



UNCUYO
UNIVERSIDAD
NACIONAL DE CUYO



FACULTAD DE
**CIENCIAS
AGRARIAS**

Universidad Nacional de Cuyo
Facultad de Ciencias Agrarias

Influencia de la estructura del paisaje sobre la diversidad de abejas y avispas nativas en agroecosistemas vitivinícolas del Valle de Uco, Mendoza, Argentina

TESISTA

PEREZ GATTARI, MARÍA VICTORIA

Mendoza, Argentina
Abril, 2026

PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
**INGENIERA EN RECURSOS
NATURALES RENOVABLES**

Influencia de la estructura del paisaje sobre la diversidad de abejas y
avispa nativas en agroecosistemas vitivinícolas del Valle de Uco,
Mendoza, Argentina.

Estudiante

Nombre: Perez Gattari, María Victoria

Correo: victoriaperezgattari@gmail.com

Directora

Nombre: Dra. Ing. Fruitos, Andrea Beatriz

Correo: afruitos@fca.uncu.edu.ar

Codirectora

Nombre: Mg. Ing. Greco, Silvina Alicia

Correo: sgreco@fca.uncu.edu.ar

Comisión evaluadora

Nombre: Ing. Alzugaray, Bruno

Correo: brunoalzu@gmail.com

Nombre: Dr. Ing. Marcucci, Bruno

Correo: brunomarcucci44@gmail.com

Nombre: Dr. Zarco, Agustin

Correo: agustinzar@gmail.com

RESUMEN

El avance de la frontera vitícola sobre áreas naturales genera pérdida de hábitats y con ello disminución de las poblaciones de insectos y de los servicios ecosistémicos asociados, como la polinización y el control biológico. Dado que muchos de estos servicios ecosistémicos trascienden la escala predial, comprender los factores que actúan a escalas de paisaje sobre las comunidades de insectos asociados a los agroecosistemas resulta fundamental para su conservación.

Actualmente, existe una tendencia a implantar viñedos en esta región debido a la mayor altitud, como medida de adaptación al incremento de las temperaturas y para mantener la calidad enológica. Las nuevas implantaciones se realizan al pie de la cordillera de los Andes, en una zona de relieve accidentado, caracterizada por la heterogeneidad de sus suelos y la presencia de ríos secos que atraviesan toda la región. En este contexto, muchos viñedos del Valle de Uco conservan fragmentos de vegetación natural debido a las características del suelo o a las dinámicas hidrológicas asociadas a sectores de menor aptitud productiva, los cuales pueden considerarse infraestructuras ecológicas (IEs), como parches y corredores biológicos. El objetivo de este trabajo fue determinar la influencia de la estructura del paisaje (composición y configuración) sobre la diversidad de abejas y avispas nativas en viñedos de la región del Valle de Uco, Mendoza. Se planteó como hipótesis que los agroecosistemas con distinta estructura del paisaje presentan diferencias en la provisión de hábitat, recursos alimenticios, refugios y sitios de nidificación a través de sus infraestructuras ecológicas, lo cual se reflejaría en diferencias en la abundancia, riqueza y diversidad de abejas y avispas nativas.

Para el estudio, se seleccionaron tres fincas orgánicas, cada una ubicada en un distrito diferente del Valle de Uco, en Tunuyán, Tupungato y San Carlos, que conservan infraestructuras ecológicas, como parches y corredores de vegetación natural rodeados por matrices agrícolas y/o monte nativo. El análisis evaluó la composición del paisaje a través de las comunidades vegetales, considerando tanto su composición taxonómica como funcional, y la configuración mediante la forma de las infraestructuras ecológicas, a partir de la relación perímetro/área. Estas variables se relacionaron con la riqueza, abundancia y diversidad de abejas y avispas nativas presentes en cada infraestructura ecológica, y posteriormente se compararon entre las tres fincas.

Los resultados mostraron que la comunidad de abejas y avispas nativas en términos de riqueza, abundancia y diversidad fue muy similar entre los tres agroecosistemas estudiados, a pesar de que la composición vegetal de las infraestructuras ecológicas presentó diferencias significativas entre las fincas. Este hallazgo llevó al rechazo parcial de la hipótesis planteada, sugiriendo que la calidad del hábitat, dada por la oferta de recursos florales y sitios de nidificación como suelo desnudo, montículos de piedras, madera muerta, entre otros, así como la permeabilidad del entorno, pueden ser factores más determinantes que la composición de especies vegetales y la configuración espacial de las infraestructuras ecológicas para explicar la respuesta de las comunidades de abejas y avispas nativas.

En síntesis, esta tesis contribuye al conocimiento sobre la relación entre la diversidad de insectos y el diseño del paisaje en sistemas vitivinícolas, destacando la relevancia de las infraestructuras ecológicas como herramientas para la conservación de la biodiversidad y la promoción de una agricultura más sustentable.

Palabras clave: Abejas, avispas nativas, agroecología, biodiversidad, estructura del paisaje, infraestructuras ecológicas, manejo de hábitat.

ABSTRACT

Landscape simplification in viticultural agroecosystems generates a decrease in insect populations and associated ecosystem services, such as pollination and biological control. Since many of these ecosystem services extend beyond the scale of the farm, understanding the landscape-scale factors that influence insect communities associated with agroecosystems is crucial for their conservation.

The objective of this study was to assess the influence of landscape structure (composition and configuration) on the diversity of native bees and wasps in vineyards of the Uco Valley, Mendoza. Currently, vineyard establishments in this region is expanding towards higher elevations as an adaptation strategy to increasing temperatures and to maintain enological quality. These new vineyards are located at the foothills of the Andes, in a landscape characterized by rugged topography, heterogeneous soils, and the presence of ephemeral dry riverbeds crossing the region. In this context, many vineyards in the Uco Valley retain fragments of natural vegetation due to soil constraints or hydrological dynamics associated with areas of lower productive suitability. These elements can be considered ecological infrastructures (EIs), such as habitat patches and biological corridors.

It was hypothesized that agroecosystems with contrasting landscape structure differ in the provision of habitat, food resources, shelter, and nesting sites through their ecological infrastructures, which would be reflected in differences in the abundance, richness, and diversity of native bees and wasps.

Three organic farms were selected, each located in a different district of the Uco Valley (Tunuyán, Tupungato, and San Carlos), all of which retain ecological infrastructures such as patches and corridors of natural vegetation embedded within agricultural matrices and/or native scrubland. Landscape composition was assessed based on plant communities, considering both their taxonomic and functional attributes, whereas configuration was characterized by the shape of ecological infrastructures using the perimeter-to-area ratio. These variables were then related to the richness, abundance, and diversity of native bees and wasps recorded in each ecological infrastructure and subsequently compared among farms.

The results showed that native bee and wasp communities, in terms of richness, abundance, and diversity, were broadly similar among the three agroecosystems studied, despite significant differences in the plant composition of their ecological infrastructures. This led to a partial rejection of the initial hypothesis and suggests that habitat quality—driven by the availability of floral resources and nesting substrates (e.g., bare soil, stone mounds, dead wood), as well as landscape permeability—may be more important than plant composition and spatial configuration in explaining the response of native bee and wasp communities.

Overall, this study contributes to understanding the relationship between insect diversity and landscape design in viticultural systems, highlighting the role of ecological infrastructures as key elements for biodiversity conservation and the promotion of more sustainable agricultural practices.

Keywords: Agroecology, biodiversity, ecological infrastructures, habitat management, landscape structure, native bees and wasps.



AGRADECIMIENTOS

A mi mamá, por demostrarme con acciones que todo puede hacerse posible.

A mis amigas, especialmente a Paula, Micaela, Hilen y Maia, por cada palabra de aliento y por hacer que la vida facultativa sea mucho más llevadera y divertida.

A mi compañero de vida, Juampi, por su apoyo incondicional y por escuchar esta tesis incontables veces.

A mi directora, Andre, y a mi codirectora, Silvi, por enseñarme y acompañarme en todo momento durante este camino.

A mis evaluadores, por su tiempo dedicado a la lectura de esta tesis y sus valiosos aportes.

A la querida Facultad de Ciencias Agrarias, que fue hogar y familia a lo largo de todos estos años.

Les estoy eternamente agradecida.

TABLA DE CONTENIDOS

1.INTRODUCCIÓN	1
1.1 OBJETIVOS	3
1.1.1 Objetivo general.....	3
1.1.2 Objetivos específicos	3
1.2 HIPÓTESIS	4
1.3 PREDICCIÓN	4
1.4 MARCO TEÓRICO.....	4
2. MATERIALES Y MÉTODOS	8
2.1 Área de estudio	8
2.1.1 Clima	9
2.1.2 Edafología.....	9
2.1.3 Hidrología	10
2.1.4 Vegetación.....	10
2.2 Metodología	10
2.2.1 Sitios de muestreo	10
2.2.2 Muestreo.....	13
2.3 Análisis de los datos.....	16
3. RESULTADOS	19
3.1 Composición	19
3.2 Configuración	29
3.3 Abejas y avispas	30
4. DISCUSIÓN.....	36
5. CONCLUSIONES	41
6. BIBLIOGRAFÍA.....	43
6. ANEXOS.....	52

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Modelo estructural del paisaje matriz-mancha-corredor.....	6
Figura 2. Área de estudio.....	8
Figura 3. Sitio de muestreo finca Tunuyán.....	11
Figura 4. Sitio de muestreo finca San Carlos.....	12
Figura 5. Sitio de muestreo finca Tupungato.....	13
Figura 6. Disposición en triángulo de las trampas Moerike.	15
Figura 7. Muestreo de himenópteros..	15
Figura 8. Montaje de himenóptero..	16
Figura 9. Mapa de coberturas de suelo (vegetación nativa y viñedo) en la matriz de la finca Tunuyán.....	19
Figura 10. Mapa de coberturas de suelo (vegetación nativa o viñedo) en la matriz de la finca Tupungato.....	20
Figura 11. Mapa de coberturas de suelo (vegetación nativa o viñedo) en la matriz de la finca San Carlos.	20
Figura 12. Análisis de la composición de especies vegetales en las IEs de las fincas ..	21
Figura 13. Distribución de la cobertura vegetal por origen (Nativa o Exótica) en las IEs de las fincas.	22
Figura 14. Distribución de la cobertura por estratos (Arbórea, Arbustiva y Herbácea) en las IEs de las fincas..	22
Figura 15. Cobertura relativa de especies vegetales por familia en las IEs de la finca Tunuyán.....	23
Figura 16. Cobertura relativa de especies vegetales por familia en las IEs de la finca San Carlos	24
Figura 17. Cobertura relativa de especies vegetales por familia en las IEs de la finca Tupungato	24
Figura 18. Familia Asteraceae..	25
Figura 19. Familia Fabaceae.	26
Figura 20. Familia Poaceae.	27
Figura 21. Familia Zygophyllaceae.....	28
Figura 22. Familia Anacardiaceae.....	29

Figura 23. Relación Perímetro/Área de infraestructuras ecológicas promedio por finca.	29
Figura 24. Análisis de composición de especies de abejas y avispas nativas presentes en las IEs de las fincas	30
Figura 25. Riqueza de especies de abejas y avispas nativas por finca mediante el test ANOVA.....	31
Figura 26. Abundancia de especies de abejas y avispas nativas por finca mediante el test Kruskal-Wallis.....	32
Figura 27. Diversidad de abejas y avispas nativas por finca mediante el test ANOVA. .	33
Figura 28. Abundancia de abejas y avispas nativas agrupadas por familia en las IEs de las tres fincas analizadas	34
Figura 29. Abundancia de abejas y avispas nativas agrupadas por familia por finca	35

1. INTRODUCCIÓN

La agricultura es una de las actividades de mayor relevancia en el acoplamiento del hombre con la naturaleza (Gastó *et al.*, 2009). Sin embargo, según Nicholls *et al.*, (2015), la manipulación humana y la alteración de los ecosistemas con el fin de establecer la producción agrícola han convertido los agroecosistemas modernos en sistemas altamente simplificados, hasta el punto de que son estructural y funcionalmente muy diferentes a los ecosistemas naturales. Una tendencia desafortunada que acompaña a la expansión de los monocultivos es que ésta ocurre a expensas de la vegetación natural circundante que sirve para mantener la biodiversidad a nivel del paisaje (Altieri, 2009).

La simplificación del paisaje enciende una alerta, ya que la velocidad de los cambios a expensas del deterioro ambiental afectan la biodiversidad, la pérdida de procesos ecológicos y los servicios ecosistémicos vinculados a estos procesos (Benton *et al.*, 2013; Zaccagnini *et al.*, 2014). Por ello, la dependencia de la humanidad en sistemas de producción de monocultivos homogéneos ya no es social, económica y ecológicamente deseable (Nicholls *et al.*, 2016).

Es fundamental replantear el diseño y las estrategias de manejo agronómico de los sistemas agrícolas, para desarrollar prácticas sostenibles a largo plazo. La promoción de la biodiversidad dentro de los sistemas agrícolas es la piedra angular de la estrategia del rediseño de los sistemas, ya que a medida que se incrementa la diversidad funcional se promueven los procesos fundamentales del agroecosistema (Moonen y Barberi, 2008). El rediseño del sistema incluye entre otros aspectos, la incorporación de infraestructuras ecológicas que, a través de la diversificación de hábitats a escala predial y de paisaje, conserven procesos ecológicos que mejoren la fertilidad del suelo, el ciclo de nutrientes, la retención y almacenamiento de agua, la regulación biótica de plagas y enfermedades, la polinización y otros servicios esenciales del ecosistema (Altieri, 2002).

Un grupo de insectos “hiperdiversos” pertenecientes al orden Himenópteros incluye a las abejas y avispas, los cuales brindan servicios ecosistémicos importantes en la agricultura, tales como, la polinización, la provisión de alimento a través de la miel, el polen y la producción de compuestos para fabricación de medicinas; y servicios de regulación a través del control biológico (Matias *et al.* 2017, Elizalde *et al.* 2020). Además, según Schindler *et al.*, (2013) las abejas silvestres son indicadores biológicos bien aceptados, especialmente para la evaluación ecológica en paisajes abiertos como zonas cultivadas. Sin embargo, existe poca información disponible sobre las comunidades de himenópteros en los agroecosistemas a escala de paisaje. Además, la mayoría de los trabajos se han centrado en la capacidad de conservación de bordes revegetados o diseñados intencionalmente, dejando en segundo plano a los remanentes naturales que persisten tras procesos de fragmentación del hábitat (Fruitos, 2026).

Este grupo de insectos se ve afectado negativamente por el uso del suelo para la agricultura, dado que el cambio en el uso de la tierra es uno de los principales impulsores de la pérdida de biodiversidad (IPBES, 2019). En este sentido, las disminuciones locales de las poblaciones de insectos, como las abejas silvestres, se

han reportado con frecuencia, y en algunos lugares la abundancia de insectos ha disminuido muy rápidamente incluso sin grandes cambios en el uso del suelo (IPBES, 2019).

Las grandes extensiones de monocultivo y el uso intensivo de insumos asociado a este tipo de sistemas productivos, representan no solo un ambiente hostil debido a su gran sensibilidad ante la presencia de plaguicidas, sino también la pérdida de recursos florales y la reducción de sitios de nidificación, como podrían ser la presencia de área de suelo descubierto y estable (sin disturbios periódicos), madera muerta, montículos de piedras, entre otros. Tanto los recursos florales como los sitios de nidificación son fundamentales para garantizar la permanencia de himenópteros en los paisajes agrícolas.

Por su parte, Tschardt *et al.* (2005), afirman que paisajes estructuralmente complejos (áreas extensas con alta diversidad de hábitat seminaturales) aumentan la diversidad local en agroecosistemas, compensando los efectos negativos del manejo agrícola intensivo. Esto adquiere especial relevancia en los ecosistemas mendocinos, por su vulnerabilidad y lenta recuperación, debido a las condiciones de aridez y a las características de la vegetación (Rundel *et al.*, 2007).

Mendoza es la provincia que registra la mayor superficie cultivada de vid del país, concentrando, según datos del 2025 del Instituto Nacional de Vitivinicultura (INV), el 71,7% a nivel nacional, con aproximadamente 160.000 ha de viñedos lo que posiciona a la vitivinicultura como una de las actividades agrícolas de mayor importancia económica y de las más desarrolladas a nivel provincial. Sin embargo, en los últimos diez años la superficie total cultivada de vid ha experimentado una reducción de 17.903 ha, registrándose disminuciones en todos los departamentos, con excepción del Valle de Uco. En esta región, los departamentos de Tunuyán, Tupungato han mostrado un incremento de 1.124 ha y 944 ha respectivamente, mientras que San Carlos se mantuvo sin variación (INV, 2026). Este hecho responde a que, en la provincia, se ha observado una tendencia a implantar los nuevos viñedos hacia zonas de mayor altitud, especialmente en el Valle de Uco, como medida de adaptación frente al incremento de las temperaturas y la necesidad de mantener la calidad enológica de la producción (PricewaterhouseCoopers, 2009).

Las nuevas implantaciones de viñedos en el Valle de Uco, se hacen al pie de la cordillera de los Andes, en una zona de relieve accidentado, caracterizada por la heterogeneidad de sus suelos y la presencia de ríos secos que atraviesan toda la región. En este contexto, muchos viñedos del Valle de Uco conservan fragmentos de vegetación natural debido a las características del suelo o las dinámicas hidrológicas asociadas a sectores de menor aptitud productiva, que pueden considerarse infraestructuras ecológicas (IEs): parches y corredores biológicos, que conectan extensas áreas naturales de vegetación natural.

Las IEs juegan un papel clave en la conservación de la biodiversidad y son importantes para aprovechar los servicios que brinda la biodiversidad funcional (Balvanera *et al.*, 2006; Boller *et al.*, 2004; Tschardt *et al.*, 2012). Su valor se basa en que proporcionan recursos esenciales para el desarrollo y mantenimiento de artrópodos beneficiosos, como fuentes alternativas de polen y néctar, una variedad de huéspedes y presas además de áreas de refugio e invernada. (Boller *et al.*, 2004; Rusch *et al.*, 2010). En este marco, el diseño de corredores y parches puede convertirse en una estrategia importante para el aumento de la diversidad de paisaje facilitando la reestructuración

de agroecosistemas para su conversión a un manejo agroecológico (Nicholls, 2008). Altieri *et al.*, (2005) demostró que el uso de tres estrategias diferentes (cobertura dentro del cultivo, un corredor biológico dentro del cultivo y una isla de plantas con flores ubicada en el centro del cultivo), fueron útiles para aumentar la diversidad de enemigos naturales y reducir la incidencia de plagas, en un viñedo en California.

La contribución de las IEs a la mejora de la biodiversidad de himenópteros depende en gran medida de la composición y configuración del paisaje, así como de la calidad del hábitat que ofrezcan a las comunidades de dichos insectos. Por composición del paisaje se entiende la diversidad y los rasgos funcionales de la vegetación nativa, el tipo de suelo, la presencia de suelo descubierto y la diversidad estructural (estratificación de la vegetación). En tanto, la configuración del paisaje hace referencia a variables como la forma longitudinal de los parches y corredores, su ancho, la relación perímetro/área, su superficie relativa dentro del viñedo y la conectividad entre ellos.

Dada la dominancia de los paisajes agrícolas a nivel global, es importante comprender los factores que actúan, a múltiples escalas, sobre las comunidades de insectos asociados a los agroecosistemas (Vasseur *et al.*, 2013; Fahrig *et al.*, 2015). En particular, resulta importante evaluar cómo la heterogeneidad del paisaje afecta la biodiversidad insectil. Es un desafío fundamental tanto para científicos como para gestores de la tierra (Bennett, 2004), que son quienes toman decisiones e implementan políticas dirigidas a la conservación de la entomofauna y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos.

Este desafío solo se podrá enfrentar estudiando las relaciones entre la heterogeneidad del paisaje, su calidad ecológica y las dinámicas poblacionales de dichos insectos. Por ello, y a partir de lo expuesto, este trabajo propone estudiar cómo la estructura del paisaje (composición y configuración) en tres agroecosistemas vitivinícolas del Valle de Uco, ubicados en los departamentos de Tunuyán, Tupungato y San Carlos, influyen en la diversidad de abejas y avispas nativas, contribuyendo a comprender mejor los factores que afectan a este grupo de insectos y orientar estrategias de manejo en agroecosistemas vitícolas.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 OBJETIVO GENERAL

Determinar la influencia de la estructura del paisaje (composición y configuración) sobre la diversidad de abejas y avispas nativas en agroecosistemas vitícolas del Valle de Uco, Mendoza.

1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Describir y comparar la composición y configuración de las infraestructuras ecológicas presentes en los tres viñedos estudiados.
2. Analizar y comparar la composición específica, riqueza, abundancia y diversidad de abejas y avispas nativas presentes en las infraestructuras ecológicas de los tres viñedos estudiados con diferentes estructuras de paisaje.

1.2 HIPÓTESIS

La estructura del paisaje (composición y configuración) determina la disponibilidad de refugios, sitios de nidificación y recursos alimenticios, lo que influirá en la composición de la comunidad de abejas y avispas nativas.

1.3 PREDICCIÓN

El agroecosistema con una estructura de paisaje (composición y configuración) más compleja presentará la mayor abundancia, riqueza y diversidad de abejas y avispas nativas.

1.4 MARCO TEÓRICO

El desarrollo agrícola implica inevitablemente un cierto grado de transformación física de los paisajes y de artificialización de los ecosistemas. Por ello, resulta fundamental diseñar estrategias orientadas a lograr una **agricultura sustentable**. Sarandón *et al.*, 2006 la define como aquella que permite mantener en el tiempo un flujo de bienes y servicios que satisfagan las necesidades alimenticias, socioeconómicas y culturales de la población, dentro de los límites biofísicos que establece el correcto funcionamiento de los agroecosistemas que lo soportan. Así un agroecosistema será sustentable si es económicamente viable, ecológicamente adecuado y cultural y socialmente aceptable.

