

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL COMAHUE
FACULTAD DE CIENCIAS DEL AMBIENTE Y LA SALUD

**Estudio comparativo de artropofauna
vinculada a vegetación nativa de la Región
Fitogeográfica del Monte y a sistemas
frutícolas bajo riego en el Alto Valle de Río
Negro**



*Tesis de grado para optar por el título de Licenciada
en Saneamiento y Protección Ambiental*

Mendez Daiana Gisella

2023

DATOS GENERALES.

Directora: Dra. Gittins, Cecilia Gabriela

Co-Directora: Dra. Bernardis, Adela María

Alumna: Mendez, Daiana Gisella

Legajo: 128084

Fecha de aprobación del Plan de Tesis: 7 de abril 2023

Fecha de finalización de la Tesis: 20 de diciembre 2023

AGRADECIMIENTOS.

En principio quiero agradecer a mis directoras de tesis Cecilia y Adela, que sin su apoyo y ánimos para seguir no habría sido posible y también a Fernanda por haberme acompañado en gran parte de este trabajo, a quienes les tengo mucho cariño y respeto, gracias por su tiempo, paciencia y acompañamiento.

Agradezco muy cálidamente a los investigadores que ayudaron en el proceso de trabajo de campo pertenecientes a distintas instituciones como el Instituto de Investigación y Desarrollo Tecnológico para la Agricultura Familiar (IPAF), el Laboratorio de Investigaciones en Ecología de la Norpatagonia (LIEN), particularmente a Cecilia N. y Daniel. A la red de entomólogos del IPAF, del Centro de Estudios Parasitológicos y de Vectores (CEPaVe - CONICET-UNLP), de la Universidad Nacional del Comahue, de La Plata y de Tucumán por colaborar con las determinaciones de los artrópodos.

Estoy agradecida infinitamente con la Universidad Nacional del Comahue por darme la oportunidad de formarme de manera pública y gratuita en esta carrera tan hermosa, por abrirme las puertas para alcanzar tantos logros personales y por la posibilidad de conocer gente que realmente marcó un antes y un después en mi vida. A todo el equipo de docentes y no docentes que siempre estuvieron dispuestos a formar y ayudar a los alumnos sin esperar nada a cambio.

A quienes me acompañaron durante los años de estudio mi familia, la familia de mi pareja, mis amigos, compañeros de estudio, compañeros de trabajo y especialmente a mi compañero de vida Luciano que estuvo en la mayor parte del recorrido, sosteniéndome en los momentos más difíciles y compartiendo los momentos de felicidad. A Lanita por brindarme su amor incondicional.

Agradezco haber recorrido este camino que a pesar de las dificultades siempre fue ameno y lindo de transitar.

A quienes fueron parte, GRACIAS.

RESUMEN

Las actividades productivas que se establecen en el Alto Valle de Río Negro y Neuquén, principalmente frutícola y hortícola, sumado a actividades extractivas y a la urbanización, contribuyen al proceso de fragmentación del paisaje natural. Se sabe que los artrópodos asociados a la vegetación nativa brindan importantes servicios ecosistémicos, sobre todo en zonas áridas. La importancia de este estudio radica en el conocimiento de la artropofauna asociada a este tipo de ambiente, sus roles y aportes para mantener el equilibrio en el ecosistema, razón por la cual es necesario y de suma urgencia contar con un plan de manejo para preservar los ambientes nativos presentes.

El objetivo principal fue relevar y caracterizar la artropofauna presente en una zona de Monte Nativo y en un sistema frutícola de peras en la localidad de Las Perlas, provincia de Río Negro, la cual se encuentra inserta en la Provincia Fitogeográfica del Monte. Asimismo, resulta un gran aporte a la ciencia la determinación de las relaciones existentes entre las comunidades de artrópodos de dichos ambientes y sus funciones ecológicas más relevantes.

Se establecieron sitios de muestreo en los ambientes mencionados utilizando trampas pitfall para los artrópodos epígeos y red entomológica para los epífitos. Se recolectaron 14.647 ejemplares de artrópodos adultos que correspondieron a 316 morfoespecies en el Monte Nativo y 230 morfoespecies en el Monte Frutal. Los resultados de los análisis arrojaron que el Monte Nativo presentó, en general, mayor abundancia y diversidad comparado con el sistema frutícola, debido a la mayor complejidad y heterogeneidad del ambiente. Por otra parte, se corroboró que ambos ambientes comparten taxones en común, los cuales cumplen funciones ecológicas fundamentales. Además, a través de un análisis de componentes principales se pudo observar la tendencia de asociaciones entre determinadas especies vegetales y comunidades de artrópodos. Finalmente, se presenta un plan de manejo para la preservación de los ambientes nativos que, de acuerdo a lo analizado, cumplen un rol importante, sobre todo en los ecosistemas áridos.

PALABRAS CLAVES

Artropofauna. Biodiversidad. Monte Nativo. Sistemas frutícolas. Servicios ecosistémicos. Fragmentación de los ecosistemas.

ABSTRACT

Productive activities that are established in the Alto Valle of Río Negro and Neuquén, mainly fruit and horticultural, in addition to extractive activities and urbanization, contribute to the process of fragmentation of the natural landscape. It is known that arthropods associated with native vegetation provide important ecosystem services, especially in arid areas. The importance of this study lies in the knowledge of the arthropofauna associated with this type of environment, their roles and contributions to maintain balance in the ecosystem, which is the reason why it is necessary and extremely urgent to have a management plan to preserve the native environments present.

The main objective was to survey and characterize the arthropofauna present in an area of native vegetation of the Monte Region and in a pear fruit production system (“Monte Frutal”) in the locality of Las Perlas, province of Río Negro, which is located in the Phytogeographic Province of Monte. Likewise, this work contributes to the determination of the existing relationships between the arthropod communities of these environments and their most relevant ecological functions.

Sampling sites were established in the aforementioned environments using pitfall traps for epigeous arthropods and a sweep net for plant-dwelling arthropods. 14.647 specimens of adult arthropods were collected, corresponding to 316 morphospecies in Monte Nativo site and 230 morphospecies in Monte Frutal site. The results of the analysis showed that the Monte Nativo site generally presented greater abundance and diversity compared to the fruit system, due to the greater complexity and heterogeneity of the environment. On the other hand, it was confirmed that both environments share taxa in common, which fulfill fundamental ecological functions. Furthermore, through a principal components analysis, the trend of associations between certain plant species and arthropod communities could be observed. Finally, a management plan is presented for the preservation of native environments, which, according to what has been analyzed, play an important role, especially in arid ecosystems.

KEY WORDS

Arthropofauna. Biodiversity. Monte Native Vegetation. Fruit production systems. Ecosystem services. Ecosystem fragmentation.

ÍNDICE

1. CAPÍTULO 1	7
INTRODUCCIÓN.....	7
1.1. LA ECOLOGÍA DEL PAISAJE	7
1.2. FRAGMENTACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS	9
1.3. BIODIVERSIDAD DE ARTRPOFAUNA Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	14
1.4. AGRICULTURA CONVENCIONAL.....	15
1.5. AGROECOSISTEMAS EN AMBIENTES ÁRIDOS Y GREMIOS DE ARTRÓPODOS RELEVANTES.	15
1.6. ALTO VALLE DE RÍO NEGRO: ACTIVIDAD AGRÍCOLA Y MODIFICACIÓN DEL PAISAJE.	19
1.7. OBJETIVOS.....	20
2. CAPÍTULO 2	21
ESTUDIO DE LA BIODIVERSIDAD DE LA ARTRPOFAUNA PRESENTE EN VEGETACIÓN NATIVA DEL MONTE Y EN SISTEMAS FRUTÍCOLAS BAJO RIEGO EN EL ALTO VALLE DE RÍO NEGRO.....	21
2.1. MATERIALES Y MÉTODOS.	21
2.1.1. ÁREA DE ESTUDIO	21
2.1.2. TÉCNICAS DE MUESTREO Y MATERIALES.....	21
2.1.3. PROCESAMIENTO Y ANÁLISIS DE DATOS	30
2.2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	32
2.2.1. DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE ARTRPOFAUNA EPÍGEA Y EPÍFITA EN AMBOS AMBIENTES DE ESTUDIO.	32
2.2.2. DIVERSIDAD ALFA EN ARTRÓPODOS EPÍGEOS Y EPÍFITOS.....	50
2.2.3. DIVERSIDAD BETA: ÍNDICE DE JACCARD	63
2.2.4. RIQUEZA DE ARTRÓPODOS EPÍGEOS Y EPÍFITOS SEGÚN SU FUNCIÓN ECOLÓGICA	65
2.2.5. ANÁLISIS COMPARATIVO DE ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD DE LA ARTRPOFAUNA PRESENTE EN LOS EJEMPLARES VEGETALES DEL MONTE NATIVO	73
2.2.6. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP) – ASOCIACIÓN ENTRE LOS ÓRDENES DE ARTRÓPODOS Y EL TIPO DE VEGETACIÓN	84
3. CAPÍTULO 3	90
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES: PROPUESTA DE MANEJO.	90
4. REFERENCIAS.....	99
5. ANEXOS	108

1. CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1. LA ECOLOGÍA DEL PAISAJE

El paisaje es resultado de la interacción entre la estructura biofísica del territorio y la construcción social del mismo, principalmente a través de sus actividades (agricultura, ganadería, extracción de recursos, conservación, etc.). Son áreas de terreno heterogéneo en las cuales los ecosistemas interactúan entre sí. Las causas que promueven el cambio de uso del suelo difieren en su origen, extensión geográfica, duración o intensidad y pueden ser acciones humanas que influyen directamente y de manera inmediata en el cambio del paisaje a escala local o estar relacionadas con procesos sociales que ocurren lejos del sitio. Por lo tanto, el uso del suelo, las prácticas de manejo y la política pública ambiental son algunas de las causas que determinan el cambio de uso y modifican la estructura y composición del paisaje (Galicia y Rodríguez Bustos, 2016).

El desarrollo de la tecnología ha permitido que el hombre genere cambios en el medio y, debido a esto, se han aumentado y acelerado los procesos de transformación antrópica del paisaje y, como consecuencia, la evolución del entorno natural. El paisaje evoluciona temporalmente como resultado de procesos naturales e intervenciones antrópicas o por el cese de estas. Por lo anteriormente dicho, no se debe considerar al paisaje como un fenómeno estático, sino como algo en constante evolución (Morlans, 2005).

La ecología del paisaje es la ciencia que se encarga del estudio de la estructura, función y cambio del paisaje. Esta disciplina se enfoca en comprender el patrón espacial; específicamente tiene en cuenta el desarrollo y la dinámica de la heterogeneidad espacial, interacciones espaciales y temporales entre paisajes heterogéneos, la influencia de la heterogeneidad del paisaje en los procesos bióticos y abióticos y cómo gestionar la heterogeneidad del paisaje (Rivarola Gaona, 2017). Esta heterogeneidad influye en los tipos y ritmos de los procesos biológicos y físicos del medio ambiente y, a su vez, estos modifican el patrón espacial del medio en que ocurren (Matteucci, 2006).

La estructura del paisaje está conformada por parches homogéneos en sus características tanto abióticas como biológicas. Es una configuración topográfica con un patrón de cobertura y de uso

de la tierra, que delimita procesos naturales y actividades humanas de manera coherente (Rivarola Gaona, 2017).

La heterogeneidad del paisaje es un componente estructural elemental en el mosaico espacial, ya que proporciona el sustrato propicio para el desarrollo de la biodiversidad. Analizar los patrones que sigue la heterogeneidad es fundamental para comprender diversos procesos ecológicos y el funcionamiento de sistemas complejos, como los paisajes. La heterogeneidad espacial constituye la base de los principios y prácticas de la ecología del paisaje, cuya meta es lograr la sostenibilidad de dicho entorno. En términos teóricos, se espera que a mayor heterogeneidad correspondan mayores niveles de diversidad biológica, reflejando una amplia diversidad de ecosistemas en el paisaje. Incluso en los agroecosistemas, se observa esta relación, donde una mayor heterogeneidad se asocia con una mayor biodiversidad (Rivarola Gaona, 2017).

Por otra parte, el parche es un elemento fundamental del paisaje. Desde una perspectiva ecológica, los parches representan áreas o períodos de condiciones ambientales relativamente homogéneas, que son percibidos o son relevantes al organismo o fenómeno ecológico en cuestión. La matriz, por su parte, es el elemento más extenso y mayormente conectado dentro del paisaje, y por lo tanto juega el rol dominante en el funcionamiento del ecosistema. La variabilidad en la configuración ejerce un gran impacto en la distribución y abundancia de algunas especies y sobre sus interacciones biológicas (Correa et al., 2012).

La mayoría de los paisajes en el planeta son de tipo mosaico, los cuales suelen tener áreas de vegetación natural que colindan con áreas dedicadas a la producción agrícola. Vandermeer y Perfecto (2007) han propuesto que el empleo de prácticas agrícolas de base agroecológica, en paisajes tipo mosaico, puede favorecer el establecimiento de dinámicas metapoblacionales entre las poblaciones de especies silvestres presentes en los parches de vegetación no alterada. La teoría de metapoblaciones predice que, bajo ciertas condiciones, una población que habite un ecosistema fragmentado puede presentar mayores probabilidades de sobrevivir a lo largo del tiempo en comparación con una población no estructurada de igual tamaño (Griffon et al., 2010).

En los últimos años, más allá de la relación que hay entre la ecología del paisaje y la cuestión ambiental, se evidencia la consolidación de una línea de trabajo en el área de la entomología aplicada orientada a entender la dinámica y persistencia de las poblaciones de artrópodos en los

paisajes agrarios. A través de diversos estudios se ha demostrado la influencia de algunas características de los paisajes en la abundancia, riqueza y dinámica de los artrópodos; entre ellas: el aislamiento de fragmentos de hábitat, la relación entre el borde y el interior del hábitat, el tamaño del área, diversidad y calidad de hábitat, y microclima (Aguilera Garramuño, 2006).

2. FRAGMENTACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS

De acuerdo a Rivarola Gaona (2017), “la fragmentación es un cambio en la estructura y configuración de los hábitats dentro del paisaje. Conlleva la transformación de un hábitat, inicialmente dominante y relativamente continuo, en un conjunto de parches, denominados fragmentos, que quedan embebidos en un nuevo hábitat, mayoritario y cualitativamente muy distinto al original, denominado matriz (García, 2011). Estos fragmentos son aislados unos de otros por un paisaje altamente modificado o degradado”.

Los fragmentos tienen dos características principales, diferentes a los hábitats originales, las cuales consisten en que la cantidad de borde por área de hábitat es mayor en los fragmentos y, por otra parte, los núcleos de los fragmentos están más cerca de los bordes (Rivarola Gaona, 2017). Estos fragmentos se pueden producir de manera natural dentro del paisaje cuando se presentan condiciones particulares en el ambiente, lo que favorece el desarrollo de comunidades más específicas dentro de una matriz de vegetación natural. Sin embargo, en la actualidad, la mayor parte de los procesos de fragmentación del hábitat son el resultado de las actividades antrópicas (Harvey et al., 2007).

La fragmentación es el resultado de tres procesos de alteración paisajística: 1) la pérdida progresiva de superficie de hábitat original; 2) la subdivisión creciente del hábitat remanente; y 3) el incremento de la relación perímetro/superficie en dicho hábitat. Estos procesos suelen ir de la mano y estar íntimamente relacionados entre sí, sobre todo cuando la fragmentación no es aleatoria, como ocurre en las situaciones de degradación antrópica.

La fragmentación del ecosistema puede limitar el potencial de una especie para su dispersión y colonización; muchas especies de artrópodos del interior de hábitats no atraviesan distancias estrechas de ambiente abierto para evitar su depredación. Como resultado de esto, las poblaciones

no pueden recolonizar los fragmentos y la población original va desapareciendo (Rivarola Gaona, 2017). Por este motivo, el monitoreo de artrópodos puede proveer un rápido aviso sobre los cambios ambientales que pueden estar ocurriendo en determinadas áreas y detectar procesos de fragmentación (Roig Juñent y Claver, 1999).

Al mismo tiempo, la reducción en la actividad de los artrópodos impacta negativamente a las plantas que dependen de estos organismos para la dispersión de sus semillas. Esto también puede comprometer la capacidad de alimentación, ya que ciertas especies necesitan moverse para acceder a los recursos disponibles en zonas específicas del entorno. Además, puede afectar a las poblaciones fragmentándolas, dando lugar a comunidades pequeñas y susceptibles a la depresión endogámica, lo que conlleva a la extinción local de dichas poblaciones (Rivarola Gaona, 2017).

Para mantener un ecosistema se requiere de diversos parches o hábitats de diferentes plantas, animales y microorganismos. Pero estos sólo son valiosos si están conectados entre sí de alguna forma. Es decir que un ecosistema no solo proporciona elementos a los ecosistemas vecinos, sino que se modela y regula mediante los elementos provenientes de los ecosistemas vecinos. Esta conectividad puede darse de manera espacial o funcional. La conectividad espacial se refiere a la contigüidad de los parches en el espacio: cuanto más alejados se encuentren los fragmentos de hábitat entre ellos, menor conectividad tendrá este hábitat en el paisaje. Por otro lado, la conectividad funcional se refiere a la capacidad del territorio para permitir el desplazamiento de los organismos con recursos a través de los parches (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

Los corredores son los que facilitan la conectividad; los mismos desempeñan un papel fundamental para la interconexión entre los distintos parches y lograr reducir el efecto distancia que determina un menor número de especies en parches aislados. Los corredores, aparte de ayudar a la conectividad, tienen otras funciones, como ser: hábitat que depende de la amplitud del mismo; filtro para algunas especies; fuente al permitir la distribución de especies del corredor a la matriz; y sumidero dando refugio a especies y otros tipos de elementos procedentes de la matriz (Rivarola Gaona, 2017). Aunque la conectividad implique riesgos potenciales, estos quedan ampliamente compensados por los beneficios que la conectividad conlleva (Vila Subiros et al., 2006).

Todos los conceptos antes mencionados describen uno de los modelos más aplicados para plasmar el concepto de paisaje, el de parche-corredor-matriz. En este modelo, se identifican tres tipos de

elementos que componen un paisaje (Fig. 1): los parches, los corredores y la matriz. El concepto de mosaico también es importante en un paisaje como un área determinada del territorio donde se encuentra un patrón de parches, corredores y matriz (Armenteras y Vargas, 2016).

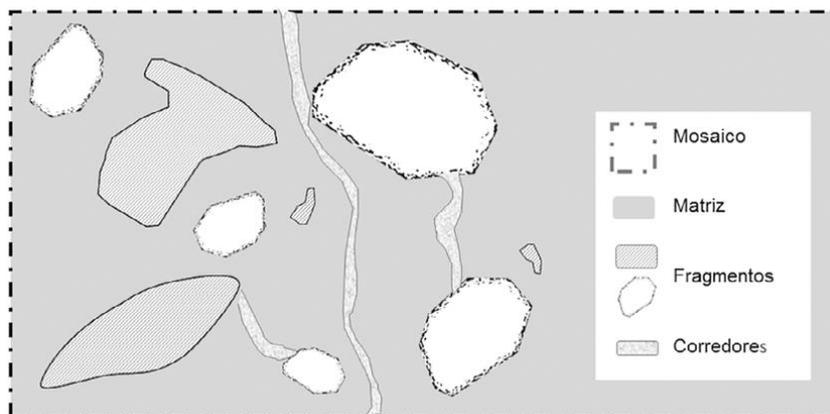


Figura 1.

Elementos del paisaje en el marco de un modelo mosaico-matriz-parche-corredor.

De acuerdo a lo expresado por Herrera (2011), en diversos estudios se muestra cómo la matriz proporciona un hábitat adecuado para las especies. En este sentido, es sabido que aquellas especies que son capaces de explotar algunos de los recursos presentes en la matriz mantienen poblaciones viables e incluso aumentan en ambientes degradados. De hecho, las especies más vulnerables a la degradación del hábitat son aquellas que no toleran cambios en la estructura y/o composición de su hábitat, y que rara vez usan la matriz. Esto demuestra que las especies no restringen su distribución a parches de hábitat no alterados y que, lejos de ser un hábitat totalmente inhóspito, la matriz puede actuar como un importante refugio para las especies. La efectividad de la matriz como hábitat dependerá, no obstante, de la interacción entre las características estructurales de ésta y los requerimientos ecológicos de las distintas especies. En términos generales, cuanto menor sea el contraste estructural entre la matriz y el hábitat nativo, más propicias serán las condiciones para albergar especies en su interior. Así, la matriz de hábitat se comporta como un elemento del paisaje capaz de conservar importantes procesos ecológicos que garantizan el funcionamiento, la supervivencia, y en definitiva el mantenimiento a largo plazo de los sistemas naturales.

La matriz circundante a los fragmentos de hábitats puede tener un importante efecto sobre su dinámica interna. La matriz puede aportar recursos que pueden ser utilizados por algunas especies en mayor o menor medida, complementando así los recursos presentes en el hábitat nativo remanente. Además, la matriz puede atenuar los efectos de borde. Con todo ello, la composición de especies en un determinado fragmento varía en función de la estructura y configuración de la matriz circundante (Herrera, 2011).

Otro importante efecto de la matriz sobre la estructura de la comunidad viene a través de la incorporación de especies generalistas al conjunto de especies presentes en el interior de los fragmentos remanentes. Pero el efecto de la matriz no se restringe a su influencia sobre la distribución de las especies, sino que puede igualmente influenciar el resultado de determinados procesos ecológicos (Herrera, 2011).

Otros estudios muestran cómo la conectividad paisajística puede verse afectada, no a través de la estructura de la propia matriz, sino a través de la cantidad de hábitat nativo original en un área concreta.

Esta relación entre la conectividad del paisaje y la presencia de hábitat original en sectores alrededor de los fragmentos de hábitat, sugiere que los corredores lineales y estrechos podrían no ser efectivos o suficientes para todas las especies. De hecho, la estructura de la matriz es capaz de aumentar la efectividad de los corredores a la hora de modular los eventos de dispersión de organismos entre fragmentos de hábitat. La estructura de la matriz puede, de igual forma, influenciar el grado de conectividad para que determinados procesos ecológicos puedan sucederse a través de los paisajes degradados (Herrera, 2011).

La fragmentación y degradación del hábitat provocan cambios progresivos en la configuración del paisaje. Estos cambios se pueden describir mediante tendencias en las variables paisajísticas, que cambian y en conjunto afectan adversamente la supervivencia de las especies. Se observa una pérdida regional de hábitat, con la consiguiente reducción en el tamaño y densidad de las poblaciones; el hábitat fragmentado muestra una capacidad limitada para contrarrestar extinciones puntuales mediante la incorporación de individuos de áreas menos perturbadas. Asimismo, se produce una disminución del tamaño medio y el aumento en el número de fragmentos, lo que reduce progresivamente el tamaño de las poblaciones, aumentando el riesgo de que alcancen

umbrales inviables. El aumento de la distancia entre fragmentos dificulta el intercambio y la recolonización entre poblaciones aisladas. Finalmente, se produce un incremento en la relación perímetro/superficie y se expone el hábitat fragmentado a interferencias procedentes de hábitats periféricos, la matriz. Se da así un creciente efecto de borde que origina un deterioro de la calidad del hábitat en regresión, afectando a la supervivencia de las poblaciones acantonadas en los fragmentos (Santos y Tellería, 2006). Este aumento de los bordes, además, está asociado a cambios microclimáticos, como alteraciones en la intensidad lumínica y los flujos de viento, agua y nutrientes (González et al., 2011).

Se crea así en todos los fragmentos una banda perimetral de hábitat con condiciones adversas para muchas de las especies allí acantonadas, es decir, se produce una zonificación en un hábitat de borde (de baja calidad) y un hábitat de interior (de alta calidad). La pérdida de calidad se debe a la incidencia de múltiples factores físicos y bióticos que proceden de la matriz de hábitat, por lo que es fácil de comprender que la matriz y los efectos de borde crecen simultáneamente en todos los procesos de fragmentación, con graves consecuencias para la supervivencia de las poblaciones afectadas (Santos y Tellería, 2006).

A consecuencia del proceso de fragmentación, poblaciones de especies que anteriormente formaban un continuo en el paisaje quedan subdivididas en un conjunto de poblaciones de tamaño variable, componiendo lo que se conoce con el nombre de metapoblación. Así, una metapoblación puede definirse como un conjunto de poblaciones que interactúan por medio de la migración de individuos entre ellas. Estas quedan definidas por una serie de características: debe existir un área o un hábitat favorable bien diferenciado del área circundante, donde viven las especies; las poblaciones en la mayoría de los fragmentos deben estar en riesgo de extinción en algún momento; debe existir un flujo de individuos entre las distintas poblaciones que componen la metapoblación (Herrera, 2011).

En los ambientes áridos, las tierras hasta hace unas décadas se consideraban simples y estructuralmente sistemas homogéneos, pero estudios revelaron altos niveles de heterogeneidad espacial. La vegetación en tierras áridas no es continua en el espacio, principalmente debido a una ligera diferencia en la precipitación, topografía y atributos del suelo, dando como resultado una variedad de arreglos de plantas distintas (Lescano et al., 2017).

La disponibilidad de diferentes tipos de vegetación es especialmente importante para los artrópodos en este tipo de entornos con altas fluctuaciones climáticas y de recursos, ya que proporcionan refugio, alimentos y condiciones abióticas adecuadas. La creciente intensidad de la actividad humana en las regiones áridas tiende a aumentar la fragmentación del paisaje y el suelo desnudo, lo que podría afectar indirectamente a los ensamblajes de los organismos. Por lo tanto, un mejor conocimiento de las asociaciones entre los tipos de vegetación y las especies animales en estas áreas es muy importante para la conservación de la biodiversidad en las regiones áridas (Lescano et al., 2017).

3. BIODIVERSIDAD DE ARTROPOFAUNA Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

La pérdida de biodiversidad se debe principalmente a la pérdida y fragmentación del hábitat. Existen evidencias de que la fragmentación del hábitat afecta la diversidad de especies, la estructura y el funcionamiento de los sistemas artrópodos-planta. Sin embargo, las respuestas encontradas en diferentes grupos de artrópodos son muy variables. En cuanto al tamaño de los fragmentos, el efecto más comúnmente observado sobre las comunidades biológicas es la disminución en la riqueza de especies. Las evidencias existentes en relación al efecto de los bordes sobre los organismos son contradictorias y varían con el grupo considerado: se ha observado mayor abundancia y riqueza en el borde, en el interior o incluso ausencia de diferencias entre los ambientes (González et al., 2011).

Muchas veces el conocimiento de insectos se limita a algunos grupos y procesos ecológicos que llevan a cabo. González et al. (2011) investigaron los patrones de riqueza y abundancia de artrópodos ectofitófagos y de sus enemigos naturales, asociados a especies nativas del Chaco Serrano, en el cual se corroboró que en estas comunidades de artrópodos se cumple el patrón general de pérdida de diversidad en fragmentos pequeños. Hubo familias que se perdieron o que disminuyeron su abundancia al disminuir el área, pero hubo otras que solo se encontraron en fragmentos pequeños. En este estudio se concluyó que, en muchos paisajes fragmentados, el efecto de borde es el principal factor de cambio que afecta distintos aspectos de las comunidades y ecosistemas. Se cumplieron las predicciones de una mayor diversidad en el borde de los fragmentos solo para la riqueza de fitófagos, coincidiendo con la tendencia más frecuente para este

grupo. Esto podría deberse a la incorporación de artrópodos que habitan la matriz. La presencia de familias exclusivas para cada posición puede relacionarse con este aporte o con las diferencias en condiciones microambientales. Los predadores, en cambio, no presentaron diferencias en su abundancia y riqueza.

4. AGRICULTURA CONVENCIONAL

La agricultura convencional es un modelo productivo que se caracteriza por el predominio del monocultivo, el uso de variedades con alto potencial de rendimiento, un elevado nivel de mecanización y un uso intensivo de insumos agrícolas externos como semillas, fertilizantes y agroquímicos para el control de plagas, enfermedades y malezas (Landini y Beramendi, 2020).

La agricultura convencional se enfoca casi únicamente en el desarrollo de prácticas o tecnologías diseñadas para incrementar los rendimientos y mejorar los márgenes de beneficio económico. A largo plazo, estas tecnologías tienen poca esperanza de contribuir a la sostenibilidad del sistema, ya que causan impactos más complejos sobre el sistema agrícola en su totalidad, tanto ambientales como sociales (Gliessman et al., 2007).

