea</i>	1	1	0	Terrícola	P
4	Marzo	27/03/2023	<i>Colletes-albomaculatus</i>	1	1	0	Terrícola	O
4	Marzo	27/03/2023	<i>Andrena-panurgina</i>	1	0	1	Terrícola	O
4	Abril	09/04/2023	<i>Eucera-nigrilabris</i>	3	3	0	Terrícola	O
4	Abril	09/04/2023	<i>Eucera-oraniensis</i>	1	1	0	Terrícola	O
4	Abril	09/04/2023	<i>Nomada-agrestis</i>	1	0	1	Terrícola	O
4	Abril	09/04/2023	<i>Lassioglossum-marginatum</i>	8	0	8	Terrícola	P
4	Abril	09/04/2023	<i>Lassioglossum-puncticolle</i>	1	0	1	Terrícola	P
4	abril	22/04/2023	<i>Lassioglossum-marginatum</i>	9	0	9	Terrícola	P
4	abril	22/04/2023	<i>Lassioglossum-malachurum</i>	4	0	4	Terrícola	P
4	abril	22/04/2023	<i>Lassioglossum-vergilianum</i>	2	0	2	Terrícola	P

4	abril	22/04/2023	<i>Andrena-agnata</i>	1	0	1	Terrícola	O
4	mayo	13/05/2023	<i>Lassioglossum-marginatum</i>	6	0	6	Terrícola	P
4	Mayo	13/05/2023	<i>Lassioglossum-malachurum</i>	1	0	1	Terrícola	P
4	Mayo	13/05/2023	<i>Andrena-rhyssonota</i>	2	0	2	Terrícola	O
4	Mayo	13/05/2023	<i>Andrena-orbitalis</i>	1	0	1	Terrícola	O
4	Mayo	25/05/2023	<i>Eucera-elongatula</i>	1	0	1	Terrícola	P
4	Mayo	25/05/2023	<i>Sphecodes-majalis</i>	1	0	1	Parásita	P
4	Junio	06/06/2023	<i>Hoplitis-papaveris</i>	1	1	0	Cavidad	P
4	Junio	06/06/2023	<i>Osmia-notata</i>	1	0	1	Cavidad	O
4	Junio	06/06/2023	<i>Osmia-tergestensis</i>	1	0	1	Cavidad	O
4	Junio	06/06/2023	<i>Ceratina-chalcites</i>	2	1	1	Rubícola	P
4	Junio	06/06/2023	<i>Ceratina-dentriventris</i>	1	0	1	Rubícola	P
4	Junio	21/06/2023	<i>Ceratina-chalcites</i>	1	0	1	Rubícola	P
4	Junio	21/06/2023	<i>Lassioglossum-nigripes</i>	1	0	1	Terrícola	P
4	junio	21/06/2023	<i>Lassioglossum-bimaculata</i>	1	1	0	Terrícola	P
4	Julio	06/07/2023	<i>Osmia-ligurica</i>	1	0	1	Cavidad	O
4	Julio	06/07/2023	<i>Megachile-pyrenaica</i>	2	1	1	Cavidad	O
4	Julio	06/07/2023	<i>Hylaeus-meridionalis</i>	5	4	1	Rubícola	P
4	Julio	06/07/2023	<i>Andrena-melathoracica</i>	1	1	0	Terrícola	O
4	Julio	06/07/2023	<i>Andrena-nigrolivacea</i>	1	1	0	Terrícola	P

ANEXO 2

Tabla de la proporción que ocupa cada especie de abejas silvestres en los bordes muestreados.

Especies	Borde1	Borde2	Borde3	Borde4
<i>Eucera-nigrilabris</i>	10	19.86755	13.04348	11.29032
<i>Eucera-caspica</i>	0.833333	0	0	1.612903

<i>Eucera-oraniensis</i>	0.833333	1.324503	2.173913	1.612903
<i>Eucera-hispanica</i>	5.833333	15.89404	3.26087	0
<i>Eucera-elongatula</i>	1.666667	1.324503	1.086957	3.225806
<i>Eucera-nigrifacies</i>	1.666667	0	0	0
<i>Eucera-numida</i>	1.666667	0.662252	0	0
<i>Eucera-morfo2</i>	0.833333	0.662252	0	0
<i>Eucera-collaris</i>	2.5	0	0	0
<i>Eucera-chrysopyga</i>	0	0.662252	0	0
<i>Nomada-ottomanensis</i>	0.833333	0	0	0
<i>Nomada-agrestis</i>	14.16667	2.649007	11.95652	12.90323
<i>Nomada-basalis</i>	0.833333	0	0	0
<i>Nomada-argentea</i>	0	1.324503	0	0
<i>Nomada-erythrocephala</i>	0	0.662252	0	0
<i>Nomada-femoralis</i>	0	0.662252	0	0
<i>Nomada-emarginata</i>	0	0	1.086957	0
<i>Nomada-gribodoi</i>	0	0	2.173913	0
<i>Sphecodes-albilaris</i>	1.666667	1.986755	0	1.612903
<i>Sphecodes-monilicornis</i>	0	0	1.086957	0
<i>Sphecodes-spinulosus</i>	0	0	0	1.612903
<i>Sphecodes-majalis</i>	0	0	0	1.612903
<i>Sphecodes-ferruginatus</i>	0	0.662252	0	0
<i>Anthophora-podugra</i>	0.833333	0	0	0
<i>Anthophora- quadrimaculata</i>	0	1.986755	0	1.612903
<i>Anthophora-ferruginea</i>	0	0.662252	0	1.612903
<i>Ammobates-carinatus</i>	0	0	1.086957	0
<i>Hoplitis-adunca</i>	0	0.662252	1.086957	0
<i>Hoplitis-papaveris</i>	0	0.662252	5.434783	1.612903
<i>Hoplitis-anthocopoide</i>	0	3.311258	0	0
<i>Hoplitis-ochraceicornis</i>	0	0.662252	0	0
<i>Hoplitis-annulata</i>	0	1.986755	0	0
<i>Hoplitis-mocsaryi</i>	0	0	1.086957	0
<i>Hoplitis-antigae</i>	0	0	3.26087	0
<i>Osmia-niveata</i>	3.333333	0	0	0