La **agroecología** constituye un paradigma para alcanzar la sustentabilidad en los agroecosistemas, ya que hace énfasis en la comprensión holística de los mismos y los define, clasifica y estudia desde una perspectiva ecológica y socioeconómica (Altieri y Nicholls, 2000). Bajo este paradigma, promover la biodiversidad representa una de las estrategias agroecológicas básicas. Según Chapin *et al.* (2000) la diversidad de especies constituye un componente fundamental para el funcionamiento de los sistemas naturales, ya que genera resiliencia frente a disturbios y facilita una recuperación más rápida de los ecosistemas.

En virtud de la complejidad del concepto de **biodiversidad**, esta puede caracterizarse a través de distintas dimensiones: la genética, referida a la variabilidad de la información genética; la vertical y horizontal, que aluden a la disposición espacial de los organismos en distintos estratos o patrones; la estructural, asociada a la cantidad de hábitats y nichos; la temporal, relativa a la heterogeneidad en el tiempo (rotaciones o sucesiones) y la funcional, que comprende la complejidad de interacciones y el flujo de energía y materia entre los componentes del sistema (Gliessman, 2002; Stupino *et al.*, 2013). La dimensión funcional surge de la interacción entre las demás dimensiones y es la que contribuye a la productividad del agroecosistema mediante la optimización de los procesos ecológicos que ocurren en él (Nicholls, 2006).

Dentro de esta biodiversidad funcional, los himenópteros, en particular las **abejas y avispas** proporcionan importantes servicios ecosistémicos, como la polinización y el control biológico en paisajes dominados por cultivos (Sobek *et al.*, 2009). En cuanto a las comunidades de avispas establecidas en medios agrícolas precisan de recursos para la alimentación de los adultos, así como para abastecer los nidos, además de zonas y materiales de nidificación (Sobek *et al.*, 2009), exceptuando a las avispas parasitoides que requieren en su ciclo de vida de otro insecto que usan como hospedero donde ovipositan sobre o dentro de su cuerpo (González-Moreno, 2019). Además de que determinados grupos pueden actuar como potenciales polinizadores, aunque de

manera limitada, las avispas capturan presas para aprovisionar sus celdas de cría. Debido a ello, se las considera beneficiosas, ya que pueden depredar sobre organismos perjudiciales para los cultivos, como áfidos, orugas de lepidópteros, crisomélidos o curculiónidos (Alonso Solano, 2017). Respecto a las comunidades de abejas silvestres, según Schindler *et al.*, (2013) son indicadores biológicos bien aceptados, especialmente para la evaluación ecológica en paisajes abiertos como regiones cultivadas debido a sus variados requerimientos ecológicos, su capacidad de dispersión y su alta sensibilidad a las condiciones del entorno. En estos sistemas, su presencia y persistencia dependen de la distancia que deben recorrer para obtener los recursos necesarios y de su habilidad para desplazarse entre parches (Williams & Kremen, 2007; Steckel *et al.*, 2014).

Para sostener a estas poblaciones y garantizar los servicios ecosistémicos que ellas proveen, el **manejo del hábitat** constituye una de las estrategias más importantes de conservación. Nicholls (2006) explica que no existe una receta universal para un manejo efectivo del hábitat; el desafío está en identificar los ensamblajes correctos de especies que, a través de sus sinergias, proveerán esos servicios ecosistémicos.

En este sentido, diversos autores han señalado que la diversidad de insectos en los agroecosistemas depende de múltiples factores relacionados con la estructura y el manejo del sistema productivo. Southwood y Way (1970, como se citó en Nicholls, 2006) señalan que el nivel de diversidad de insectos en los agroecosistemas depende de cuatro características principales:

- ❖ La durabilidad del cultivo.
- ❖ La intensidad del manejo.
- ❖ La diversidad de vegetación dentro y alrededor del agroecosistema.
- ❖ El aislamiento del agroecosistema de la vegetación natural.

Son precisamente estos dos últimos puntos los que trascienden la escala predial. La efectividad del manejo del hábitat no puede limitarse únicamente a lo que ocurre dentro del predio. Como señalan Kinross *et al.*, (2004), para que los esquemas de manejo del hábitat funcionen para conservar la biodiversidad, es necesaria la conectividad funcional a través del paisaje.

En este marco, en muchos sistemas agrícolas modernos, la intensificación productiva conduce a procesos de homogeneización del paisaje, caracterizados por una reducción en la diversidad de hábitats. Frente a la simplificación del paisaje, la **ecología del paisaje** resulta fundamental porque uno de sus principales objetivos de estudio es el conjunto de relaciones que se establecen entre la estructura del paisaje y la composición de las comunidades biológicas (San Vicente y Valencia, 2008). Su unidad de estudio es el **paisaje**, el cual, según Forman y Godron (1986, como se citó en Bennett, 2004), es una extensión de terreno formada por tres tipos de elementos básicos:

- Matriz: es el elemento espacial dominante y englobante en el que se insertan el resto de los elementos paisajísticos.
- Parches: son elementos espaciales no lineales, con características propias y bien diferenciadas de la matriz.

- Corredores: son elementos espaciales lineales, que pueden aparecer en el paisaje aislados o bien conectando elementos (parches) entre sí.

Según Del Barrio *et. al.*, (2000), los corredores ecológicos no se restringen a elementos lineales, sino que constituyen sectores de alta conectividad funcional de la matriz.

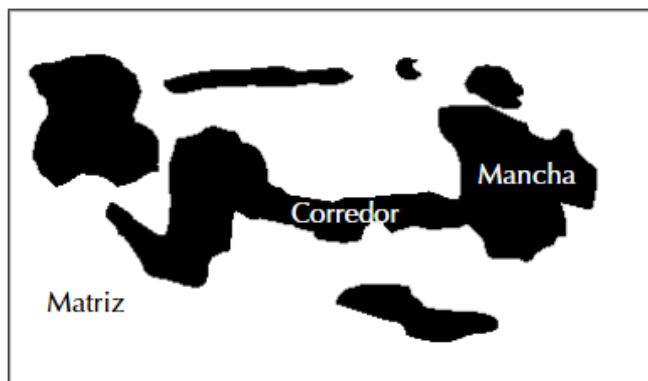


Figura 1. Modelo estructural del paisaje matriz-mancha-corredor. Fuente: Forman y Godron (1986) como se citó en San Vicente y Valencia, 2008, p.523.

La teoría de la heterogeneidad del hábitat predice que una mayor heterogeneidad del paisaje se asocia con una mayor biodiversidad, al existir una diversidad de tipos de hábitats (Williams, 1964). Se entiende que un hábitat es aquel que reúne las condiciones y recursos necesarios para ser ocupados por un organismo dado (Hall *et al.*, 1997). En base a esto, se puede hipotetizar que la diversidad de abejas y avispas nativas en un sistema agroecológico depende estrechamente de la **estructura del paisaje**: tanto de su configuración como de su composición. La **composición** del paisaje se define como el tipo y la cantidad de coberturas del suelo presentes en un área determinada (Arroyo *et al.*, 2019). Su importancia radica en que los distintos tipos de cobertura pueden representar hábitats y fuentes de recursos para distintos organismos. Por su parte, la **configuración** del paisaje está asociada a la disposición espacial y forma de sus elementos. Esta variable es importante porque influye en el “efecto borde”. Cuando los recursos están separados espacialmente entre dos áreas adyacentes, los bordes proporcionan acceso a ambos recursos. Sin embargo, es necesario distinguir entre los casos en los que los recursos en áreas adyacentes son diferentes (complementarios) y los casos en los que las áreas adyacentes contienen los mismos recursos (suplementarios) (Dunning *et al.*, 1992, como se citó en Ries *et al.*, 2004), ya que en este último caso no se espera una respuesta en el “efecto borde”.

En general, las zonas de borde entre el viñedo y el monte favorece a los himenópteros porque ofrece una mayor heterogeneidad y complementariedad en cuanto a la oferta de recursos. La exposición al “efecto borde” puede cuantificarse a través de la relación perímetro/área (Forman y Godron 1986; Yahner 1988; Angelstam 1992; Murcia 1995, como se citó en Bennett, 2004).

Complementando a las variables composición y configuración, se suma la calidad de hábitat proporcionada por los elementos del paisaje medida a través de la oferta de recursos florales y diversidad de recursos y microhábitats. De hecho, según un trabajo realizado por Fruitos *et al.* (2024), la conservación de abejas nativas en ambientes

agrícolas podría estar más ligada a la calidad del hábitat ofrecida por los diferentes elementos del paisaje, la cual se encuentra más asociada a la composición de paisaje que a su configuración espacial.

En los agroecosistemas, los elementos descritos por la ecología del paisaje (parches y corredores) pueden ser considerados **Infraestructuras Ecológicas (IEs)**. Según Boller *et al.* (2004), las IEs son cualquier infraestructura en la finca o alrededores que tenga un valor ecológico, cuyo uso juicioso aumente la biodiversidad funcional y la provisión de servicios ecosistémicos. Un rol fundamental de la IEs es aumentar la permeabilidad de los ecosistemas. La misma constituye una propiedad del territorio que permite que una especie determinada o un grupo funcional de especies con similares requerimientos ecológicos y capacidad dispersiva puedan desplazarse a través del paisaje (Auffret *et al.*, 2015; Field & Parrott, 2021, como se citó en Fritos, 2026).

Una de las formas concretas de manejar el hábitat para favorecer la heterogeneidad espacial a escala de paisaje es mediante la creación de IEs (Szpeiner *et al.*, 2007). Los corredores de vegetación natural actúan como zonas de transición entre diferentes cultivos. Su acción como filtro y barrera impide que el agroecosistema creado por un cultivo genere efectos adversos en el otro, reducen la propagación de malezas o patógenos y disminuyen la contaminación del aire por plaguicidas, al hacer menos necesaria su aplicación (Szpeiner *et al.*, 2007). En particular, las IEs que conservan especies vegetales nativas pueden sustentar comunidades de insectos más diversas (Isaacs *et al.*, 2009; García *et al.*, 2018, como se citó en Fritos, 2026), ya que estas especies proporcionan recursos alimenticios más constantes, al presentar períodos de floración más prolongados, así como hábitat, lo que contribuye a mejorar la permeabilidad de la matriz agrícola. Entre los aspectos clave para seleccionar las especies vegetales que conforman la cobertura vegetal se encuentran la arquitectura floral y la accesibilidad de los nectarios para los insectos, así como la provisión de recursos como néctar y polen, y la sincronía entre el período de floración de las plantas y la presencia de los insectos benéficos, factores que contribuyen a sostener comunidades más diversas y resilientes (Rodríguez y González, 2014). En este sentido, promover la presencia de flora nativa en áreas adyacentes o colindantes al viñedo puede contribuir a mejorar la conectividad ecológica del paisaje y favorecer la diversidad de hábitats disponibles como estrategia de manejo agroecológico.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se llevó a cabo en el Valle de Uco, un oasis irrigado que se encuentra al oeste de la provincia de Mendoza, al pie de la Cordillera de los Andes. Esta región está ubicada dentro de la denominada Cuenca del Tunuyán Superior y comprende los departamentos de Tupungato, Tunuyán y San Carlos, que se disponen de norte a sur siguiendo el eje de la cordillera, y se extiende al oeste sobre un sector de los Andes Centrales, entre las denominadas cordillera principal y cordillera frontal. El Valle de Uco presenta excelentes cualidades climáticas y edafológicas para el desarrollo de la viticultura. Según Mussetta *et al.* (2020), los suelos arenosos y profundos, con climas de marcada amplitud térmica, constituyen las bases ecológicas a partir de las cuales se pueden obtener uvas de excelente calidad para la elaboración de vinos finos con prestigio en los mercados agroalimentarios mundiales. Actualmente, en esta zona el cultivo predominante es la vid, y con variedades de alta calidad enológica.

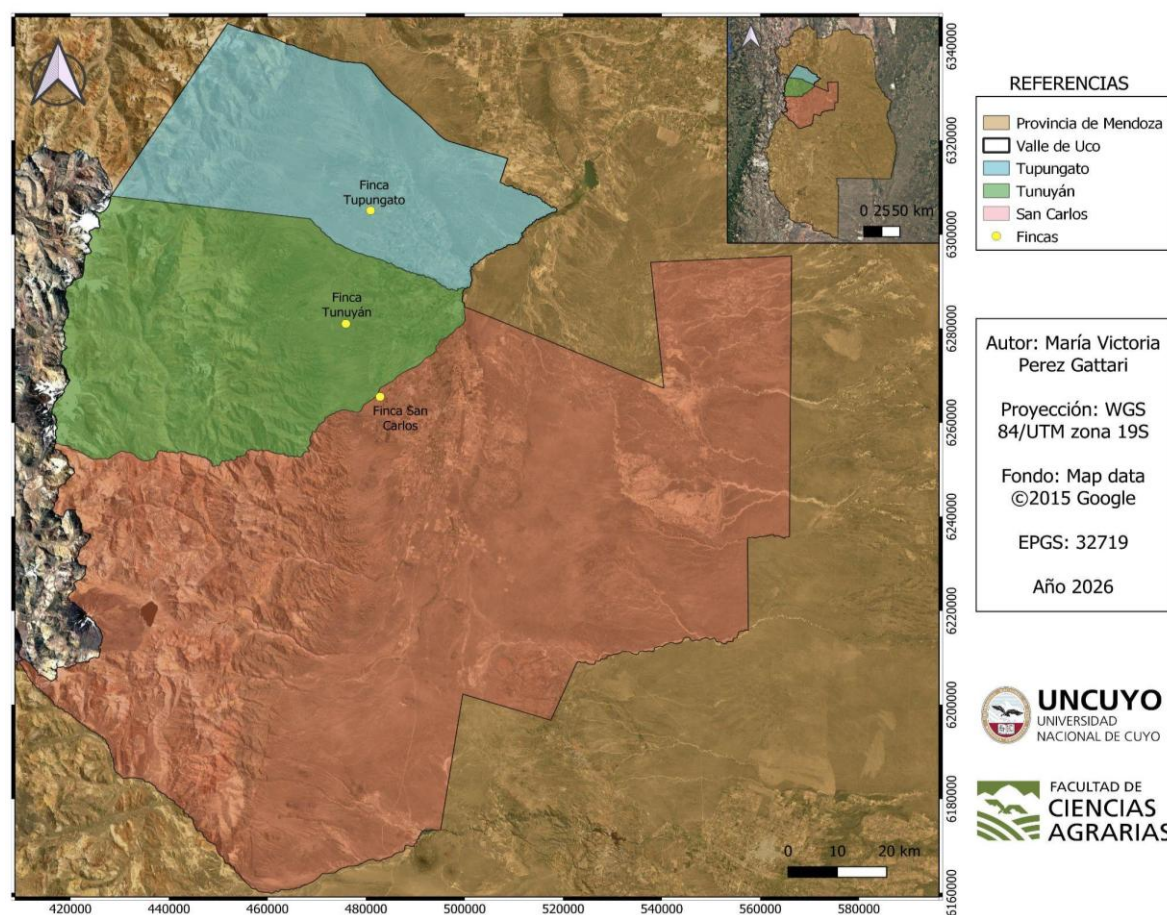


Figura 2. Área de estudio. Fuente: Elaboración propia.

2.1.1 CLIMA

El clima de Mendoza se caracteriza por ser árido a semiárido. La temperatura media es próxima a los 15°C, con máxima y mínima absolutas de 38°C y -12°C, respectivamente. Las precipitaciones anuales suman 320 mm como promedio y se distribuyen presentando una mayor frecuencia, intensidad y cantidad en los meses de verano (Martinis *et al.*, 2002). Como consecuencia, toda la región presenta un marcado déficit hídrico durante gran parte del año. A estas condiciones generales se suman los patrones de circulación atmosférica; los vientos predominantes provienen del oeste y sudoeste, y también son frecuentes los provenientes del noroeste, conocidos como Zonda. Este último, según Persia *et al.* (2015), puede reducir la producción agrícola, especialmente durante la época de floración.

En la vid los daños por heladas tardías o primaverales pueden afectar a todos los órganos herbáceos de las plantas (inflorescencias, racimos cuajados, brotes). Además de la lógica pérdida económica por disminuir o perder cosechas enteras, el quemado de brotes puede alcanzar tal magnitud que afecte el normal rebrote, una normal expresión vegetativa de la planta en esa temporada, y hasta condicionar la poda del invierno siguiente (Gallina *et al.*, 2023). Después de las heladas, el granizo es la adversidad meteorológica que mayores pérdidas produce a la agricultura de Mendoza al destruir el fruto (Capitanelli, 1967).

2.1.2 EDAFOLOGÍA

El territorio mendocino se encuentra bajo un clima árido templado, en el cual la relación entre evaporación potencial y precipitación es varias veces superior a la unidad. Por lo tanto, los procesos de maduración edáfica ligados al movimiento descendente del agua presentan manifestaciones incipientes o, en general, nulas. No tienen lugar los fenómenos de eluviación e iluviación que dan origen a la diferenciación genética del perfil. Por otra parte, los fenómenos de erosión laminar, favorecidos por las pendientes acentuadas y el carácter torrencial de las escasas lluvias, eliminan periódicamente la capa más superficial de incipiente diferenciación, o la cubren con nuevos materiales aluviales, deteniendo así los procesos de edafización (Nijensohn, 1995). En consecuencia, no existen, salvo contadas excepciones, los típicos horizontes de lavado y acumulación que se observan en zonas de clima más húmedo.

Mientras que la aridez determina un menor aporte de la vegetación, la alta temperatura durante el verano y la abundancia de calcio favorecen la rápida combustión de la materia orgánica. Todo ello hace que los suelos mendocinos sean pobres en materia orgánica (menos del 1 %), aunque esta presenta con frecuencia una relación carbono-nitrógeno estrecha, que varía entre cinco y diez (Nijensohn, 1995). Debido a todas estas características mencionadas, desde el punto de vista taxonómico, la mayoría de los suelos corresponde a los órdenes Entisoles y Aridisoles, los cuales son de escaso desarrollo.

Los suelos adyacentes a las partes alta y media de los abanicos aluviales y de los cursos actuales o pretéritos de los grandes cauces de agua presentan, aflorando o a profundidad variable (aunque no superior a los 3 o 4 metros), acumulaciones de cantos rodados (llamados localmente "ripio"), los cuales se encuentran en el occidente de los departamentos de Tupungato, Tunuyán y San Carlos, en el área regada por los ríos Tupungato y Tunuyán (Nijensohn, 1995).

2.1.3 HIDROLOGÍA

El Valle de Uco, desde el punto de vista geomorfológico, es considerado como una llanura o planicie agradacional pedemontana y forma parte de la Depresión de los Huarpes - Graben de Tunuyán, constituyendo un elemento negativo, deprimido y más o menos aplanado (Mehl, 2011). Según Mussetta *et al.* (2020), sobre este pedemonte se desarrolla una red dendrítica de ríos y arroyos de origen principalmente nivo-glacial por fusión en la cordillera frontal y en la cordillera principal. Además, la cuenca contiene una compleja red de cauces secos y semipermanentes muy dinámicos que drenan las aguas de fusión de las nevadas y, principalmente, los excedentes pluviales que no se infiltran.

Las lluvias estacionales se producen por excitación orográfica o convección, por lo cual suelen presentarse de forma extraordinaria y localizada. Por ello, los cauces de los ríos y arroyos permanentes y no permanentes son muy dinámicos, los mismos pueden recibir los aportes de estas tormentas convectivas e incluso drenar aluviones. Es decir, el Valle de Uco y particularmente su piedemonte presentan una intensa dinámica aluvional (Mussetta *et al.* 2020).

2.1.4 VEGETACIÓN

Los sitios de estudio ubicados en el Valle de Uco se encuentran en la provincia fitogeográfica del Monte (Cabrera, 1971). El tipo de vegetación dominante es la estepa de arbustos xerofíticos de follaje perenne y resinoso, pertenecientes a la familia Zigoofiláceas. Dos especies de *Larrea* (*L. divaricata* y *L. cuneifolia*) son las principales representantes de estas estepas arbustivas, alcanzando alturas entre 1,5 y 2,5 m (Oyarzabal *et al.*, 2018; Roncelli, 1969), asociadas con *Neltuma flexuosa* var. *depressa*, que puede alcanzar los 2,5 m de altura (Roig, 1987a, como se citó en Alvarez y Villagra, 2009) y con chañares (*Geoffroea decorticans*) de hábito arbustivo.

La razón de la existencia de este tipo de vegetación radica en sus adaptaciones para poder sobrevivir en el clima árido y semiárido de Mendoza. Algunas de sus adaptaciones son: hojas pequeñas, reducidas a espinas o ausentes, tallos fotosintetizantes, cobertura foliar y caulinar cerosa o resinosa, cutículas engrosadas, ciclo anual breve y órganos aéreos y subterráneos suculentos (Oyarzabal *et al.*, 2018).

A pesar del avance de la frontera agrícola, en las márgenes de cauces secos se han mantenido corredores y parches de vegetación nativa sin desmontar, debido a que son sectores de menor aptitud productiva. Estos espacios constituyen áreas de conservación donde se mantiene parte de esta comunidad vegetal.

2.2 METODOLOGÍA

2.2.1 SITIOS DE MUESTREO

Se seleccionaron tres fincas pertenecientes a una empresa vitivinícola del medio. En el momento del muestreo, los tres agroecosistemas se gestionaban de manera orgánica. Cuentan con riego presurizado por goteo y los viñedos están conducidos en espaldero alto. Las tres fincas conservan diferentes tipos de infraestructuras ecológicas (IEs) tales como parches y corredores de vegetación nativa, rodeadas por matrices agrícolas y/o monte nativo.

Finca Tunuyán: (Figura 3). Ubicada en el distrito Los Chacayes, departamento de Tunuyán. Abarca un total de 58 ha de viñedos y se encuentra situada a 1200 msnm. Este viñedo conserva diversas IEs (parches y corredores biológicos) en su interior y se encuentra rodeado de monte nativo.