Entre los impactos ambientales, se pueden mencionar la erosión y la pérdida de fertilidad de los suelos; la contaminación con plaguicidas de suelos, agua y alimentos; la deforestación, la ineficiencia energética, la dependencia de combustibles fósiles y la contribución al calentamiento global; la pérdida de biodiversidad, de variabilidad genética, la eliminación de insectos benéficos y la disminución de la resiliencia de los ecosistemas; y el desarrollo de resistencia a los plaguicidas (Landini y Beramendi, 2020). Por todo esto, en el año 1987 la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) declaró la necesidad de cambiar a un sistema de agricultura sostenible que genere menos impactos ambientales y para la salud de las personas, surgiendo así la ciencia de la disciplina científica de la Agroecología (Vargas y San Martín, 2016).

5. AGROECOSISTEMAS EN AMBIENTES ÁRIDOS Y GREMIOS DE ARTRÓPODOS RELEVANTES.

Un agroecosistema se crea cuando la manipulación humana y la alteración de un ecosistema tienen lugar con el propósito de establecer la producción agrícola. Esto introduce varios cambios en la

estructura y función del ecosistema natural y, como resultado, cambia un número de cualidades clave a nivel del sistema. Estas cualidades se reconocen como emergentes o propiedades del sistema que se manifiestan una vez que todos los componentes del sistema están organizados; también pueden servir como indicadores de la sostenibilidad del sistema (Gliessman et al., 2007). Algunas cualidades emergentes claves de los ecosistemas, que son alteradas cuando se convierten a agroecosistemas, son: el flujo de energía, ciclaje de nutrientes, mecanismos de regulación de poblaciones y equilibrio dinámico.

En los ecosistemas naturales encontramos artrópodos herbívoros, algunos conocidos como plagas en la agricultura, pero su efecto rara vez se nota debido a la presencia y actividad de sus enemigos naturales. A través de una compleja combinación de interacciones bióticas y límites impuestos por la disponibilidad de recursos físicos, se establece un control natural en los niveles de población de los distintos organismos. Así, eventualmente, se determina la productividad de un ecosistema, es decir, la cantidad de biomasa acumulada. A través del tiempo, el proceso de selección de los organismos tiende al establecimiento de una estructura biológica bastante compleja, pero siempre dentro de los límites impuestos por factores ambientales como temperatura, precipitación, humedad, entre otros, creando hábitats y nichos bastante complejos también, que serán ocupados por los diversos organismos. La presencia de los organismos en una organización compleja pero interactuante y las condiciones ambientales en las que se desenvuelven permiten el establecimiento de diversas interacciones tróficas y diversificación de nichos (Gliessman et al., 2007).

Con la selección genética y/o la domesticación, dirigida por humanos, así como la simplificación general de los agroecosistemas (p.e. la pérdida de la diversidad de nichos y una reducción de las interacciones tróficas), las poblaciones de plantas y animales raramente se autorregulan, especialmente de las plagas, malezas y enfermedades. Los insumos humanos en forma de semillas o agentes de control como pesticidas, frecuentemente dependientes de grandes subsidios de energía, determinan no solamente los tamaños de las poblaciones de organismos presentes, sino que también su diversidad. En un sistema de producción agrícola simplificado, la diversidad biológica se reduce y se interrumpen los sistemas naturales de control de plagas, ya que muchos nichos o hábitats quedan desocupados. Como consecuencia, el peligro de epidemias o plagas catastróficas que afectan a la agricultura es bastante alto, muchas veces aún a pesar de la disponibilidad de la interferencia humana intensiva y la utilización de insumos. Para alcanzar la

sostenibilidad de un sistema agrícola, por tanto, se requiere de la reintroducción de las diversas estructuras y relaciones entre las especies que permitan el funcionamiento del control natural y los mecanismos de regulación de sus poblaciones (Gliessman et al., 2007).

Los gremios se caracterizan por ser grupos funcionales que incluyen a todas las especies que explotan de la misma forma una fuente común. Como el conjunto de las especies que conforman una comunidad no son igualmente afectadas por cambios en el ecosistema, el análisis de las comunidades de artrópodos agrupados funcionalmente permite observar con mayor sensibilidad la respuesta de estos ante cambios en el medio. Los artrópodos son agrupados por su funcionalidad, destacando que cada grupo cumple un rol esencial en el ciclo de nutrientes y del flujo energético en los ecosistemas (Cordero Veas, 2008).

A continuación, se describen los grupos funcionales presentes en este estudio:

1. **Fitófagos:** consumen plantas o sus partes, como raíces, tallos, hojas, flores, néctar, polen, frutos o semillas (Zumbado Arrieta y Azofeifa Jiménez, 2018). Corresponden al complejo de los consumidores primarios del ecosistema. A este grupo pertenecen los consumidores de tejido aéreo, los chupadores de savia, los formadores de galerías, entre otros. Existe una estrecha relación adaptativa en la interacción insecto herbívoro-planta, llegando a la más cercana de los herbívoros especialistas. La funcionalidad de los fitófagos dentro del ecosistema radica en que éstos se encargan de ligar el subsistema vegetal con el de los descomponedores. Además, los fitófagos son una fuente importante de alimento para niveles tróficos superiores, los depredadores, parásitos y parasitoides (Cordero Veas, 2008).
2. **Frugívoros:** estos artrópodos son un tipo especial de fitófagos, ya que basan su dieta en el consumo de frutos o gran parte de lo que consumen está compuesto por este tipo de alimento (Alvarado López y Osorio Kattan, 2020). Esto permite la conservación y el mantenimiento del proceso de dispersión de semillas de numerosas especies vegetales (Herrera, 2011).
3. **Polinizadores / visitantes florales:** este también es un caso particular de fitófagos, se alimentan del néctar y polen de las flores de la vegetación, transfiriendo el polen desde los estambres de la flor (parte “masculina” de la flor) hasta el estigma (parte “femenina” de la flor) generalmente, de otra flor, dando como resultado la fecundación que tiene como

consecuencia la producción de frutos y semillas. La polinización entomófila es un importante servicio ecosistémico que mantiene la viabilidad y diversidad de las angiospermas (plantas que producen flores y frutos) (Galleto et al., 2007; Medán, 2008; Pantoja et al., 2014).

4. **Depredadores:** corresponden al grupo de los consumidores secundarios del sistema, que se alimentan de otros insectos (Zumbado Arrieta y Azofeifa Jiménez, 2018). También son conocidos como enemigos naturales junto a parásitos y parasitoides. Este grupo tiene un consistente rol en la dinámica poblacional del ecosistema y en la estructuración de las comunidades terrestres (Cordero Veas, 2008).
5. **Parasitoides:** corresponden al conjunto de artrópodos que en su estadio larvario parasitan a un hospedero para su desarrollo. A diferencia de los parásitos, los parasitoides matan al hospedador con el fin de completar su ciclo vital (Apablaza y Urra, 2010). Los parásitos y parasitoides son de gran interés en agricultura y en ecología por su rol en controlar las poblaciones de herbívoros (Cordero Veas, 2008).
6. **Detritívoros / descomponedores:** consumen materia orgánica en descomposición (Zumbado Arrieta y Azofeifa Jiménez, 2018). Estos artrópodos juegan su rol más importante en el ciclo del carbono (y en el ciclo de otros materiales) durante el proceso de descomposición. Las especies, asociadas a biomasa microbiana, se encargan de fragmentar e ingerir hojarasca, produciendo gran cantidad de material fecal con mayor relación área-superficie y mayor capacidad de retención de humedad que la hojarasca original. Restos animales y vegetales sirven como alimento para un amplio grupo de insectos, ácaros y bacterias que degradan sustrato (Cordero Veas, 2008).
7. **Coprófagos:** son descomponedores de estiércol de otros animales, de esta manera, incorporan nutrientes al suelo, mejorando sus condiciones. Además, cumplen el rol de dispersores de semillas que se encuentran en el estiércol (Alvarado López y Osorio Kattan, 2020).
8. **Omnívoros:** estos incluyen en su dieta materia vegetal y animal, por ejemplo, pueden alimentarse de plantas y también de otros insectos (Zumbado Arrieta y Azofeifa Jiménez, 2018).
9. **Hematófagos:** se alimentan de sangre, usualmente de vertebrados (Jofré et al., 2009; Zumbado Arrieta y Azofeifa Jiménez, 2018).

6. ALTO VALLE DE RÍO NEGRO: ACTIVIDAD AGRÍCOLA Y MODIFICACIÓN DEL PAISAJE.

Argentina posee más del 60% de su superficie cubierta por ambientes áridos y semiáridos. La Provincia Fitogeográfica del Monte se encuentra únicamente en Argentina y adquiere importancia no solo por su extensión, de más de 46 millones de hectáreas, sino por su amplia distribución de norte a sur y también por ser el área de contacto entre las dos grandes biotas de América del Sur, la Brasílica y la Patagónica (Roig Juñent y Claver, 1999). Esta región se caracteriza por un clima templado y árido. La temperatura media anual se encuentra entre 13 y 17,5 °C y la precipitación anual varía entre 80 y 250 mm. El tipo de vegetación predominante es la estepa arbustiva xerófila. Desde el punto de vista florístico, se caracteriza por la presencia de especies arbustivas de los géneros *Larrea* (Zygophyllaceae) y *Neltuma* (Fabaceae). La comunidad auge del Monte es el jarillal (*Larrea* spp.) que se desarrolla en los bolsones y llanuras de suelo arenoso o pedregoso-arenoso. Estas especies son arbustos de uno o dos metros de altura, o más bajos en las zonas muy azotadas por el viento, que crecen más o menos esparcidos, dejando claros donde se desarrollan, en la época propicia, hierbas (Cabrera, 1971).

La vegetación del Monte representa una fuente importante de microambientes, recursos y sitios de refugio y oviposición para los artrópodos. La disposición espacial de los parches de vegetación y las diferencias estructurales entre los arbustos, además de determinar en parte la heterogeneidad ambiental característica del Desierto del Monte, influyen a las comunidades de animales que viven en estrecha relación con la vegetación arbustiva. En este contexto, la estructura física o arquitectura vegetal es un determinante importante de las comunidades de artrópodos que habitan en el canopeo, siendo además una de las variables menos estudiadas en comparación con otras características (Martínez, 2018).

Al norte de la Patagonia, dentro de la vegetación del Monte, producto de la actividad del hombre, se desarrolla el Alto Valle de Río Negro y Neuquén el cual consiste en un corredor que se extiende 65 km junto al río Neuquén, 50 km a lo largo del Limay y 120 km a partir de la confluencia. Se trata de una zona bajo riego que abarca 100.000 ha de superficie (Conticello y Bustamante, 2000). Esta región es la mayor productora de frutales de pepita de la Argentina. El cultivo de peras y manzanas se extiende en una superficie de aproximadamente 42.000 ha. Esta zona presenta condiciones agroclimáticas favorables para el desarrollo de esta actividad productiva, además de

otras, como vitivinicultura, ganadería, horticultura (González et al., 2011). Estas actividades productivas de la zona, principalmente la frutícola y hortícola, sumadas a actividades extractivas y la urbanización contribuyen al proceso de fragmentación del paisaje natural.

7. OBJETIVOS

1. Objetivo general.

Relevar y caracterizar la artropofauna de la vegetación nativa del Monte (Monte Nativo) y de un sistema frutícola de peras (Monte Frutal) de la localidad Las Perlas, departamento El Cuy, provincia de Río Negro.

2. Objetivos específicos.

1. Caracterizar la artropofauna a nivel sistemático y en relación con sus funciones ecológicas en las zonas de Monte Nativo y del sistema frutícola de peras.
2. Analizar la estructura de la comunidad de artropofauna epígea y epífita del ambiente natural nativo y de cultivo, en términos de riqueza específica y abundancia media.
3. Determinar relaciones existentes entre la comunidad de artropofauna presente en el Monte Nativo y el sistema frutícola.
4. Determinar asociaciones entre la artropofauna identificada en el Monte Nativo y las especies vegetales donde se realizó el muestreo.

Asociado a estos objetivos se plantearon las siguientes hipótesis: 1) La riqueza y abundancia de artrópodos en la vegetación del Monte es mayor que en el sistema frutícola, debido a la mayor complejidad y heterogeneidad del ambiente; 2) La vegetación nativa del Monte y la producción frutícola presentan taxones de artrópodos en común; 3) Las especies vegetales nativas se asocian a determinadas comunidades de artrópodos de acuerdo a su estructura.

2. CAPÍTULO 2

ESTUDIO DE LA BIODIVERSIDAD DE LA ARTROPOFAUNA PRESENTE EN VEGETACIÓN NATIVA DEL MONTE Y EN SISTEMAS FRUTÍCOLAS BAJO RIEGO EN EL ALTO VALLE DE RÍO NEGRO

1. MATERIALES Y MÉTODOS.

1. ÁREA DE ESTUDIO

El área donde se realizó el estudio se encuentra ubicada en la periferia de la localidad de Las Perlas ($38^{\circ}59'10''S$ $68^{\circ}08'20''O$), la cual se incluye dentro del departamento El Cuy, en el Alto Valle de la provincia de Río Negro, encontrándose ubicada dentro de la Provincia Fitogeográfica del Monte.

En los últimos años, en esta localidad, se observa un crecimiento en la urbanización acelerado y desordenado como consecuencia, fundamentalmente, del traslado de población desde la ciudad de Neuquén y otros lugares de la provincia y, en menor medida, desde diversos lugares de Río Negro. Esto, sumado a las diversas actividades económicas de la región, ha contribuido, como se mencionó anteriormente, a cierto grado de fragmentación del ambiente nativo.

2. TÉCNICAS DE MUESTREO Y MATERIALES

El muestreo se llevó a cabo en dos sitios en función de los objetivos planteados. El primero, en una zona con vegetación autóctona de Monte Nativo en coordenadas geográficas $39^{\circ}00'41.67''S$ y $68^{\circ}08'41.46''O$ (Fig. 2). El segundo sitio se localizó en un sistema de cultivo de peras, en coordenadas geográficas $38^{\circ}58'45.04''S$ y $68^{\circ}12'1.72''O$ (Fig. 3). En la Figura 4 se pueden observar ambos sitios.

El primer sitio (Fig. 5) fue elegido porque es una de las zonas más representativas del Monte Nativo dentro de la localidad y al cual se podía acceder fácilmente. El segundo (Fig. 6) se eligió porque se encuentra inserto en un sector de chacras, lindante al Monte Nativo. Cabe destacar que, en cercanías del punto de muestreo del ambiente nativo, se observó la presencia de un microbasural, lo que podría influenciar la presencia de ciertas familias de artrópodos en los muestreos realizados, debido a que puede contener materia orgánica y otros residuos de distinta procedencia que los puede atraer.



Figura 2.

Punto de muestreo en zona de Monte Nativo. Fuente: Google Earth.

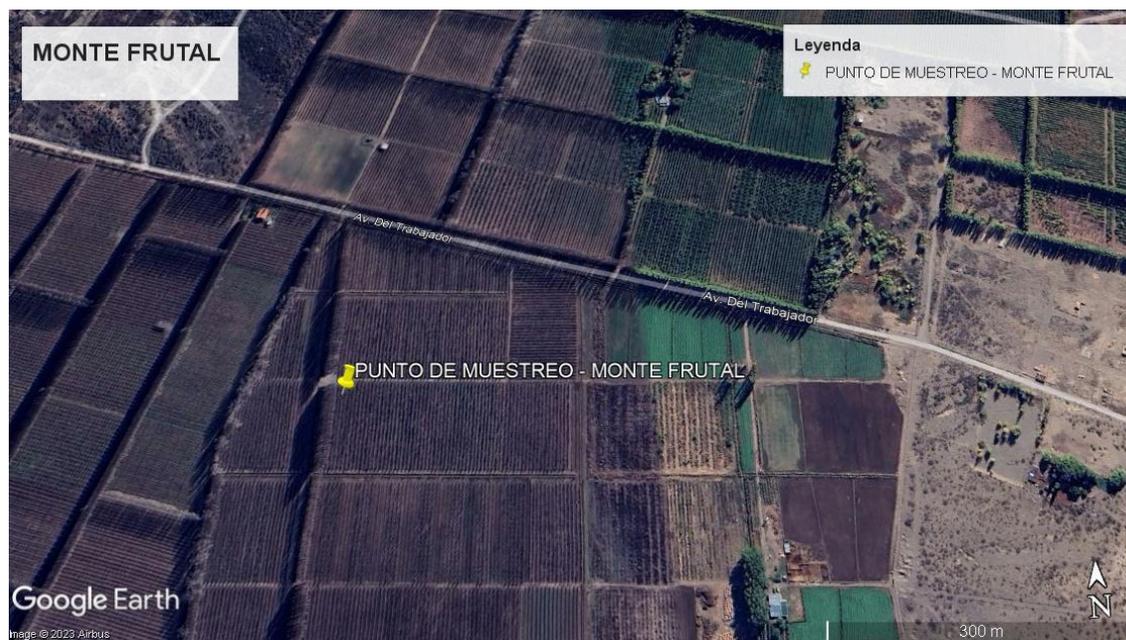


Figura 3.

Punto de muestreo en zona de Monte Frutal. Fuente: Google Earth.

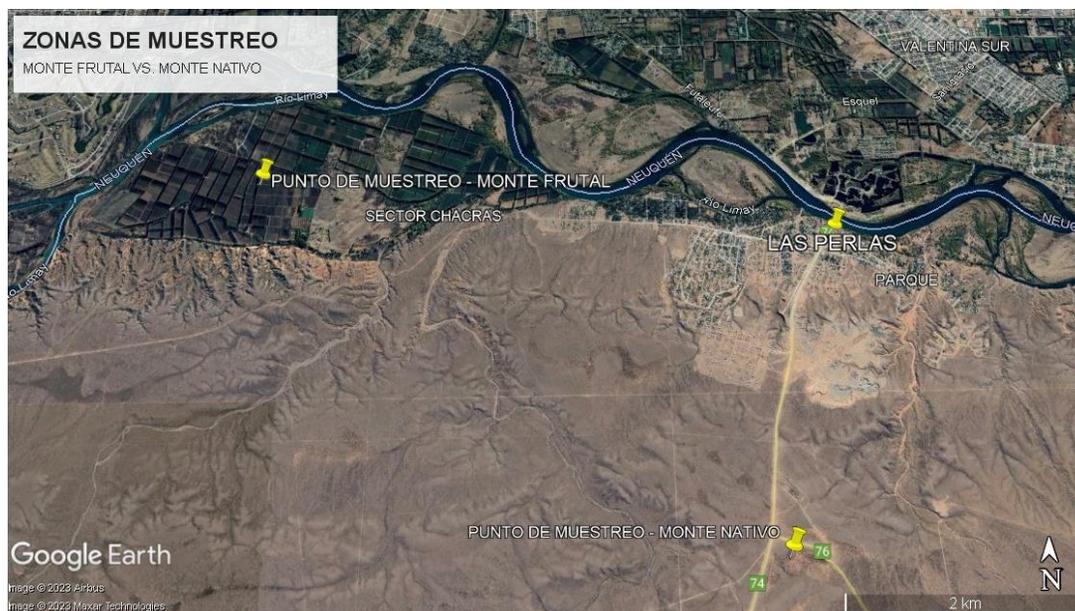


Figura 4.

Puntos de muestreo en zona de Monte Nativo y Frutal. Fuente: Google Earth.



Figura 5.

Sitio del muestreo en el Monte Nativo. Fuente: elaboración propia.



Figura 6.

Sitio de muestreo en zona de Monte Frutal. Fuente: elaboración propia.

En cada sitio, se relevaron muestras de artrópodos epígeos y epífitos, sobre las especies de flora más representativas de cada ambiente. Los artrópodos epígeos habitan y se desarrollan sobre la superficie del suelo, mientras que los epífitos lo hacen sobre la parte aérea de la vegetación. Dentro del Monte Nativo, las especies vegetales en las cuales se tomaron las muestras fueron jarilla macho (*Larrea cuneifolia* Cav., Fig. 7), solupe (*Ephedra ochreatea* Miers., Fig. 8) y molle (*Schinus johnstonii* Barkley, Fig. 9); mientras que, en el sistema frutícola, se tomaron muestras en perales (*Pyrus communis* L var. Williams, Fig. 10).



Figura 7.

Trampa pitfall bajo ejemplar de jarilla (Larrea cuneifolia Cav.). Fuente: elaboración propia.



Figura 8.

Trampa pitfall bajo ejemplar de solupe (Ephedra ochreatea Miers.). Fuente: elaboración propia.



Figura 9.

Trampa pitfall bajo ejemplar de Molle (Schinus molle Barkley). Fuente: elaboración propia.



Figura 10.

Trampa pitfall bajo ejemplar de peral (Pyrus communis L var. Williams). Fuente: elaboración propia.

En los dos ambientes de estudio se tomaron muestras cada 15 días a lo largo de un año entre los meses de septiembre del 2017 y agosto del 2018. Para la artropofauna epígea se utilizaron trampas pitfall o de caída (tres trampas por cada especie vegetal en ambos ambientes), las cuales consistían en recipientes de plástico, abiertos en la parte superior, de 250 ml a los cuales se incorporó 100 ml de una solución previamente preparada que contenía 10% de vaselina líquida, 70% de alcohol y 20% de agua. Las trampas se enterraron al nivel del suelo, bajo las especies vegetales previamente seleccionadas (Fig. 7 a 10). Transcurridos los 15 días a partir de la colocación de las trampas, se volcó su contenido en frascos de vidrio rotulados con el nombre de la estación de muestreo correspondiente y la fecha de recolección, para ser transportados al laboratorio, y luego se repuso su contenido en las trampas con la solución descrita previamente.

La entomofauna epífita se capturó con una red entomológica (una pasada de red para cada especie vegetal seleccionada en ambos ambientes) mediante 20 golpeteos por unidad de muestreo (Fig. 11 y 12). El material capturado se colocó en frascos con alcohol al 70%, se rotuló y se transportó al laboratorio.

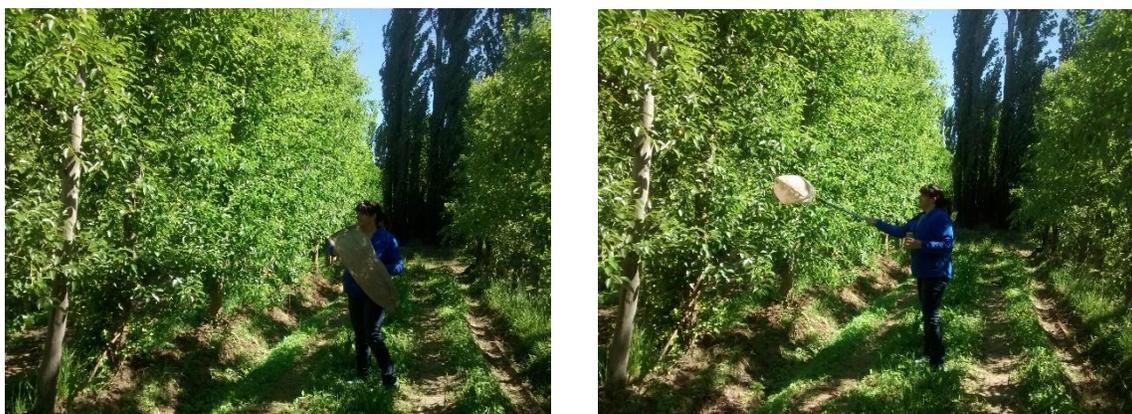


Figura 11 y 12.

Captura de artrópodos epífitos con red entomológica. Fuente: elaboración propia.

En el laboratorio, mediante el uso de una lupa estereoscópica, se separaron todos los ejemplares de artrópodos en cápsulas de Petri descartables (Fig. 13 y 14), las cuales fueron cerradas y conservadas en un lugar adecuado hasta el momento de la identificación de los mismos. Los ejemplares se separaron según su morfología y se clasificaron taxonómicamente mediante claves sistemáticas específicas hasta el menor nivel posible. Dada la complejidad de varios grupos de

artrópodos para su determinación a nivel de especie, en el presente trabajo se llegó en la mayoría de los casos a nivel de familia y, en otros a nivel de orden, en ambos casos los individuos se clasificaron como morfoespecies. Se consideró una “morfoespecie” como aquella unidad taxonómica por debajo del nivel de Orden que presenta diferencias morfológicas conspicuas con respecto a las otras. En todos los taxones se separaron los individuos adultos de los estadios larvales, para la posterior cuantificación de los primeros.



Figura 13.

Separación de ejemplares de artrópodos en cápsulas de Petri. Fuente: elaboración propia.



Figura 14.

Separación de ejemplares de artrópodos mediante el uso de lupa estereoscópica. Fuente: elaboración propia.

Posteriormente, a partir de una revisión bibliográfica, se definieron las funciones ecológicas y/o hábitos alimenticios de cada morfoespecie. A partir de esto, se identificaron 9 grupos funcionales (gremios) de acuerdo a la bibliografía consultada: polinizadores/visitantes florales, fitófagos, depredadores, parasitoides, detritívoros/descomponedores, hematófagos, frugívoros y omnívoros. Con esta información, se procesaron los datos necesarios para efectuar los correspondientes análisis. En los laboratorios de la Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud de la Universidad Nacional del Comahue (Laboratorio de Investigaciones en Ecología de la Norpatagonia, LIEN) y del Instituto de Investigación y Desarrollo Tecnológico para la Agricultura Familiar Región Patagónica (IPAF) perteneciente a INTA, se realizó la separación y análisis de los datos recolectados.

Las determinaciones de los artrópodos la realizaron en conjunto con una red de entomólogos del IPAF, del Centro de Estudios Parasitológicos y de Vectores (CEPaVe - CONICET-UNLP), la Universidad Nacional de La Plata, Universidad Nacional del Comahue y Universidad Nacional de Tucumán.

3. PROCESAMIENTO Y ANÁLISIS DE DATOS

Para el análisis de los datos recolectados en el presente estudio, se realizó un análisis descriptivo de las comunidades de la región del Monte y del sistema frutícola de peras, así como de los grupos funcionales presentes en cada sitio. Se realizó el conteo del número de individuos de cada morfoespecie relevada en cada muestreo en ambos ambientes. Con estos datos, se efectuó un análisis de la abundancia por cada estación del año de manera general y diferenciada por órdenes de artrópodos registrados. Por otra parte, el análisis de los datos comprendió los índices de diversidad alfa (α) y beta (β).

Diversidad α

La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que se considera homogénea. Como medida de la diversidad α , se calculó la riqueza específica (S), que se define como el número total de especies obtenido por un censo de la comunidad (Moreno, 2001).

Por otra parte, para describir la estructura de las comunidades en términos de abundancia proporcional, por un lado se calculó el Índice de Shannon-Wiener y, por otro, el Índice de Simpson. El índice de Shannon-Wiener, basado en el concepto de equidad, 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 qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección. Este adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S (número total de especies), cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Moreno, 2001). Algunos autores interpretan que valores menores a 2 se consideran como diversidad baja, los valores entre 2 a 3,5 como diversidad media y los valores superiores a 3,1 como de diversidad alta (Margalef, 1972; Medrano Meraz et al., 2017). A continuación, se escribe la fórmula general:

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

Donde:

H= índice de Shannon-Wiener.

p_i = frecuencia relativa (número de individuos) registrada para la especie i en la comunidad.

Además, para conocer la dominancia en las comunidades, se calculó el Índice de Simpson, el cual manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra, sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Moreno, 2001). A continuación, se escribe la fórmula general:

$$\lambda = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Donde:

λ = índice de Simpson.

p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Como su valor es inverso a la equidad, la diversidad puede calcularse como $1-\lambda$.

Diversidad β

La diversidad beta es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje (Moreno, 2001). Para la medición de la diversidad β se calculó un índice denominado coeficiente de similitud de Jaccard. Este índice expresa el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas (Moreno, 2001). Este índice se utilizó para un análisis comparativo de la estructura de la comunidad de artropofauna del ambiente nativo de monte y el sistema frutícola de peras. A continuación, se escribe la fórmula general:

$$J_i = \frac{c}{(a + b + c)}$$

Donde:

J = coeficiente de similitud de Jaccard.

a = número de especies presentes exclusivas en el sitio A.

b = número de especies presentes exclusivas en el sitio B.