<i>Osmia-leiana</i>	3.333333	0	0	0
<i>Osmia-notata</i>	1.666667	0	0	1.612903
<i>Osmia-tergentensis</i>	0	0.662252	1.086957	1.612903
<i>Osmia-brevicornis</i>	0	0.662252	0	0
<i>Osmia-niveocincta</i>	0	0.662252	0	0
<i>Osmica-ligurica</i>	0	0.662252	0	1.612903
<i>Osmica-argyropyga</i>	0	0.662252	0	0
<i>Osmia-scutelaris</i>	0	0.662252	0	0
<i>Osmia-signata</i>	0	0	1.086957	0
<i>coelioxix-afra</i>	0	0.662252	0	0
<i>Colletes-albomaculatus</i>	0	0	0	1.612903
<i>megachile-rotundata</i>	2.5	0	0	0
<i>megachile-pyrenaica</i>	0	1.324503	0	3.225806
<i>Xylocopa-violacea</i>	3.333333	0	1.086957	0
<i>Amegilla-savignyi</i>	0	4.635762	2.173913	0
<i>Ceratina-chalcites</i>	2.5	0	0	4.83871
<i>Ceratina-cucurbitina</i>	0.833333	0	0	0
<i>Ceratina-dentriventris</i>	0.833333	0	0	1.612903
<i>Ceratina-dallatorreana</i>	0	0.662252	1.086957	0
<i>Halictus-quadricintus</i>	0.833333	0.662252	1.086957	0
<i>Halictus-pyrenaus</i>	0.833333	0	0	0
<i>Halictus-fulvipes</i>	0	0	2.173913	0
<i>Lassioglossum-marginatus</i>	0.833333	1.324503	1.086957	1.612903
<i>Lassioglossum-xanthopus</i>	4.166667	11.25828	13.04348	19.35484
<i>Lassioglossum-puncticolle</i>	10	0.662252	1.086957	1.612903
<i>Lassioglossum-fratellum</i>	0.833333	0	0	0
<i>Lassioglossum-pauxillus</i>	0.833333	0	1.086957	1.612903
<i>Lassioglossum-setulosus</i>	0	0.662252	0	0
<i>Lassioglossum-lativentris</i>	0	0.662252	0	0
<i>Lassioglossum-clavipes</i>	0	1.324503	0	0
<i>Lassioglossum-bimaculata</i>	0	0.662252	0	0
<i>Lassioglossum-quadrinotatus</i>	0	1.986755	0	0

<i>Lassioglossum-laticeps</i>	0	0.662252	0	0
<i>Lassioglossum-elegans</i>	0	0.662252	0	0
<i>Hylaeus-meridionalis</i>	0	0	1.086957	8.064516
<i>Icteranthidium-laterale</i>	0.833333	0	0	0
<i>Pseudoanthidium-melanurum</i>	0.833333	0	0	0
<i>Anthidium-montanum</i>	0	0.662252	0	0
<i>Icteranthidium-ferrugineum</i>	0	0	2.173913	0
<i>Andrena-djelfensis</i>	7.5	1.986755	3.26087	0
<i>Andrena-aggilisima</i>	0.833333	0.662252	2.173913	0
<i>Andrena-flivilabris</i>	0.833333	0	0	0
<i>Andrena-panurgina</i>	3.333333	1.986755	11.95652	1.612903
<i>Andrena-pandosa</i>	0.833333	0	0	0
<i>Andrena-verticalis</i>	0.833333	0	0	0
<i>Andrena-orana</i>	0.833333	0.662252	0	0
<i>Andrena-rheana</i>	0.833333	0	0	0
<i>Andrena-monilia</i>	0.833333	0	0	0
<i>Andrena-pillipes</i>	0.833333	0	0	0
<i>Andrena-colletiformis</i>	0	1.324503	1.086957	1.612903
<i>Andrena-ferrugineicrus</i>	0	0.662252	0	0
<i>Andrena-nitidiuscula</i>	0	0.662252	0	0
<i>Andrena-leucolippa</i>	0	0.662252	0	0
<i>Andrena-rhyssonota</i>	0	0.662252	0	1.612903
<i>Andrena-fulica</i>	0	0	1.086957	0
<i>Andrena-flavipes</i>	0	0	2.173913	0
<i>Andrena-tibialis</i>	0	0	1.086957	0
<i>Andrena-agnata</i>	0	0	0	1.612903
<i>Andrena-orbitalis</i>	0	0	0	1.612903
<i>Andrena-melathoracica</i>	0	0	0	1.612903
<i>Andrena-nigrolivacea</i>	0	0	0	1.612903