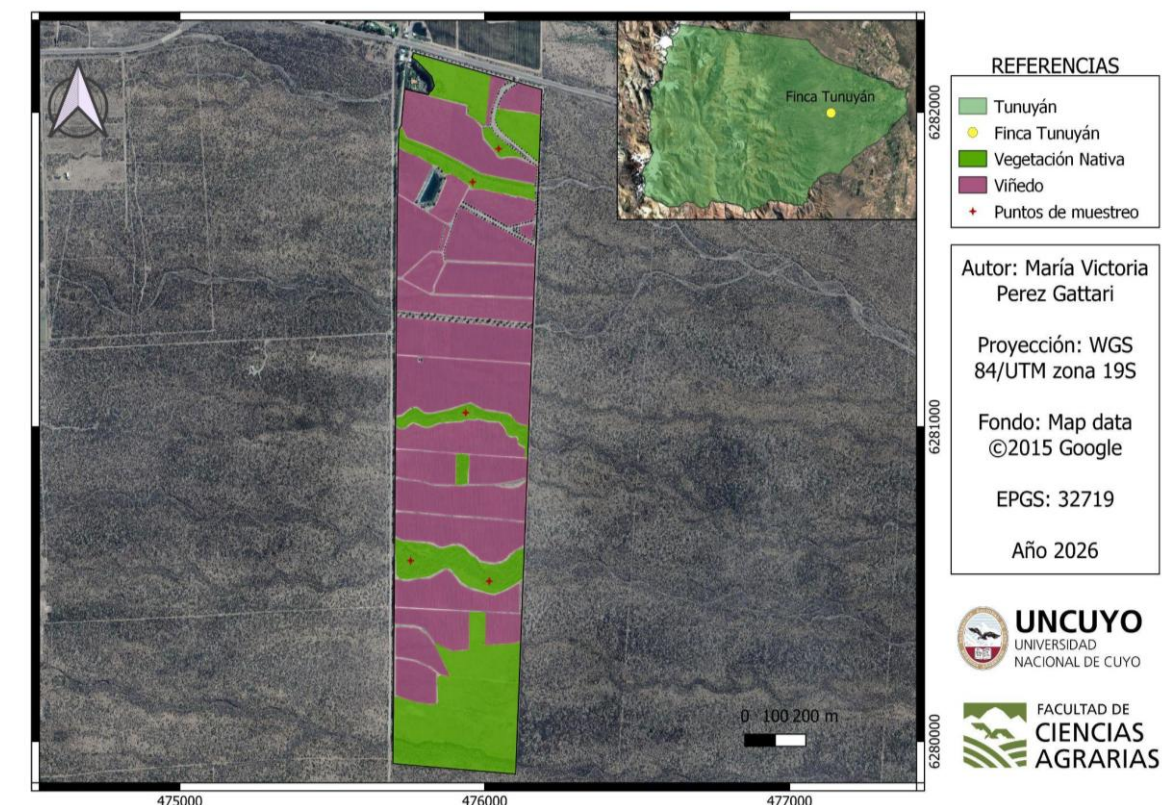


Figura 3. Sitio de muestreo finca Tunuyán. Fuente: Elaboración propia.

Finca San Carlos: (Figura 4). Ubicada en el Paraje Altamira, departamento de San Carlos. Abarca un total de 46 ha de viñedos y se encuentra a una altitud de 1100 msnm. Este viñedo conserva diversas IEs (parches y corredores biológicos) en el interior y se encuentra rodeado de otros viñedos y monte nativo.



Figura 4. Sitio de muestreo finca San Carlos. Fuente: Elaboración propia.

Finca Tupungato: (Figura 5). Ubicada en los distritos de El Peral y Gualtallary, departamento de Tupungato. Abarca un total de 59 ha de viñedos y se encuentra a una altitud de 1230 msnm. Este viñedo conserva en su interior una sola IEs (corredor biológico) de mayor extensión y se encuentra rodeado mayormente por otros viñedos.

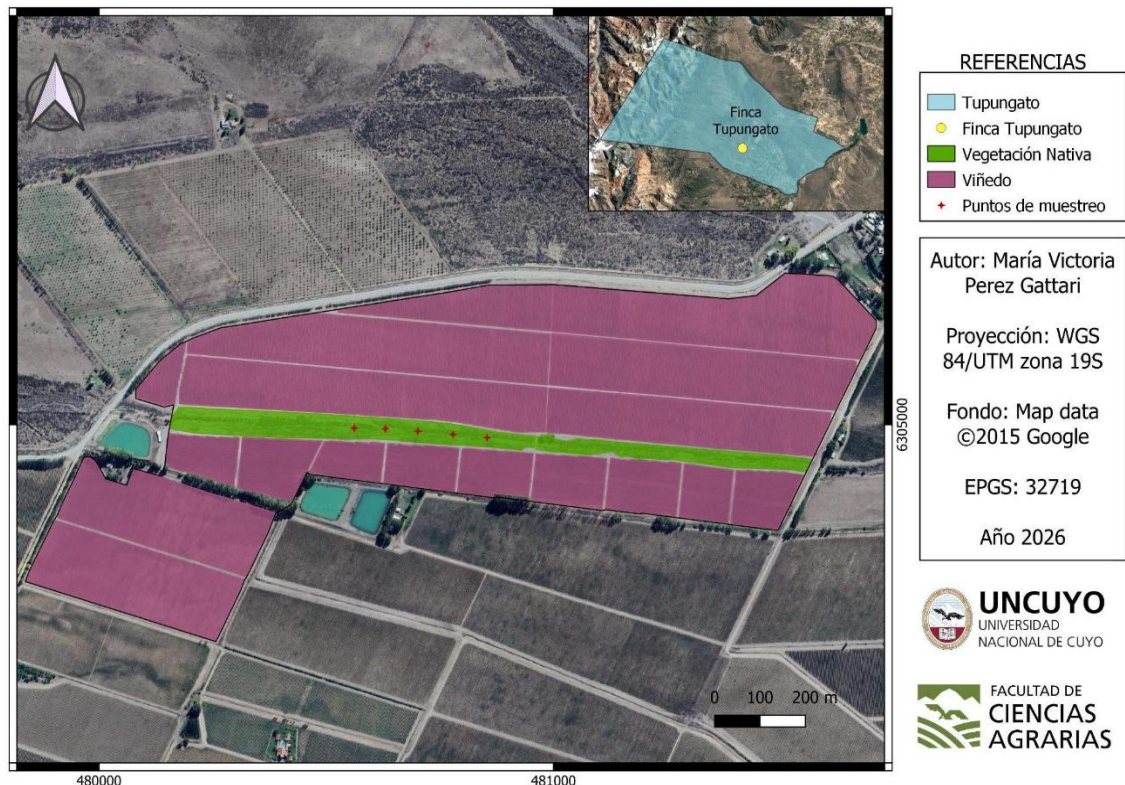


Figura 5. Sitio de muestreo finca Tupungato. Fuente: Elaboración propia.

2.2.2 MUESTREO

Se realizaron muestreos de vegetación y de himenópteros en un total de diez infraestructuras ecológicas (IEs) pertenecientes a los tres viñedos en estudio, obteniéndose en total 15 muestras. Estas IEs incluyen tanto cauces secos como parches de vegetación natural que se conservaron al implantar el viñedo. El detalle de los muestreos es el siguiente:

- ❖ Viñedo Tunuyán: presenta cuatro IEs, en las cuales se efectuó un muestreo en cada una, con excepción del corredor de mayor extensión, donde se realizaron dos muestreos, con un total de cinco muestras.
- ❖ Viñedo Tupungato: posee una IE de gran extensión, en la que se efectuaron cinco muestreos, con un total de cinco muestras.
- ❖ Viñedo San Carlos: cuenta con cinco IEs, en cada una de las cuales se llevó a cabo un muestreo, con un total de cinco muestras.

A pesar de contar con diferentes cantidades de unidades muestrales por IE, se realizaron análisis de completitud de muestreo mediante análisis de cobertura (Roswell et al., 2021), con el objetivo de corroborar si la información recabada sobre la riqueza y diversidad de especies, tanto vegetales como de himenópteros, registradas en cada ambiente era suficiente y comparable. Los resultados obtenidos mostraron valores de cobertura superiores al 90 % en todos los sitios analizados, lo que indica que los datos

son suficientemente robustos y representativos de la riqueza y diversidad real de cada IE evaluada.

Procedimiento asociado al objetivo específico 1:

El muestreo de la comunidad vegetal se llevó a cabo en el mes de noviembre del año 2022 mediante el Método Fitosociológico de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1979) en los mismos sitios donde se colocaron las trampas para himenópteros, durante el día posterior a la colocación de las trampas. Este método consiste en la delimitación de un área de 100 m² en la cual se relevan todas las especies presentes y se estima visualmente la cobertura vegetal total y por especie.

Para describir y comparar la composición y configuración de las IEs presentes en los viñedos estudiados, en cada una de ellas se midieron las siguientes métricas y atributos referidos a ambas variables explicativas. En primer lugar, se realizó la clasificación de los usos del suelo en dos categorías principales (viñedo y vegetación natural) mediante interpretación de imágenes satelitales en Google Earth Pro (2017), la cual constituyó la base para los análisis posteriores.

- Configuración: se calculó la superficie total, la superficie ocupada por viñedos y vegetación natural dentro de un radio de 1000 m y la relación perímetro/área, a partir de imágenes satelitales clasificadas previamente, utilizando el paquete "sr" del software R.

- Composición: a partir de las especies relevadas en el muestreo, se realizó una lista de rasgos funcionales de la vegetación, considerando el origen de las especies (nativas o exóticas), su hábito de crecimiento (árbol, arbusto o herbácea), su familia botánica y una descripción a modo de resumen de los rasgos funcionales de las familias más importantes encontradas. Aquellos taxones identificados únicamente a nivel de género fueron excluidos para el análisis del origen de las especies.

Los datos taxonómicos y biológicos generales de las plantas, es decir, familias taxonómicas, hábito, origen, se tomaron de las siguientes fuentes: Catálogo de las Plantas Vasculares del Conosur (www.darwin.edu.ar) y Flora Argentina (www.floraargentina.edu.ar), ambos vinculados al Instituto de Botánica Darwinion.

Procedimiento asociado al objetivo específico 2:

Para comparar la riqueza, abundancia y diversidad de abejas y avispas nativas presentes en las IEs de los viñedos estudiados, se trabajó con muestras, colectadas durante el mes de noviembre del año 2022, en el marco de un relevamiento de biodiversidad de insectos realizado por la empresa para la certificación de sustentabilidad. Las actividades de muestreo se diseñaron en colaboración entre la empresa vitivinícola y los equipos de investigación (INTA-EEA Junín e IADIZA). En el caso de las avispas, se excluyó del análisis la serie Parasítica y se trabajó únicamente con la serie Aculeata (avispa con aguijón).

Para el muestreo de himenópteros, en cada sitio de muestreo, se colocaron trampas Moericke, las cuales estaban conformadas por recipientes de color amarillo con agua y unas gotas de detergente para disminuir la tensión superficial del líquido (Luna, 2005). Cada unidad de muestreo estuvo constituida por 3 recipientes dispuestos en forma de triángulo equilátero. Las trampas estuvieron expuestas un día a la luz solar directa

durante 8 horas, entre las 9 y las 17hs. Finalizado el período de exposición, el contenido de cada trampa fue recolectado y filtrado mediante una malla fina, permitiendo separar los insectos del líquido. Posteriormente, los ejemplares fueron transferidos y conservados en recipientes con alcohol etílico al 70%.



Figura 6. Disposición en triángulo de las trampas Moericke (Foto: Elaboración propia).

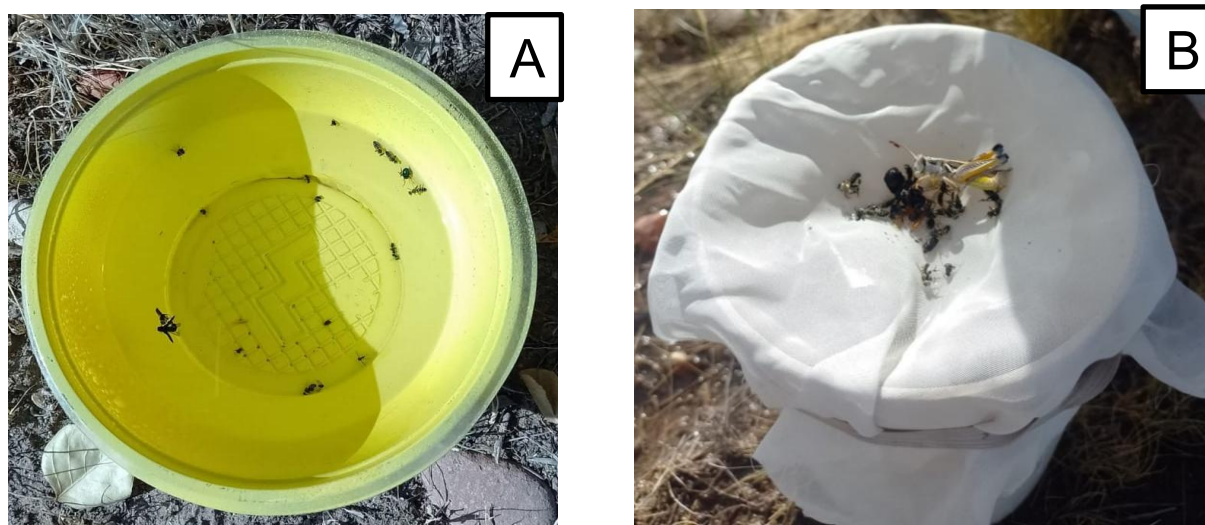


Figura 7. Muestreo de himenópteros. (A) Trampa Moericke en campo. (B) Filtrado mediante malla fina. (Foto: Elaboración propia).

El trabajo de la presente tesis comenzó con el procesamiento de estas muestras de himenópteros, e incluyó el recuento, montaje y determinación taxonómica hasta el menor nivel taxonómico posible de los individuos colectados, mediante la utilización de lupa y claves dicotómicas. Los individuos identificados se encuentran depositados en la colección entomológica del INTA-EEA Junín

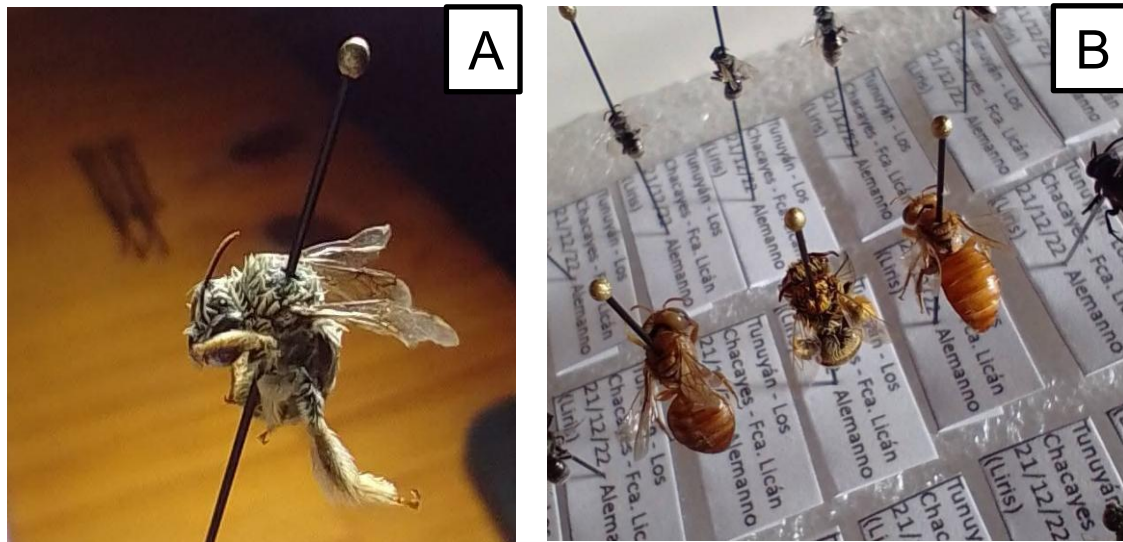


Figura 8. Montaje de himenóptero. (A) ejemplar montado; (B) ejemplares etiquetados (Foto: Elaboración propia).

A partir de estas muestras, los individuos colectados fueron identificados y asignados a dos grandes grupos funcionales: abejas (familias Andrenidae, Halictidae, Apidae y Colletidae) y avispas (familias Crabronidae, Pompilidae, Vespidae y Sphecidae).

2.3 ANÁLISIS DE LOS DATOS

A partir de las muestras colectadas se procedió a determinar y comparar la riqueza, abundancia y diversidad de abejas y avispas nativas en cada una de las IEs, así como también variables de la composición y configuración del paisaje de los viñedos estudiados. Todos los análisis se realizaron en el entorno estadístico R (R Development Core Team 2024), utilizando distintos paquetes especializados para el manejo, análisis y visualización de los datos.

Para la vegetación, se trabajó exclusivamente con los registros de vegetación natural. La cobertura de especies entre los sitios fue evaluada mediante un Análisis de Escalamiento Multidimensional no Métrico (NMDS), utilizando el índice de disimilitud de Bray-Curtis con 999 permutaciones. Las diferencias en la composición de las comunidades entre las fincas se evaluaron estadísticamente mediante un Análisis de Varianza Permutacional Multivariado (PERMANOVA), utilizando el índice de disimilitud de Bray-Curtis con 999 permutaciones. Ambos análisis se implementados a través del paquete “vegan” (Oksanen *et al.*, 2022).

Además, se realizaron análisis descriptivos de la cobertura vegetal, diferenciando entre especies nativas y exóticas, así como entre los distintos estratos de la vegetación (herbáceo, arbustivo y arbóreo) y sus familias botánicas. Las coberturas se resumieron por finca y se expresaron como proporciones relativas, lo que permitió comparar la estructura y composición de la vegetación entre las fincas. Complementariamente, se determinó el índice de diversidad de Shannon-Wiener, de uniformidad de Pielou y de dominancia de Simpson en el entorno de programación R para cada finca.

Índice de Shannon-Wiener: Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección. Este índice considera tanto la riqueza en especies como su abundancia, al emplear una escala logarítmica (Magurran, 1988).

$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i) * (\ln p_i)$$

Dónde:

H' = índice de diversidad de Shannon para cada sitio muestreado.

s = número total de especies vegetales registrados en el sitio (riqueza).

p_i = proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos registrados en el sitio (abundancia relativa), calculada como n_i/N

n_i = número de individuos registrados de la especie i en el sitio.

N = número total de individuos registrados en el sitio, considerando todas las especies.

Índice uniformidad Pielou: Este índice mide la uniformidad o equilibrio, expresada como la diversidad observada respecto a la diversidad que se podría obtener en una comunidad con el mismo número de especies, pero con una uniformidad máxima (Moreno et al., 2011).

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Donde:

J': Índice de equidad de Pielou.

H': Índice de diversidad de Shannon-Wiener

H'max: Valor máximo teórico del índice de Shannon-Wiener.

Índice de dominancia de Simpson: Este índice representa la probabilidad de que dos individuos escogidos al azar pertenezcan a la misma especie (Moreno, 2001)

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Donde:

$\sum p_i^2$ = Sumatoria de la abundancia relativa de la elevada al cuadrado

Para analizar la composición de abejas y avispas nativas, se trabajó con una matriz de abundancia de especies. Previamente a los análisis multivariados, la matriz de especies fue estandarizada mediante la transformación de Hellinger para adecuar la matriz a los análisis multivariados. Posteriormente se aplicó un Análisis de Escalamiento Multidimensional no Métrico (NMDS), utilizando el índice de disimilitud de Bray-Curtis, ambos implementados a través del paquete “vegan” (Oksanen *et al.*, 2022). Las diferencias en la composición de las comunidades entre las fincas se evaluaron estadísticamente mediante un Análisis de Varianza Multivariado Permutacional (PERMANOVA), utilizando nuevamente el paquete “vegan”. Este análisis se basó en una matriz de disimilitudes Bray-Curtis. La significancia de las diferencias entre fincas fue evaluada mediante 999 permutaciones. La visualización de los datos se realizó mediante NMDS.

Por otra parte, las diferencias en riqueza, abundancia y diversidad (estimada mediante el índice de Shannon-Wiener) fueron evaluadas a través de análisis estadísticos univariados. Para cada métrica se verificaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas mediante las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. En aquellos casos en que los supuestos se cumplieron se aplicaron análisis de varianza (ANOVA), mientras que cuando no se cumplieron se utilizaron pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis. Las comparaciones múltiples posteriores se realizaron mediante pruebas post-hoc, con el objetivo de identificar diferencias significativas entre pares de sitios, utilizando el paquete “car” (Fox *et al.*, 2018).

Índice de Shannon-Wiener:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i) * (\ln p_i)$$

Dónde:

H' = índice de diversidad de Shannon para cada sitio muestreado.

S = número total de especies de abejas y avispas nativas registrados en el sitio (riqueza).

p_i = proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos registrados en el sitio (abundancia relativa), calculada como n_i/N

n_i = número de individuos registrados de la especie i en el sitio.

N = número total de individuos de abejas y avispas registrados en el sitio, considerando todas las especies.

3. RESULTADOS

3.1 COMPOSICIÓN

En las Figuras 9, 10 y 11 se observa que, en la finca Tunuyán, con una superficie total de 83,8 ha, el viñedo corresponde al 19,3 %, mientras que la vegetación natural representa el 80,7 %, dentro de la cual el 30,8 % corresponde a IEs; en la finca Tupungato, con una superficie de 64,5 ha, el viñedo representa el 69,3 % y la vegetación natural el 30,7 %, de la cual el 8,5 % se destina a IEs, y en la finca San Carlos, con una superficie de 47,6 ha, el 53 % corresponde a viñedo y el 47 % a vegetación natural, dentro de la cual el 3,4 % corresponde a IEs.