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B.

Para el cálculo de estos índices, se utilizó el software EstimateS versión 8.2, desarrollado por Colwell (2009).

Se analizó la diversidad de los grupos funcionales (mencionados previamente) en el ambiente nativo y frutal, durante todas las estaciones del año. En particular, las hormigas (Formicidae) tienen diversos tipos de alimentación según la especie (Zumbado Arrieta y Azofeifa Jiménez, 2018), por ende, las morfoespecies que no se pudieron determinar en este estudio, se consideraron como omnívoras.

Además, se realizó un análisis de componentes principales (ACP), que permite visualizar y determinar las relaciones existentes entre los grupos funcionales de artrópodos del Monte Nativo y las especies vegetales bajo estudio. Para ello, se utilizó el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2020), versión 2020.

El análisis de componentes principales tiene como objetivo que, dadas n observaciones de p variables, se analice si es posible representar adecuadamente esta información con un número menor de variables construidas como combinaciones lineales de las originales. Con esta reducción de dimensión, se simplifica el análisis de la dispersión de las observaciones, poniendo en evidencia posibles agrupamientos. Esta técnica permite transformar las variables originales, en general correlacionadas, en nuevas variables no correlacionadas, facilitando la interpretación de los datos. También, permite detectar las principales variables responsables de la dispersión y analizar las relaciones existentes entre ellas (Bramardi, 2007; Tusell, 2012).

2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE ARTROPOFAUNA EPÍGEA Y EPÍFITA EN AMBOS AMBIENTES DE ESTUDIO.

Entre los muestreos realizados en el sistema frutal y el Monte Nativo, se capturaron un total de 14647 artrópodos. De este valor, el 66,27% (9707) pertenece al sistema nativo, distribuidos entre

316 morfoespecies, y el 33,73% (4940) al ambiente frutal con 230 morfoespecies, destacando la mayor abundancia que presenta el primer ambiente.

En la Tabla 1 se pueden observar los valores antes mencionados, distribuidos de acuerdo a la estación del año y el tipo de muestreo.

Tabla 1.

Distribución general de los valores relevados.

Estación	Tipo de muestreo	Sistema/ Ambiente	N° individuos	N° órdenes	N° morfoespecies
Invierno	Epígeos	M. Nativo	723	9	105
		M. Frutal	114	10	46
	Epífitos	M. Nativo	-	-	-
		M. Frutal	-	-	-
Primavera	Epígeos	M. Nativo	4169	16	193
		M. Frutal	822	12	107
	Epífitos	M. Nativo	26	8	16
		M. Frutal	15	6	10
Verano	Epígeos	M. Nativo	3868	15	174
		M. Frutal	1319	12	117
	Epífitos	M. Nativo	35	7	16
		M. Frutal	410	8	50
Otoño	Epígeos	M. Nativo	815	14	81
		M. Frutal	2141	12	60
	Epífitos	M. Nativo	71	5	11

		M. Frutal	119	8	32
--	--	------------------	-----	---	----

Fuente: elaboración propia.

Cabe destacar que en invierno se decidió no realizar el muestreo de artrópodos epífitos ya que, debido a las bajas temperaturas, se estimó que no se observaría una cantidad representativa que justifique el trabajo a realizar. Por el motivo antes mencionado, no se observan estos datos en la tabla y en el desarrollo de los resultados obtenidos.

Por otra parte, en la Tabla 2 en el Monte Nativo se pueden distinguir los valores de individuos, morfoespecies y órdenes en los distintos ejemplares vegetales elegidos para el muestreo en el Monte Nativo.

Tabla 2.

Distribución de valores relevados en el Monte Nativo, según la especie vegetal.

Especie vegetal	N° individuos (por especie vegetal)	Tipo de muestreo	N° individuos	N° órdenes	N° morfoespecies
Jarilla (<i>Larrea cuneifolia</i> Cav.)	2416	Epígeos	2354	15	200
		Epífitos	62	9	27
Molle (<i>Schinus johnstonii</i> Barkley)	3799	Epígeos	3744	17	183
		Epífitos	55	5	10
Solupe (<i>Ephedra ochreatea</i> Miers.)	3492	Epígeos	3477	14	191
		Epífitos	15	8	10

Fuente: elaboración propia.

1. ANÁLISIS COMPARATIVO DE ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD DE LA ARTROPOFAUNA PRESENTE EN LOS AMBIENTES.

ABUNDANCIA MEDIA GENERAL POR TIPO DE AMBIENTE Y ESTACIÓN DEL AÑO.

En la Figura 15 se puede observar que la abundancia de artrópodos epígeos, en general, fue mayor en el ambiente nativo. Asimismo, durante los meses estivales, se destacó una mayor abundancia que en los meses invernales, debido a las condiciones ambientales más favorables.

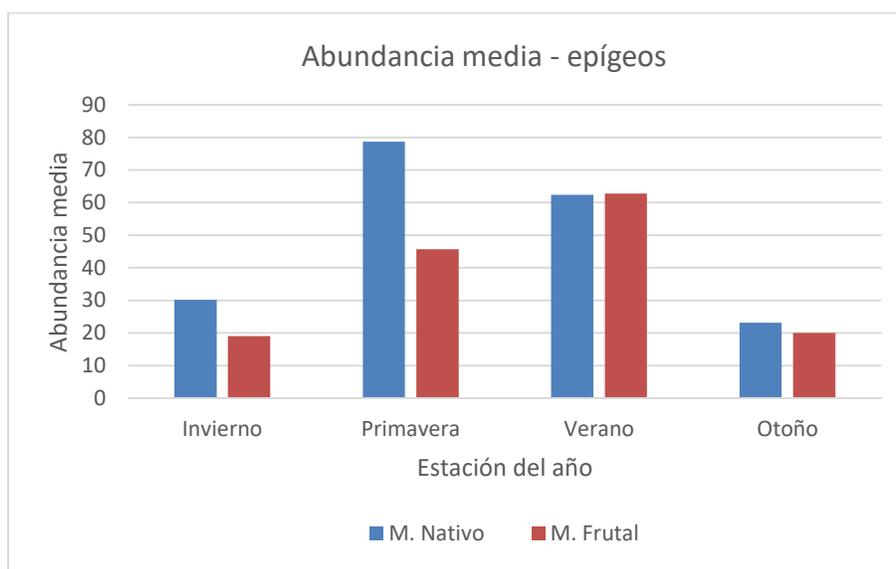


Figura 15.

Abundancia media de artrópodos epígeos por cada estación del año en el Monte Nativo y Frutal. Fuente: elaboración propia.

Se discriminaron los valores de abundancia del orden Collembola recolectados durante el otoño, ya que este orden presentó una media poblacional elevada que resta representatividad al estudio y al gráfico de abundancia, generando un valor sobredimensionado. El número de individuos recolectados de este orden fue de 1841 en el sistema frutícola en la estación mencionada. Cabe destacar, además, que este orden presentó gran abundancia en verano en el Monte Frutal. Asimismo, en invierno y primavera, fue mayor su abundancia en el Monte Nativo que en el Frutal, sin embargo, esta diferencia no fue tan marcada. En un estudio de relevamiento de artropofauna de sistemas hortícolas en el Alto Valle de Río Negro y Neuquén, realizado por Rial (2018), de

manera similar al presente estudio, se observó que el orden Collembola fue uno de los más abundantes en el sistema hortícola rural.

Los usos que se le da al suelo y las prácticas de manejo determinan cambios en el ambiente edáfico que modulan la composición y abundancia de los colémbolos. Al tratarse de artrópodos pertenecientes al gremio detritívoro que, en este caso, junto a los ácaros oribátidos, consumen la materia muerta de origen vegetal proveniente del manejo agronómico de los perales, la gran abundancia de colémbolos podría estar indicando un manejo adecuado de la materia orgánica en el sistema. El aumento de nutrientes, como resultado de la fertilización, los cambios en el uso del agua del suelo y los cambios en la calidad y dinámica de los aportes de hojarasca, son factores que afectan la fauna edáfica, siendo responsables de las fluctuaciones en sus poblaciones. Sobre el primer punto, en estudios realizados en Brasil, se observó que la adición de compost como fertilizante aumentó la densidad de la mayoría de las poblaciones de los colémbolos en diferentes agroecosistemas tropicales (Culik et al., 2002).

Así, los cambios introducidos por las prácticas agrícolas determinan cambios en la cantidad de recursos disponibles para los organismos del suelo, cuya distribución y abundancia están determinadas por la disponibilidad de alimentos, la textura y porosidad del suelo, la retención de agua y la existencia de depredadores y parasitoides (Sandler et al., 2017). Los mismos autores encontraron una mayor abundancia y diversidad de colémbolos en los sistemas antropizados (agrícolas) que en los pastizales naturalizados (pastizales viejos y abandonados sin influencia antrópica desde hace al menos 50 años). Estos autores, demostraron que en el sistema agrícola bajo prácticas de manejo de labranza cero extendidas durante varios años se observa un efecto positivo sobre los ensambles de colémbolos, en comparación con los otros sistemas evaluados. Estos resultados pueden deberse a que el sistema de labranza cero suele dejar alrededor del 15% o más de los residuos de la cosecha en la superficie del suelo, disminuyendo los procesos de erosión, preservando el agua y aportando materia orgánica al sistema. La gruesa capa de residuos de cultivos que quedan en la superficie y se acumulan año tras año crea un mantillo que proporciona una fuente de materia orgánica como alimento, mantiene bajas las variaciones de temperatura y alta la humedad del suelo, condiciones todas que favorecen el desarrollo de las comunidades de colémbolos del suelo. Esto demuestra que las prácticas agrícolas de bajo impacto, que incluyen

rotación de cultivos, poco uso de pesticidas y un alto aporte de materia orgánica, pueden tener efectos positivos en la comunidad de habitantes del suelo.

Además, la humedad y la temperatura son factores determinantes del hábitat óptimo de los colémbolos, ya que influyen en la tasa de reproducción y crecimiento de los individuos y en su distribución vertical a lo largo de un perfil. En las regiones templadas, las variaciones estacionales de los factores climáticos no parecen ser determinantes de la distribución de los artrópodos en el suelo, ya que, en general, no se produce la falta de disponibilidad de agua. En estas regiones, las variaciones térmicas podrían tener más importancia. Por el contrario, en las regiones mediterráneas similares al área de estudio en el presente trabajo, solo interviene en la regulación de las poblaciones de colémbolos el contenido en agua, teniendo la temperatura un valor secundario. La influencia de estos dos factores origina el desarrollo de un conjunto de estrategias variables según las especies. Así, han sido ampliamente estudiados los fenómenos de ecomorfosis y ciclomorfosis como adaptaciones, sobre todo morfológicas, a condiciones extremas de temperatura y humedad, o debidas a variaciones estacionales. Otras especies adoptan mecanismos de supervivencia diferentes, retirándose a microcavidades que obturan construyéndose un refugio en el que pasan la etapa más seca del medio en que viven. Asociado a este comportamiento constructor entran en un estado de vida latente llamado anhidrobiosis, durante el cual los animales inactivos permanecen "desechados", minimizando así el consumo de agua (Arbea y Blasco- Zumeta, 2001).

Estudios realizados con recopilación de información a nivel mundial (Potapov et al., 2023) sugirieron que la densidad de la comunidad de colémbolos aumenta con la latitud, el NDVI (biomasa vegetal) y el pH del suelo; y por otra parte, disminuye con el aumento de la temperatura media anual del aire, el índice de aridez y la elevación. Además, estos análisis demostraron que la densidad y biomasa de estos organismos, fueron menores en bosques, pastizales y sitios agrícolas en comparación con paisajes dominados por matorrales. Cabe destacar, que la relación entre el aumento de la densidad de colémbolos con el NDVI refuerza la estrecha conexión que existe entre éstos y la vegetación (Bernava et al., 2015; Potapov et al., 2023).

Por otra parte, en primavera en el Monte Nativo, los órdenes que más aportaron fueron Hymenoptera, Diptera y Coleoptera. Mientras que, en el Monte Frutal, seguidamente del orden Collembola, los más abundantes fueron los Acari y Diptera.

En verano, en el Monte Nativo, el mayor aporte lo hicieron los Hymenoptera y Diptera; y en el Monte Frutal los órdenes Collembola, Araneae y Acari. Cabe destacar que los colémbolos son presa de muchos artrópodos, en particular de hormigas y escarabajos, así como de numerosos ácaros depredadores, por lo que son un elemento fundamental en las cadenas tróficas.

En cuanto a los artrópodos epífitos (Fig. 16), en verano y otoño la abundancia fue mayor en el Monte Frutal. El elevado valor de artrópodos en el Monte Frutal durante el otoño se debió al orden Collembola; por otra parte, durante el verano, se atribuyó a los órdenes Hemiptera y Diptera. Esto puede deberse a que, en verano, los artrópodos encuentran un ambiente más favorable debido, por ejemplo, a que tienen mayor disponibilidad del recurso agua en el sistema frutihortícola consecuente del riego de los frutales. Durante la primavera ambos ambientes presentaron un valor de abundancia similar.

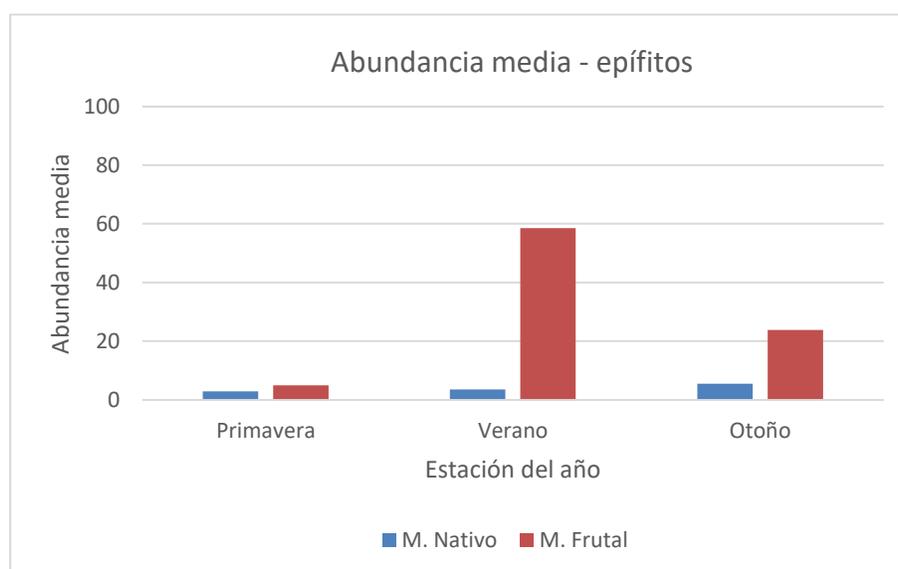


Figura 16.

Abundancia media de artrópodos epífitos por cada estación del año en el Monte Nativo y Frutal. Fuente: elaboración propia.

En verano, dentro de los hemípteros, se destacaron especialmente las familias Lygaeidae y Aphididae, ambas fitófagas. Es de esperarse estos resultados en este ambiente ya que ambas familias presentan especies plagas de diversos cultivos (Zumbado Arrieta y Azofeifa Jiménez, 2018). Entre los enemigos naturales de los áfidos se encuentran los braconidos (Hymenoptera:

Braconidae), familia de avispas parasitoides que también aportaron a la abundancia en el Monte Frutal en verano.

El orden Diptera, en general, también se destacó en abundancia en la estación de verano, especialmente las moscas y mosquitos (Ceratopogonidae). Este orden presenta especies con diversas funciones ecológicas, tales como controladores biológicos, entre las que se encuentran las familias Dolichopodidae (depredadores) y Tachinidae (parasitoides); detritívoros, como las familias Phoridae y Lauxaniidae; y visitantes florales como la familia Cecidomyiidae.

En otoño, en el Monte Frutal, estuvo presente la familia Aphelinidae (Hymenoptera), también enemigos naturales de los áfidos (Zumbado Arrieta y Azofeifa Jiménez, 2018). Estos últimos presentaron gran abundancia en esta estación.

ABUNDANCIA MEDIA POR CADA ESTACIÓN DEL AÑO DIFERENCIADA POR ÓRDENES DE ARTRÓPODOS EPÍGEOS Y EPÍFITOS.

En general, para las cuatro estaciones del año, se observó que los órdenes más abundantes en el Monte Nativo pertenecieron a Diptera, Hymenoptera, Hemiptera, Lepidoptera, Coleoptera y Araneae. Martínez (2018), en su trabajo de análisis de ensambles de artrópodos realizado en cercanías de Puerto Madryn en la provincia de Chubut, encontró que los órdenes de artrópodos más abundantes fueron Araneae, Hemiptera y Coleoptera. Por otra parte, con abundancias intermedias, siguieron los órdenes Hymenoptera y Thysanoptera. Los muestreos se realizaron en ejemplares de vegetación típica de la Provincia Fitogeográfica del Monte. Estos datos coinciden con los resultados observados previamente. También se encuentran precedentes de estos órdenes (excepto Araneae) en la Región Fitogeográfica del Monte en la Provincia de Mendoza, los cuales figuran en el inventario provisional de insectos, con gran cantidad de especies cada uno (Roig Juñent y Claver, 1999).

A continuación, se exponen los resultados y análisis por cada estación del año.

Invierno

En la Fig. 17 se puede observar que los artrópodos más abundantes, en el ambiente nativo, pertenecen a los órdenes Diptera, Hymenoptera, Coleoptera, Acari, Hemiptera, Collembola,

Lepidoptera y Araneae, de manera decreciente. Por otro lado, en el sistema frutícola, los órdenes más abundantes fueron Diptera, Araneae, Coleoptera, Hemiptera, Hymenoptera, Collembola y Acari. Los colémbolos en esta estación aportaron mayor valor de abundancia en el Monte Nativo (Fig. 18 y 19).

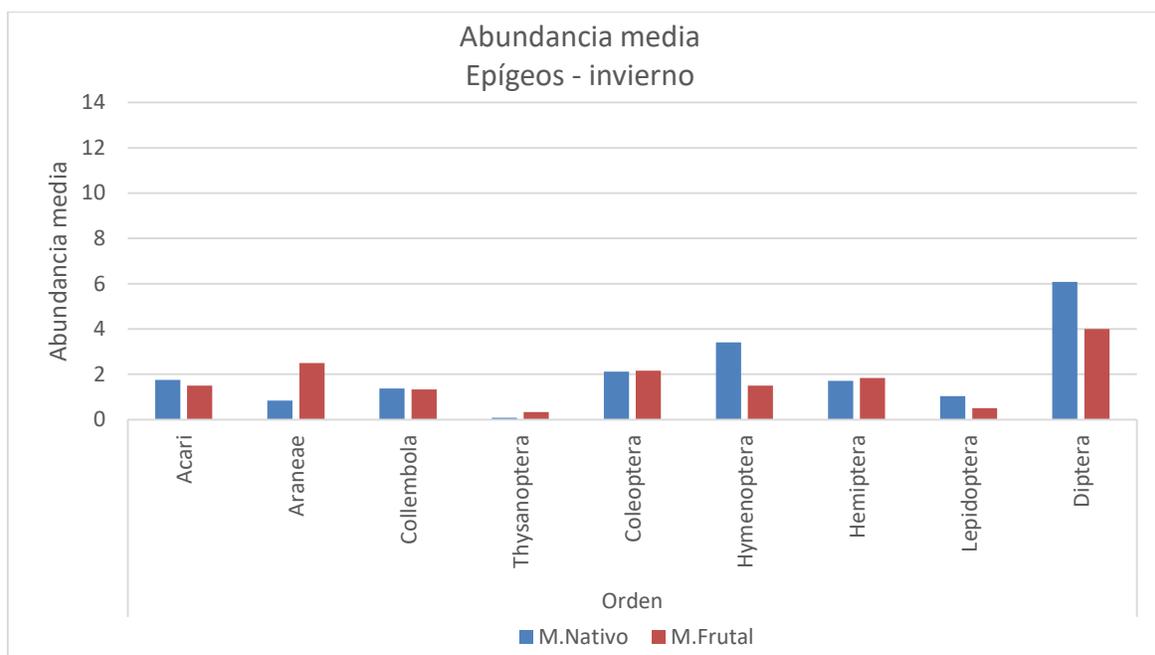


Figura 17.

Abundancia media por órdenes en invierno, en el Monte Nativo y Frutal. Artrópodos epígeos. Fuente: elaboración propia.



Figura 18 y 19.

Colémbolos recolectados en el Monte Nativo en invierno. Fuente: elaboración propia.

Para que en el gráfico se pudieran observar todos los datos, se retiraron los valores de ciertas morfoespecies que tenían una abundancia mayor a 43. Del orden Diptera, se sacaron tres morfoespecies pertenecientes a las familias Lauxaniidae, Phoridae y Ceratopogonidae. Del orden Hymenoptera, se sacó una morfoespecie perteneciente a la familia Formicidae. Las familias mencionadas aportaron un elevado valor de ejemplares en el Monte Nativo.

El orden Diptera representa uno de los grupos de insectos más diversos en todo el mundo, con más de 100 familias identificadas. Son de gran importancia por su diversidad de roles ecológicos e impacto económico, como vectores de enfermedades y plagas agrícolas, pero también como descomponedores de materia orgánica, polinizadores, depredadores y parasitoides. De hecho, la familia Ceratopogonidae cumple un importante rol como polinizadores, pero también pueden encontrarse algunas especies hematófagas. Las larvas de este orden presentan hábitos alimenticios muy variados; en general se encuentran y desarrollan en sustratos húmedos o líquidos y ricos en nutrientes. Algunas cumplen funciones como controladores biológicos dentro de los ecosistemas, existiendo larvas depredadoras (Syrphidae, Cecidomyiidae) y parasitoides (Tachinidae); todas estas familias estuvieron presentes en las muestras recolectadas en esta tesis (Zumbado Arrieta y Azofeifa Jiménez., 2018).

Por otro lado, en los artrópodos, el orden Hymenoptera ocupa el tercer puesto a nivel mundial en cuanto a número de especies. Dentro de este, las hormigas pertenecen a la familia Formicidae y se encuentran en todos los tipos de hábitat, registrándose 11.079 especies a nivel mundial. Estas poseen un papel muy importante en las zonas áridas y semiáridas, ya que su actividad contribuye a la definición de las estructuras de las comunidades vegetales y por las diversas interacciones que establecen con otros organismos. Son importantes por la remoción, consumo de semillas y por la depredación de otros organismos (Zumbado Arrieta y Azofeifa Jiménez, 2018).

Otros aportes importantes en el Monte Nativo lo hicieron las familias Curculionidae (Coleoptera); Dolichopodidae y Fanniidae (Diptera). Las familias Lygaeidae y Psyllidae (Hemiptera) y Pyralidae y Noctuidae (Lepidoptera) aportaron abundancia en el Monte Nativo, pero en menor grado.

En el Monte Frutal, las familias que se destacaron, en términos de abundancia, fueron Formicidae (Hymenoptera); Aphididae y Psyllidae (Hemiptera); Culicidae, Ceratopogonidae, Phoridae,

Lauxanidae y Fanniidae (Diptera); y familias del orden Collembola. Sin embargo, estos aportes no fueron muy relevantes, comparado con el Monte Nativo.

Las hormigas (Formicidae) tienen gran capacidad de sobrevivir en suelos agrícolas, a pesar de las alteraciones, lo que les permite una alta prevalencia en abundancia y resistencia en sistemas que tienen algún nivel de intervención antrópica (Cabrera Mireles et al., 2019).

Los dípteros pueden responder a varios aspectos de la heterogeneidad del hábitat, como la productividad y la diversidad vegetal; esto explica su gran riqueza y abundancia en los resultados de la presente tesis y en diversos estudios realizados en el país (Cava, 2013). Dentro de las familias que se destacaron, los ceratopogónidos cumplen un rol importante como polinizadores, y algunos de ellos son hematófagos. Por otro lado, varias especies de la familia Phoridae se alimentan de cadáveres y otros sustratos en descomposición, que también son aprovechados por otras familias de artrópodos (Gullan y Cranston, 1994). Es posible que su presencia se deba a que, en cercanías de la zona de muestreo en el Monte Nativo, se observó la existencia de microbasurales.

Primavera

Se puede observar, en la Fig. 20, que los artrópodos epígeos más abundantes, en el ambiente nativo, pertenecen a los órdenes Hymenoptera, Diptera, Lepidoptera, Coleoptera, Hemiptera, y Araneae, de manera decreciente. Por otro lado, en el sistema frutícola, los órdenes más abundantes fueron Diptera, Coleoptera, Araneae, Acari, Hemiptera e Hymenoptera.

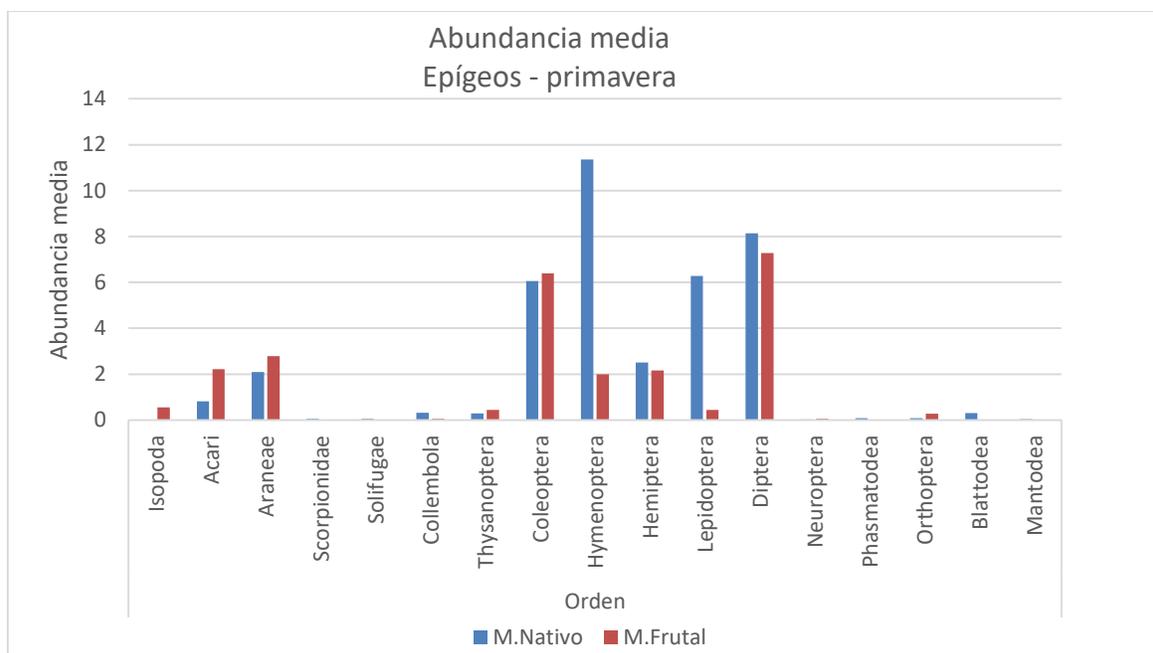


Figura 20.

Abundancia media por órdenes en primavera, en el Monte Nativo y Frutal. Artrópodos epígeos. Fuente: elaboración propia.

En este caso, se eliminaron valores de abundancia mayores a 235. Estos correspondieron a una morfoespecie de la familia Buprestidae del orden Coleoptera, tres morfoespecies de la familia Formicidae, del orden Hymenoptera, tres de las familias Phoridae, Tachinidae y Lauxaniidae, del orden Diptera y una morfoespecie del orden Oribatida.

La familia Buprestidae presentó gran abundancia en el Monte Nativo (Fig. 21 y 22). Esta es una de las familias más diversas a nivel mundial. Son barrenadores de la madera, es decir, se alimentan de raíces, ramitas, tallos y/o troncos de plantas leñosas, donde pueden comer la corteza, el floema, la albura o el duramen. Además, participan en los procesos de cantarofilia, que es la polinización por escarabajos. Las flores polinizadas, generalmente, son de color blanco u opaco, de olor fuerte y con forma de cuenco (Gullan y Cranston, 1994). En general, la flora nativa de la zona de estudio presenta las características mencionadas. Además de polinizadores, son importantes descomponedores y algunas especies tienen un impacto económico, ya que consumen tejidos vivos de especies forestales, pudiendo convertirse en plagas cuando sus poblaciones son muy abundantes (Pérez Hernández et al., 2021). Cabe destacar que los buprestidos se asocian con una alta diversidad de plantas nativas y cultivadas.

Otras familias de coleópteros observadas en el Monte Nativo y que comprenden especies polinizadoras fueron Cerambycidae, Nitidulidae y Scarabaeidae.



Figura 21 y 22.

Coleóptero de la familia Buprestidae. Fuente: elaboración propia.

Además, en el Monte Nativo, otras familias que hicieron un gran aporte fueron Formicidae (Hymenoptera); Phoridae, Tachinidae, Lauxaniidae, Ceratopogonidae, Cecidomyiidae y Tephritidae (Diptera); Psyllidae (Hemiptera); Nymphalidae, Gelechiidae y Noctuidae (Lepidoptera).

Se detectó gran abundancia de oribátidos en el Monte Frutal, lo cual es de esperar, ya que se trata de un gremio detritívoro. Estos son uno de los grupos de artrópodos más importantes que habitan en el suelo, debido a su abundancia, diversidad y funciones. Junto a los colémbolos y hormigas, los oribátidos intervienen en la regulación de poblaciones fúngicas y bacterianas, el reciclamiento de minerales, los procesos de descomposición y la fragmentación de residuos vegetales, pero también promueven la humificación y son componentes de numerosas cadenas tróficas (Cabrera Mireles et al., 2019).



Figura 23.

Oribátidos recolectados en el muestreo de la presente tesis. Fuente: elaboración propia.

Por otra parte, las familias más abundantes de artrópodos epífitos en el Monte Nativo fueron Lygaeidae y Psyllidae (Hemiptera); y Formicidae (Hymenoptera). Este ambiente fue el que presentó mayor abundancia en general. El Monte Frutal presentó mayor abundancia en las familias Dolichopodidae (Diptera) y Lygaeidae (Hemiptera).

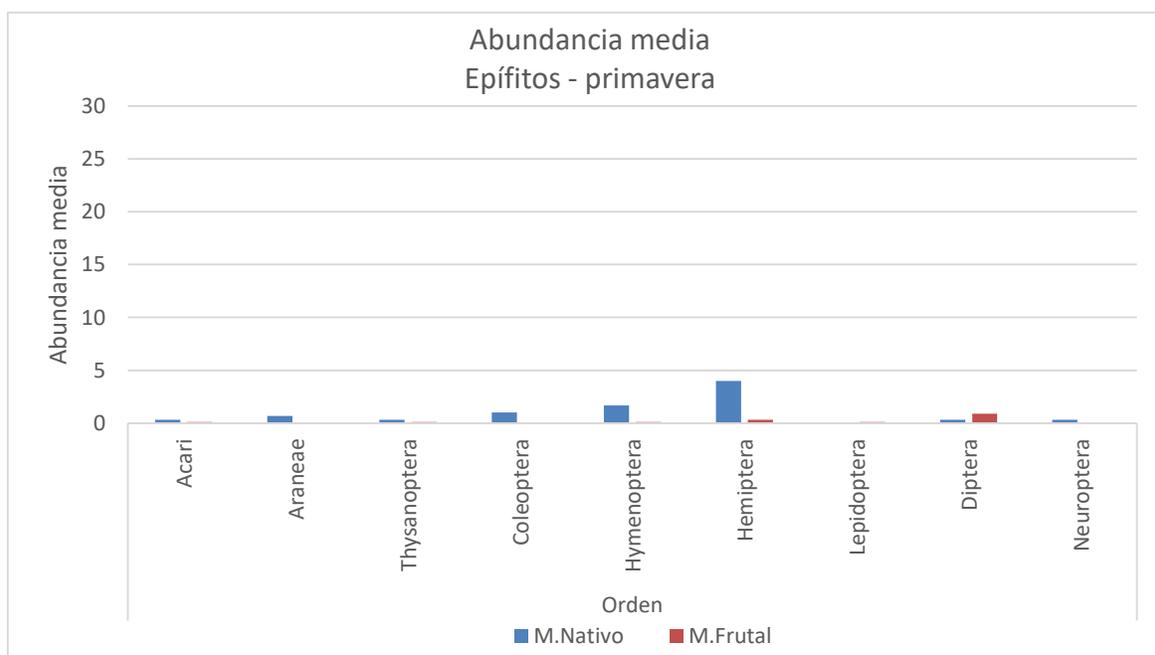


Figura 24.

Abundancia media por órdenes en primavera, en el Monte Nativo y Frutal. Artrópodos epífitos. Fuente: elaboración propia.

Verano

Se puede observar que los artrópodos epígeos más abundantes, en el ambiente nativo, pertenecen a los órdenes Hymenoptera, Diptera, Lepidoptera, Hemiptera y Coleoptera, de manera decreciente. Nuevamente los formícidos fueron la familia más abundante. Dentro de los dípteros, las familias Tachinidae, Phoridae y Dolichopodidae hicieron un gran aporte.

Las chinches (Hemiptera), aunque fueron poco representativas, son consideradas buenas indicadoras de la biodiversidad de invertebrados, debido a que incluyen especies de fitófagos y depredadores, las ninfas y los adultos viven en el mismo hábitat y responden fuertemente a los cambios ambientales (Diez, 2017). Por otro lado, en el sistema frutícola, los órdenes más abundantes fueron Collembola, Araneae, Acari, Diptera, Thysanoptera e Hymenoptera.

En este caso, se quitaron del gráfico los valores de tres morfoespecies pertenecientes a la familia Formicidae del orden Hymenoptera. Además, se eliminó el orden Collembola, debido al gran número de individuos.

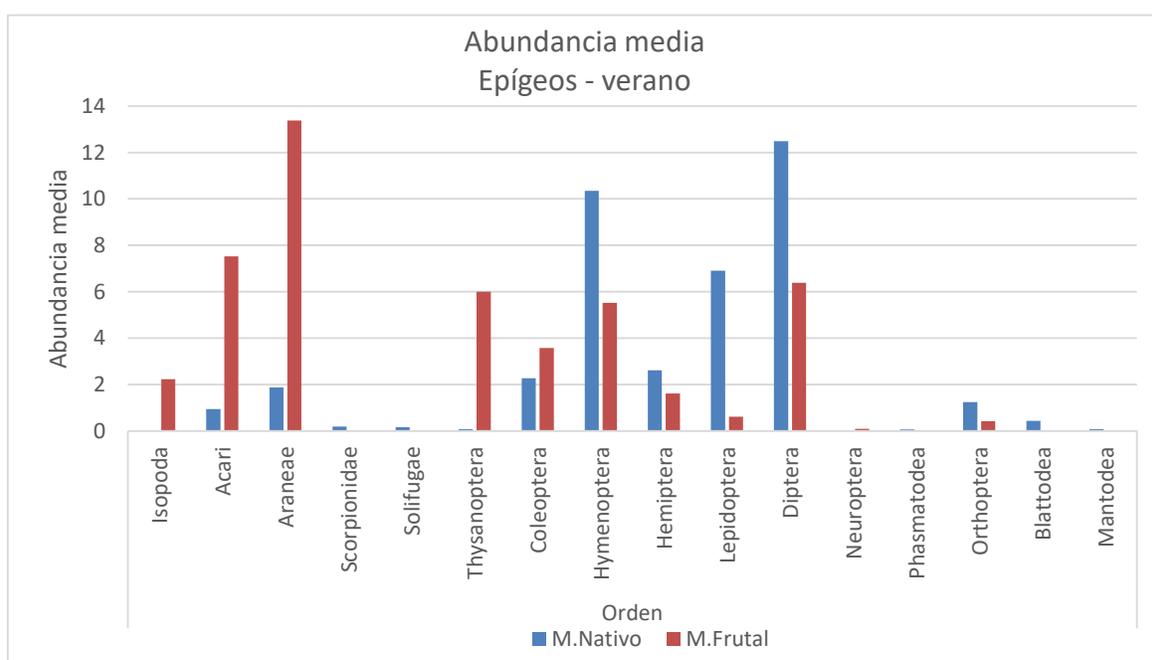


Figura 25.

Abundancia media por órdenes en verano, en el Monte Nativo y Frutal. Artrópodos epígeos. Fuente: elaboración propia.

Se observó una mayor abundancia de artrópodos epífitos en el Monte Frutal, siendo los órdenes más representativos Hemiptera, Diptera e Hymenoptera. De los hemípteros, en el Monte Frutal, estuvo presente con gran abundancia la familia Lygaeidae y, en el Monte Nativo, Psyllidae.

En el Monte Nativo, la baja abundancia registrada puede deberse a las altas temperaturas, ya que ciertas especies de artrópodos, a partir de un determinado valor de temperatura, se inactivan. Sin embargo, esto no es una generalidad. Algunas especies pueden presentar estrategias que les permiten tolerar condiciones áridas; por ejemplo, cuanto mayor sea su tamaño corporal menor es la pérdida de agua, ya que pueden contener mayor cantidad de reserva de lípidos. A medida que aumenta el tamaño de los artrópodos, disminuye su superficie relativa; por lo tanto, los de menor tamaño tienen una superficie relativa mayor y el agua se pierde por evaporación a un ritmo mayor. También pueden influir las respuestas conductuales en la reducción de la pérdida de agua. Por ejemplo, los artrópodos pueden estar sujetos a diversos grados de desecación dependiendo de su capacidad para encontrar microhábitats húmedos y protegidos de la radiación solar y las altas temperaturas (Renault y Coray, 2004). Otros autores, como Parsons (1979) y Graves et al. (1992), han encontrado relaciones entre la temperatura y la humedad relativa con la supervivencia de ciertas especies de artrópodos y, por otra parte, entre la resistencia a la desecación y duración del vuelo con la longevidad. El primer autor encontró que dos especies de la familia Drosophilidae, a una temperatura estresante de entre 30 y 34 °C y con una humedad relativa del 100%, son muy fértiles y sobreviven entre 6 y 24 horas. Los autores del segundo trabajo estudiaron una especie de la misma familia notando que pueden retrasar el envejecimiento debido a su mayor resistencia a la desecación y a la mayor duración en el vuelo. A la vez, estos mecanismos se asocian positivamente al contenido de glucógeno de estas moscas se relaciona con la reserva de lípidos en los individuos.

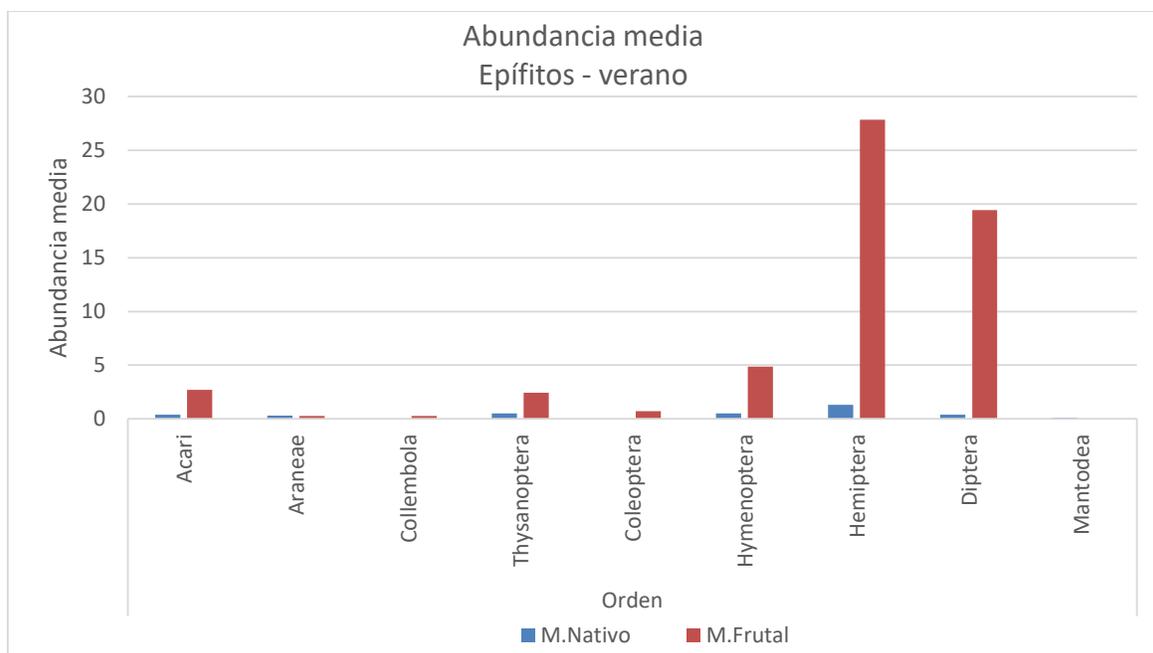


Figura 26.

Abundancia media por órdenes en verano, en el Monte Nativo y Frutal. Artrópodos epífitos. Fuente: elaboración propia.

Otoño

Se puede observar que los artrópodos epígeos más abundantes, en el ambiente nativo, pertenecen a los órdenes Diptera, Hymenoptera y Lepidoptera, de manera decreciente. Por otro lado, en el sistema frutícola, los órdenes más abundantes fueron Collembola, Diptera y Coleoptera (Fig. 27). En esta estación del año se retiraron los valores del orden Collembola, debido a su elevada abundancia.

En el orden Diptera, las familias con mayor abundancia en el Monte Nativo fueron: Phoridae, Ceratopogonidae, Dolichopodidae, Tachinidae, Chamaemyiidae y Bombyliidae. Esta última familia se encuentra asociada a ambientes áridos y a especies vegetales nativas. En cuanto al Monte Frutal, se destacaron las familias Drosophilidae y Agromyzidae, asociadas a sistemas hortícolas y frutícolas.

Además, en el Monte Nativo, tuvieron gran abundancia las familias Formicidae (Hymenoptera), Noctuidae (Lepidoptera) y Lygaeidae (Hemiptera).

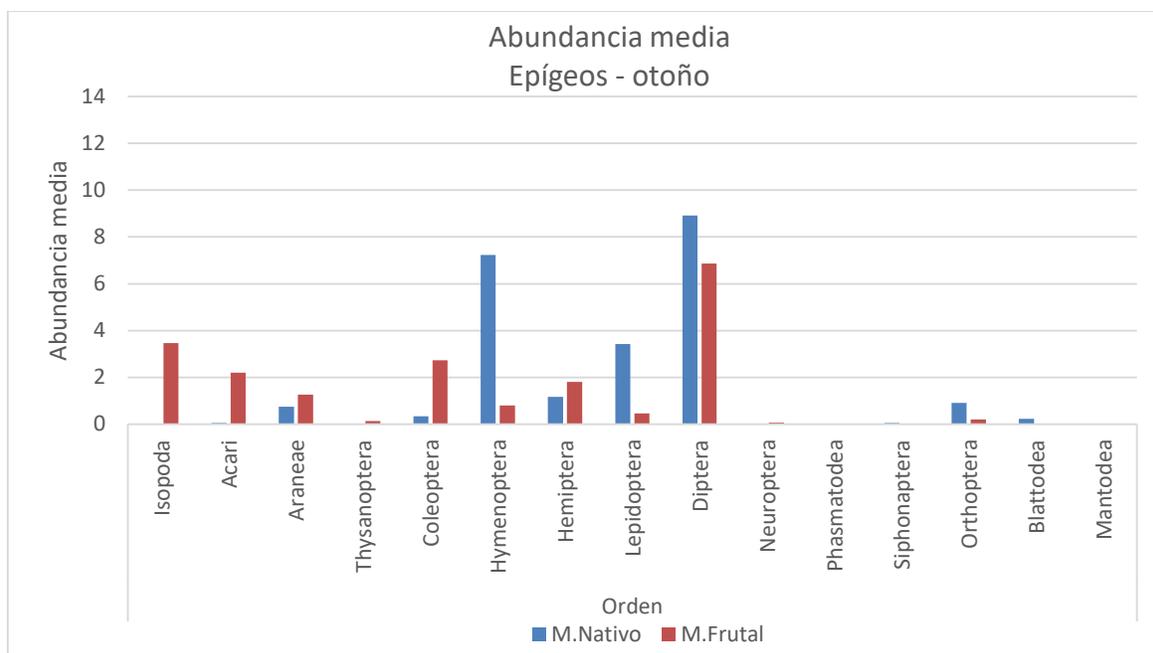


Figura 27.

Abundancia media por órdenes en otoño, en el Monte Nativo y Frutal. Artrópodos epígeos. Fuente: elaboración propia.

Los órdenes de artrópodos epífitos más abundantes en el Monte Frutal fueron Hemiptera, Collembola, Diptera e Hymenoptera.

Dentro de los hemípteros, se destacaron las familias Aphididae y Psyllidae en ambos ambientes. Sin embargo, en el Monte Frutal hubo mayor abundancia de este orden.

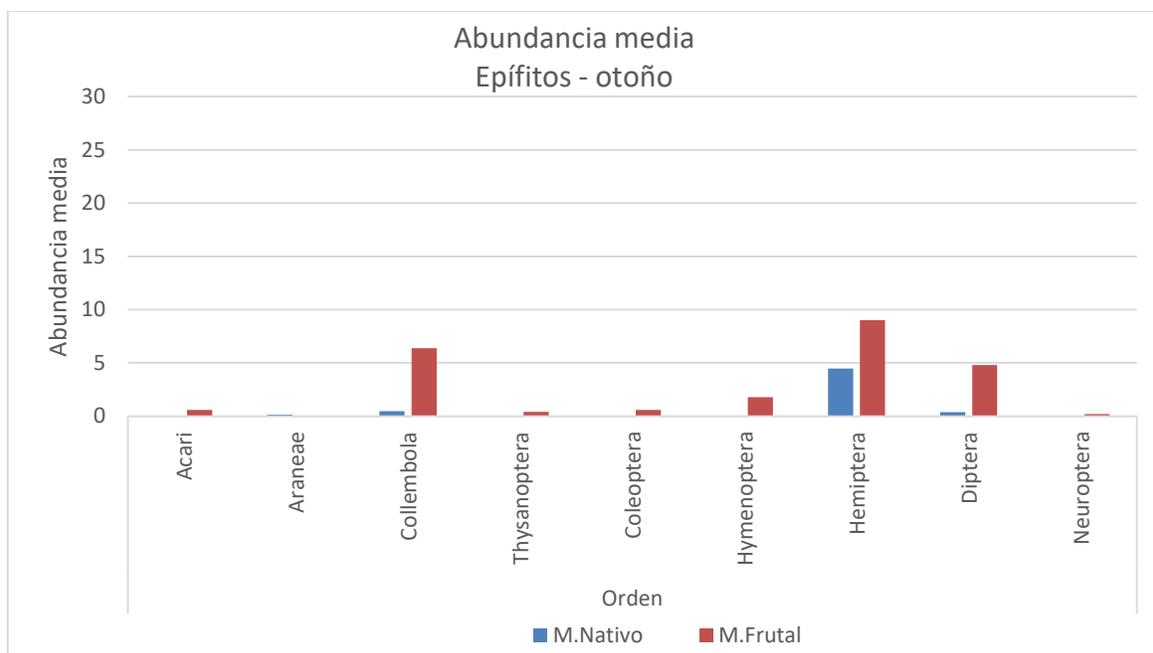


Figura 28.

Abundancia media por órdenes en otoño, en el Monte Nativo y Frutal. Artrópodos epífitos. Fuente: elaboración propia.

2. DIVERSIDAD ALFA EN ARTRÓPODOS EPÍGEOS Y EPÍFITOS

RIQUEZA ESPECÍFICA

La riqueza de artrópodos epígeos fue superior, durante todo el año de muestreo, en el ambiente nativo. En la Figura 29, se observa que la misma se destaca en las estaciones de primavera y verano, patrón que se ha observado en otros trabajos sobre la artropofauna epígea de la región del Monte (Martinez, 2018). El Monte Frutal presentó su mayor riqueza en las estaciones de verano y primavera; y la mínima en invierno.

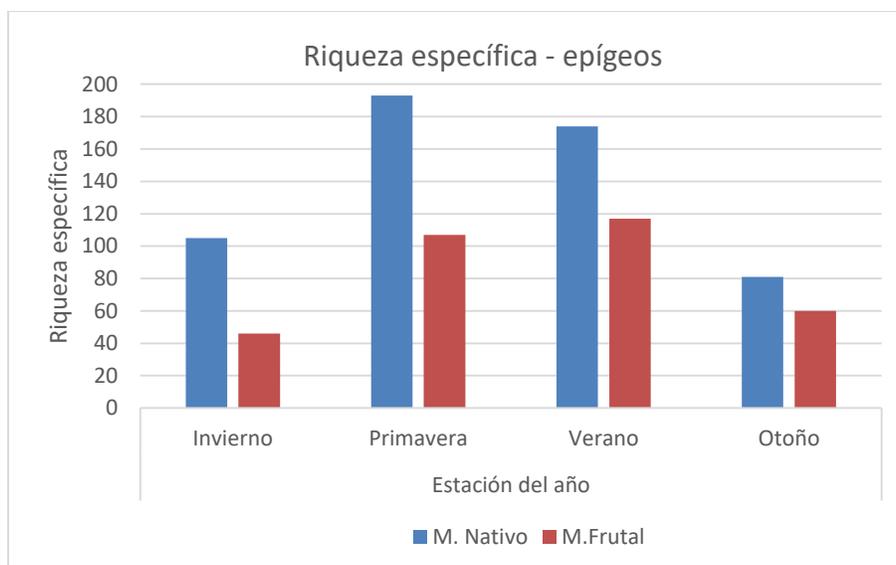


Figura 29.

Riqueza específica de artrópodos epígeos por estación del año y sitio de muestreo. Fuente: elaboración propia.

Para los artrópodos epífitos, se observó un patrón diferente: la riqueza del sistema frutal fue mayor durante las estaciones de verano y otoño, mientras que, en primavera, fue superior en el Monte Nativo. Esto podría deberse a que los artrópodos tienen mayor capacidad de dispersión y se desplazan a lugares con mejores condiciones en estas estaciones (en este caso, el Monte Frutal) donde pueden encontrar alimento y agua disponible. El movimiento de los artrópodos es importante, dado que permite comprender las dinámicas poblacionales, los patrones de dispersión y las preferencias por un huésped, así como diversas interacciones ecológicas.

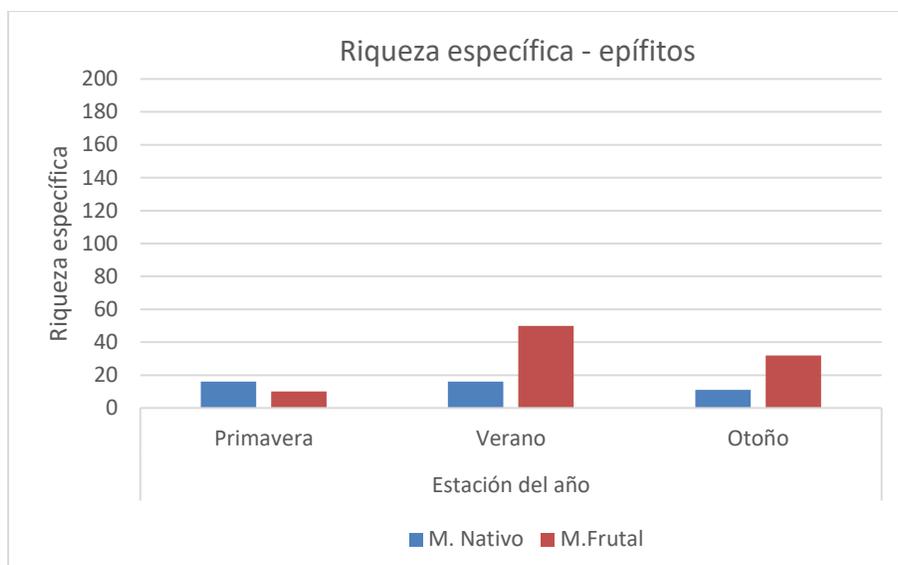


Figura 30.

Riqueza específica de artrópodos epífitos por estación del año y sitio de muestreo. Fuente: elaboración propia.

RIQUEZA DE MORFOESPECIES POR ORDEN

Invierno - epígeos.

Para la clase Arachnida, se capturaron 8 y 24 morfoespecies en el Monte Frutal y Nativo, respectivamente. En ambos sitios, los órdenes más representativos fueron Acari y Araneae (Fig. 31 y 32).

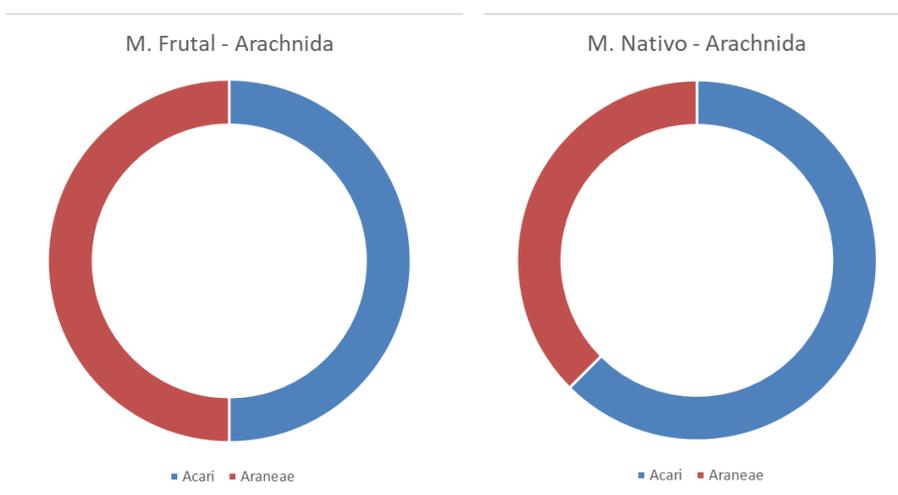
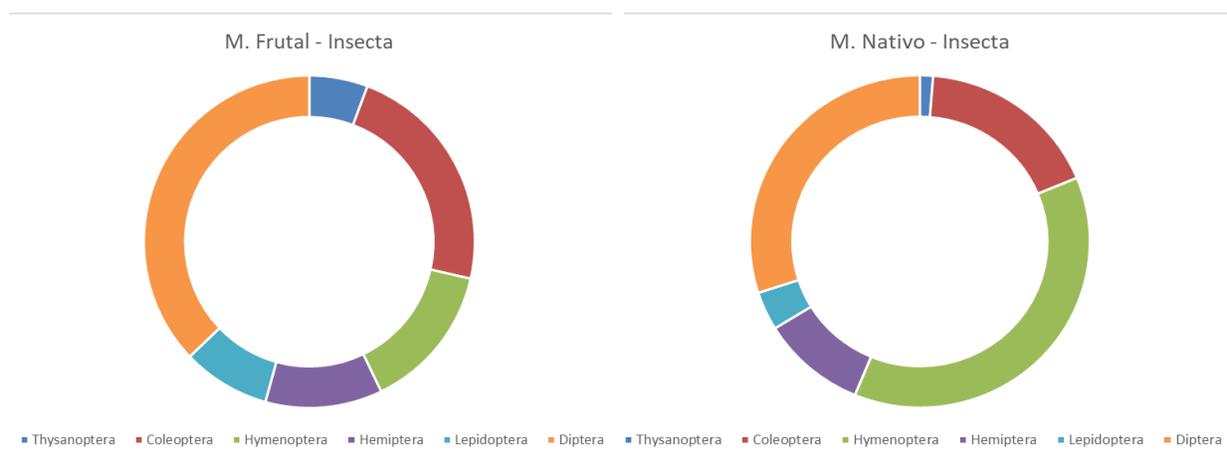


Figura 31 y 32.

Riqueza específica de artrópodos epígeos de la clase Arachnida en invierno en Monte Frutal y Nativo. Fuente: elaboración propia.

De la clase Insecta, se registraron, en el Monte Frutal, 35 morfoespecies y, en el Monte Nativo, 80. En el Monte Frutal, el orden más representativo fue Diptera, con 13 morfoespecies, mientras que, en el Monte Nativo, fueron Hymenoptera, con 30 y, Diptera, con 24 (Fig. 33 y 34).

**Figura 33 y 34.**

Riqueza específica de artrópodos epígeos de la clase Insecta en invierno en Monte Frutal y Nativo. Fuente: elaboración propia.

Primavera - epígeos.