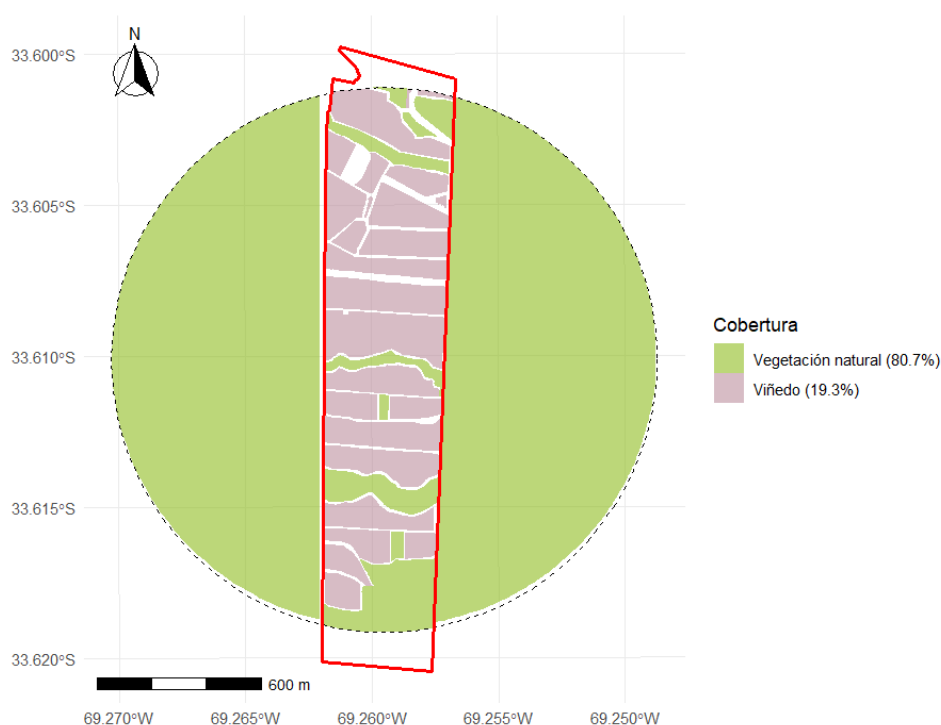


Figura 9. Mapa de coberturas de suelo (vegetación nativa y viñedo) en la matriz de la finca Tunuyán. Fuente: Elaboración propia.



Figura 10. Mapa de coberturas de suelo (vegetación nativa o viñedo) en la matriz de la finca Tupungato. Fuente: Elaboración propia.

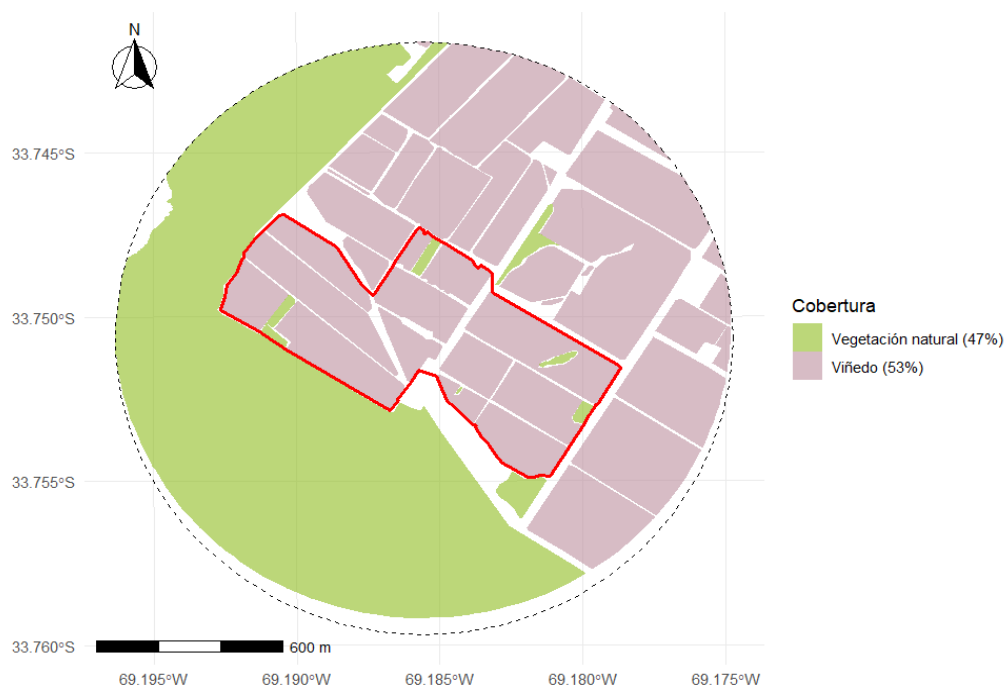


Figura 11. Mapa de coberturas de suelo (vegetación nativa o viñedo) en la matriz de la finca San Carlos. Fuente: Elaboración propia.

En cuanto a la composición vegetal, se observa una disimilitud entre las IEs de las fincas analizadas, lo que indica que cada agroecosistema posee una comunidad vegetal particular y diferente a las demás. Como se puede observar en la Figura 12, las muestras de San Carlos y Tupungato poseen una menor variabilidad interna, lo cual se hace evidente en relación al tamaño de las elipses. Las elipses representadas corresponden a intervalos de confianza del 95 % alrededor del centroide de cada grupo, y permiten visualizar la variabilidad y tendencia central de las comunidades en el espacio multivariado. En el caso de las fincas de San Carlos y Tupungato el menor tamaño de las elipses, en términos relativos al agroecosistema de Tunuyán, indica una composición de especies más homogénea entre los puntos de muestreo dentro de cada uno de esos agroecosistemas.

El análisis de la varianza mediante PERMANOVA reveló diferencias significativas en la composición de la comunidad vegetal entre las fincas ($F = 0,98$; $P = 0,001$). El factor finca explica el 56,1 % de la variación total observada en la composición de la comunidad vegetal. Este valor de partición de la varianza indica que la identidad del viñedo posee un poder explicativo considerable sobre las diferencias en la composición vegetal. No obstante, el componente residual de la variación, que es del 43,9 %, es también importante, ya que esta porción de la varianza no es atribuible al factor finca y, por lo tanto, representa la heterogeneidad intrínseca de la composición vegetal dentro de cada sitio. Esto implica que, aunque las fincas son distintas entre sí, existe una variabilidad notable dentro de cada una. El valor de *stress* (0,092) indica una buena representación de los datos en el espacio de ordenación.

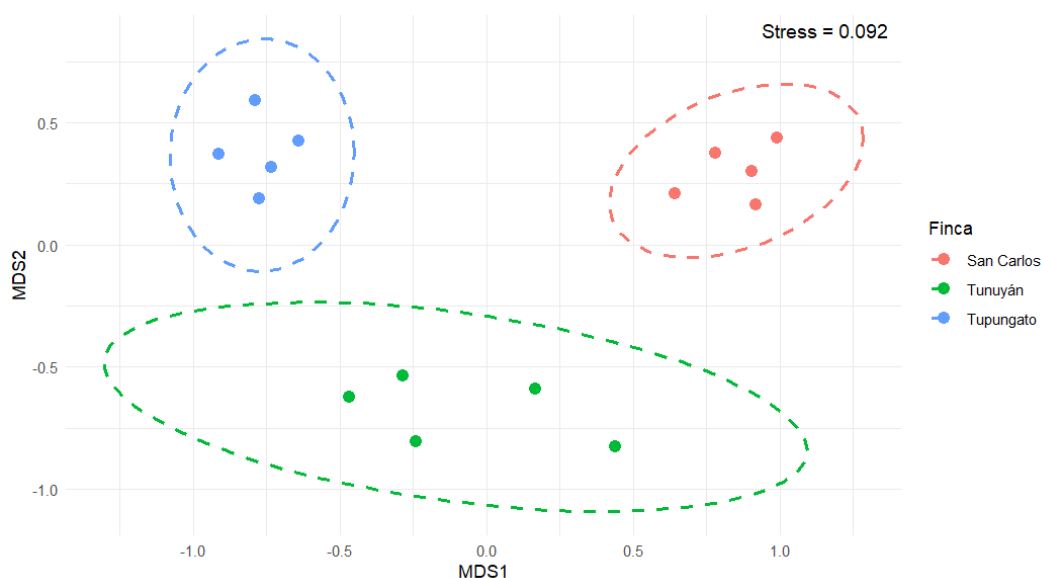


Figura 12. Análisis de la composición de especies vegetales en las IEs de las fincas.

Fuente: Elaboración propia.

En cuanto a las características de la vegetación natural (especies nativas y exóticas), se observó que las IEs de la finca Tunuyán son las que presentan el mayor porcentaje de cobertura de especies nativas, seguida por las IEs de San Carlos y, por último, Tupungato, la cual registra el mayor porcentaje de cobertura de especies exóticas (Figura 13).

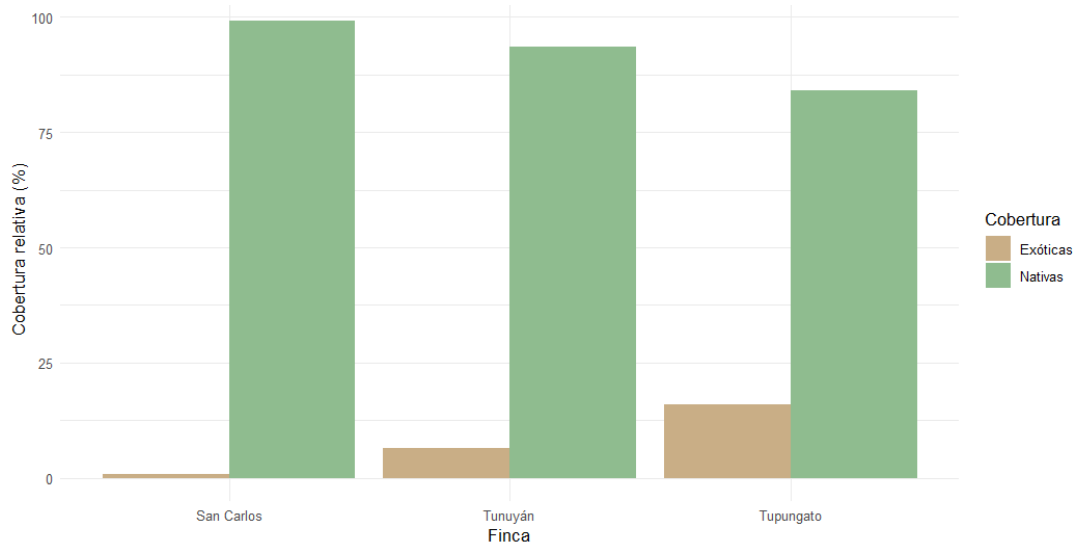


Figura 13. Distribución de la cobertura vegetal por origen (Nativa o Exótica) en las IEs de las fincas. Fuente: Elaboración propia.

En las IEs de la finca Tupungato, rodeada principalmente por viñedos y cultivos, predomina la cobertura herbácea con muy baja presencia de estratos arbóreos y arbustivos; en las IEs de Tunuyán, rodeada de monte nativo, se observa la mayor y más equilibrada cobertura en los tres estratos, lo que refleja una mayor complejidad estructural; mientras que las IEs de San Carlos, rodeada tanto por viñedos como por monte nativo, presenta un patrón intermedio, con alta cobertura arbustiva, baja arbórea y valores medios en herbácea (Figura 14).

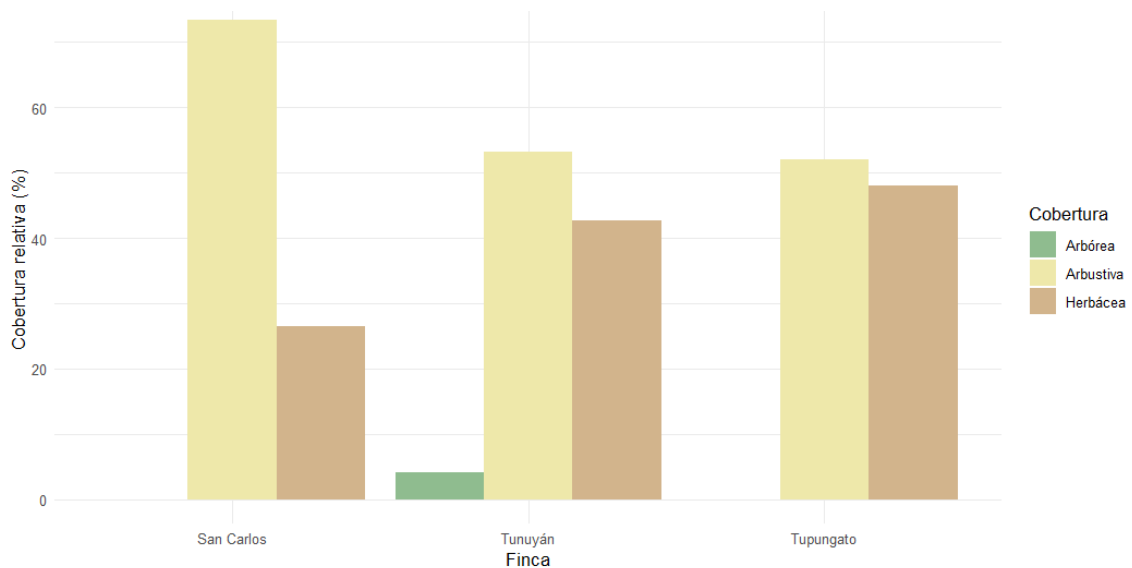


Figura 14. Distribución de la cobertura por estratos (Arbórea, Arbustiva y Herbácea) en las IEs de las fincas. Fuente: Elaboración propia.

La cobertura vegetal en las IEs de la finca Tunuyán está distribuida principalmente entre Poaceae (23.8%) y Asteraceae (21.3%) (Figura 15). La presencia de varias familias con baja cobertura sugiere una mayor riqueza taxonómica y una estructura más heterogénea de la comunidad vegetal. Esta finca presentó una diversidad de 2,99, riqueza de 41 especies y una equitatividad de 0,806, valores que resultaron ser los más altos de las tres fincas, en correspondencia con el índice de dominancia más bajo (0,0739). Es relevante considerar que la finca se encuentra rodeada principalmente por monte nativo.

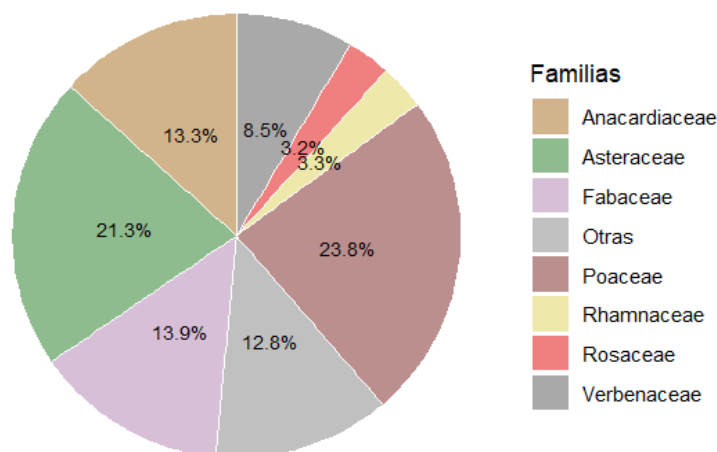


Figura 15. Cobertura relativa de especies vegetales por familia en las IEs de la finca Tunuyán. Fuente: Elaboración propia.

La cobertura vegetal en las IEs de la finca San Carlos está distribuida principalmente entre Fabaceae (25.7%), Zygophyllaceae (18.5%) y Poaceae (18.3%) (Figura 16), sin que ninguna familia supera el 30% de la cobertura total. Esta finca presentó una diversidad de 2,68, riqueza específica de 31 especies, una equitatividad de 0,780 y un índice de dominancia de 0,0919. Estos valores reflejan una comunidad vegetal intermedia entre las tres fincas, aunque con la menor riqueza de especies.

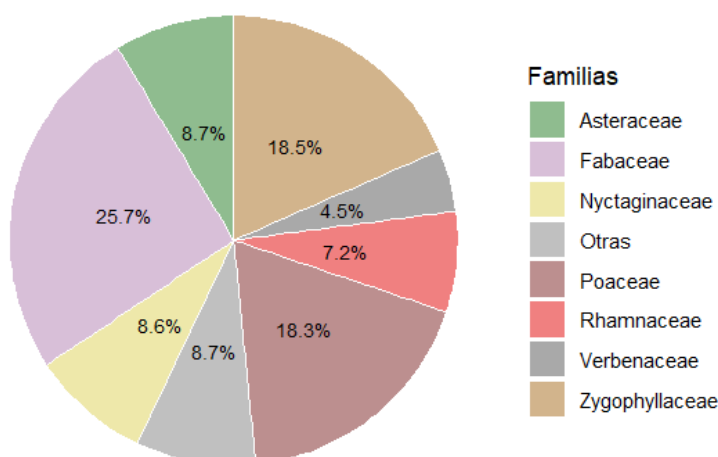


Figura 16. Cobertura relativa de especies vegetales por familia en las IEs de la finca San Carlos. Fuente: Elaboración propia.

La cobertura vegetal en las IEs de la finca Tupungato presenta una marcada dominancia de la familia Asteraceae (52.7%), que por sí sola cubre más de la mitad del área (Figura 17). Esta finca presentó una diversidad de 2,28, riqueza específica de 34 especies, una equitatividad de 0,646 y un índice de dominancia de 0,173. En términos generales, estos valores reflejan una comunidad equilibrada. Sin embargo, al compararla con el resto de las fincas evaluadas, esta presentó los menores valores de diversidad y equitatividad, así como la mayor dominancia. Es relevante considerar que esta finca se encuentra rodeada principalmente por viñedos y no por campo natural.

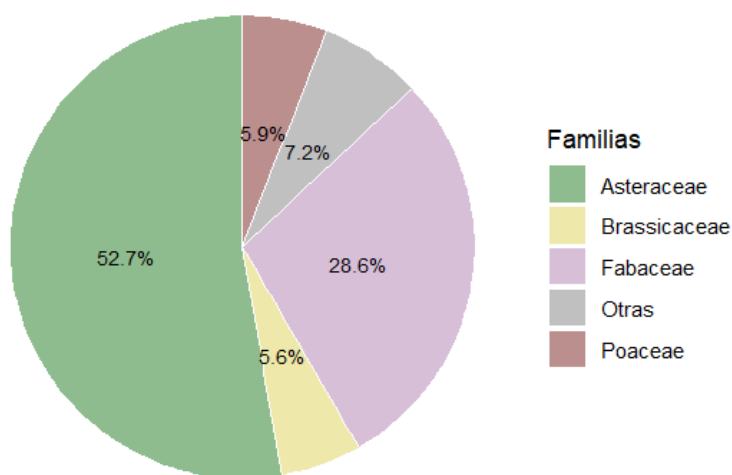


Figura 17. Cobertura relativa de especies vegetales por familia en las IEs de la finca Tupungato. Fuente: Elaboración propia.

Existe un gradiente de diversidad relacionado con el entorno. Los viñedos inmersos en un paisaje con mayor proporción de monte nativo (Tunuyán y San Carlos) mantienen IEs con mayor diversidad y equitatividad en sus comunidades vegetales, destacándose además Tunuyán por presentar la mayor riqueza y diversidad. Por el contrario, la finca rodeada principalmente por viñedos (Tupungato) exhibe la menor diversidad, equitatividad y la mayor dominancia de especies vegetales.

Descripción funcional de las familias más relevantes encontradas

Asteraceae

La familia Asteraceae (Figura 18) posee una gran relevancia ecológica, especialmente por su estrecha relación con los himenópteros polinizadores. En un estudio de Lane 1996, citado en Torres y Galetto, 2008, hallaron que entre los diversos visitantes florales que interactúan con las especies vegetales, los himenópteros, generalmente considerados como los principales polinizadores de Asteraceae, registraron las mayores frecuencias de visitas.

En términos funcionales, las Asteráceas se caracterizan por mantener una oferta constante de polen, néctar y distintos estados de desarrollo de las flores dentro de cada inflorescencia durante gran parte del año. Estas características se pueden explicar por su elevado número de especies, la amplitud de su período de floración y la alta densidad de capítulos por planta en la mayoría de las especies (Montero, 2014). Existen numerosos trabajos que sostienen la idea de que este tipo de vegetación es muy importante en relación con la riqueza de interacciones planta-visitante floral de las cuales forman parte (Montero, 2014; Khan *et al.*, 2023; Kuppler *et al.*, 2023; Zurbuchen & Müller, 2012).

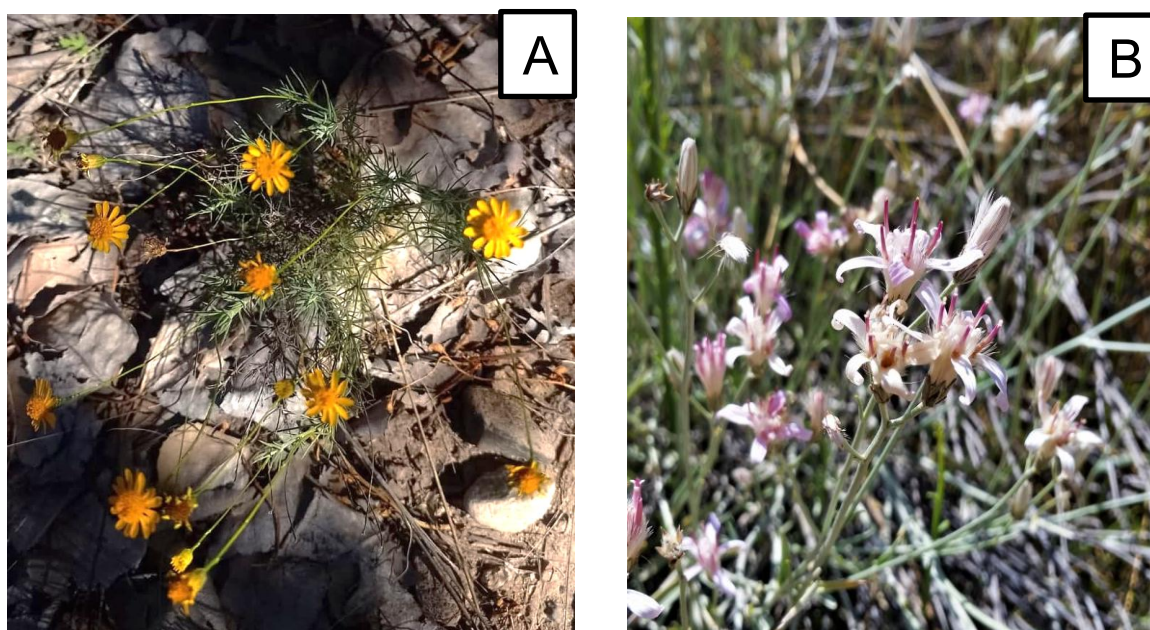


Figura 18. Familia Asteraceae. (A) *Thymophylla pentachaeta* (Foto: Elaboración propia, 2024). (B) *Hyalis argentea* (Foto: B. Alzugaray, 2020).