Para la clase Arachnida, se capturaron 17 morfoespecies en el Monte Frutal y 23 en el Nativo. En la primera zona de estudio, fue más representativo el orden Acari y en la segunda, Araneae seguido por Acari (Fig. 35 y 36).

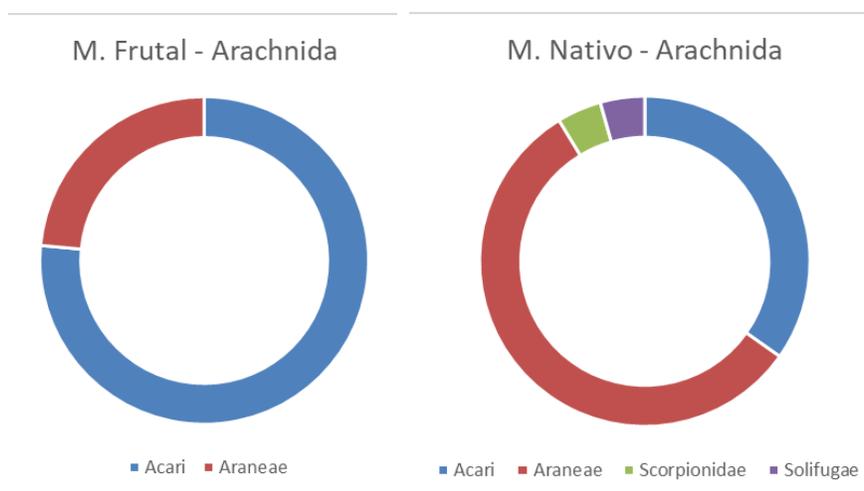


Figura 35 y 36.

Riqueza específica de artrópodos epígeos de la clase Arachnida en primavera. en Monte Frutal y Nativo. Fuente: elaboración propia.

De la clase Insecta, se registraron 88 morfoespecies en el Monte Frutal y 169 en el Monte Nativo. En el Monte Frutal, los órdenes más representativos fueron Diptera (31), Coleoptera (22) e Hymenoptera (14), mientras que, en el Monte Nativo, fueron Hymenoptera (69), Diptera (36) y Hemiptera (28), lo cual se observa en las Figuras 37 y 38.

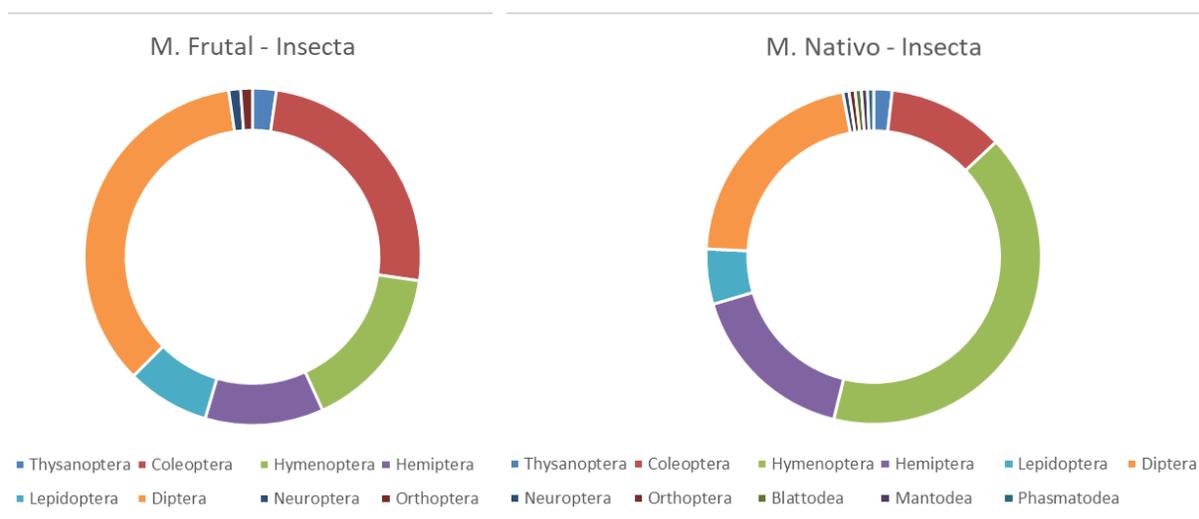


Figura 37 y 38.

Riqueza específica de artrópodos epígeos de la clase Insecta en primavera en Monte Frutal y Nativo. Fuente: elaboración propia.

Primavera - epífitos.

Para la clase Arachnida, en el Monte Frutal, se capturó una morfoespecie del orden Acari y, en el Nativo, del orden Acari y Araneae, una morfoespecie de cada uno.

De la clase Insecta, se registraron, en el Monte Frutal, 9 morfoespecies y, en el Monte Nativo, 14. En el Monte Frutal fue más representativo el orden Diptera (4), mientras que, en el Monte Nativo, fue el orden Hemiptera (7), lo cual se puede observar en las Figuras 39 y 40.

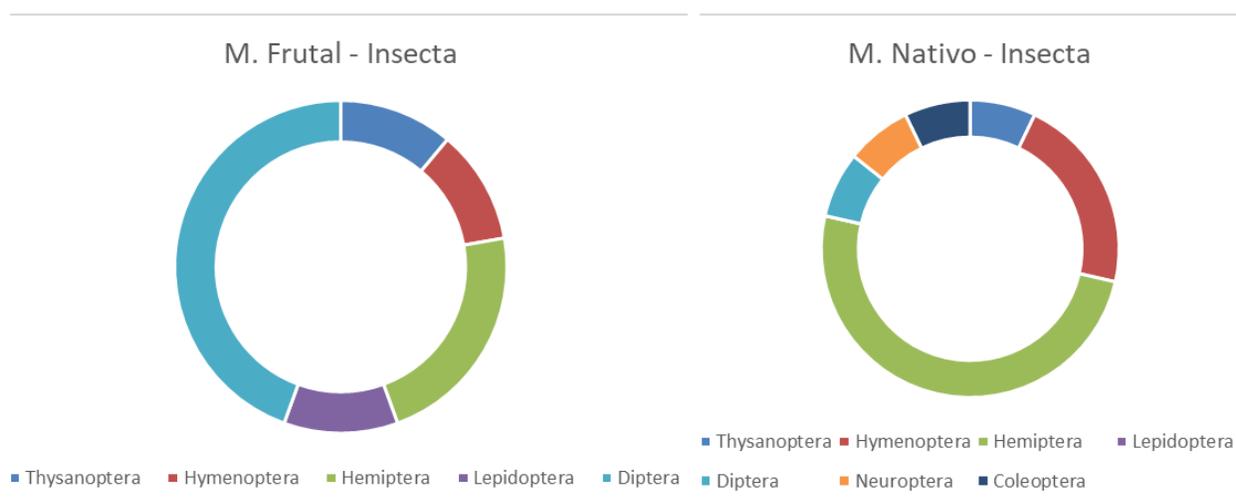


Figura 39 y 40.

Riqueza específica de artrópodos epífitos de la clase Insecta en primavera en Monte Frutal y Nativo. Fuente: elaboración propia.

Verano - epígeos.

Para la clase Arachnida, se capturaron 24 morfoespecies en el Monte Frutal y 28 en el Nativo. Para ambas zonas de estudio, fueron más representativos los órdenes Araneae y Acari (Fig. 41 y 42).

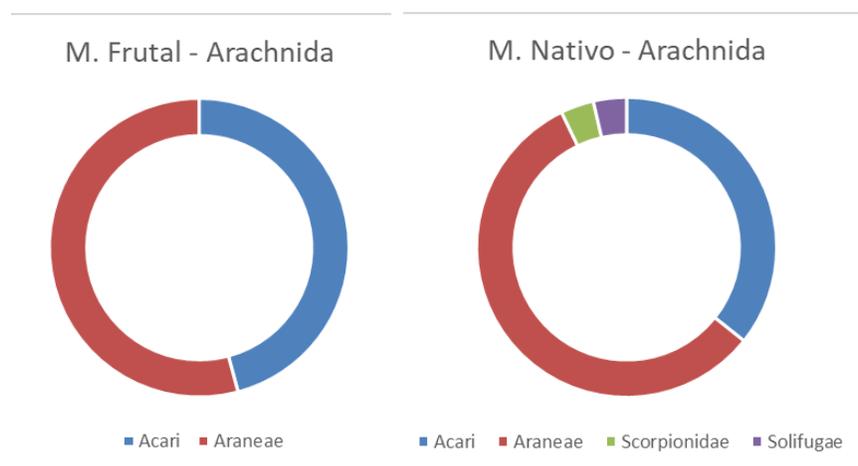


Figura 41 y 42.

Riqueza específica de artrópodos epígeos de la clase Arachnida en verano en Monte Frutal y Nativo. Fuente: elaboración propia.

De la clase Insecta, se registraron 91 morfoespecies en el Monte Frutal y 144 en el Monte Nativo. En el Monte Frutal fueron más representativo los órdenes Diptera (30), Hymenoptera (28) y Coleoptera (18), mientras que, en el Monte Nativo, fueron Hymenoptera (54), Diptera (41) y Hemiptera (19), lo cual se puede observar en las Figuras 43 y 44.

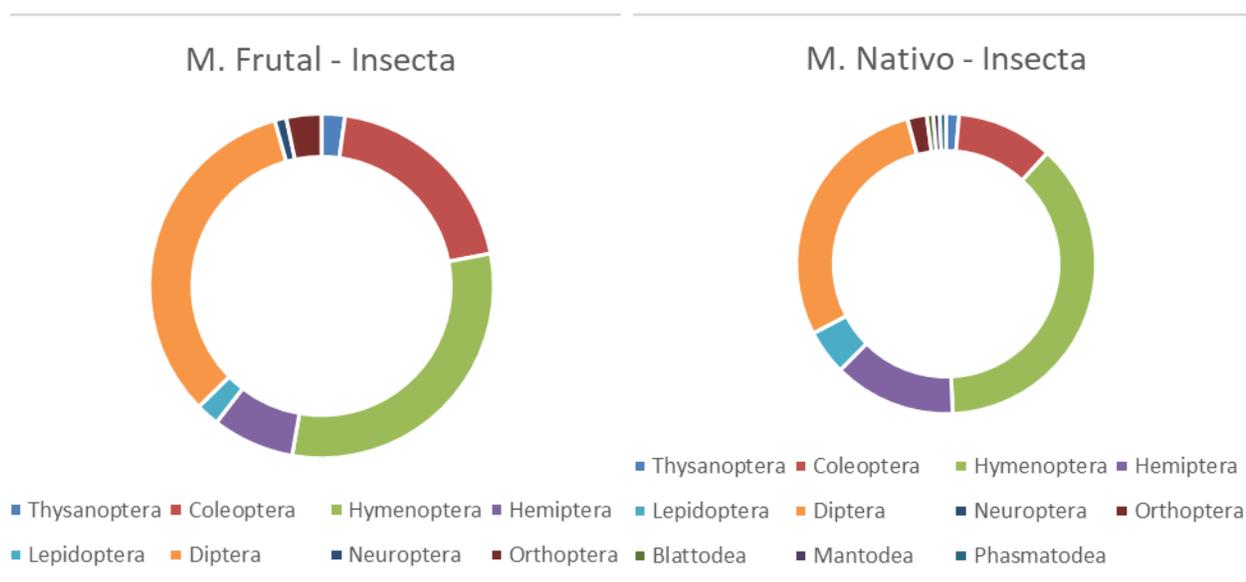


Figura 43 y 44.

Riqueza específica de artrópodos epígeos de la clase Insecta en verano en Monte Frutal y Nativo. Fuente: elaboración propia.

Verano - epífitos.

Para la clase Arachnida, en el Monte Frutal se capturó una morfoespecie del orden Acari y dos del orden Araneae. Por otro lado, en el Monte Nativo se capturaron dos morfoespecies del orden Acari y tres del orden Araneae.

De la clase Insecta, se registraron, en el Monte Frutal, 46 morfoespecies y, en el Monte Nativo, 11. En el Monte Frutal, los órdenes más representativos fueron, Diptera (21), Hymenoptera (14) y Hemiptera (7), mientras que, en el Monte Nativo, fueron Hymenoptera (4) y Diptera (3), lo cual se observa en las Figuras 45 y 46.

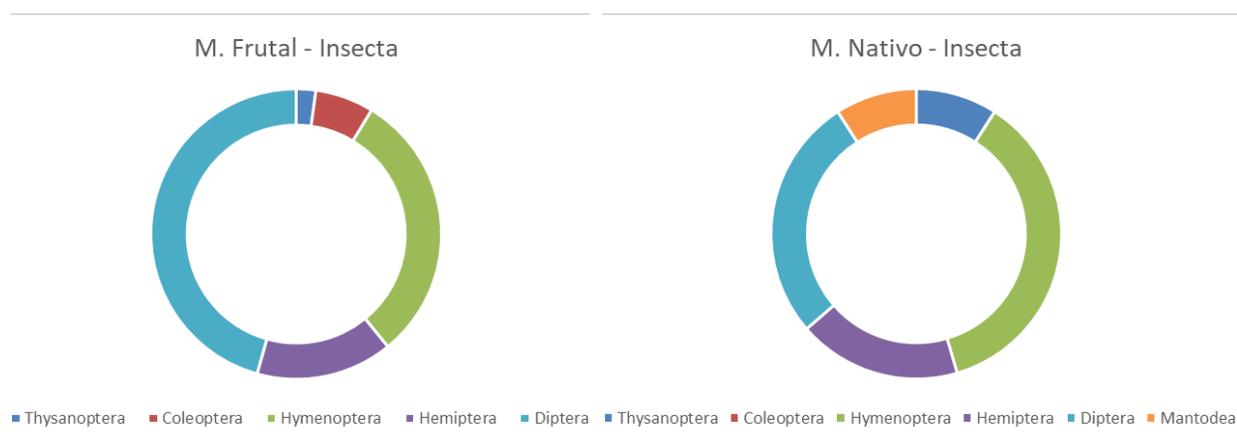


Figura 45 y 46.

Riqueza específica de artrópodos epífitos de la clase Insecta en verano en Monte Frutal y Nativo. Fuente: elaboración propia.

Otoño - epígeos.

Para la clase Arachnida, se capturaron 13 y 8 morfoespecies, en el Monte Frutal y Nativo, respectivamente. En ambos ambientes, el orden más representativo, fue Araneae (Fig. 47 y 48).

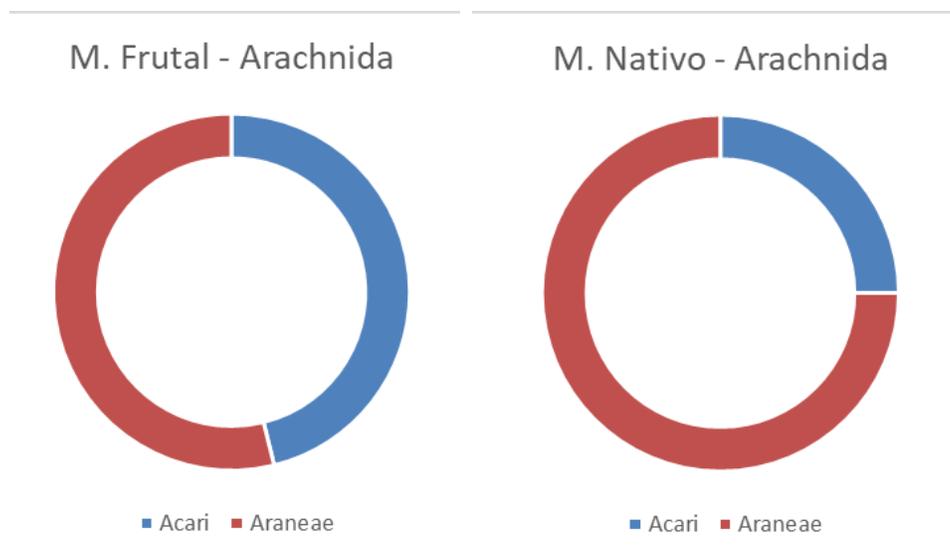


Figura 47 y 48.

Riqueza específica de artrópodos epígeos de la clase Arachnida en otoño en Monte Frutal y Nativo. Fuente: elaboración propia.

En la clase Insecta, se registraron, en el Monte Frutal, 45 morfoespecies y, en el Monte Nativo, 72. En el Monte Frutal, fueron más representativos, los órdenes Diptera, con 12 morfoespecies, Hymenoptera, con 10, y Hemiptera, con 9, mientras que, en el Monte Nativo, lo fueron Diptera (22), Hymenoptera (20) y Hemiptera (12), lo cual se observa en las Figuras 49 y 50.

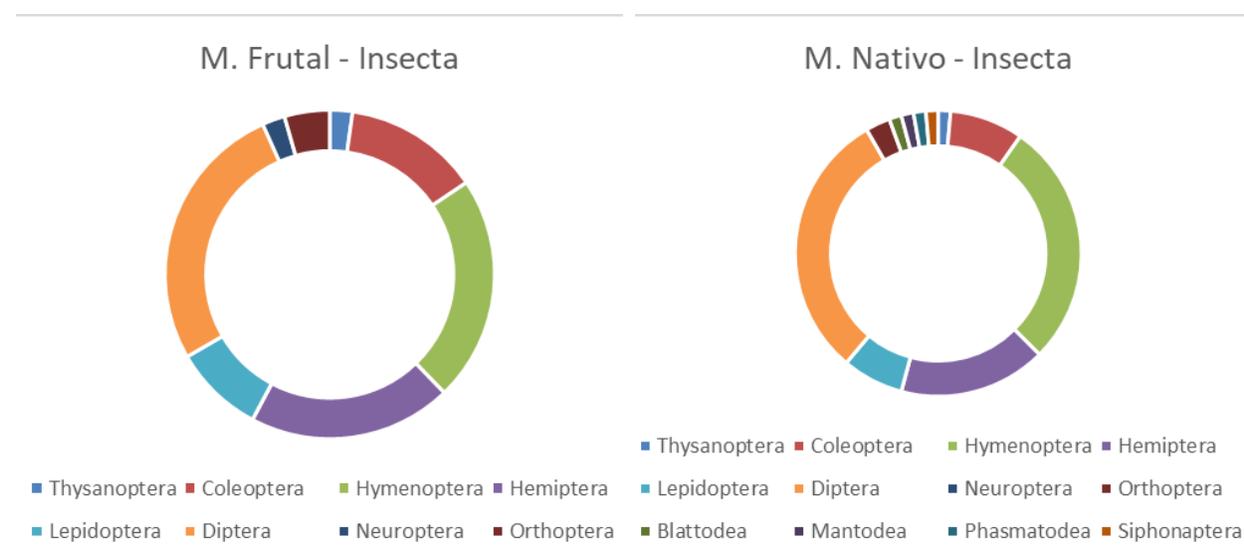


Figura 49 y 50.

Riqueza específica de artrópodos epígeos de la clase Insecta en otoño en Monte Frutal y Nativo. Fuente: elaboración propia.

Otoño - epífitos.

Para la clase Arachnida, en el Monte Frutal, se capturaron dos morfoespecies del orden Acari y, en el Monte Nativo, una morfoespecie del orden Araneae.

De la clase Insecta, se registraron, en el Monte Frutal, 29 morfoespecies y, en el Monte Nativo, 8. En el Monte Frutal, fue más representativo el orden Diptera (14), mientras que, en el Monte Nativo, lo fue el orden Hemiptera (6), lo cual se observa en las Figuras 51 y 52.

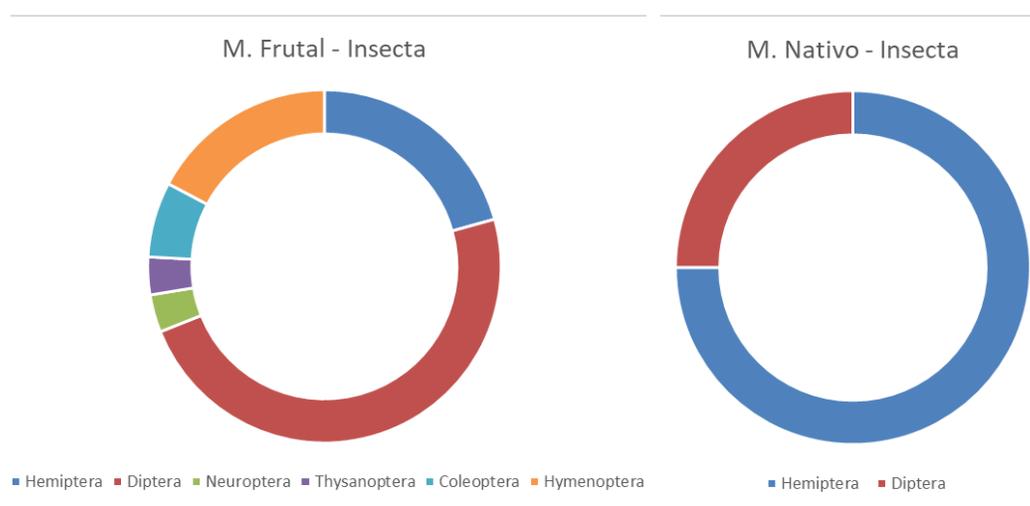


Figura 51 y 52.

Riqueza específica de artrópodos epífitos de la clase Insecta en otoño en Monte Frutal y Nativo. Fuente: elaboración propia.

ÍNDICE DE SHANNON WIENER

En la Figura 53, se observan los resultados del índice de Shannon para artrópodos epígeos en los dos ambientes, en todas las estaciones del año. El Monte Nativo presentó una mayor diversidad de artrópodos, a excepción del otoño, en la que presentó mayor diversidad el Monte Frutal.

El Monte Nativo presentó, durante la primavera, la mayor diversidad con un $H= 3,9$, y el menor valor en otoño con un $H= 2$. Estos valores se condicen con los resultados de riqueza específica previamente descritos para el Monte Nativo, a excepción del otoño, donde el valor de riqueza había sido mayor en el Monte Nativo también.

Por otra parte, el Monte Frutal presentó mayor diversidad en invierno, con un $H= 3,55$ y el menor valor en otoño con un $H= 2,2$. Considerando que los valores registrados en el presente estudio se encontraron entre 2 y 3,5, se puede decir que ambos ambientes presentan una buena diversidad de artrópodos (Fig. 53).

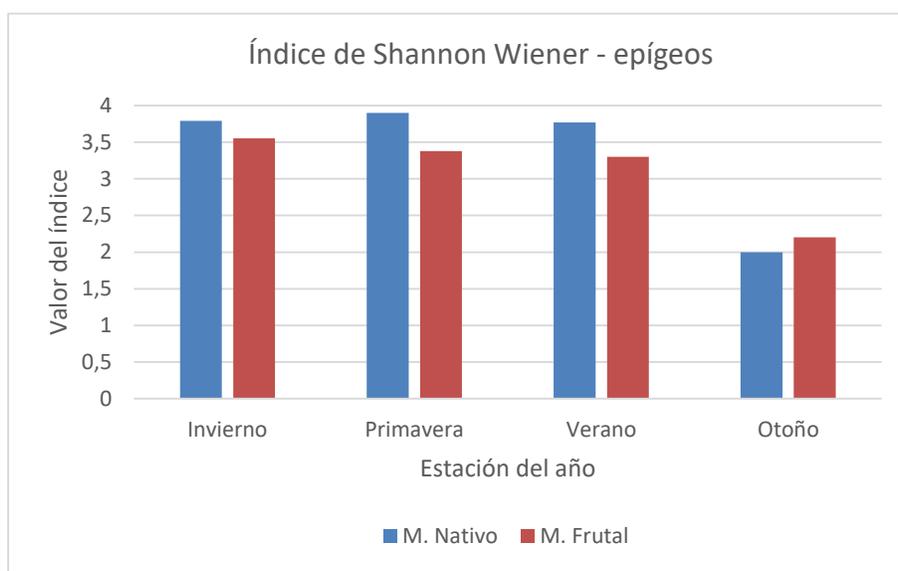


Figura 53.

*Índice de Shannon – Wiener para artrópodos epígeos en todas las estaciones del año, para Monte Nativo y Frutal.
Fuente: elaboración propia.*

En cuanto a los artrópodos epífitos, se observó una mayor diversidad en el Monte Nativo durante todas las estaciones del año muestreadas, siendo el mayor valor del $H= 3,1$ en primavera y el menor en otoño $H= 2,4$. Para el sistema frutal, el mayor valor se registró en verano $H= 2,5$ y el menor en otoño $H= 2$. En este caso, los valores no se corresponden con los calculados para la riqueza específica, ya que la misma había sido mayor para el Monte Frutal en otoño y verano (Fig. 54).

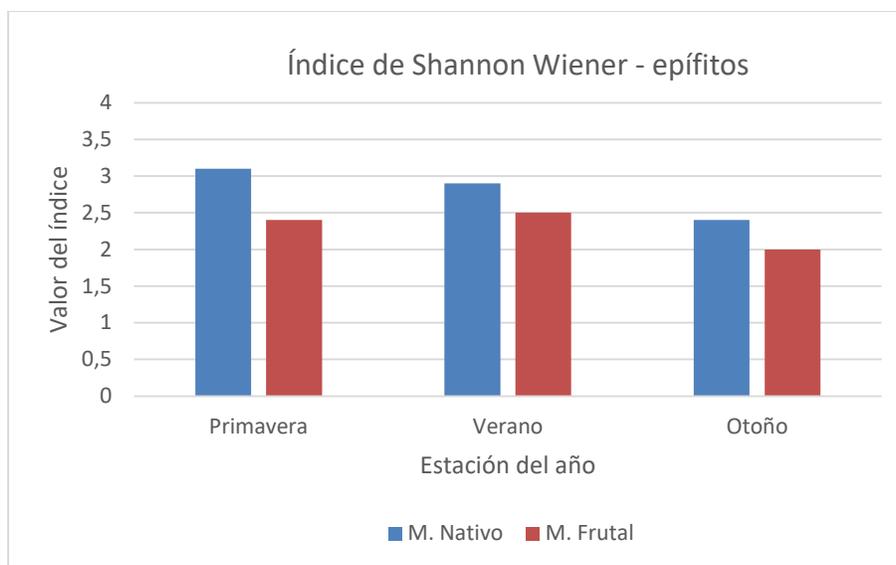


Figura 54.

*Índice de Shannon – Wiener para artrópodos epífitos en todas las estaciones del año, para Monte Nativo y Frutal.
Fuente: elaboración propia.*

Tanto para artrópodos epígeos como epífitos, los valores de mayor diversidad se dieron en el Monte Nativo, sitio que tiene mayor complejidad en la composición de especies vegetales, resultados que también se observaron en el trabajo realizado por Rial (2018) en sistemas de la región del Alto Valle de Río Negro y Neuquén. La composición del paisaje influye en las comunidades de artrópodos a través de la provisión de alimentos y recursos de refugio. Los paisajes complejos con mayor número de hábitats (Alcalá Herrera, 2019) pueden beneficiar a los artrópodos al proporcionar áreas no perturbadas que ofrecen refugio, huéspedes, presas alternativas, recursos adicionales de néctar, entre otros (Woltz et al., 2012). Esta afirmación se corresponde con los datos analizados en la presente tesis, lo que puede relacionarse con que el Monte Nativo presenta una heterogeneidad dentro del paisaje, que no se encuentra perturbada, y ofrece servicios básicos de supervivencia a la comunidad de artrópodos. Asimismo, el Monte Frutal también presenta un elevado valor de diversidad que puede justificarse por el hecho de que se inserta dentro de un paisaje seminatural que contribuye al movimiento de la comunidad de artrópodos entre ambos ambientes.

ÍNDICE DE SIMPSON (λ)

En la Figura 55 se observan los valores de dominancia, de acuerdo al índice de Simpson, de los artrópodos epígeos en el Monte Nativo y Frutal. En la estación de otoño, se presenta el mayor valor con un $\lambda = 0,4$ en el Monte Nativo, presentando la mayor dominancia. El menor valor observado de este ambiente se dio en primavera con un valor de $\lambda = 0,04$ lo que indicaría que en esta estación hubo mayor diversidad de artrópodos. Para el Monte Frutal la mayor dominancia se registró en otoño con un valor $\lambda = 0,11$ y la mayor diversidad en invierno con un $\lambda = 0,046$.

Estos valores indican una mayor dominancia en el Monte Nativo durante el otoño, sin embargo, no es una dominancia muy marcada y, en el resto de las estaciones, el índice indica una mayor diversidad de artrópodos. Por otra parte, en el Monte Frutal, también se observa una dominancia muy poco marcada en otoño y, en el resto de las estaciones, el índice indica una alta diversidad. Esto podría deberse a que los artrópodos buscan, en las estaciones de mayor temperatura (primavera y verano), mejores condiciones de humedad y pulsos de agua, que se las brinda el Monte Frutal. Por otra parte, en el resto de las estaciones del año, se refugian de las inclemencias climáticas en sitios con mayor cobertura vegetal.

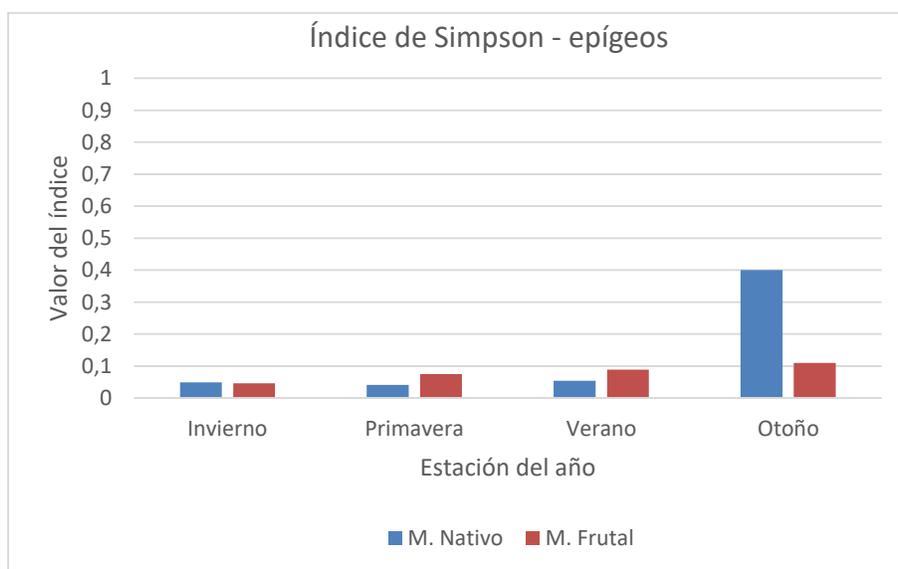


Figura 55.

Índice de Simpson para artrópodos epígeos en todas las estaciones del año, para Monte Nativo y Frutal. Fuente: elaboración propia.

En cuanto a la dominancia de artrópodos epífitos, según el Índice de Simpson, el mayor valor en todas las estaciones muestreadas se obtuvo en el sistema frutal, con un máximo en otoño $\lambda=0,22$, lo que representa la mayor dominancia, y el valor mínimo del índice en primavera $\lambda=0,1$, lo que indica una mayor diversidad (Fig. 56). En el Monte Nativo, la mayor dominancia se observó también en otoño con $\lambda=0,18$ y una mayor diversidad en primavera, ya que el índice fue menor ($\lambda=0,05$). En general, se observó una mayor dominancia en el Monte Frutal y una mayor diversidad en el Monte Nativo.

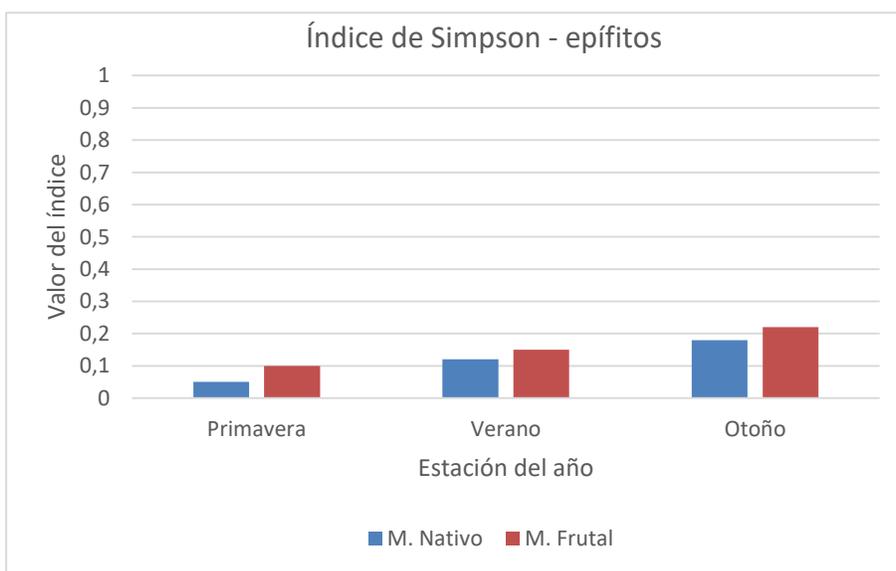


Figura 56.

Índice de Simpson para artrópodos epífitos en todas las estaciones del año, para Monte Nativo y Frutal. Fuente: elaboración propia.

3. DIVERSIDAD BETA: ÍNDICE DE JACCARD

Se calculó el índice de Jaccard para evaluar la similitud de las comunidades de artrópodos en los ambientes en estudio en cada estación del año. En cuanto a los artrópodos epígeos, se observó una mayor similitud entre ambos ambientes en otoño, con un valor de $J=0,25$ (25% de especies compartidas) (Fig. 57). El menor valor se registró en invierno, $J=0,15$. Los resultados arrojados podrían indicar que, durante las estaciones de verano y otoño, hay una mayor movilización de morfoespecies desde un ambiente al otro, lo cual es de esperar ya que es el momento en que cambian las condiciones climáticas y, con estas, los recursos disponibles.

El movimiento de los artrópodos, a través de distintos hábitats, es propiciado por las funciones básicas mencionadas anteriormente. Es decir, son los recursos de un hábitat, o la falta de ellos, los que motivan a los artrópodos a moverse. Estos movimientos permiten comprender las dinámicas poblacionales, los patrones de dispersión y las diversas interacciones ecológicas (Álvarez y Clemente Orta, 2023).

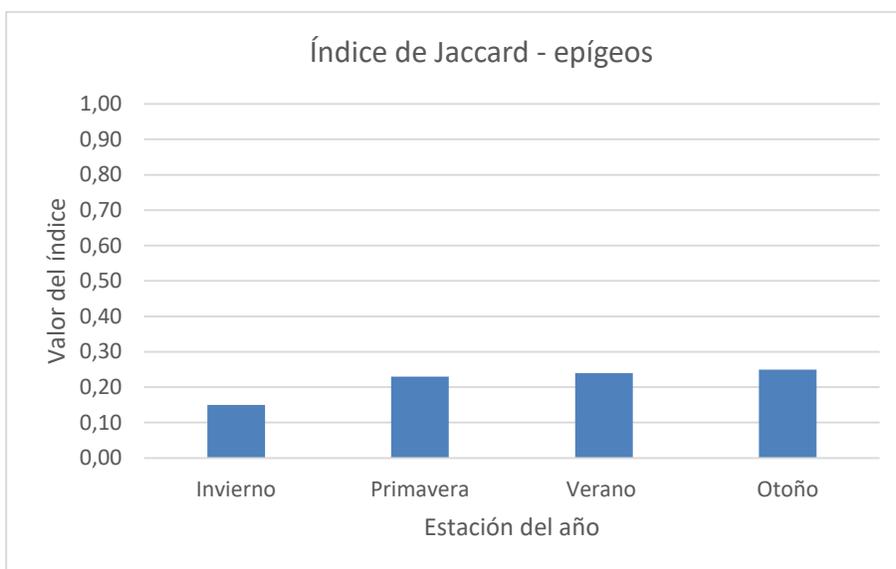


Figura 57.

Índice de Jaccard para artrópodos epígeos en todas las estaciones del año. Fuente: elaboración propia.

Para el muestreo de epífitos, en otoño el valor fue de $J = 0,14$, en verano de $J = 0,08$ y en primavera no hubo ningún tipo de similitud entre los artrópodos de ambos ambientes. En invierno, como ya se mencionó, no se observan resultados porque no se realizó muestreo de artrópodos epífitos. En primavera, la baja similitud entre ambos ambientes puede deberse a que estos ofrecen a los artrópodos los recursos necesarios y no tienen la necesidad de desplazarse (Álvarez y Clemente Orta, 2023) (Figura 58).

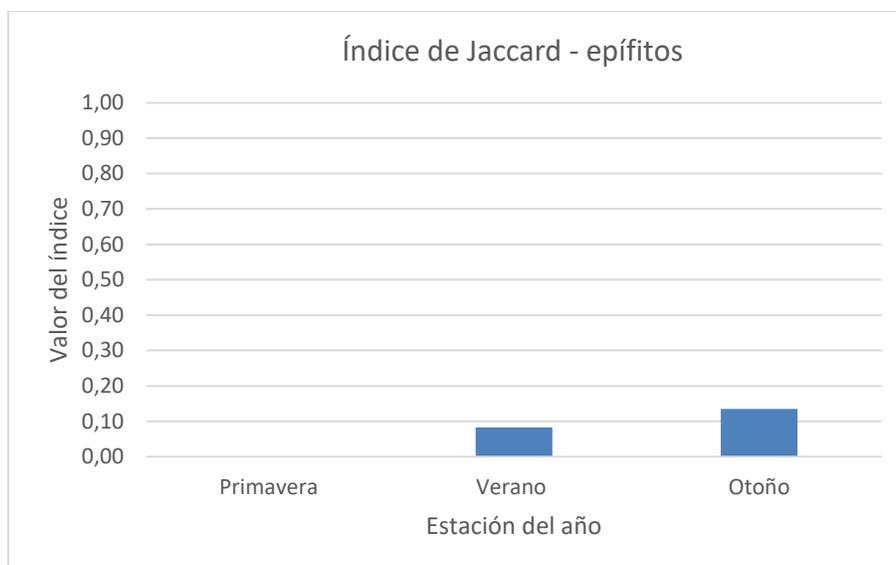


Figura 58.

Índice de Jaccard para artrópodos epífitos en todas las estaciones del año. Fuente: elaboración propia.

4. RIQUEZA DE ARTRÓPODOS EPÍGEOS Y EPÍFITOS SEGÚN SU FUNCIÓN ECOLÓGICA

Con los análisis de la estructura trófica de la comunidad de artrópodos, se busca identificar los movimientos de los mismos entre las dos zonas de estudio, teniendo en cuenta las características de cada hábitat. De esta manera, se pueden detectar los movimientos de los artrópodos analizando la interrelación entre la riqueza de los gremios tróficos y su presencia en cada zona de estudio en las cuatro estaciones del año. Para esto, se comparó la riqueza de especies por gremio, representando de esta manera su composición. Con estos valores, se fue analizando y resaltando también qué familias fueron las más abundantes.

De acuerdo a la bibliografía, un aumento de diversidad de la fuente puede sostener una mayor diversidad de consumidores. Así, ante un incremento en la diversidad vegetal es de esperar un consecuente incremento en la diversidad de artrópodos herbívoros que podría potencialmente provocar un efecto cascada hacia niveles tróficos superiores, permitiendo una mayor diversidad de parásitos y depredadores (Cordero Veas, 2008). En este caso, es de esperarse que el Monte Nativo presente una mayor riqueza de gremios ya que se trata de un ambiente más heterogéneo considerando su estructura vegetal.

Invierno

En todos los grupos funcionales, se observa un mayor número de morfoespecies en el Monte Nativo que en el Frutal, siendo más notorio en los zoófagos (Depredadores y Parasitoides), en las especies fitófagas y omnívoras (Figura 59). Por otro lado, en el Monte Frutal se destacan los fitófagos, depredadores y detritívoros. En menor medida en ambos ambientes se encontraron detritívoros polinizadores y hematófagos.

Los artrópodos que depredan o parasitan a otros artrópodos, en al menos un estadio de su desarrollo, pueden proporcionar importantes servicios de control biológico. En los ambientes áridos, el movimiento de los artrópodos es de suma importancia para escapar de las perturbaciones y buscar nuevos recursos, a nivel espacial y temporal (Álvarez y Clemente Orta, 2023). Del gremio de depredadores, las familias con mayor riqueza en el ambiente nativo fueron Erythraeidae, Bdellidae, Lycosidae y Carabidae; de los parasitoides lo fue la familia Pteromalidae.

En el grupo de los omnívoros, se destacan, principalmente, morfoespecies de la familia Formicidae (hormigas). Las hormigas al ejercer un importante papel ecológico en la dinámica del ambiente se las puede utilizar como indicadoras, porque actúan en muchos niveles tróficos, son predatoras y presas, detritívoras, omnívoras, entre otros (Fuster, 2006).

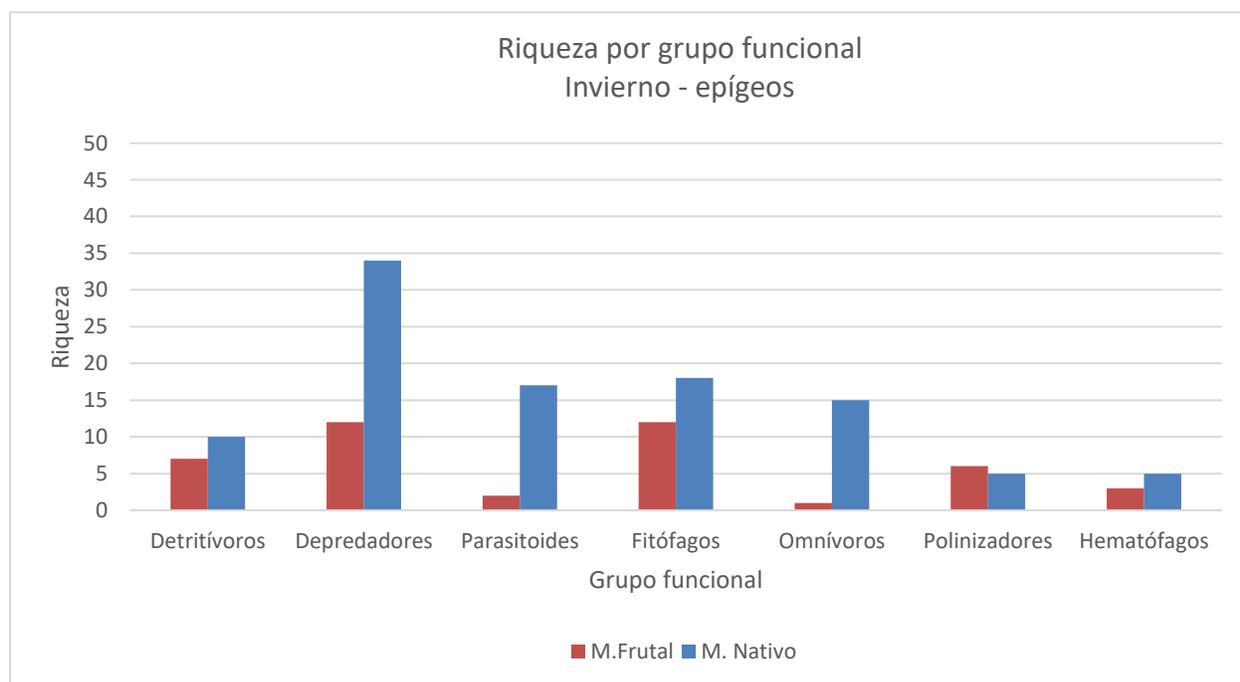


Figura 59.

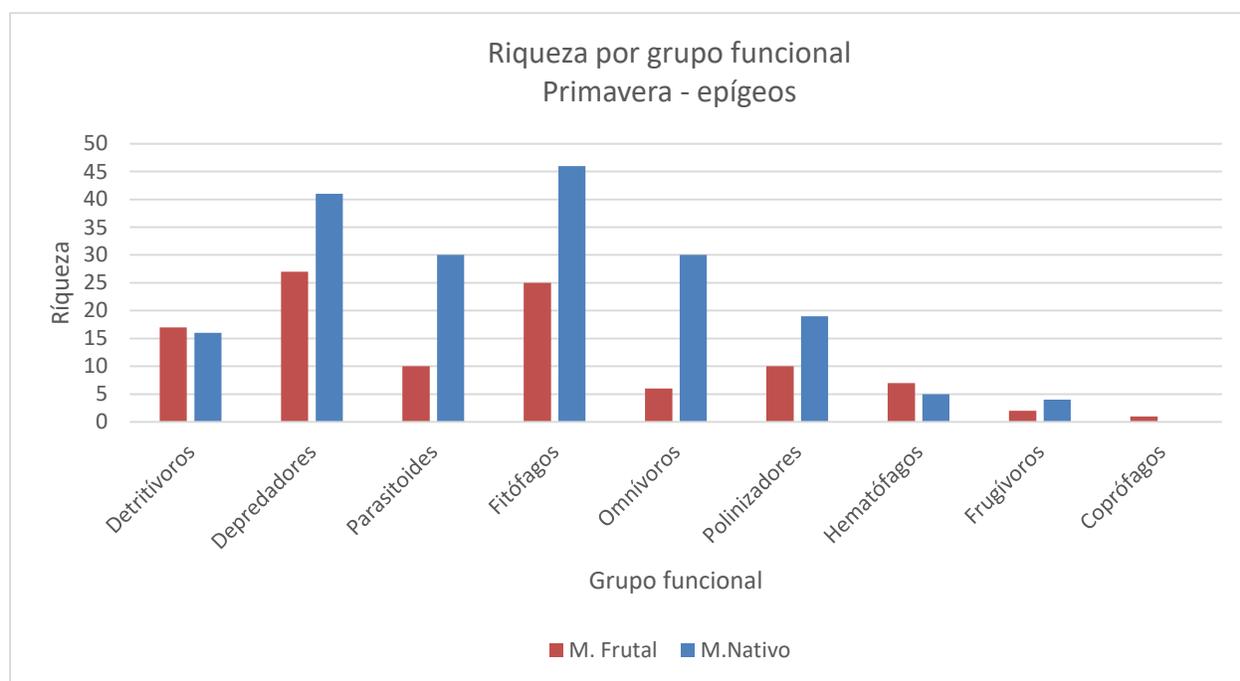
Riqueza de artrópodos epígeos según grupo funcional durante el invierno. Fuente: elaboración propia.

Primavera

Para los artrópodos epígeos, en el Monte Nativo se observó mayor número de morfoespecies en los grupos funcionales fitófagos, depredadores, parasitoides y omnívoros; mientras que en el Monte Frutal dominaron los depredadores, fitófagos y detritívoros (Figura 60). Comparando los dos ambientes, el Monte Nativo, tuvo más riqueza de especies de depredadores, parasitoides y fitófagos, entre otros, que el Monte Frutal.

En el Monte Nativo, las familias con mayor riqueza fueron: Cicadellidae, Lygaeidae y Psyllidae (fitófagos); Bdellidae, Lycosidae y Sphecidae (depredadoras); Encyrtidae, Eulophidae, Pteromalidae y Trichogrammatidae (parasitoides); y Formicidae (omnívoras).

En el Monte Frutal, las familias con mayor riqueza fueron: Erythraeidae y Bdellidae (depredadoras); Curculionidae y Lygaeidae (fitófagos); y Drosophilidae (detritívora).

**Figura 60.**

Riqueza de artrópodos epígeos según grupo funcional durante la primavera. Fuente: elaboración propia.

En los datos de artrópodos epífitos del Monte Nativo se observó mayor número de morfoespecies en los grupos funcionales de fitófagos, depredadores y omnívoros. En el Monte Frutal se obtuvo mayor valor en los fitófagos y detritívoros (Figura 61).

Para el Monte Nativo, los fitófagos que presentaron más riqueza fueron las familias Lygaeidae y Psyllidae; entre los omnívoros, los formícidos.

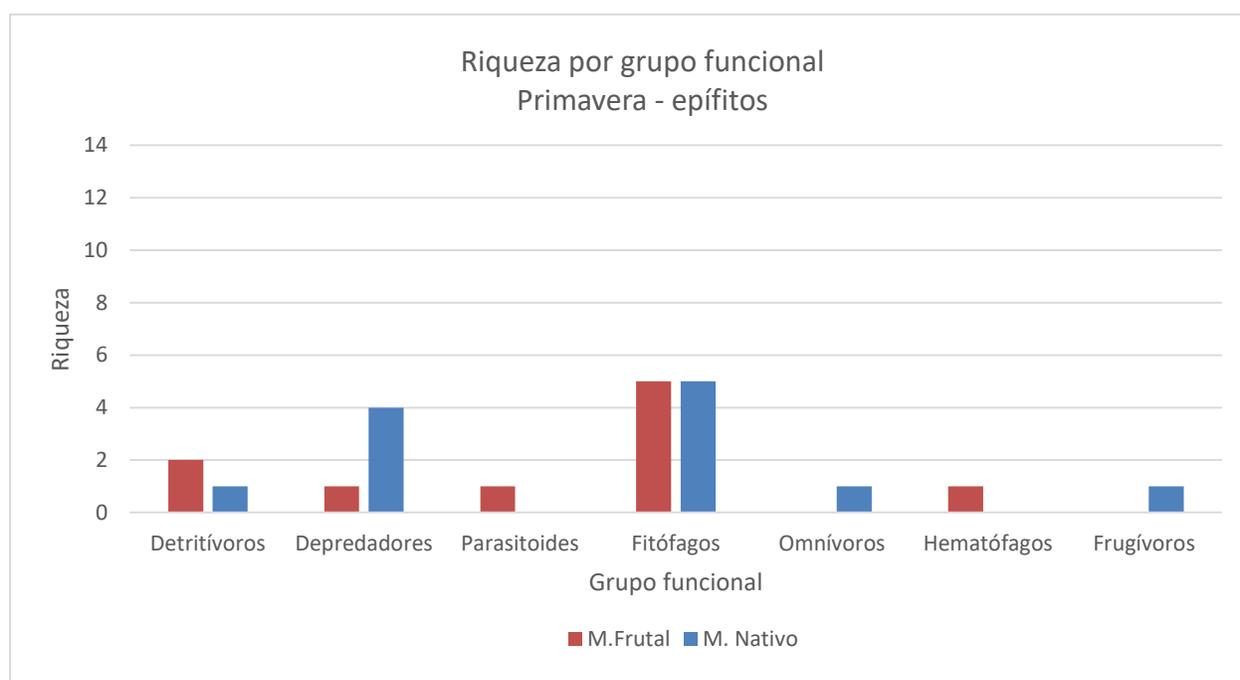


Figura 61.

Riqueza de artrópodos epífitos según grupo funcional durante la primavera. Fuente: elaboración propia.

El mayor aporte al gremio omnívoro, en el Monte Nativo, lo hicieron los formícidos (hormigas). Uno de los géneros identificados fue *Solenopsis*, habitantes de la hojarasca, que se alimentan de sustancias azucaradas, y que, por ende, protegen a especies de cóccidos o áfidos que le proporcionan estos líquidos. Este género tiene una gran amplitud de distribución y una amplia capacidad de adaptarse y sus colonias son poliginias (variadas reinas por nido), lo que les da esta capacidad de dispersión (Fuster, 2006).

Verano

En el caso de los artrópodos epígeos, en gran parte de los grupos funcionales se observa un mayor número de morfoespecies en el Monte Nativo que en el frutal, siendo las diferencias en los omnívoros y polinizadores más notoria que en los parasitoides (Figura 62). En otros estudios que se desarrollaron en ambientes sometidos a disturbios o alteración como, por ejemplo, presión de pastoreo o deforestación, los artrópodos depredadores fueron los dominantes. Esta abundancia característica puede servir para indicar cuánto influyen las actividades de origen antropogénico en la estructura de una comunidad (Diez, 2017).

Por otra parte, en el Monte Frutal, se destacan los depredadores, fitófagos, parasitoides y detritívoros.

Del Monte Nativo, las familias fitófagas con mayor riqueza fueron Cicadellidae, Cecidomyiidae y Curculionidae; las depredadoras Erythraeidae, Lycosidae, Philodromidae y Vespidae; y las parasitoides Pteromalidae y Eulophidae. Por otra parte, del Monte Frutal la familia depredadora con mayor riqueza fue Erythraeidae; las fitófagas Cicadellidae y Cecidomyiidae; y las parasitoides Pteromalidae, Eulophidae y Aphelinidae.

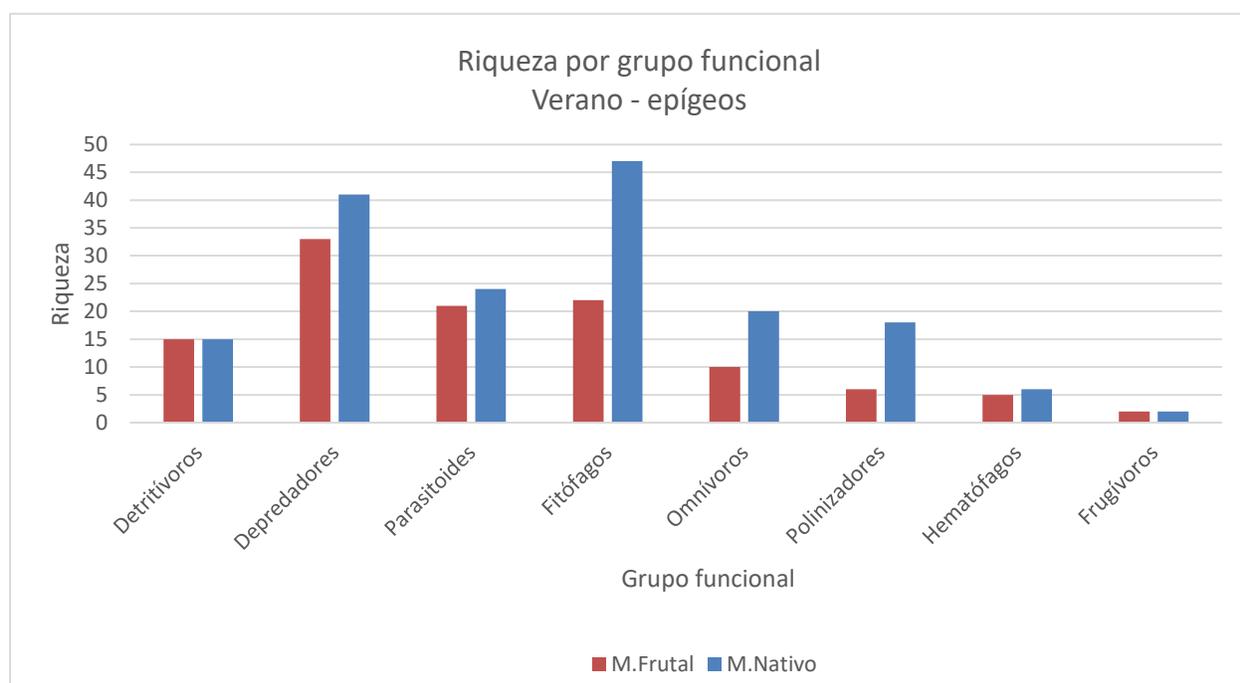


Figura 62.

Riqueza de artrópodos epígeos según grupo funcional durante el verano. Fuente: elaboración propia.

En los epífitos, hubo mayor cantidad de morfoespecies en el Monte Frutal para todos los grupos funcionales, predominando los parasitoides y fitófagos. El control de plagas actúa de manera denso-dependiente: la población de artrópodos controladores incrementa su número para así poder parasitar a una gran proporción de presas, fitófagos en este caso, cuando estas incrementan su población en un cultivo (Álvarez y Clemente Orta, 2023). La denso-dependencia es la responsable de estabilizar los sistemas hospedador-parasitoide, pudiendo presentarse en forma inversa y en forma directa. La denso-dependencia inversa puede aparecer cuando la tasa de parasitismo por parasitoide disminuye a medida que aumenta la abundancia de hospedadores. La denso-dependencia directa se manifiesta cuando los parasitoides tienen la capacidad de responder a diferencias en la densidad de hospedadores entre parches, produciéndose una mayor agregación de parasitoides a altas densidades de hospedadores, con un subsecuente aumento en la tasa de parasitismo. Otro aspecto importante en el análisis de los sistemas hospedador-parasitoide es conocer si el parasitoide es generalista o especialista en la selección del hospedador, dado que es un atributo generador de denso-dependencia y estabilidad. La especificidad del parasitoide puede generar distintos tipos de respuestas funcionales dependiendo de cómo el parasitoide manipula a su hospedador en función de su densidad (Castelo y Capurro, 2000).