Fabaceae

La familia Fabaceae (Figura 19), también llamadas leguminosas, es reconocida como una de las familias vegetales clave que contribuyen significativamente a la biodiversidad funcional en los agroecosistemas. De acuerdo a Burkart (1952) la mayoría de las leguminosas tienen flores perfectas y entomófilas, siendo los himenópteros los insectos más importantes en esta actividad. También se han hallado casos de ornitofilia en las fabáceas. Las especies de esta familia son preferidas por los controladores biológicos como fuentes de alimento, López García *et al.* (2019) señalan que las especies de leguminosas son refugio de insectos fitófagos de los cuales se alimentan los depredadores en viñedos de Tupungato, Mendoza. Los algarrobos (*Neltuma*) y chañares (*Geoffroea*), aportan además recursos florales atractivos para este tipo de insectos (Fruitos, 2026). Estas dos especies se mencionan en Burkart (1952) como leguminosas melíferas.

En síntesis, las familias Fabaceae y Asteraceae se destacan por su importancia en el agroecosistema, ya que favorecen la conservación de himenópteros polinizadores y, según Sarandón y Bonicatto (2020), resultan muy atractivas para los parasitoides al aumentar la disponibilidad de presas y proveer recursos como polen y néctar, fundamentales para su presencia y el control natural de plagas; a su vez, son reconocidas por Nicholls (2008) como favorecedoras de la presencia de enemigos naturales. Asimismo, en un estudio de Palacio (2021) se halló que estas familias, junto con Cactaceae, concentraron la mayor proporción de especies visitadas por abejas nativas, superando el 70 % de las especies relevadas.

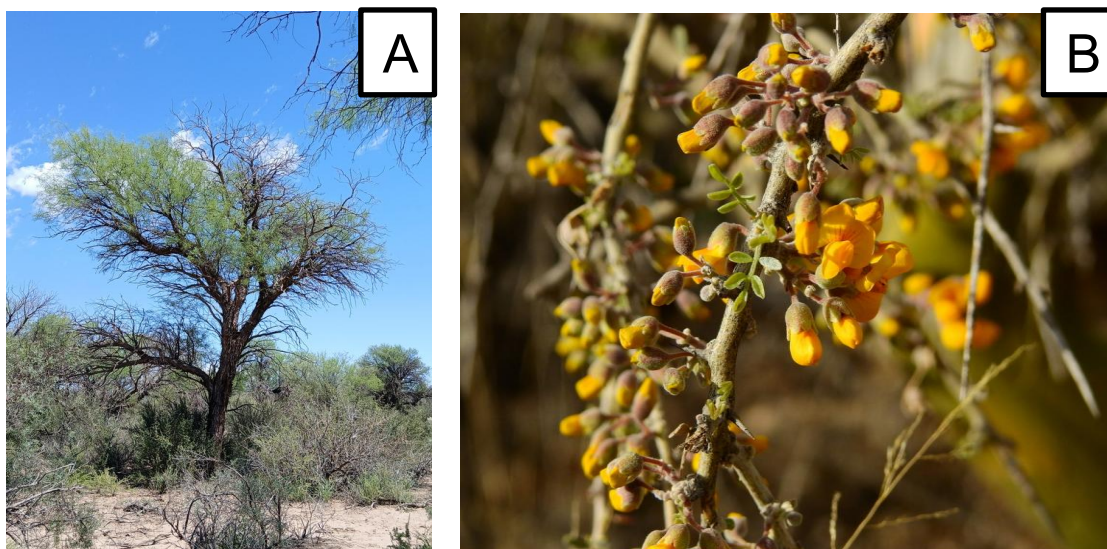


Figura 19. Familia Fabaceae. (A) *Neltuma flexuosa* (Foto: B. Alzugaray, 2025). (B) *Geoffroea decorticans* (Foto: G. Debandi, 2023).

Poaceae

Las especies de la familia Poaceae (Figura 20), particularmente las perennes, presentan una funcionalidad limitada para la conservación de abejas, ya que no proveen recursos florales como néctar ni polen. Además, su alta cobertura del suelo puede reducir la disponibilidad de sitios de nidificación para abejas que anidan en él. En este sentido, el mantenimiento de parches de suelo desnudo ha demostrado incrementar la diversidad y abundancia de abejas (Scheper *et al.*, 2013; Haaland *et al.*, 2011; Dicks *et al.*, 2010, como se citó en Fruitos, 2026). Asimismo, estudios indican que las abejas nativas presentan mayores abundancias en ambientes naturales y pueden verse afectadas por la alta cobertura de gramíneas (Debandi *et al.*, 2017; López García *et al.*, 2019).

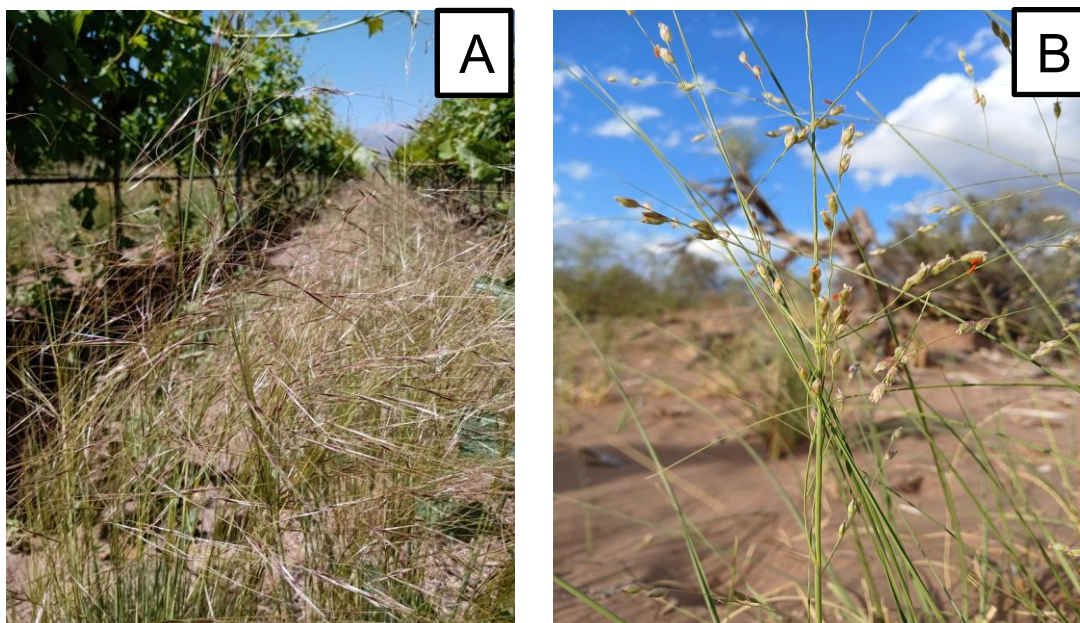


Figura 20. Familia Poaceae. (A) *Nassella neesiana* (Foto: B. Alzugaray, 2022). (B) *Panicum urvilleanum* (Foto: B. Alzugaray, 2025)

Zygophyllaceae

En la provincia fitogeográfica del Monte, la estepa arbustiva está dominada por arbustos xerofíticos de follaje perenne de la familia Zygophyllaceae (Figura 21), conocidos localmente como jarillales (Cabrera, 1976). Estas especies nativas, adaptadas a las condiciones locales, ofrecen recursos florales de alta calidad y cantidad, favoreciendo la presencia de polinizadores y de enemigos naturales como depredadores y parasitoides (Rojas Rodríguez *et al.*, 2019; Stupino, 2018; Gayer *et al.*, 2019; López García *et al.*, 2019). Además, la diversidad de estratos vegetales genera microhábitats con distintas condiciones de luz, humedad y temperatura, ampliando la disponibilidad de recursos para estos organismos (Rosas-Ramos *et al.*, 2018; Fernández *et al.*, 2019).

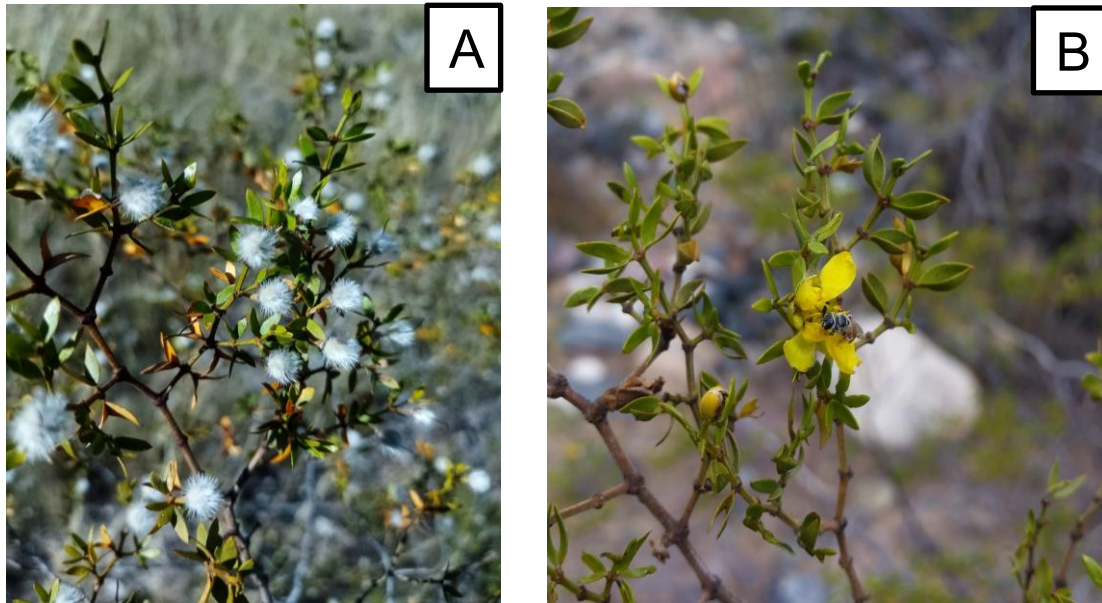


Figura 21. Familia Zygophyllaceae (A) *Larrea divaricata* en fructificación (Foto: Elaboración propia, 2024). (B) *Larrea divaricata* en floración (Foto: B. Alzugaray, 2020).

Anacardiaceae

Dentro de la familia Anacardiaceae, encontramos especies del género *Schinus*, un arbusto nativo que contribuye a la estratificación de la vegetación, generan microhábitats que brindan refugio y una amplia gama de recursos para los artrópodos. Este género puede aportar madera como sitio de nidificación para diferentes especies de abejas y avispa (Fruitos, 2026).

En un estudio realizado en Chile por el Ministerio del Medio Ambiente de Chile y ONU Medio Ambiente (2020), se registró que abejas de las familias Andrenidae, Halictidae y Colletidae visitan al huingán (*Schinus polygamus*), nativo de Argentina y al molle (*Schinus latifolius*) nativo de Chile, especies de la familia Anacardiaceae (Figura 22).

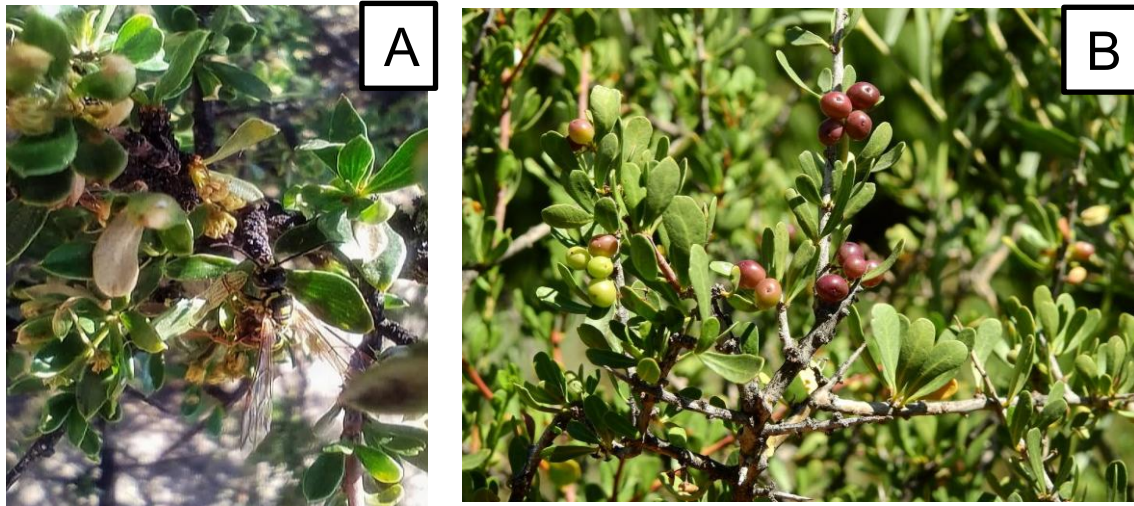


Figura 22. Familia Anacardiaceae. (A) *Schinus polygamus* y *Polybia occidentalis* (Foto: Elaboración propia, 2024). (B) *Schinus polygamus* (Foto: Debandi, 2022).

3.2 CONFIGURACIÓN

Relación perímetro/área

Con respecto a la configuración del paisaje (Figura 23), la relación perímetro/área de la finca San Carlos presenta el valor promedio más elevado, lo cual se atribuye a la presencia de un mayor número de IEs con áreas más pequeñas. Esta configuración indica que, en promedio, las IEs en San Carlos poseen formas más irregulares, maximizando su perímetro y, por lo tanto, el "efecto borde" por unidad de área. Por el contrario, la finca Tupungato registra el valor promedio más bajo; si bien contiene un corredor ecológico con una forma muy alargada, su área total es considerablemente mayor. Finalmente, Tunuyán presenta un valor intermedio, debido a la alta variabilidad de sus IEs, incluyendo tanto infraestructuras de gran tamaño y forma muy regular como otras de menor tamaño y más irregulares.

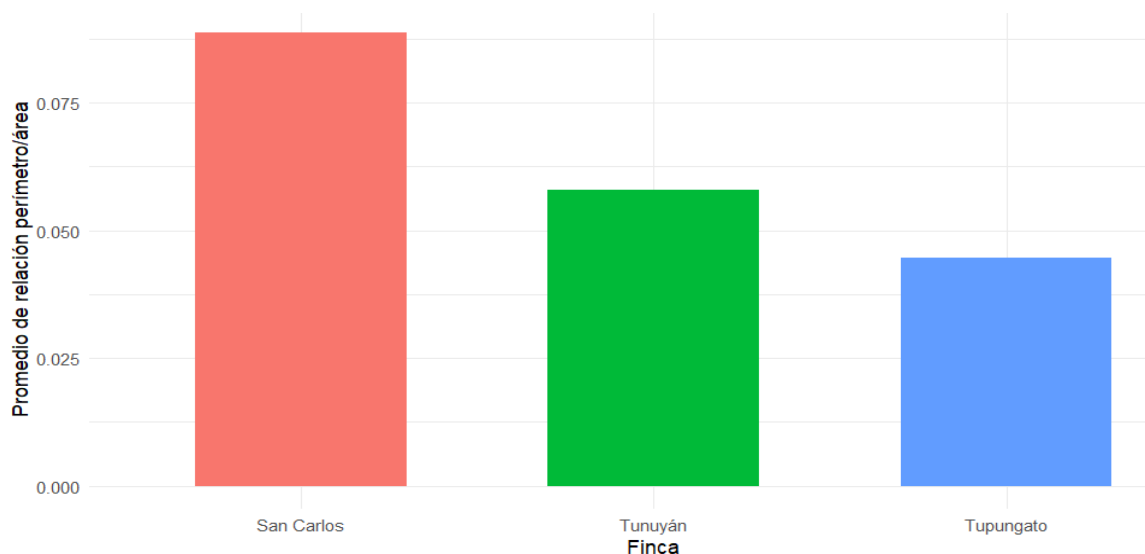


Figura 23. Relación Perímetro/Área de infraestructuras ecológicas promedio por finca. Fuente: Elaboración propia.

3.3 ABEJAS Y AVISPAS

En el Análisis de la composición específica de la comunidad de abejas y avispas mediante un Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS), se puede observar (Figura 24) una similitud en la composición de las comunidades de abejas y avispas, debido a que se superponen entre sí. Las muestras de San Carlos presentan puntos de muestreo muy cercanos entre sí, lo que indica una composición más homogénea en términos relativos a los otros dos agroecosistemas analizados. Por su parte, Tupungato también muestra una agrupación con dispersión ligeramente superior a la de San Carlos. En contraste, las muestras de Tunuyán se encuentran notablemente más dispersas a lo largo de ambos ejes y presentan la elipse más extensa; esto refleja una composición más heterogénea y una mayor variabilidad interna entre los puntos de muestreo dentro de esta finca.

El análisis de la varianza mediante PERMANOVA reveló que el factor finca explica el 35.9% de la variación total observada en la composición de la comunidad de abejas y avispas, siendo este resultado estadísticamente significativo ($p = 0.001$). Este valor de partición de la varianza indica que la identidad del viñedo posee un poder explicativo considerable sobre las diferencias detectadas. Esto sugiere que las características específicas asociadas a cada finca, tales como su ubicación geográfica, altitud, la matriz circundante y el tipo de infraestructuras ecológicas (IEs) conservadas, son factores que estructuran y diferencian las comunidades de estos insectos entre las fincas estudiadas.

No obstante, el componente residual de la variación es del 64.1%, lo que representa la porción de la varianza que no es atribuible al factor finca. Este valor refleja una heterogeneidad intrínseca dentro de cada sitio que podría deberse a factores locales no incluidos en el modelo, tales como diferencias en microhábitats, disponibilidad de sitios de nidificación, características edáficas o el manejo diferencial intra-predial que se realiza en cada finca y sus IEs. El valor del *stress* (0,151) sugiere que la representación bidimensional es aceptable, aunque no óptima.

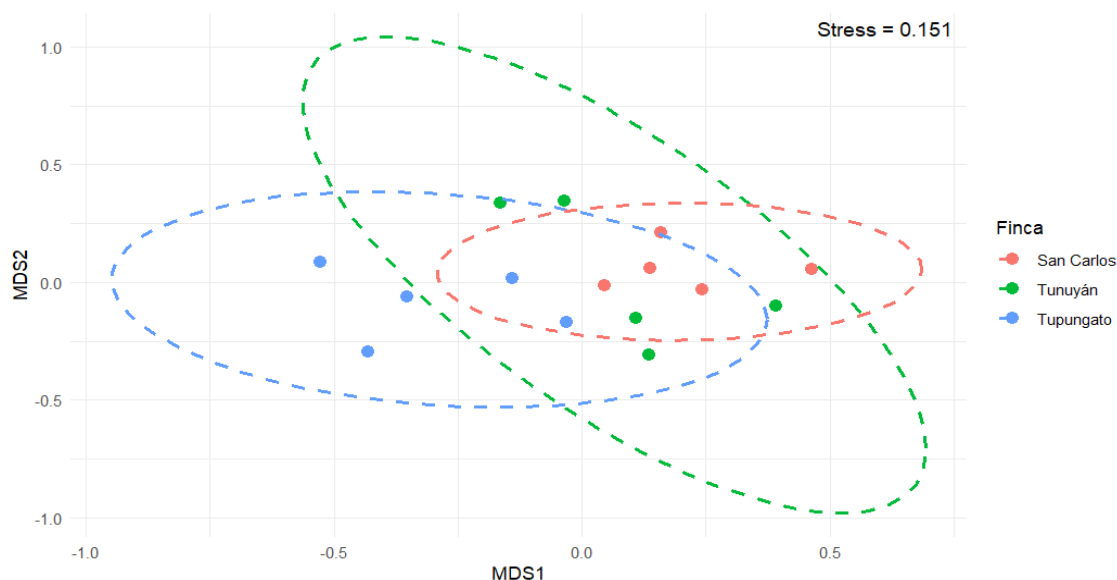


Figura 24. Análisis de composición de especies de abejas y avispas nativas presentes en las IEs de las fincas. Fuente: Elaboración propia.

Riqueza

Para el análisis de la riqueza de especies de abejas y avispa nativas por finca (Figura 25), se evaluaron inicialmente los supuestos de normalidad y homocedasticidad mediante los tests de Shapiro-Wilk ($p = 0,506$) y Levene ($p = 0,810$), respectivamente. Dado que en ambos casos se obtuvieron valores de $p > 0,05$, se cumplieron los supuestos requeridos para la aplicación de estadística paramétrica. A partir del ANOVA, no se encontraron diferencias significativas entre fincas ($F = 0,635$; $p = 0,547$). Asimismo, la prueba de comparaciones múltiples de Tukey confirmó la ausencia de diferencias significativas entre las fincas en términos de riqueza ($p > 0,05$).

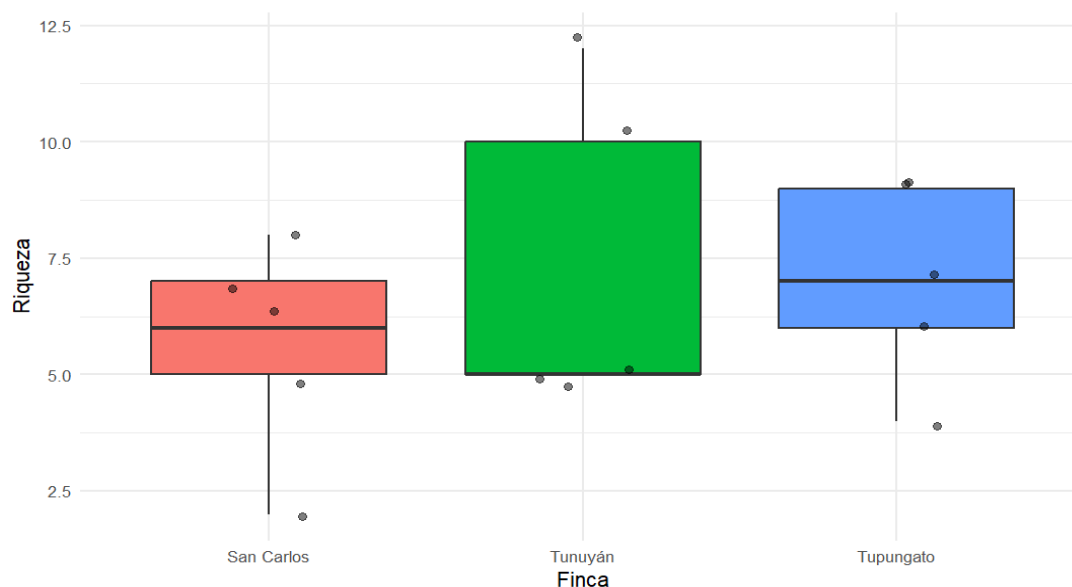


Figura 25. Riqueza de especies de abejas y avispa nativas por finca mediante el test ANOVA. Fuente: Elaboración propia.

Abundancia

Para el análisis de la abundancia de abejas y avispa nativas por finca (Figura 26), se evaluaron inicialmente los supuestos de normalidad y homocedasticidad. El test de Shapiro-Wilk arrojó un valor de $p = 0,00059$, indicando que los residuos no presentan una distribución normal. Ante el incumplimiento de este supuesto, se optó por el uso de estadística no paramétrica mediante el test de Kruskal-Wallis. Los resultados mostraron que no existen diferencias estadísticamente significativas en la abundancia entre las fincas evaluadas ($\chi^2 = 1,94$; $p = 0,379$). Asimismo, la prueba de Wilcoxon *post hoc* confirmó la ausencia de diferencias significativas entre pares de fincas ($p > 0,05$).

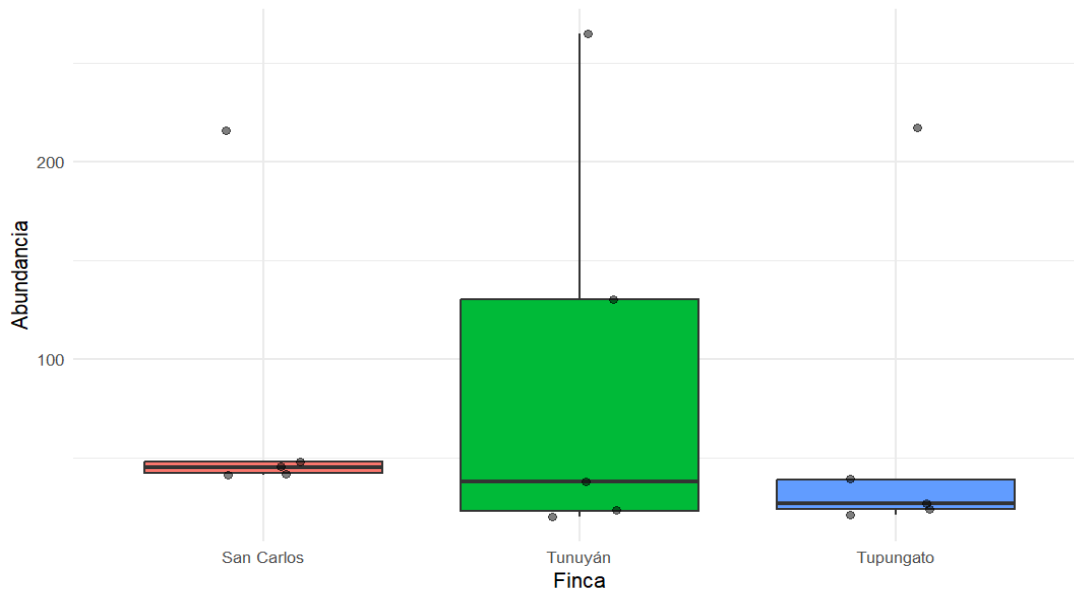


Figura 26. Abundancia de especies de abejas y avispas nativas por finca mediante el test Kruskal-Wallis. Fuente: Elaboración propia.

Diversidad

Para el análisis de la diversidad de abejas y avispas nativas por finca (Figura 27), se evaluaron inicialmente los supuestos de normalidad y homocedasticidad mediante los tests de Shapiro-Wilk ($p = 0,193$) y Levene ($p = 0,730$), respectivamente. Dado que en ambos casos se obtuvieron valores de $p > 0,05$, se cumplieron los supuestos para la aplicación de estadística paramétrica. A partir del ANOVA, no se encontraron diferencias significativas entre fincas ($F = 0,796$; $p = 0,474$).

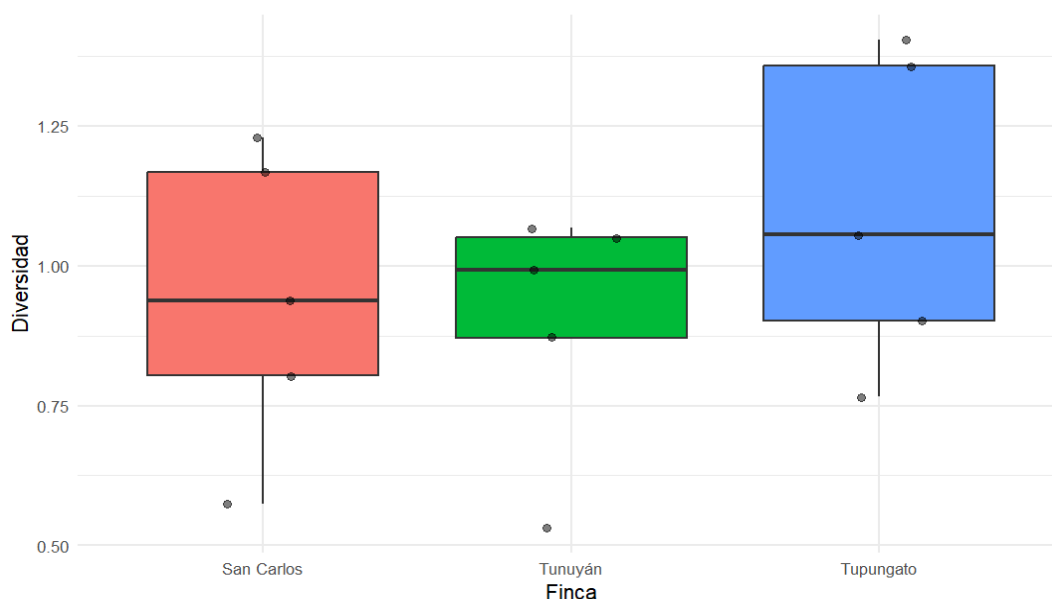


Figura 27. Diversidad de abejas y avispas nativas por finca mediante el test ANOVA.

Fuente: Elaboración propia.

Considerando las 15 muestras de las tres fincas evaluadas, se registró una abundancia de 1.196 individuos de abejas y avispas nativas, correspondientes a ocho familias, de las cuales cuatro pertenecen a abejas y cuatro a avispas (Figura 28). Se observó una marcada dominancia de las abejas. Dentro de este grupo, la familia Andrenidae es la más abundante, seguida por Halictidae, mientras que Apidae presenta valores menores. En contraste, las avispas presentan abundancias considerablemente más bajas, siendo Crabronidae la familia más abundante y Sphecidae la menor representada dentro de este grupo.

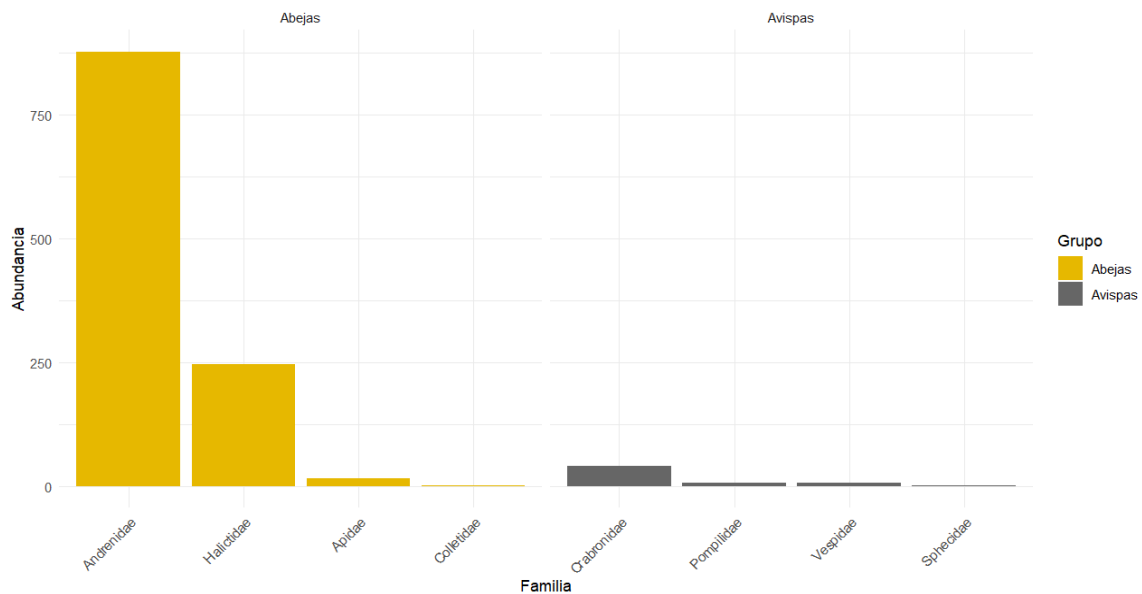


Figura 28. Abundancia de abejas y avispas nativas agrupadas por familia en las IEs de las tres fincas analizadas. Fuente: Elaboración propia.

La mayor abundancia de abejas y avispas se observó en la finca Tunuyán, con un total de 476 individuos, seguida por San Carlos con 392 y Tupungato con 328 individuos (Figura 29). En cuanto a las abejas, las familias Andrenidae y Halictidae fueron las más abundantes y estuvieron presentes en las IEs de las tres fincas, alcanzando en conjunto más del 90 % de los individuos en todos los sitios. La familia Apidae se registró principalmente en Tupungato con 4,3 % y en menor medida en San Carlos con 0,5%. En relación con las avispas, la familia Crabronidae estuvo presente en las tres fincas, aunque con valores bajos cercanos al 3 %. Sphecidae se registró únicamente en Tunuyán con 0,2 %, mientras que Pompilidae se observó en Tunuyán y San Carlos con valores cercanos al 0,8 %.

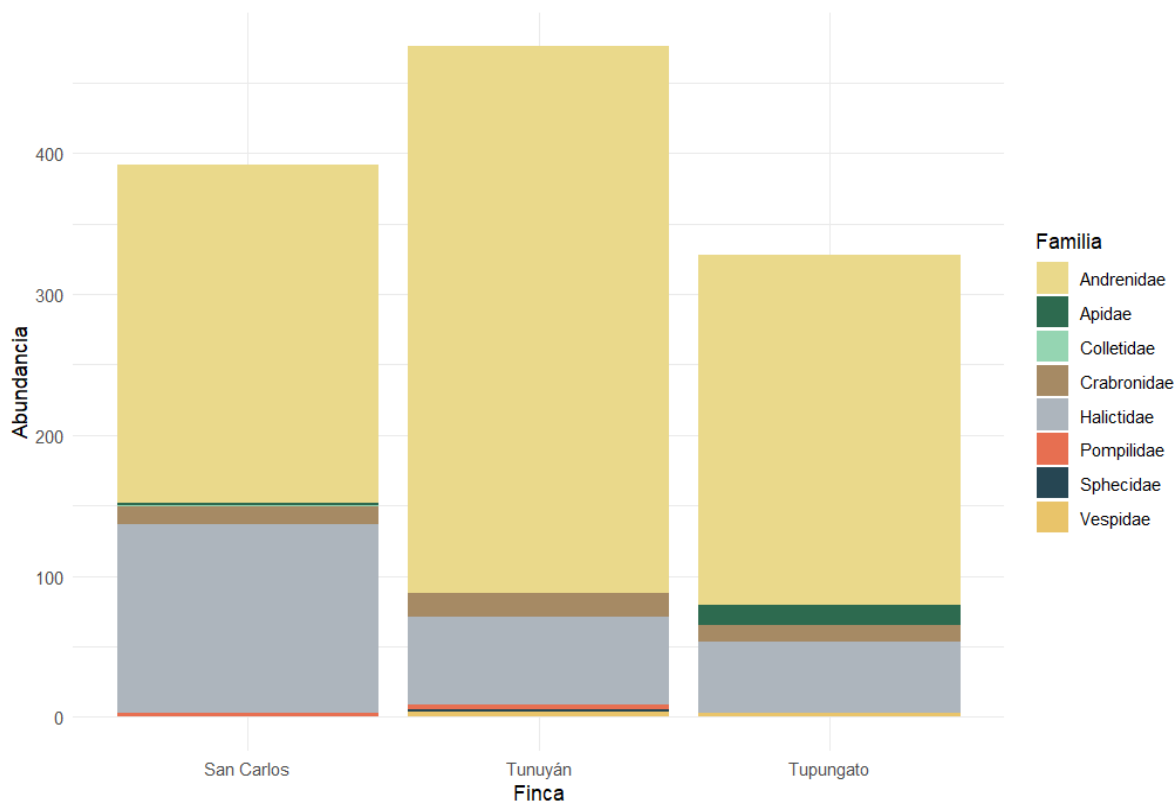


Figura 29. Abundancia de abejas y avispas nativas agrupadas por familia por finca.

Fuente: Elaboración propia.

4. DISCUSIÓN

En cuanto a la hipótesis de este trabajo “*Los agroecosistemas con distinta estructura del paisaje presentan diferencias en la provisión de hábitat, recursos alimenticios, refugios y sitios de nidificación a través de sus infraestructuras ecológicas, lo cual se refleja en diferencias en la abundancia, riqueza y diversidad de abejas y avispas nativas.*”, se rechaza parcialmente, dado que los resultados muestran que la comunidad de abejas y avispas nativas en términos de riqueza, abundancia y diversidad fue muy similar entre los tres agroecosistemas estudiados, a pesar de que la composición vegetal de las infraestructuras ecológicas presentó diferencias significativas entre las fincas.

La composición del paisaje, analizada como el porcentaje de cobertura de los distintos usos del suelo (cultivos y vegetación natural) en un radio de 1000 m alrededor de cada finca, resulta clave para interpretar las diferencias en la estructura de las comunidades vegetales. En función de este análisis la finca Tunuyán, inmersa en una matriz con predominio de vegetación natural, presentó la composición vegetal más heterogénea. Se caracterizó por un predominio de especies nativas por sobre las exóticas, mayor cantidad de familias botánicas, alta equitatividad entre las especies y una cobertura equilibrada entre el estrato arbustivo y herbáceo. En contraste, la finca Tupungato, ubicada en una matriz dominada por especies cultivadas, mostró la composición vegetal más homogénea, con menor cantidad de familias botánicas y moderada equitatividad de especies. Por otro lado, la finca San Carlos, inmersa en una matriz con presencia conjunta de vegetación natural y cultivos, presentó un predominio de especies nativas por sobre las exóticas, una equitatividad alta entre especies y un predominio del estrato arbustivo.

En particular, en la finca Tunuyán se registró la presencia de diversas especies de la familia Asteraceae, entre las que se destacan *Hyalis argentea* y *Lecanophora heterophylla*, herbáceas nativas, así como *Proustia cuneifolia*, arbustiva nativa. En términos funcionales, las Asteraceae se caracterizan por mantener una oferta constante de polen y néctar durante gran parte del año, por su elevado número de especies, la amplitud de su período de floración y la alta densidad de capítulos por planta en la mayoría de las especies (Montero, 2014). Asimismo, en esta finca también se registraron especies leñosas arbustivas de la familia Fabaceae, como *Neltuma flexuosa* var. *depressa* y *Geoffroea decorticans*, que proporcionan madera utilizada por las abejas como sitios de nidificación, además de recursos florales.

Por otro lado, la finca Tupungato presentó una marcada dominancia de la familia Asteraceae, con la presencia de numerosas especies (11 en total), entre ellas *Senecio subulatus* y *Thelesperma megapotamicum*, además de compartir algunas de las especies registradas en Tunuyán, que, como se mencionó anteriormente, son muy importantes para la conservación de abejas y avispas.

La finca San Carlos, en términos estructurales registro la mayor cobertura arbustiva, lo que implica una mayor disponibilidad de sitios de nidificación para aquellas especies de abejas y avispas que utilizan la madera como sitios de nidificación. Estos resultados son muy importantes porque según Fritos, (2026) la presencia cercana de madera, cavidades y otros materiales esenciales para la nidificación es clave para la persistencia de muchas especies, particularmente aquellas de hábitos polilécticos, para quienes la disponibilidad de sustratos de nidificación puede ser más limitante que la de recursos florales. En términos generales, la heterogeneidad vegetal resulta clave para la

disponibilidad de nichos para refugio, reproducción y alimentación. Cuanto más diversa y estratificada es la vegetación, mayor es la cantidad de microhábitats disponibles para distintos organismos (Fernández, Marasas, Sarandón, 2019).

Las diferencias observadas en la composición vegetal podrían explicarse por la composición del paisaje, la identidad de cada finca y las características particulares de sus infraestructuras ecológicas. Factores como la heterogeneidad del suelo entre sitios, la altitud y la matriz en la que se inserta cada finca podrían contribuir a la estructuración de las comunidades vegetales. A su vez, el origen de las infraestructuras ecológicas resulta un factor relevante a considerar, ya que algunas se desarrollan a partir de la dinámica red de cauces secos, mientras que otras corresponden a parches remanentes de vegetación natural que no fueron desmontados durante la implantación del viñedo, generando en cada caso condiciones ambientales distintas que influyen en la composición vegetal.

En cuanto a la configuración del paisaje, no se observó una asociación entre la relación perímetro/área y la riqueza, diversidad o abundancia de abejas y avispas. Este resultado contrasta con lo propuesto por Fahrig (2017), quien señala que los parches con mayor relación perímetro/área pueden favorecer el movimiento de especies que utilizan los bordes como vías de desplazamiento, aumentando la probabilidad de encuentro entre parches. Además, los bordes suelen presentar mayor productividad y disponibilidad de recursos y refugio que el interior. Sin embargo, los resultados obtenidos se alinean con lo reportado por Galetto *et al.* (2007), quienes, al analizar un gradiente de fragmentación en el Bosque Chaqueño de Córdoba, no encontraron una disminución significativa en la riqueza de polinizadores ni en la frecuencia de visitas florales a medida que disminuye el área de los fragmentos. En conjunto, estos antecedentes, sumados a lo observado en este estudio, sugieren que la configuración del paisaje podría haber tenido un rol menos determinante que la composición del hábitat, asociada a la calidad de los recursos disponibles, tal como lo indica un estudio de Fruitos (2026).

Asimismo, se ha señalado que las poblaciones locales de polinizadores podrían tener la capacidad de sobrevivir y mantenerse en cada sitio independientemente de su capacidad de vuelo, por lo que no necesariamente se verían afectadas por una disminución del área. En este sentido, distintos antecedentes señalan, por un lado, que muchos polinizadores presentan una marcada fidelidad a los sitios donde nidifican (Osborne & Williams, 2001 y trabajos citados allí; Goverde *et al.*, 2002), y por otro, que podrían evitar atravesar barreras artificiales, como pequeños cultivos, pastizales, carreteras o ambientes muy modificados. En conjunto, estos procesos podrían contribuir a explicar la presencia de las especies registradas en todas las fincas por igual, ya que las poblaciones tenderían a mantenerse localmente siempre que encuentren condiciones adecuadas de nidificación y disponibilidad de recursos florales, es decir, la calidad de hábitat, independientemente de las diferencias en la composición y configuración del paisaje.

A pesar de las diferencias observadas en la composición y configuración del paisaje, como se mencionó anteriormente, no se detectaron diferencias significativas en la riqueza, abundancia y diversidad de abejas y avispas entre las fincas. Este patrón podría estar asociado a múltiples factores que actúan de manera conjunta. Uno de ellos podrían ser las diferencias en las características biológicas específicas de plantas y polinizadores, tales como sus estrategias reproductivas, capacidades de dispersión y rasgos demográficos (Saunders *et al.*, 1991; Van Dyck & Matthysen, 1999; Aguilar *et al.*, 2006). Según Aguilar *et al.* (2006), los polinizadores generalistas suelen ser más resilientes debido a su mayor movilidad, lo que les permite utilizar una amplia variedad de recursos

incluso en paisajes fragmentados. En cambio, las plantas tienden a ser más sensibles, ya que su éxito reproductivo depende tanto de su sistema de compatibilidad (capacidad de autofecundación) como del grado de especialización de la polinización (Bond 1994; Renner 1999; Johnson & Steiner 2000; Aguilar *et al.*, 2006).

Por otra parte, considerando que las fincas estudiadas se encuentran inmersas en matrices de campo natural y viñedo, según Winter *et al.* (2018) el carácter perenne del cultivo de la vid favorece la estabilidad del hábitat, proporcionando, entre otros recursos, madera muerta, un microhábitat esencial para la nidificación de muchos grupos de abejas y avispas. Asimismo, el manejo orgánico de los tres viñedos, al estar exentos de plaguicidas sintéticos y mantener los interfilares con coberturas vegetales perennes, podría haber generado condiciones favorables para la persistencia de abejas y avispas en todas las fincas, al aumentar la permeabilidad del entorno y facilitar el desplazamiento de estos organismos. En términos generales, el manejo orgánico, junto con una baja frecuencia y proporción de perturbaciones, incrementa la diversidad vegetal alfa y gamma. En esta línea, Griffon y Hernández (2016) encontraron que las redes de reservorios rodeadas por matrices agrícolas bajo manejo agroecológico presentan incidencias promedio ligeramente mayores que aquellas bajo manejo convencional.