En el Monte Nativo dominaron los fitófagos y los omnívoros. Tanto en el Monte Nativo como en el frutal, la familia fitófaga con más riqueza fue Cecidomyiidae (Figura 63).

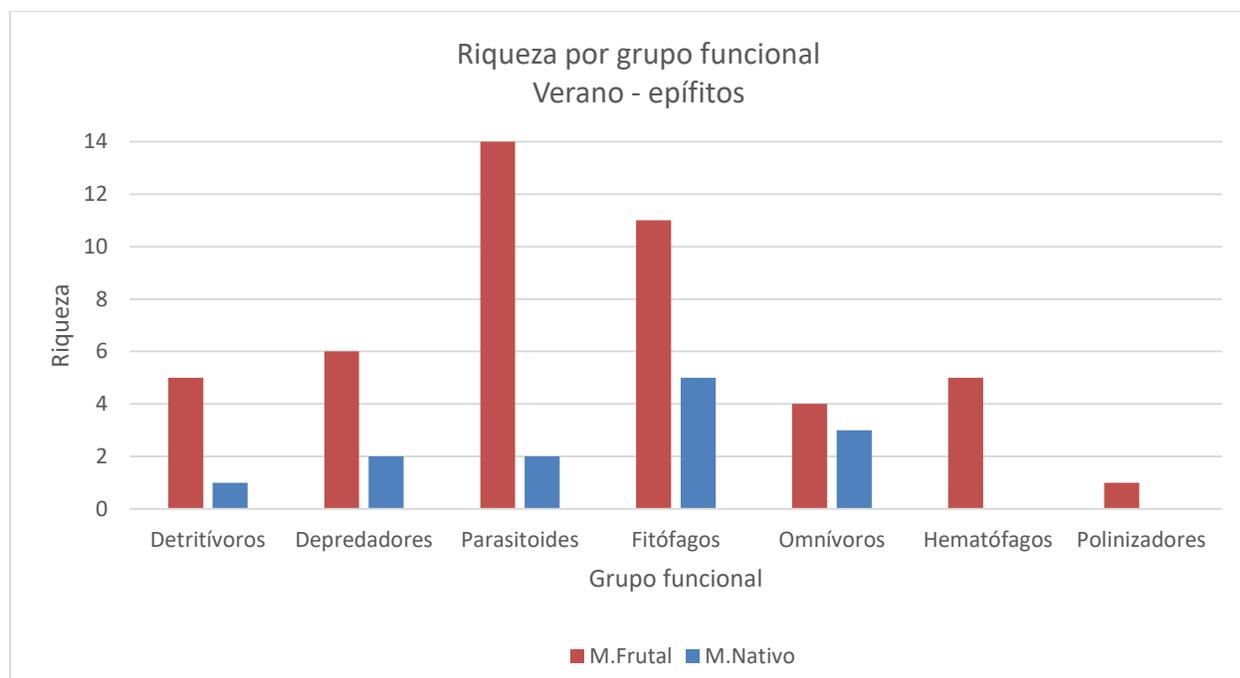


Figura 63.

Riqueza de artrópodos epífitos según grupo funcional durante el verano. Fuente: elaboración propia.

Otoño

En cuanto a artrópodos epígeos, el Monte Nativo (comparado con el frutal) tuvo mayor proporción de morfoespecies en la mayoría de los grupos funcionales, a excepción de los parasitoides, que fue mayor en el Monte Frutal y, detritívoros y frugívoros, cuyas riquezas fueron iguales en ambos ambientes. En el Monte Nativo se destacaron los fitófagos, depredadores y omnívoros (Figura 64). El Monte Frutal presentó gran número de morfoespecies en los grupos de depredadores y fitófagos.

Para el Monte Nativo, las familias fitófagas con mayor riqueza de especies fueron Cicadellidae y Cecidomyiidae; las depredadoras Lycosidae, Thomisidae y Asilidae; y las omnívoras Formicidae. Para el Monte Frutal las familias depredadoras con mayor riqueza fueron Bdellidae y Lycosidae; las fitófagas Cicadellidae y Cecidomyiidae.

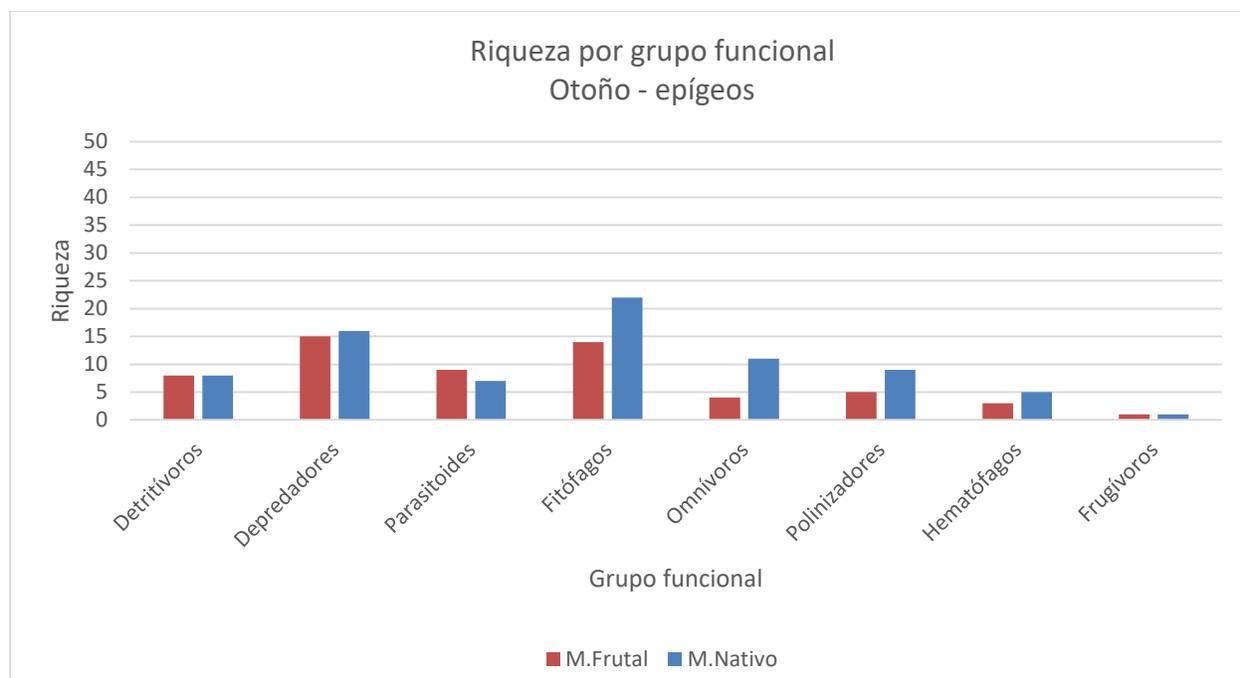


Figura 64.

Riqueza de artrópodos epígeos según grupo funcional durante el otoño. Fuente: elaboración propia.

En el muestreo de epífitos, el Monte Frutal tuvo mayor proporción de morfoespecies en todos los grupos funcionales, destacándose los fitófagos, parasitoides y detritívoros. Por otra parte, en el Monte Nativo, predominaron los fitófagos (Figura 65).

En el Monte Frutal, las familias fitófagas con más riqueza fueron Cicadellidae y Cecidomyiidae; y, entre los parasitoides, Braconidae. En tanto, en el Monte Nativo, los fitófagos con mayor riqueza fueron de la familia Cicadellidae.

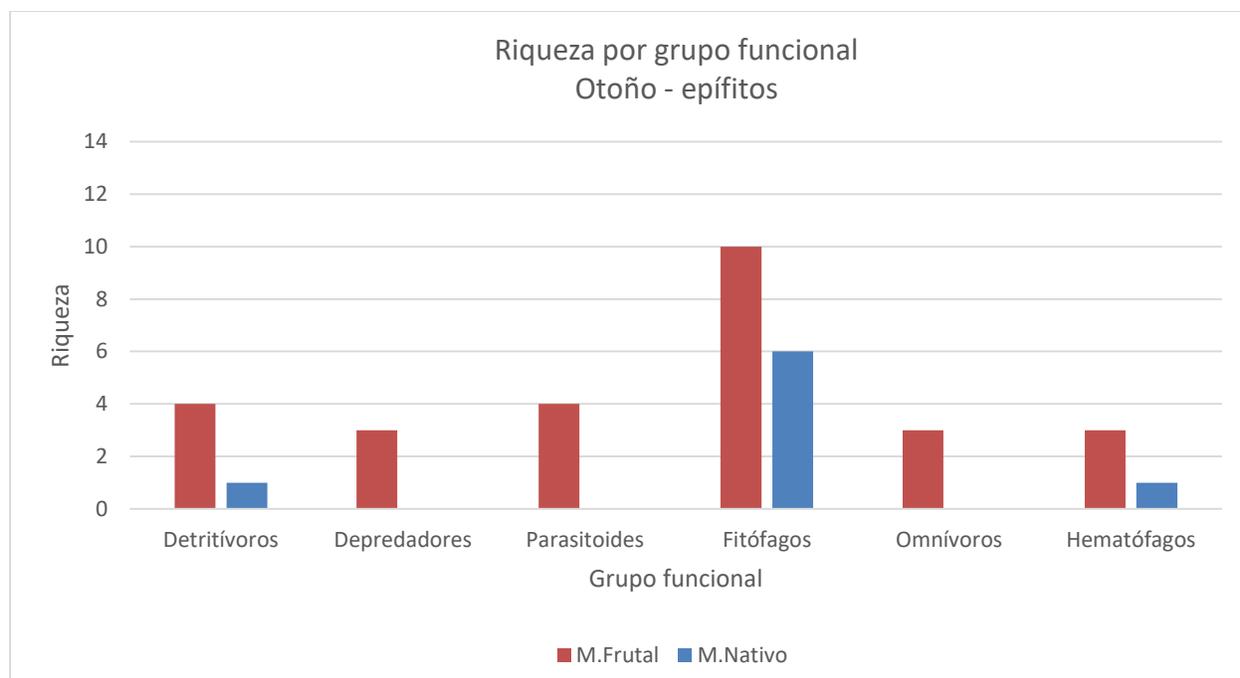


Figura 65.

Riqueza de artrópodos epífitos según grupo funcional durante el otoño. Fuente: elaboración propia.

5. ANÁLISIS COMPARATIVO DE ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD DE LA ARTROPOFAUNA PRESENTE EN LOS EJEMPLARES VEGETALES DEL MONTE NATIVO.

ABUNDANCIA POR ESPECIE VEGETAL

En la Figura 66, se puede observar que la abundancia de artrópodos epígeos fue mayor bajo el molle. En proporción de abundancia, siguiendo el solupe y la jarilla, la cual presentó el menor valor en todas las estaciones, excepto en otoño. Asimismo, durante las estaciones de primavera y verano se destaca mayor abundancia que en otoño e invierno, bajo cualquiera de las especies vegetales.

Por otra parte, en primavera en las tres especies vegetales bajo estudio, los órdenes que más aportaron a la abundancia de cada una fueron Hymenoptera, Diptera y Coleoptera, de manera decreciente. En verano, bajo las tres especies, el mayor aporte a la abundancia lo hicieron los himenópteros, dípteros y lepidópteros.

En un estudio realizado en comunidad de artrópodos terrestres, de la Península de Valdés en Chubut (Cheli et al., 2010), resultó que los órdenes más abundantes fueron Hymenoptera y Coleoptera. Esta zona se caracteriza por un clima árido similar a la zona de estudio de la presente tesis. Cabe destacar que estos órdenes son unos de los más diversos y abundantes a nivel mundial.

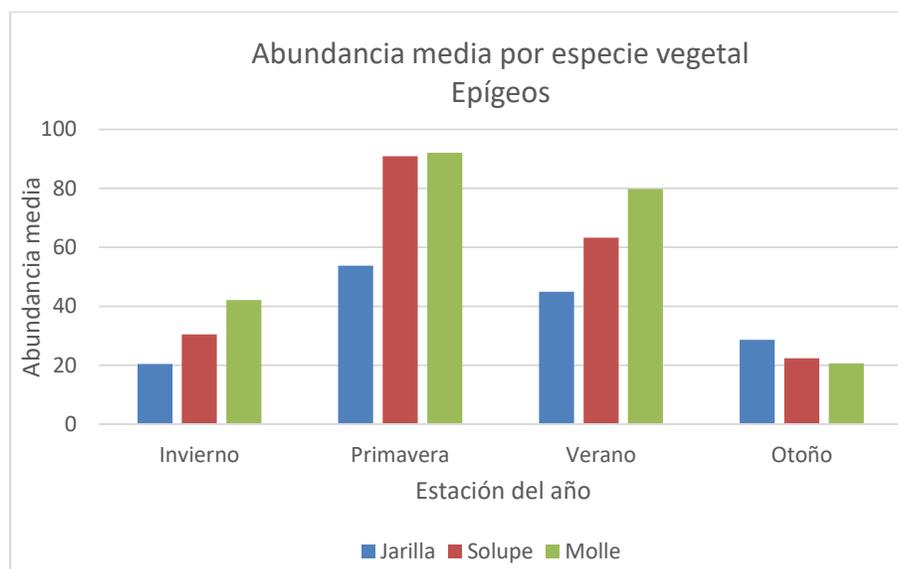


Figura 66.

*Abundancia media de artrópodos epígeos por especie vegetal del Monte Nativo durante todas las estaciones del año.
Fuente: elaboración propia.*

En cuanto a los artrópodos epífitos (Figura 67), en otoño, la abundancia fue mayor sobre el molle y el orden que más aportó a este valor fue Hemiptera. Por otra parte, la jarilla presentó mayor abundancia en todas las estaciones, a excepción del otoño. El orden más abundante fue Hemiptera.

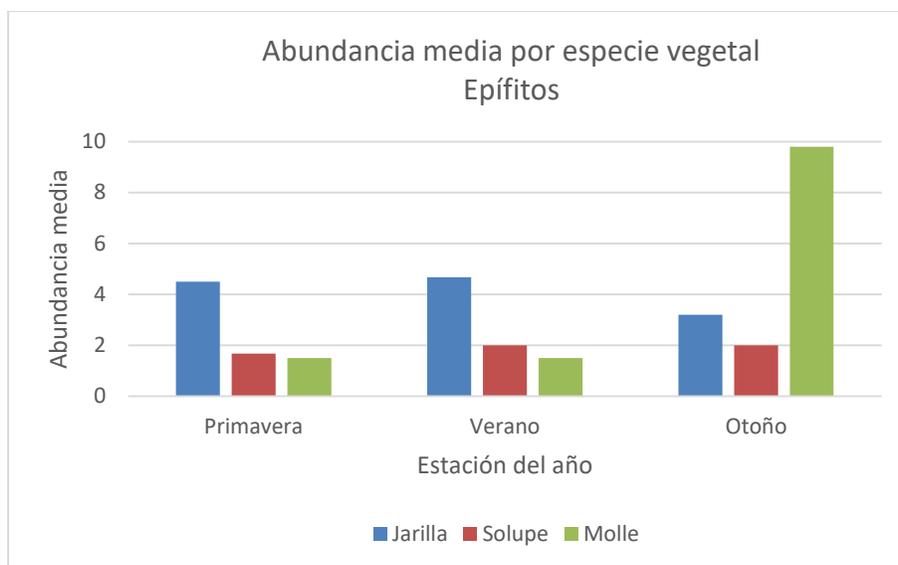


Figura 67.

Abundancia de artrópodos epífitos por especie vegetal del Monte Nativo durante todas las estaciones del año. Fuente: elaboración propia.

ABUNDANCIA POR ORDEN

Invierno

En términos de abundancia, todas las especies vegetales presentaron mayor cantidad en los órdenes Diptera, Hymenoptera y Coleoptera, destacándose mayormente el orden Diptera bajo el molle (Figura 68). Del orden Diptera, se destacaron las familias Lauxaniidae, Ceratopogonidae, Fanniidae y Phoridae, asociadas a las tres especies vegetales. En el orden Hymenoptera, la familia Formicidae estuvo asociada también a las tres especies vegetales. Del orden Coleoptera, la familia Curculionidae fue la más abundante en las tres especies vegetales bajo estudio.

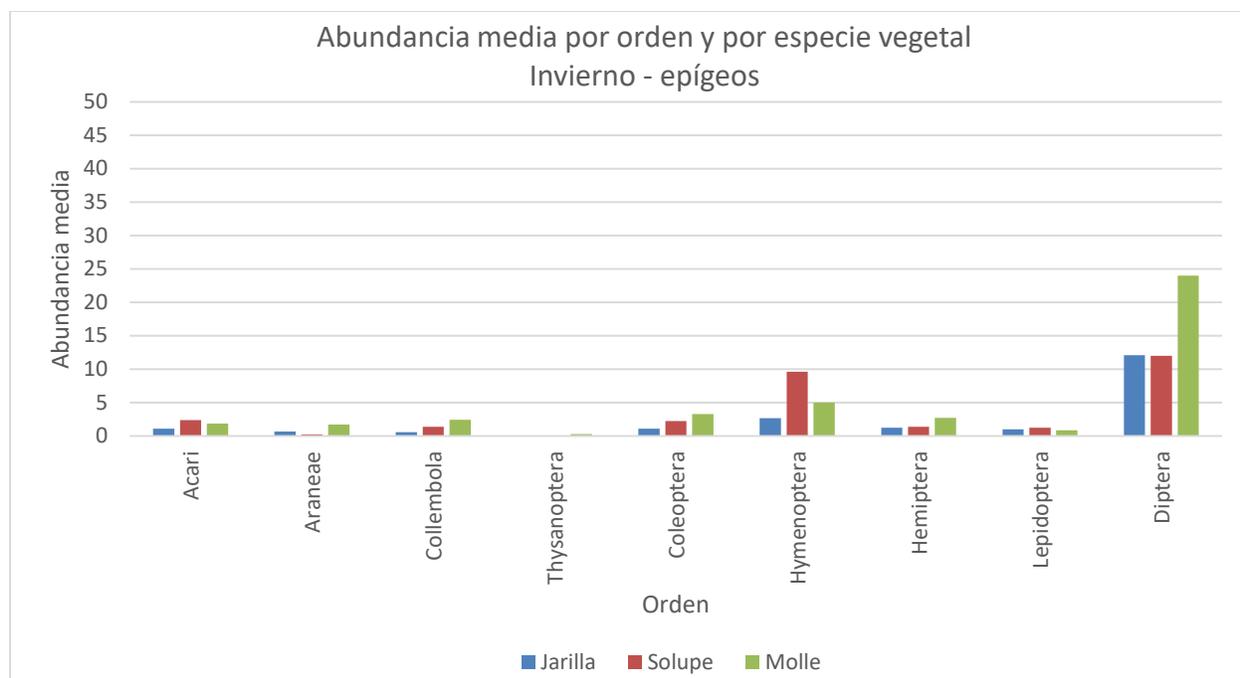


Figura 68.

Abundancia media de artrópodos epígeos por orden y por especie vegetal en el Monte Nativo durante el invierno.

Fuente: elaboración propia.

Primavera

Para los artrópodos epígeos, se observó mayor abundancia de los órdenes Hymenoptera, Diptera y Coleoptera bajo cualquiera de las especies vegetales, mayormente molle y solupe (Figura 69). Al molle, se encontraron mayormente asociadas las familias Formicidae y Halictidae (Hymenoptera); Phoridae, Tachinidae, Lauxaniidae y Tephritidae (Diptera); Curculionidae, Carabidae, Buprestidae y Leiodidae (Coleoptera). Al solupe, se asocian en mayor proporción las familias Formicidae y Aphelinidae (Hymenoptera); Lauxaniidae, Tachinidae y Phoridae (Diptera); Buprestidae, Curculionidae y Leiodidae (Coleoptera). A la jarilla, se asocian más las familias Formicidae (Hymenoptera); Tachinidae, Phoridae y Lauxaniidae (Diptera); Buprestidae, Curculionidae y Leiodidae (Coleoptera).

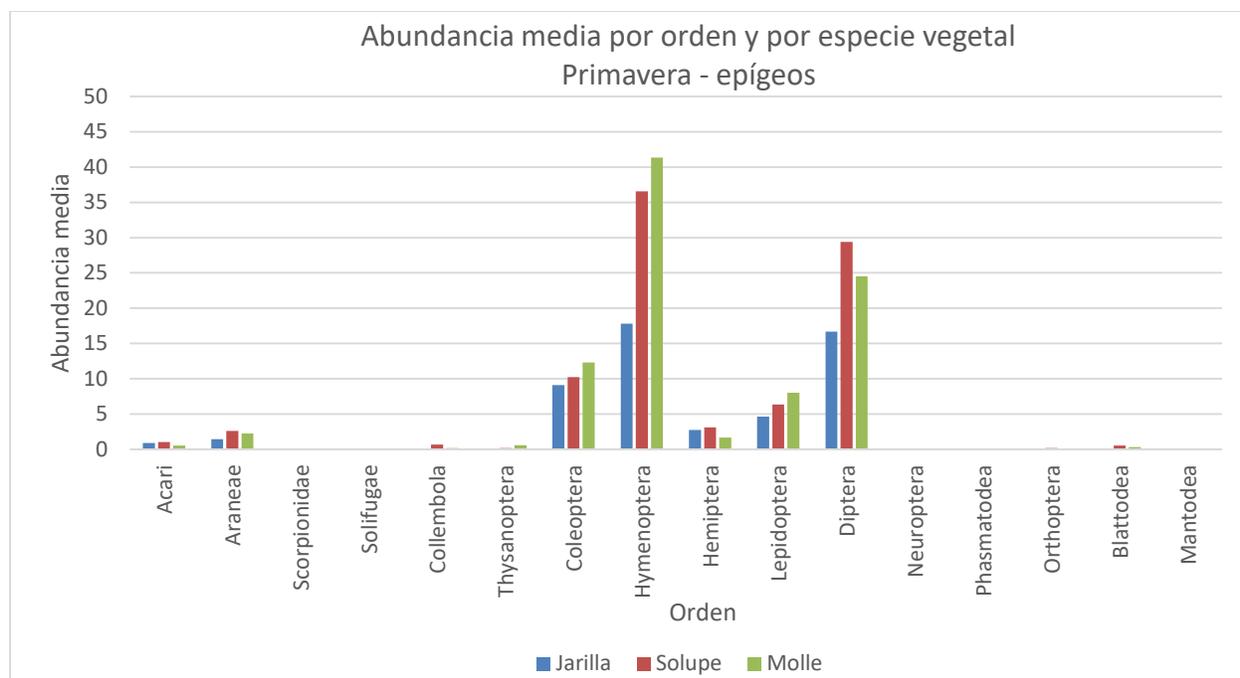


Figura 69.

Abundancia media de artrópodos epígeos por orden y por especie vegetal en el Monte Nativo durante la primavera.

Fuente: elaboración propia.

En cuanto a los epífitos, se destacaron, sobre la jarilla, los órdenes Hemiptera e Hymenoptera mayormente representados por las familias Psyllidae y Formicidae, respectivamente (Figura 70). Martínez (2018) encontró que la presencia conjunta de psílidos y formícidos fue característica del ensamble con la jarilla, sobre todo en verano. Además, encontró una relación similar entre los psílidos y el molle. También evidenció que ésta última familia prefiere arbustos de canopeo más abierto y de mayor altura, lo que coincide con que estos organismos tienen un comportamiento termofílico, predominando en follajes menos densos y con mayor radiación solar, característico del jarillal.

Sobre el molle, dentro del orden Araneae, el mayor aporte correspondió a la familia Filistatidae, dentro de la cual existen especies constructoras de telas tubulares como estrategia de caza de otros organismos, las cuales construyen con hilos cribelados de captura (Nadal et al., 2018). Las filistátidas son arañas sedentarias y tienen hábitos crípticos, es decir, que pueden mimetizarse o camuflarse con el entorno en el cual se encuentran (Claps et al., 2020).

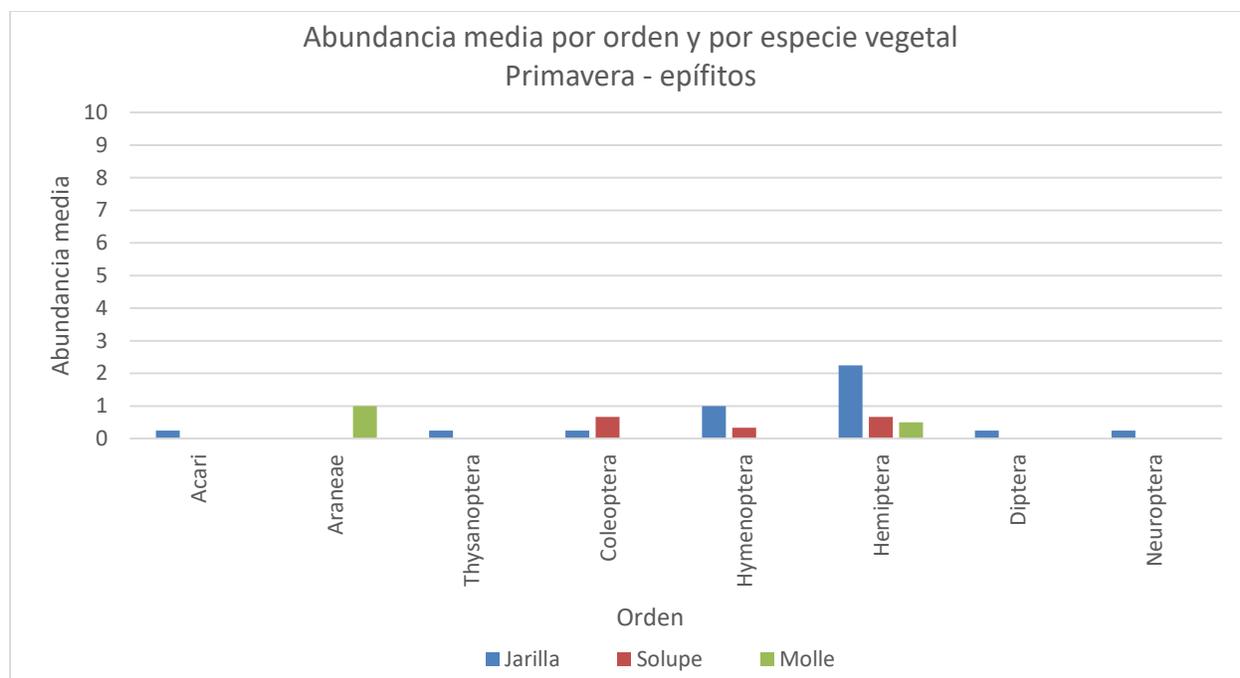


Figura 70.

Abundancia media de artrópodos epífitos por orden y por especie vegetal en el Monte Nativo durante la primavera.

Fuente: elaboración propia.

Verano

Tanto bajo el molle, el solupe y la jarilla, se presentó una mayor abundancia de artrópodos epígeos de los órdenes Hymenoptera, Diptera y Lepidoptera (Figura 71). Del orden Hymenoptera, las familias Formicidae y Halictidae tuvieron mayor abundancia bajo las tres especies vegetales, destacando el molle. En el orden Diptera, las familias que más aportaron fueron Tachinidae y Phoridae bajo las tres especies vegetales, mayormente, en molle. Y, de los lepidópteros, las familias más abundantes fueron Noctuidae y Nymphalidae en las tres especies vegetales.