A ello se suma la alta movilidad de las abejas y avispas, que les permite desplazarse entre parches en busca de recursos. La evidencia existente, obtenida a partir de estudios en ambientes cultivados colindantes con hábitats naturales, indica que los himenópteros suelen realizar visitas en el interior de los cultivos hasta distancias de aproximadamente 500 m, mientras que más allá de estas distancias, las visitas ocurren con muy baja frecuencia (Chacoff & Aizen, 2006; Klein, 2009; Boreux *et al.*, 2012, citado en Longo, 2023). Dado que las distancias entre las IEs de cada finca evaluada en este estudio no superan esa distancia, es posible que haya favorecido el movimiento de estos organismos y contribuido en la homogeneidad observada entre sitios.

Galetto *et al.* (2007) señalan que las respuestas de los polinizadores frente a la fragmentación pueden ser altamente dependientes de la especie, lo que genera patrones heterogéneos dentro de las comunidades. Este comportamiento podría contribuir a explicar la ausencia de diferencias claras entre las fincas, ya que no todas las especies responden de la misma manera a la estructura del paisaje, y eso hace que, en conjunto, no se observen diferencias o patrones entre las fincas analizadas.

Un trabajo realizado por López García *et al.* (2019) obtuvo resultados similares a los de este estudio, ya que la estimación de la riqueza de polinizadores y depredadores no mostró diferencias significativas entre los corredores de las tres fincas muestreadas. Sin embargo, en una de las fincas evaluadas halló la mayor riqueza tanto de polinizadores como de depredadores y una escasa diferencia entre ambientes dentro de la finca (corredor, borde y centro del viñedo), posiblemente porque esta finca vitícola estaba rodeada por campo natural, con una oferta similar de recursos florales en todos sus ambientes. En consonancia con estos hallazgos, Alonso Solano (2017) no encontró efectos directos de la escala paisajística sobre la abundancia, riqueza y diversidad de la comunidad de abejas. La autora sugiere que esta ausencia de relación podría explicarse por la capacidad de las abejas para localizar los recursos necesarios en las cercanías del nido, lo que haría que las condiciones a escala local sean más determinantes para su persistencia.

A pesar de no haberse encontrado significancia estadística para la hipótesis planteada, según la cual la composición y configuración del paisaje influirían en la composición,

riqueza, abundancia y diversidad de abejas y avispas nativas, se observaron tendencias biológicas relevantes. La finca Tunuyán registró la mayor abundancia y riqueza de estos grupos y, como se mencionó previamente, se encuentra inmersa en una matriz con predominio de vegetación natural, además de presentar una elevada cobertura de especies nativas y una estructura vegetal más compleja, con presencia de arbustos, herbáceas y árboles, mientras que la finca San Carlos, con la menor cobertura arbustiva, registro los valores más bajos de riqueza y abundancia de abejas y avispas nativas. Estudios como el de Sarandón y Flores (2014) respaldan esta interpretación al señalar que la disponibilidad de sitios de refugio depende de los distintos estratos de la vegetación, lo que se complementa con lo propuesto por López García *et al.* (2019), quienes destacan que la incorporación de coberturas vegetales con plantas nativas y flores atractivas en paisajes vitícolas contribuye a mantener e incrementar la riqueza, diversidad y abundancia de polinizadores y depredadores.

Por su parte, la finca Tupungato mostró una tendencia hacia niveles de diversidad de abejas y avispas más elevados en comparación con las demás fincas, a pesar de ser el viñedo ubicado en una matriz dominada por especies cultivadas con una composición vegetal menos equitativa entre especies y menor cantidad de familias botánicas. Esta tendencia podría deberse a la elevada cobertura de la familia Asteraceae que proporciona un recurso floral relevante para estos insectos y a otros elementos que hacen a la calidad del hábitat que no se tuvieron en cuenta en este trabajo, como el porcentaje de suelo desnudo, el tipo de suelo, la madera muerta, barrancas y otros sitios importantes para la nidificación.

La mayor abundancia de abejas en comparación con las avispas podría estar asociada a una mayor disponibilidad de recursos florales y a condiciones favorables para la nidificación de las primeras, en relación con los requerimientos ecológicos de las segundas, para las cuales los recursos florales constituyen, en la mayoría de los casos, una fuente accesoria de nutrición en la etapa adulta (Proctor *et al.*, 1996, citado en Claps *et al.*, 2020). López García (2019) obtuvo resultados similares al señalar que los depredadores fueron más abundantes en el borde y en el interior del viñedo, mientras que los polinizadores presentaron mayor abundancia en el borde y corredor biológico. Del mismo modo, Alonso Solano (2017) reporta que la riqueza y diversidad de avispas se ven favorecidas en paisajes más simples. En concordancia, Sobek (2009) sugiere que las avispas podrían estar adaptadas a condiciones de intensificación agrícola, siendo la disponibilidad de sitios de nidificación el principal factor limitante para el incremento de sus poblaciones. Esta diferencia podría explicarse por la disponibilidad de recursos: los depredadores, principalmente avispas, encontrarían una mayor oferta de presas dentro del viñedo, mientras que las abejas dependerían en mayor medida de ambientes menos modificados, con mayor oferta floral y sitios adecuados para nidificar. En este mismo sentido, Fruitos (2026) señala que, si bien la riqueza y diversidad de abejas no respondieron significativamente ni a la estructura espacial ni a la oferta floral, se observó una tendencia consistente hacia una mayor riqueza en los bordes de los viñedos.

La familia Andrenidae fue especialmente abundante y frecuente en los muestreos, seguida por Halictidae. Estos resultados coinciden con trabajos como el de Debandi *et al.* (2022), quienes mencionan al género *Dialictus* (perteneciente a Halictidae) como abundante y frecuente debido a su hábito social. Además, en ese mismo estudio hallaron que Andrenidae y Halictidae son menos afectadas por los viñedos, mostrando mayor plasticidad en comparación con Megachilidae y Colletidae, que se asociaron principalmente a ambientes naturales.

Según Alemanno (2020), en viñedos con mayor cobertura de gramíneas, se observa un aumento tanto en la riqueza como en la abundancia de pompílidos, avispas depredadoras de arañas. La presencia de pompílidos en Tunuyán y San Carlos coincide con su mayor cobertura de gramíneas, en contraste con Tupungato, donde no se registraron pompílidos y la cobertura de gramíneas fue considerablemente menor. Sarandón y Bonicatto (2020) mencionan para los grupos epígeos que se desplazan sobre la superficie del suelo, como las arañas, la densidad de la vegetación, el tipo de mantillo presente, el sombreado y la temperatura del suelo son factores más determinantes para su presencia.

En conjunto, los resultados sugieren que, en los agroecosistemas evaluados la calidad del hábitat a escala local, dado por la oferta de recursos florales y sitios de nidificación como suelo desnudo, montículos de piedras, madera muerta, barro, entre otros, podría tener un papel más relevante que ciertos atributos de la composición o configuración espacial para explicar la respuesta de las comunidades de abejas y avispas nativas. Los mismos, ponen de relieve que la conservación de estas comunidades en agroecosistemas vitivinícolas no depende únicamente de la presencia de infraestructuras ecológicas, sino también de su calidad, persistencia, manejo y valoración dentro del sistema productivo.

5. CONCLUSIONES

El presente estudio evaluó la influencia de la estructura del paisaje sobre las comunidades de abejas y avispas nativas en viñedos del Valle de Uco, Mendoza. A partir del análisis integrado del paisaje y las comunidades de abejas y avispas, se aportan conocimientos sobre la respuesta de estos grupos en agroecosistemas vitivinícolas bajo manejo orgánico.

Si bien se observó que la hipótesis planteada se corroboró solo de manera parcial, ya que las diferencias significativas en la composición vegetal no se tradujeron en diferencias significativas en la riqueza, abundancia y diversidad de abejas y avispas, los resultados permiten destacar observaciones relevantes. En primer lugar, se identificó que la calidad del hábitat, asociada a la presencia de recursos florales como los ofrecidos por las familias Asteraceae y Fabaceae, la disponibilidad de elementos clave que ofrecen sitios de nidificación y el manejo del cultivo parecen ser factores más determinantes para la persistencia de estos insectos que la configuración espacial.

Las infraestructuras ecológicas analizadas trascienden su función como simples áreas remanentes de vegetación y se establecen como una estrategia de manejo fundamental para la conservación de la biodiversidad en áreas cultivadas. En particular, estos remanentes de vegetación nativa presentan una ventaja competitiva frente a las áreas implantadas, ya que no requieren riego ni mantenimiento constante y sostienen períodos de floración más extensos debido a sus adaptaciones evolutivas (García *et al.*, 2018; Isaacs *et al.*, 2009; Giusti *et al.*, 2024, citado en Fruitos, 2026). Estas características las convierten en componentes clave para la persistencia de especies polinizadoras, especialmente aquellas especialistas y oligoléticas, cuya dependencia de huéspedes florales específicos las vuelve altamente vulnerables a la simplificación del paisaje (Steffan-Dewenter *et al.*, 2005). En este sentido, la conservación de estas áreas y de las interacciones que sostienen resulta fundamental para mitigar el riesgo de extinción de polinizadores con baja capacidad de adaptación frente al avance de la frontera agrícola.

Bennett (2004) señala que muchos tramos de hábitat que actualmente actúan como enlaces del paisaje, mejorando la conectividad del ambiente natural y de los procesos ecológicos a través de amplias áreas, no son necesariamente reconocidos como tales, y que existe una creciente atención en identificarlos y valorarlos como parte de estrategias de conservación. De esta manera, resulta fundamental que tanto los tomadores de decisiones como los trabajadores de la finca reconozcan a las IEs como elementos valiosos dentro del sistema productivo. En este contexto, cabe señalar que, a medida que se realizan labores de manejo, como la limpieza y mantenimiento de caminos, la superficie ocupada por estas infraestructuras tiende a reducirse paulatinamente, lo que puede comprometer su funcionalidad si no se implementan estrategias de gestión adecuadas. A ello se suma la exposición de organismos no objetivo a agroquímicos, ya que las IEs se localizan en los bordes de los campos, en contacto directo con las áreas cultivadas.

Por otra parte, los resultados obtenidos en este estudio deben interpretarse considerando ciertas limitaciones asociadas al tamaño y número de las muestras. El número de sitios evaluados y la cantidad de muestreos realizados pueden haber influido en la capacidad estadística para detectar diferencias entre sitios. La alta variabilidad natural entre sitios o momentos de muestreo puede enmascarar patrones reales cuando el tamaño muestral es limitado. En este sentido, la ausencia de diferencias significativas podría estar relacionada con una potencia estadística reducida para detectar variaciones en la

diversidad de abejas y avispas nativas. Por lo tanto, es probable que en estudios futuros sea necesario un mayor número de repeticiones para mejorar la representatividad de los datos.

Finalmente, este trabajo subraya la importancia de integrar formalmente las infraestructuras ecológicas en la planificación y diseño de los viñedos en los ecosistemas áridos de Mendoza, ya que estas áreas representan refugios de agrobiodiversidad adaptada que garantizan la funcionalidad del agroecosistema. En este marco, se espera que los resultados de esta tesina aporten conocimiento sobre cómo los cambios en el diseño del agroecosistema afectan a las comunidades vegetales y a la fauna asociada, y que sirvan como base para futuras investigaciones orientadas a profundizar en la calidad del hábitat, incluyendo la disponibilidad de sitios específicos de nidificación, así como en la percepción de los trabajadores y tomadores de decisiones sobre las infraestructuras ecológicas, con el fin de orientar estrategias de manejo que aseguren la sostenibilidad de la vitivinicultura regional.

Agradecimientos

La presente tesis se ha llevado a cabo en el marco del proyecto de investigación denominado “Ecological Infrastructures in Viticultural Environments Implications for the Conservation of Functional Biodiversity”, financiado por la Organización Internacional de la Viña y el Vino (OIV). Agradezco también al Dr. Debandi Guillermo por la identificación de las muestras y a los propietarios de las fincas objeto de estudio por haber permitido la realización de los muestreos y toma de datos para esta tesis.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L., & Aizen, M. A. (2006). Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: Review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters*, 9(8), 968-980. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00927.x>
- Alemanno, V. (2020). Evaluación del efecto de diversas prácticas de manejo en el interfilar en viñedos de Maipú-Mendoza, sobre la diversidad específica y los grupos funcionales de himenópteros. Tesis de grado, Universidad Nacional de Cuyo, Argentina. <https://bdigital.uncu.edu.ar/15361>
- Alonso Solano, M. (2017). Análisis multiescalar y espacio-temporal de las comunidades de abejas y avispas nidificantes aéreas y sus enemigos naturales (Insecta: Hymenoptera) en agroecosistemas de la ribera del Ebro. Tesis doctoral, Universidad de Salamanca, España.
- Altieri, M., & Nicholls, C. I. (2000). Agroecología: Teoría y práctica para una agricultura sustentable. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Altieri, M. A. (2002). Agroecology: The science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93(1-3), 1-24. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00085-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00085-3)
- Altieri, M. A., Ponti, L., & Nicholls, C. I. (2005). Manipulating vineyard biodiversity for improved insect pest management: Case studies from northern California. *International Journal of Biodiversity Science and Management*, 1(1), 1-13. <https://doi.org/10.1080/17451590509618075>
- Altieri, M. A. (Ed.). (2009). Vertientes del pensamiento agroecológico: Fundamentos y aplicaciones. SOCLA. <http://www.agroeco.org/socla>
- Alvarez, J. A. & P. E. Villagra. 2009. *Prosopis flexuosa* DC. (Fabaceae, Mimosoideae). *Kurtziana* 35 (1): 49-63.
- Arroyo-Rodríguez, V., Arasa-Gisbert, R., Arce-Peña, N., Cervantes-López, M. J., Cudney-Valenzuela, S. J., Galán-Acedo, C. & San-José, M. (2019). Determinantes de la biodiversidad en paisajes antrópicos: Una revisión teórica. La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio, 65-111.
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., & Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9(10), 1146–1156. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x>

- Bennett, A. F. (2004). Enlazando el paisaje: El papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. IUCN. <https://portals.iucn.org/library/node/8837>
- Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18(4), 182-188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Boller, E. F., Schüpbach, B. & Pfiffner, L. (2004). Ecological infrastructures: Theoretical background and practical implementation. En *Ecological infrastructures in agricultural landscapes* (pp. 1-20).
- Braun-Blanquet, J. (1979). Fitosociología: Bases para el estudio de las comunidades vegetales. <https://archive.org/details/1979-braun-blanquet-fitosociologia>
- Burkart, A. E. (1952). Las leguminosas argentinas silvestres y cultivadas: Descripción sistemática de la familia, los géneros y principales especies, de su distribución y utilidad en el país y en las regiones limítrofes (2.^a ed.). Acme Agency.
- Cabrera, A. L. (1971). Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 14(1-2). <https://api.naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/server/api/core/bitstreams/ec1169b4-b937-4d0c-a87e-95c7eaedbc1c/content>
- Cánepa, M., Montero, G. & Barberis, I. (2015). Tussock grasses as shelters for overwintering arthropods in Pampean agroecosystems: Effects of plant size, clustering and architecture. *Ecología Austral*, 25, 119-127.
- Cane, J. H., Minckley, R. L. & Kervin, L. J. (2000). Muestreo de abejas (Hymenoptera: Apiformes) para estudios de comunidades polinizadoras: Dificultades del uso de trampas en bandeja. *Revista de la Sociedad Entomológica de Kansas*, 73, 225-231.
- Cane, J. H. (2001). Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict? *Conservation Ecology*, 5(1). <http://www.consecol.org/vol5/iss1/art3/>
- Capitanelli, R. G. (1967). Climatología de Mendoza. *Boletín de Estudios Geográficos*, (54-57), 1-441. <https://bdigital.uncu.edu.ar/11181>
- Cara, L. (2012). Estudio geomorfológico del sector central del Departamento de Tupungato, aplicando técnicas geométricas (Trabajo final de licenciatura, Universidad Nacional de San Juan).
- Chapin, F. S., III, Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C. & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-242. <https://doi.org/10.1038/35012241>
- Claps, L. E., Debandi, G. & Roig-Juñent, S. (Dirs.). (2020). Biodiversidad de artrópodos argentinos (Vol. 2). Editorial Sociedad Entomológica Argentina.

- Cortés Gómez, A. M. (2022). Del paisaje a la flor: Influencia de la composición del paisaje sobre la diversidad de especies y rasgos funcionales de insectos transportadores de polen, en cultivos de granadilla (*Passiflora ligularis* Juss) en el suroccidente colombiano (Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia).
- Debandi, G. (2017). Importancia de parches y corredores de vegetación natural en el manejo de plagas y conservación de enemigos naturales en viñedos de Mendoza. INTA Centro Regional Mendoza-San Juan, EEA Junín.
- Del Barrio, G., Simón, J. C., Cuadrado, A., Sánchez, E., Ruiz-González, E., y García, R. (2000). Aproximación para estimar la conectividad regional de las redes de conservación. En V Congreso Nacional de Medio Ambiente (pp. 1-17). Madrid.
- Elizalde, L., Arbetman, M., Arnan, X., Eggleton, P., Leal, I. R., Lescano, M. N., Saez, A., Werenkraut, V. & Pirk, G. I. (2020). Ecosystem services provided by social insects: Characteristics, management tools and knowledge gaps. *Biological Reviews*, 95(5), 1418-1441. <https://doi.org/10.1111/brv.12616>
- Fahrig, L., Girard, J., Duro, D., Pasher, J., Smith, A., Javorek, S., King, D. I., Lindsay, K. F., Mitchell, S. & Tischendorf, L. (2015). Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, 219-234. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.018>
- Fahrig, L. (2017). Respuestas ecológicas a la fragmentación del hábitat per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 1-23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Fernández, V. I., Marasas, M. E. & Sarandón, S. J. (2019). Indicadores de heterogeneidad vegetal: Una herramienta para evaluar el potencial de regulación biótica en agroecosistemas hortícolas del periurbano platense, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 118(2). <https://revistas.unlp.edu.ar/revagro/article/view/9527>
- Fox, J., Weisberg, S., Price, B., Adler, D., Bates, D., Baud, G., Bolker, B., Ellison, S., Firth, D., Friendly, M., Gorjanc, G., Graves, S., Heiberger, R., Laboissiere, R., Maechler, M., Monette, G., Murdoch, D., Nilsson, H., Ogle, D., Ripley, B., Venables, W., Walker, S., Winsemius, D., Zeileis, A. & R-Core. (2018). *Car: Companion to applied regression*. <https://github.com/cran/car>
- Fruitos, A. B. (2026). Del paisaje al racimo: Infraestructuras ecológicas del paisaje y prácticas de manejo del espacio interfilar como modeladores de la agrobiodiversidad funcional y el servicio ecosistémico de regulación de plagas en viñedos de Barrancas, Mendoza (Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata).
- Fruitos, A., & Debandi, G. (2024). Biodiversity conservation of plant and native bee communities on ecological infrastructures the Uco Valley vineyards. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.18609.49766>

- Galetto, L., Aguilar, R., Musicante, M., Astegiano, J., Ferreras, A., Jausoro, M., Torres, C., Ashworth, L. & Eynard, C. (2007). Fragmentación de hábitat, riqueza de polinizadores, polinización y reproducción de plantas nativas en el Bosque Chaqueño de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 17(1), 67-80.
- Gallina, M. F., Rodríguez, A. B., Nievas, W. E. & Muñoz, A. R. (2023). Heladas: Un problema cada vez más frecuente en viñedos y parrales. *Fruticultura & Diversificación*, 29(94), 14-17. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/15268>
- Gastó, J., Vera, L., Vieli, L. & Montalba, R. (2009). Conceptos unificadores para la sustentabilidad de la agricultura: Elementos teóricos para el desarrollo de la agroecología. *Vertientes del pensamiento agroecológico*, 13-42.
- Gliessman, S. R. (2002). *Agroecología: Procesos ecológicos en agricultura sostenible*. CATIE.
- González-Moreno, A. (2019). Avispas parasitoides: ¿Seres perversos o aliados desconocidos? *Bioagrocencias*, 12(2), 19-23. <https://doi.org/10.56369/BAC.3122>
- Goverde, M., Schweizer, K., Baur, B. & Erhardt, A. (2002). Effects of small-scale habitat fragmentation on pollinator behaviour: Experimental evidence from the bumblebee *Bombus veteranus* on calcareous grasslands. *Biological Conservation*, 104(3), 293-299.
- Griffon, D. & Hernández, M. J. (2016). Reservorios de vegetación: ¿cuántos y cómo? *Revista de Agronomía y Ambiente*, 36(2). <http://ri.agro.uba.ar/files/download/revista/agronomiayambiente/2016griffondiego.pdf>
- Hall, L. S., Krausman, P. R. & Morrison, M. L. (1997). The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*, 25, 173-182.
- Herrera Moratta, M. A., Navas Romero, A. L. & Dalmasso, A. D. (2023). Importancia de los corredores biológicos a nivel predial en el medio productivo de viñedos cuyanos. *Boletín de la Red de Restauración Ecológica Argentina*.
- Iermanó, M. J., Sarandón, S. J., Tamagno, L. N. & Maggio, A. D. (2015). Evaluación de la agrobiodiversidad funcional como indicador del "potencial de regulación biótica" en agroecosistemas del sudeste bonaerense. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 114(Núm. Esp. 1), 1-14.
- Instituto Nacional de Vitivinicultura (2026). Informe anual de superficie 2025 (Base de datos congelada al 31/12/25).
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat. <https://ipbes.net/global-assessment>

- Jardel, E. (2015). Guía para la caracterización y clasificación de hábitats forestales. Comisión Nacional Forestal - Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. <https://www.researchgate.net/publication/288824608>
- Kinross, C., Wratten, S. D. & Gurr, G. M. (2004). Pest management and wildlife conservation: Compatible goals for ecological engineering? Ecological engineering for pest management: Advances in habitat manipulation for arthropods, 199-218.
- Longo, M. V. (2023). Determinación de zonas a conservar en un campo natural con destino vitivinícola según la provisión de hábitat potencial para artrópodos controladores biológicos en Gualtallary (Tupungato, Mendoza) (Tesis de grado, Universidad Nacional de Cuyo).
- López García, G. P., Mazzitelli, M. E., Fruitos, A., González, M., Marcucci, B., Giusti, R., Alemanno, V., del Barrio, L., Portela, J. & Debandi, G. (2019). Biodiversidad de insectos polinizadores y depredadores en agroecosistemas vitícolas de Mendoza, Argentina: Consideraciones para el manejo del hábitat. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, 51(1).
- Luna, J. M. (2005). Técnicas de colecta y preservación de insectos. Boletín sociedad entomológica Aragonesa, 37, 385-408.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Martinis, N., Álvarez, A., Hernández, J. & Villalba, J. (2002). Evaluación hidrogeológica de la cuenca del Valle de Uco (Tomo 1, 2 y 3). Mendoza: Instituto Nacional del Agua, Centro Regional Andino.
- Matias, D. M. S., Mutz, M., Leventon, J., Rau, A. L., Borgemeister, C. & von Wehrden, H. (2017) A review of ecosystem service benefits from wild bees across social contexts. Ambio, 46, 456-467. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0844-z>
- MMA-ONU Medio Ambiente (2020). Guía de bolsillo: Insectos polinizadores nativos de la zona central de Chile. Santiago: Proyecto GEF Montaña.
- Montero, G. (2014). Ecología de las interacciones entre malezas y artrópodos. Malezas e Invasoras de la Argentina: ecología y manejo, 267-305
- Moonen, A. C. & Bàrberi, P. (2008). Functional biodiversity: An agroecosystem approach. Agriculture, Ecosystems & Environment, 127(1-2), 7-21. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.02.013>
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., Y Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. Revista Mexicana de Biodiversidad, 82, 1249-1261.

- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. Sociedad Entomológica Aragonesa.
- Mussetta, P. C., Parise Schneider, N. & Ivars, J. D. (2020). Produciendo el oasis, transfiriendo vulnerabilidades: Particularidades hidro-geomorfológicas y transformaciones socio productivas en el Valle de Uco, Mendoza, Argentina. *Revista de Geografía Norte Grande*, (75), 163-185. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022020000200163>
- Nicholls, C. (2006). Bases agroecológicas para diseñar e implementar una estrategia de manejo de hábitat para control biológico de plagas. *Agroecología*. <https://agroeco.org>
- Nicholls, C. I. (2008). Control biológico de insectos: Un enfoque agroecológico. Medellín. Editorial Universidad de Antioquia.
- Nicholls, C. I., Altieri, M. A. & Vázquez, L. (2016). Agroecology: Principles for the conversion and redesign of farming systems. *Journal of Ecosystem & Ecography*, S5, 010. <https://doi.org/10.4172/2157-7625.S5-010>
- Nijensohn, L. (1995). Suelos de Mendoza: Reseña de su naturaleza, propiedades y principios de distribución geográfica. Mendoza. Cátedra de Edafología, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C. y Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H. M., Aragón, R., Campanello, P. I., Prado, D., Oesterheld, M. & León, R. J. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28(1), 040-063. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>
- Palacio, M. O. (2021). Flora leñosa de importancia para abejas nativas en el Departamento Figueroa, Santiago del Estero. *Quebracho - Revista de Ciencias Forestales*, 29(1), 71-77.
- Persia, M., Fontana, G. & Almendra, S. (2015). Educando entre el aula y el campo para la transición agroecológica. V Congreso Latinoamericano de Agroecología-SOCLA.
- PricewaterhouseCoopers (2009). Efectos del cambio climático sobre la industria vitivinícola de Argentina y Chile: Estudio sobre los impactos y las medidas de adaptación en un escenario de calentamiento global hacia el año 2050.
- R Core Team (2024). R: A language and environment for statistical computing (Version 4.4.1). R Foundation for Statistical Computing.

- Ries, L., Sisk, T. D., Battin, J. & Fletcher, R. J. (2004). The ecology of habitat edges: Mechanisms, models, and variability potentially relevant to conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 491-522.
- Rodríguez, E. & González, A. (2014). Vegetación autóctona y control biológico: Diseñando una horticultura intensiva sostenible. INTA.
- Roswell, M., Dushoff, J., & Winfree, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, 130(3), 321-338.
<https://doi.org/10.1111/oik.07202>
- Roncelli, I. (1969). Expansión actual del oasis de Tupungato: La conquista del suelo en zona baja. *Boletín de Estudios Geográficos*, 16(63), 67-103.
- Rundel, P. W., Villagra, P. E., Dillon, M. O., Roig-Juñent, S. & Debandi, G. (2007). Arid and semi-arid ecosystems. The physical geography of South America, 158-183. <https://doi.org/10.1093/oso/9780195313413.003.0018>
- Rusch, A., Valantin-Morison, M., Sarthou, J. P. & Roger-Estrade, J. (2010). Biological control of insect pests in agroecosystems: Effects of crop management, farming systems and semi-natural habitats at the landscape scale. A review. *Advances in Agronomy*, 109, 219-260.
- San Vicente, M. G. y Valencia, P. J. L. (2008). Ecología del Paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios geográficos*. 69(265), 519-543.
- Sarandón, S. J., Zuluaga, M. S., Cieza, R., Gómez, C., Janjetic, L. & Negrete, E. (2006). Evaluación de la sustentabilidad de sistemas agrícolas de fincas en Misiones, Argentina, mediante el uso de indicadores. *Revista Agroecología*, 1, 19-28.
- Sarandón, S. J. & Bonicatto, M. M. (2020). Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable. La Plata. Universidad Nacional de La Plata; EDULP.
- Schindler, M., Diestelhorst, O., Härtel, S., Saure, C., Schanowski, A. & Schwenninger, H. R. (2013). Monitoring agricultural ecosystems by using wild bees as environmental indicators. *BioRisk*, 8, 53-71.
<https://doi.org/10.3897/biorisk.8.3600>
- Sobek, S., Tschardtke, T., Scherber, C., Schiele, S. & Steffan-Dewenter, I. (2009). Canopy vs. understory: Does tree diversity affect bee and wasp communities and their natural enemies across forest strata? *Forest Ecology and Management*, 258(5), 609-615.
- Solano Salamanca, M. A. (2017). Análisis multiescalar y espacio-temporal de las comunidades de abejas y avispas nidificantes aéreas y sus enemigos naturales (Insecta: Hymenóptera) en agroecosistemas de la ribera del Ebro (Tesis doctoral, Universidad de Salamanca).

- Steffan-Dewenter, I., Potts, S. G. & Packer, L. (2005). Pollinator diversity and crop pollination services are at risk. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(12), 651-652. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.09.004>
- Stupino, S. A. (2018). Diversidad vegetal espontánea en agroecosistemas hortícolas de La Plata y su relación con diferentes estilos de agricultura: Importancia para la sustentabilidad (Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata).
- Szpeiner, A., Martínez-Ghersa, M. A. & Ghersa, C. (2007). Agricultura pampeana, corredores biológicos y biodiversidad. *Ciencia Hoy*, 17(101), 38-46.
- Torres, C. & Galetto, L. (2008). Importancia de los polinizadores en la reproducción de Asteraceae de Argentina central. *Acta Botánica Venezuelica*, 31(2), 473-494.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857-874.
- Tscharntke, T., Tylianakis, J. M., Rand, T. A., Didham, R. K., Fahrig, L., Batáry, P. & Westphal, C. (2012b). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes-eight hypotheses. *Biological reviews*, 87(3), 661-685. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>
- Vasseur, C., Joannon, A., Aviron, S., Burel, F., Meynard, J.-M. & Baudry, J. (2013). The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 3-14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.08.013>
- Villagra, P., Cesca, E., Álvarez, J., Rojas, F., Bourguet, M., Rubio, C. & Mastrangelo, P. (2010). Documento de Ordenamiento de Bosques Nativos de la Provincia de Mendoza. Mendoza. Secretaría de Ambiente, Dirección de Recursos Naturales Renovables, Gobierno de Mendoza.
- Williams, N. M. & Kremen, C. (2007). Resource distribution among habitats determine solitary bee offspring production in a mosaic landscape. *Ecological Applications*, 17(3), 910-921. <https://doi.org/10.1890/06-02>
- Winter, S., Bauer, T., Strauss, P., Kratschmer, S., Paredes, D., Popescu, D., Landa, B., Guzman, G., Gómez, J.A., Guernion, M., Zaller, J.G. & Batáry, P. (2018) Effects of vegetation management intensity on biodiversity and ecosystem services in vineyards: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55, 2484-2495. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13124>
- Zaccagnini, M. E., Wilson, M. & Oszust, J. (2014). Manual de buenas prácticas para la conservación del suelo, la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Buenos Aires: Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo, PNUD, Secretaría de Ambiente y Des S. Sustentable de la Nación.

6. ANEXOS

Tabla 1. Composición y rasgos funcionales de la vegetación

Familia	Especie	Tun	SC	Tup	Herb/Arbus/ Arbo	Nat/Exo
Amaranthaceae	<i>Amaranthus sp.</i>			x	Herb	Exo
Amaranthaceae	<i>Chenopodium album</i>			x	Herb	Exo
Amaranthaceae	<i>Salsola kali</i>	x		x	Herb	Exo
Anacardiaceae	<i>Schinus polygamus</i>	x	x	x	Arbus	Nat
Asteraceae	<i>Acanthostyles buniifolius</i>	x		x	Arbus	Nat
Asteraceae	<i>Baccharis salicifolia</i>	x	x	x	Arbus	Nat
Asteraceae	<i>Baccharis spartioides</i>			x	Arbus	Nat
Asteraceae	<i>Bidens sp.</i>			x	Herb	Nat
Asteraceae	<i>Conyza bonariensis</i>			x	Herb	Nat
Asteraceae	<i>Gamochaeta sp.</i>	x			Herb	Nat
Asteraceae	<i>Grindelia pulchella</i>	x	x	x	Arbus	Nat
Asteraceae	<i>Heterotheca subaxillaris</i>	x		x	Herb	Exo
Asteraceae	<i>Hyalis argentea</i>	x	x	x	Herb	Nat
Asteraceae	<i>Hysterionica jasionoides</i>		x		Herb	Nat
Asteraceae	<i>Lactuca serriola</i>	x			Herb	Exo
Asteraceae	<i>Parthenium hysterophorus</i>	x	x		Herb	Nat
Asteraceae	<i>Proustia cuneifolia</i>	x		x	Arbus	Nat
Asteraceae	<i>Senecio subulatus</i>			x	Arbus	Nat
Asteraceae	<i>Thelesperma megapotamicum</i>	x		x	Herb	Nat
Asteraceae	<i>Thymophylla pentachaeta</i>		x		Herb	Nat
Brassicaceae	<i>Diplotaxis tenuifolia</i>		x	x	Herb	Exo
Brassicaceae	<i>Eruca sativa</i>	x			Herb	Exo
Brassicaceae	<i>Eruca vesicaria</i>			x	Herb	Exo
Brassicaceae	<i>Hirschfeldia incana</i>			x	Herb	Exo
Cactaceae	<i>Cereus aethiops</i>	x	x		Arbus	Nat
Cactaceae	<i>Echinopsis leucantha</i>	x	x		Arbus	Nat
Cactaceae	<i>Opuntia sulphurea</i>	x	x		Arbus	Nat
Ephedraceae	<i>Ephedra triandra</i>	x	x	x	Arbus	Nat
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia collina</i>	x	x		Herb	Nat
Fabaceae	<i>Adesmia trijuga</i>			x	Arbus	Nat
Fabaceae	<i>Geoffroea decorticans</i>	x	x		Arbus	Nat
Fabaceae	<i>Hoffmannseggia glauca</i>		x		Herb	Nat
Fabaceae	<i>Medicago sp.</i>			x	Herb	Exo
Fabaceae	<i>Melilotus albus</i>			x	Herb	Exo
Fabaceae	<i>Neltuma flexuosa var. Depressa</i>	x	x		Arbus	Nat
Fabaceae	<i>Senna aphylla</i>		x		Arbus	Nat
Lamiaceae	<i>Salvia cuspidata</i>	x			Herb	Nat

Loasaceae	<i>Mentzelia albescens</i>			x	Herb	Nat
Loranthaceae	<i>Ligaria cuneifolia</i>		x		Arbus	Nat
Malvaceae	<i>Lecanophora heterophylla</i>	x	x	x	Herb	Nat
Malvaceae	<i>Sphaeralcea mendocina</i>		x		Herb	Nat
Malvaceae	<i>Sphaeralcea miniata</i>	x			Herb	Nat
Moraceae	<i>Morus alba</i>	x			Arbo	Exo
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea spinosa</i>	x	x		Arbus	Nat
Onagraceae	<i>Oenothera odorata</i>	x		x	Herb	Nat
Plantaginaceae	<i>Plantago patagonica</i>	x		x	Herb	Nat
Poaceae	<i>Aristida mendocina</i>	x			Herb	Nat
Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i>			x	Herb	Exo
Poaceae	<i>Digitaria californica</i>			x	Herb	Nat
Poaceae	<i>Jarava ichu</i>	x			Herb	Nat
Poaceae	<i>Nassella neesiana</i>	x			Herb	Nat
Poaceae	<i>Panicum urvilleanum</i>	x			Herb	Nat
Poaceae	<i>Pappophorum sp.</i>		x		Herb	Nat
Poaceae	<i>Pappostipa vaginata</i>	x	x		Herb	Nat
Poaceae	<i>Poa sp.</i>			x	Herb	-
Poaceae	<i>Schismus barbatus</i>			x	Herb	Exo
Poaceae	<i>Setaria leucopila</i>	x	x		Herb	Nat
Polygalaceae	<i>Monnina dictyocarpa</i>	x			Herb	Nat
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i>			x	Herb	Exo
Rhamnaceae	<i>Condalia microphylla</i>	x	x		Arbus	Nat
Rosaceae	<i>Prunus domestica</i>	x			Arbo	Exo
Rosaceae	<i>Prunus persica</i>	x			Arbo	Exo
Solanaceae	<i>Lycium chilensis</i>	x	x	x	Arbus	Nat
Solanaceae	<i>Lycium tenuispinosum</i>	x			Arbus	Nat
Verbenaceae	<i>Aloysia gratissima</i>	x		x	Arbus	Nat
Verbenaceae	<i>Glandularia sp.</i>		x		Herb	Nat
Verbenaceae	<i>Junellia sp.</i>		x	x	Arbus	Nat
Verbenaceae	<i>Troncosoa seriphioides</i>	x	x		Arbus	Nat
Zygophyllaceae	<i>Larrea divaricata</i>		x		Arbus	Nat
Zygophyllaceae	<i>Tribulus terrestris</i>			x	Herb	Exo

Arbus: Arbustivo

Arbo: Arbóreo

Herb: Herbáceo

Nat: Nativa

Exo: Exótica

x: Presente

Tup: Finca Tupungato

Tun: Finca Tunuyán

SC: Finca San Carlos

Tabla 2. Composición y grupo funcional de abejas y avispas nativas.

Familia	Especie	Tun	SC	Tup	Grupo funcional
Apidae	<i>Alloscirtetica gilva</i>			x	Polinizador
Pompilidae	<i>Anoplius sp1</i>	x			Depredador
Pompilidae	<i>Anoplius sp2</i>	x			Depredador
Pompilidae	<i>Aporinellus apicipennis</i>	x	x		Depredador
Andrenidae	<i>Arhysosage bifasciata</i>	x	x	x	Polinizador
Pompilidae	<i>Aridestus bergi</i>		x		Depredador
Halictidae	<i>Augochloropsis asis</i>		x		Polinizador
Halictidae	<i>Augochloropsis sp1</i>		x		Polinizador
Halictidae	<i>Augochloropsis sp2</i>	x			Polinizador
Crabronidae	<i>Bembecinus bicinctus</i>		x		Depredador
Sphecidae	<i>Bicyrtes mendica</i>	x			Depredador
Andrenidae	<i>Callonichium minutum</i>			x	Polinizador
Andrenidae	<i>Callonychium mandibulare</i>	x	x	x	Polinizador
Colletidae	<i>Cephalocolletes laticeps</i>		x		Polinizador
Apidae	<i>Diadasia</i>		x		Polinizador
Halictidae	<i>Dialictus</i>	x	x	x	Polinizador
Vespididae	<i>Hexalopyga</i>	x			Depredador
Vespididae	<i>Hypalastoroides sp1</i>	x		x	Depredador
Apidae	<i>Melissoptila tandilensis</i>			x	Polinizador
Crabronidae	<i>Oxybelus paraguayensis</i>	x			Depredador
Crabronidae	<i>Perisson basirufum</i>	x			Depredador
Vespididae	<i>Polybia scutellaris</i>	x			Depredador
Apidae	<i>Ptilothrix tricolor</i>		x	x	Polinizador
Halictidae	<i>Rhopitulus minus</i>	x	x		Polinizador
Crabronidae	<i>Solierella sp1</i>		x		Depredador
Crabronidae	<i>Solierella sp2</i>	x	x		Depredador
Crabronidae	<i>Solierella sp3</i>		x	x	Depredador
Crabronidae	<i>Solierella sp4</i>			x	Depredador
Crabronidae	<i>Solierella stangei</i>	x			Depredador
Crabronidae	<i>Tachysphex araucanus</i>			x	Depredador
Crabronidae	<i>Tachysphex breviceps</i>			x	Depredador
Crabronidae	<i>Tachysphex conceptus</i>	x			Depredador
Crabronidae	<i>Tachysphex ruficaudis</i>	x			Depredador
Crabronidae	<i>Tachysphex undatus</i>	x			Depredador
Crabronidae	<i>Tiguipa argentina</i>		x		Depredador

x: *Presente*

Tup: *Finca Tupungato*

Tun: *Finca Tunuyán*

SC: *Finca San Carlos*

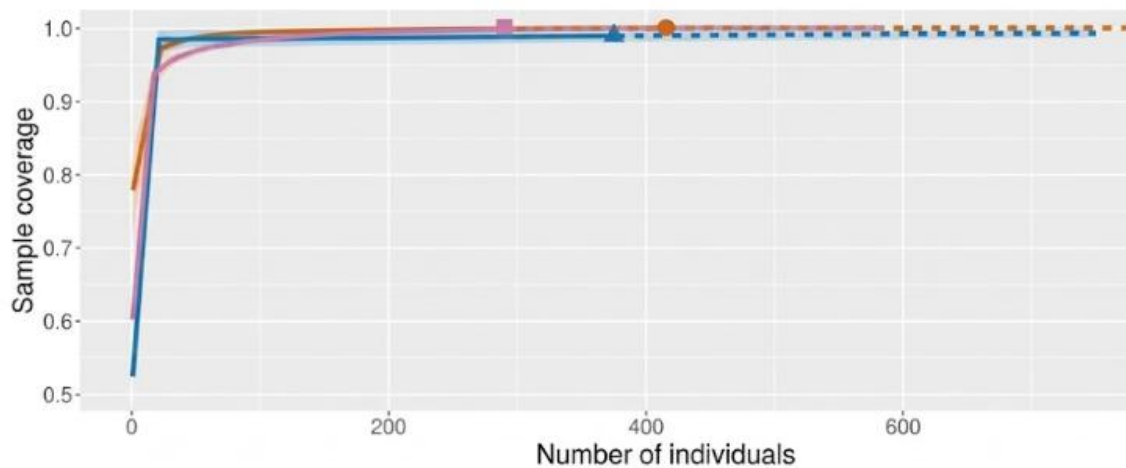


Figura 1. Análisis de completitud de muestreo para la cobertura de muestreo de las comunidades vegetales en las infraestructuras ecológicas

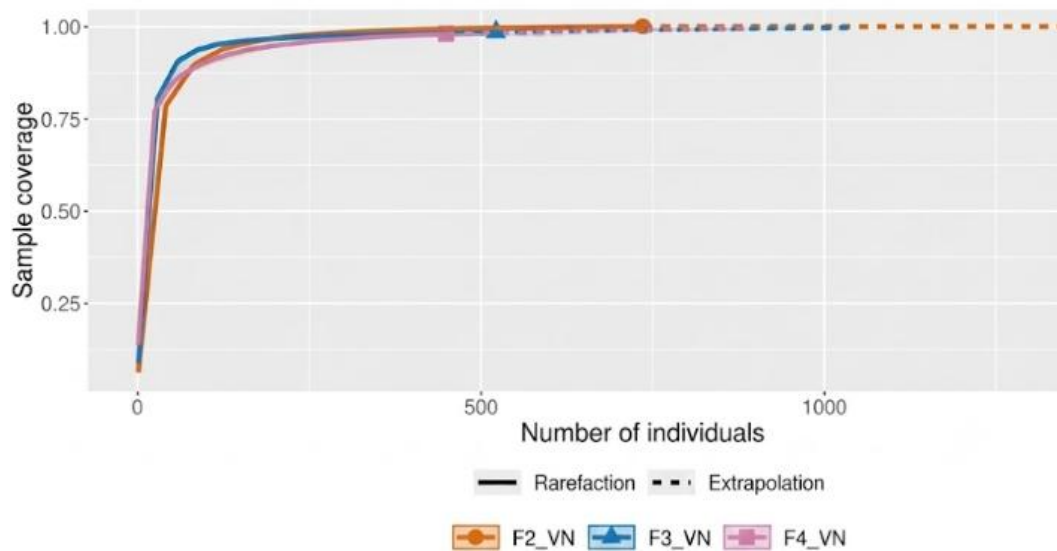


Figura 2. Análisis de completitud de muestreo para la cobertura de muestreo de las comunidades de himenópteros en las infraestructuras ecológicas