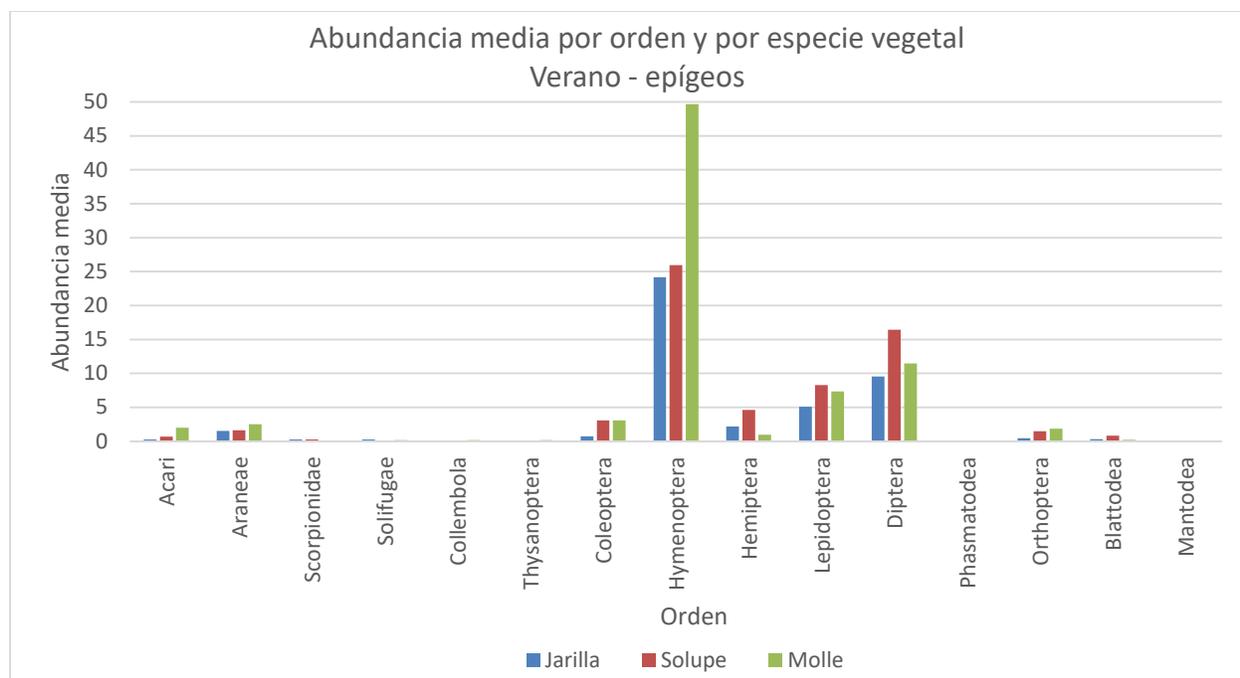


Figura 71.

Abundancia media de artrópodos epigeos por orden y por especie vegetal en el Monte Nativo durante el verano.

Fuente: elaboración propia.

Para los epífitos, se visualizó mayor abundancia de hemípteros (Psyllidae) en la jarilla; ácaros (Bdellidae y Oribatida) en el solupe; e himenópteros (Aphelinidae), hemípteros (Aphididae) y dípteros (Cecidomyiidae) en el molle (Figura 72).

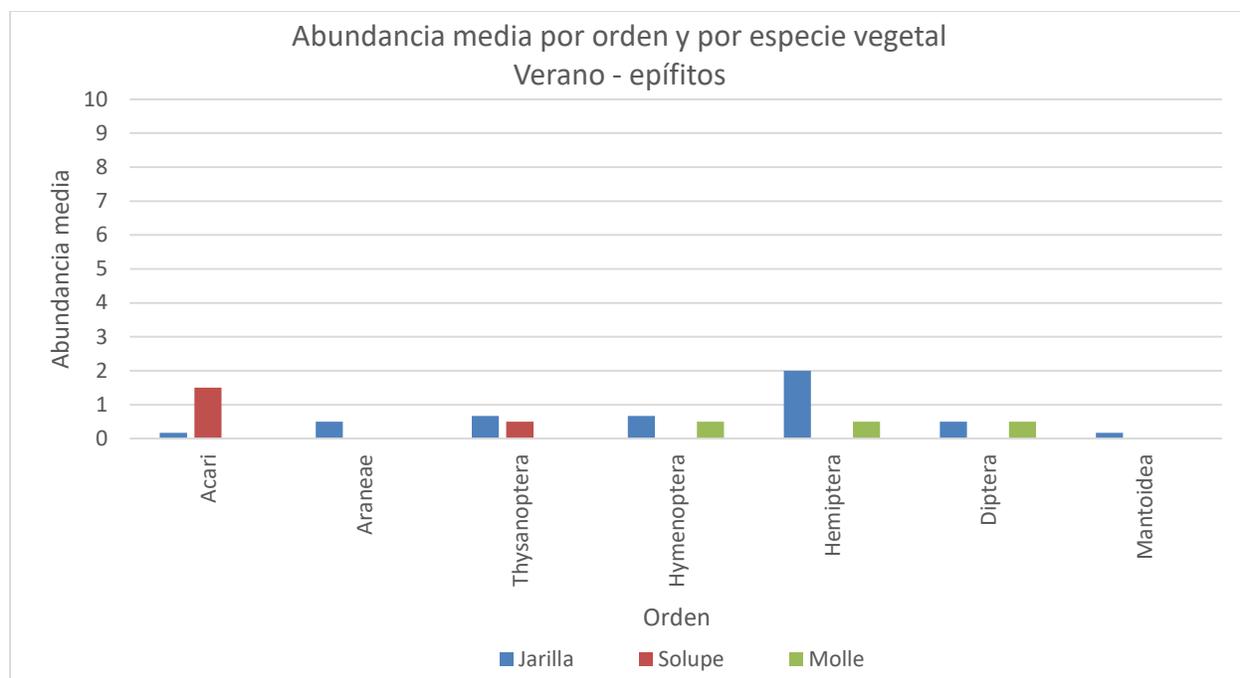


Figura 72.

Abundancia de artrópodos epífitos por orden y por especie vegetal en el Monte Nativo durante el verano. Fuente: elaboración propia.

Otoño

En los epígeos, se observó una mayor abundancia del orden Hymenoptera, Diptera y Lepidoptera bajo cualquiera de las tres especies vegetales (Figura 73). Bajo la jarilla, las familias más abundantes fueron Formicidae (Hymenoptera), Tachinidae (Diptera), Dolichopodidae (Diptera), Chamaemyiidae (Diptera) y Noctuidae (Lepidoptera). Bajo el solupe, las familias más destacadas fueron Tachinidae (Diptera), Dolichopodidae (Diptera), Chamaemyiidae (Diptera), Formicidae (Hymenoptera), Pteromalidae (Hymenoptera) y Noctuidae (Lepidoptera). Finalmente, bajo el molle, las familias más abundantes fueron Dolichopodidae (Diptera), Tachinidae (Diptera), Phoridae (Diptera), Formicidae (Hymenoptera), Noctuidae (Lepidoptera) y Hesperidae (Lepidoptera).

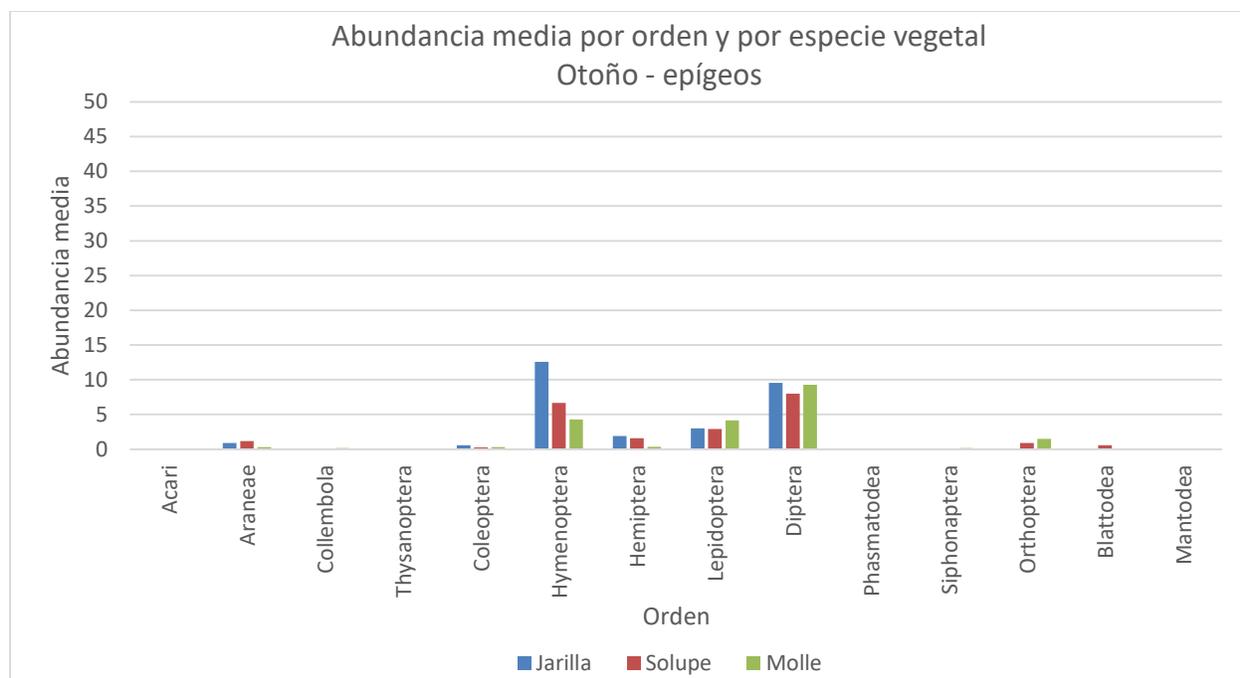


Figura 73.

*Abundancia media de artrópodos epígeos por orden y por especie vegetal en el Monte Nativo durante el otoño.
Fuente: elaboración propia.*

En los epífitos, se observó una mayor abundancia de, hemípteros y colémbolos, bajo el molle; colémbolos, hemípteros, dípteros y arácnidos, bajo el solupe; y, hemípteros y dípteros bajo la jarilla (Figura 74).

En el molle, del orden Hemiptera, las familias Aphididae y Psyllidae tuvieron mayor abundancia. En la jarilla, del orden Hemiptera, las familias más abundantes fueron Psyllidae y Cicadellidae.

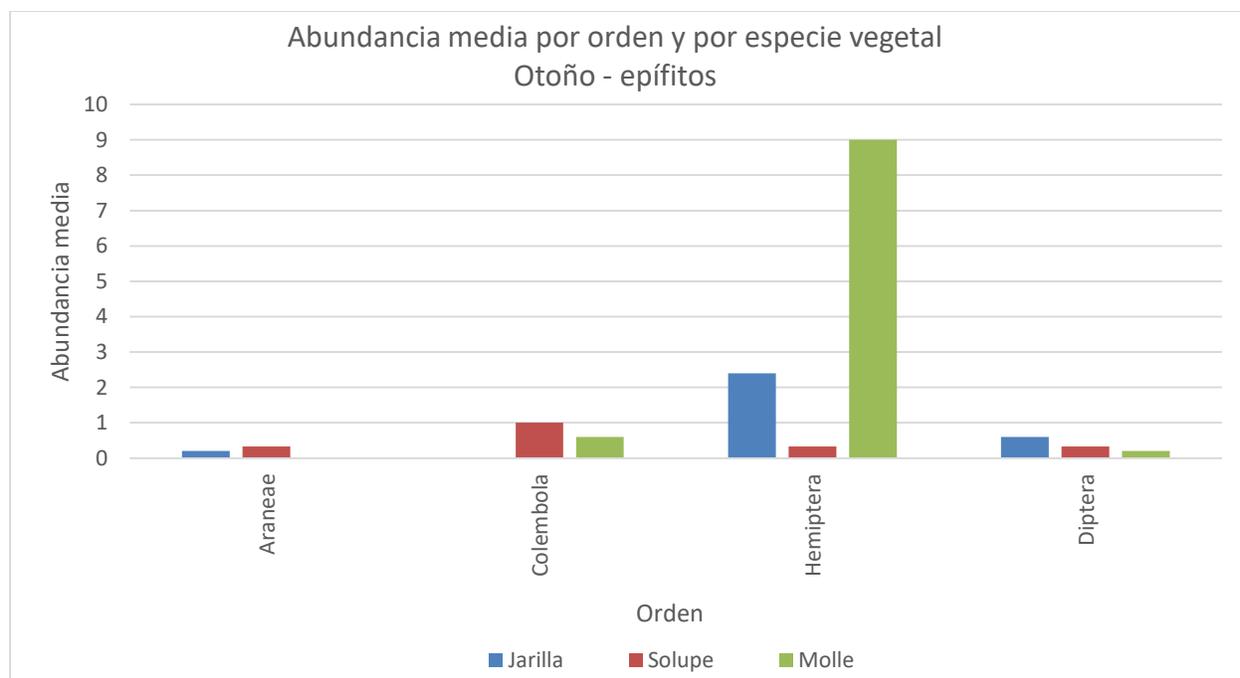


Figura 74.

Abundancia media de artrópodos epífitos por orden y por especie vegetal en el Monte Nativo durante el otoño. Fuente: elaboración propia.

RIQUEZA ESPECÍFICA

Los análisis realizados en este estudio arrojaron que el solupe presentó mayor riqueza específica de artrópodos epígeos durante todo el año de muestreo (Figura 75). Sin embargo, no hubo una diferencia muy notoria entre los valores de riqueza de las tres especies vegetales en cada estación del año, manteniéndose aproximadamente constante. Las estaciones del año en las cuales se registró una mayor riqueza fueron en primavera y verano.

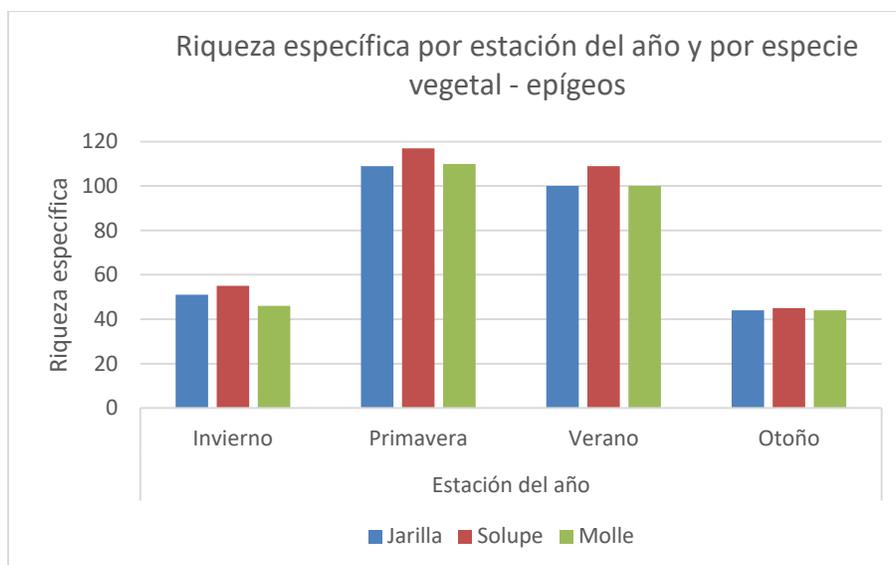


Figura 75.

Riqueza específica de artrópodos epígeos por especie vegetal en el Monte Nativo durante todas las estaciones del año. Fuente: elaboración propia.

Por otra parte, la jarilla presentó mayor riqueza específica de epífitos en primavera y verano, con respecto a las demás especies vegetales (Figura 76). El molle presentó mayor riqueza de artrópodos en otoño y decayó en primavera. Por su parte el solupe mantuvo constante la riqueza de artrópodos en las tres estaciones muestreadas.

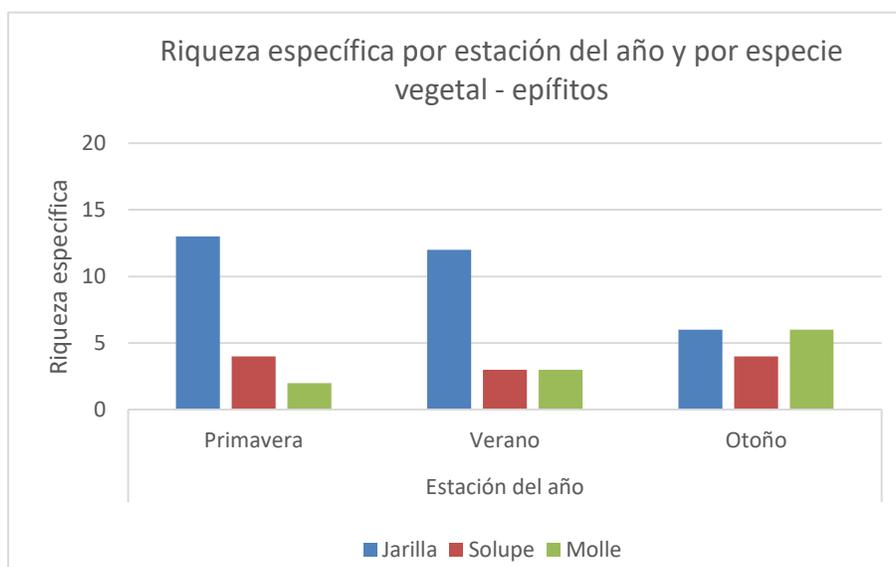


Figura 76.

Riqueza específica de artrópodos epífitos por especie vegetal en el Monte Nativo durante todas las estaciones del año.

Fuente: elaboración propia.

6. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP) – ASOCIACIÓN ENTRE LOS ÓRDENES DE ARTRÓPODOS Y EL TIPO DE VEGETACIÓN.

Para las distintas estaciones del año, se realizó un Análisis de Componentes Principales a partir de los datos obtenidos en el Monte Nativo, para conocer la vinculación entre los órdenes de artrópodos y las especies vegetales seleccionadas para el muestreo. Las especies seleccionadas fueron la jarilla (*Larrea cuneifolia* Cav.), el solupe (*Ephedra ochreatea* Miers.) y el molle (*Schinus johnstonii* Barkley). Este análisis identifica el movimiento de los artrópodos analizando la interrelación entre la abundancia de los gremios tróficos y el tipo de vegetación en el Monte Nativo durante el año de muestreo (Álvarez y Clemente Orta, 2023).

Invierno

Las dos primeras componentes del ACP explicaron el 100% de la variabilidad. La componente 1 explicó el 79,7% de la variabilidad y la componente 2 el 20,3%. Como se observa en la Figura 77, el molle presentó mayores abundancias de dípteros y el solupe mayores de himenópteros; la jarilla mostró valores bajos de ambos.

Luego, los valores que aportaron en menor cantidad al molle son Coleoptera, Collembola, Thysanoptera, Hemiptera y Araneae. Por otro lado, Acari aportó en menor cantidad en el solupe.

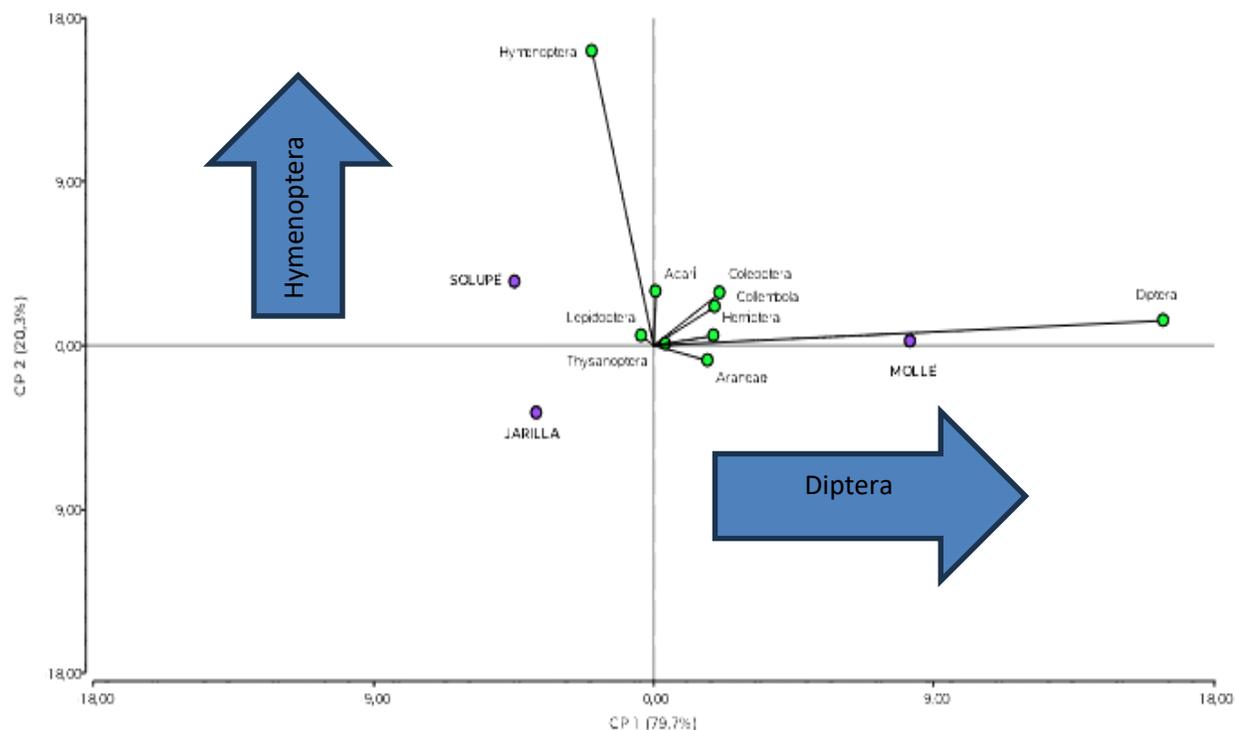


Figura 77.

Análisis de componentes principales que relaciona vegetación del Monte Nativo con órdenes de artrópodos durante el invierno. Fuente: elaboración propia.

Primavera

Las dos primeras componentes del ACP explicaron el 100% de la variabilidad. La componente 1 explicó el 93,9% de la variabilidad y la componente 2 el 6,1%. En este caso, el molle y el solupe presentaron las mayores abundancias de himenópteros y dípteros. En el solupe, se encontró una mayor vinculación al orden Diptera. Mientras que en el molle se observó mayor vinculación con los órdenes Coleoptera y Lepidoptera. Por otro lado, la jarilla presentó valores muy bajos de himenópteros (Figura 78).

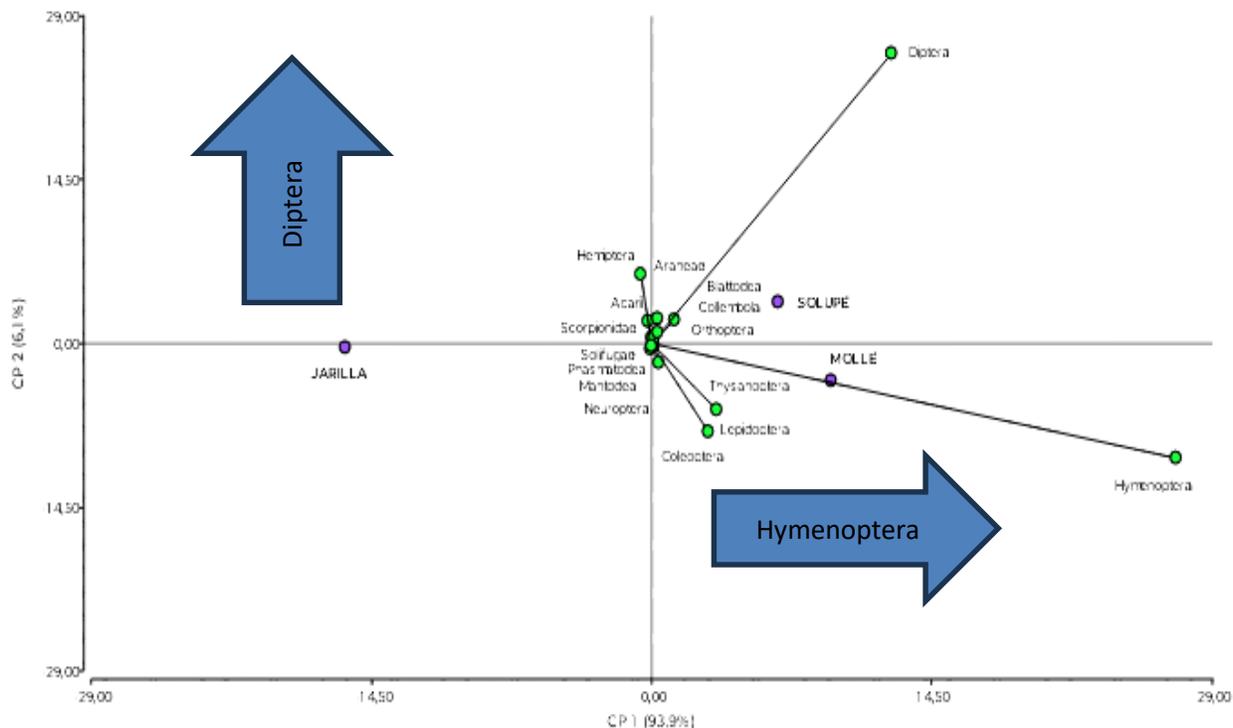


Figura 78.

Análisis de componentes principales que relaciona vegetación del Monte Nativo con órdenes de artrópodos durante la primavera. Fuente: elaboración propia.

Verano

Las dos primeras componentes del ACP explicaron el 100% de la variabilidad. La componente 1 explicó el 92% de la variabilidad y la componente 2 el 8%. El molle presentó mayores abundancias de himenópteros, mientras el solupe y la jarilla mostraron bajas abundancias de este orden. Los dípteros se encontraron asociados, principalmente, al solupe (Figura 79).

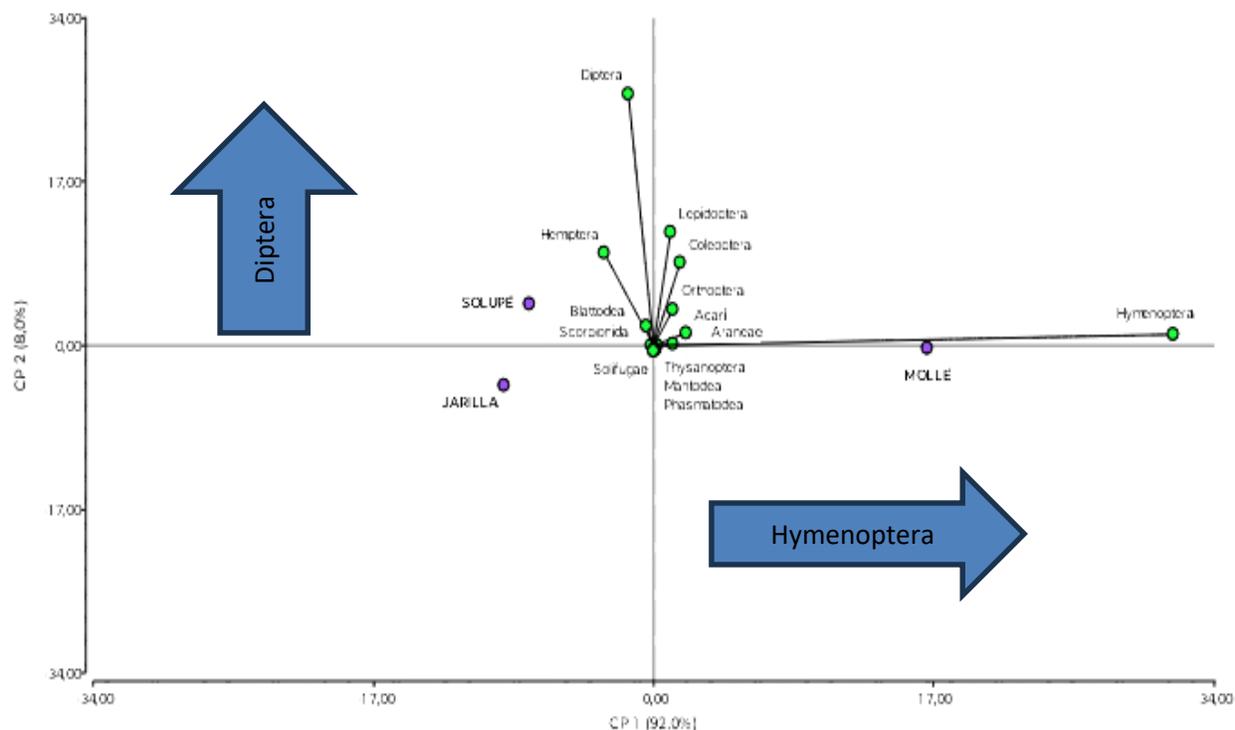


Figura 79.

Análisis de componentes principales que relacionan la vegetación del Monte Nativo con órdenes de artrópodos durante el verano. Fuente: elaboración propia.

Otoño

Las dos primeras componentes del ACP explicaron el 100% de la variabilidad. La componente 1 explicó el 93,8% de la variabilidad y la componente 2 el 6,2%. La jarilla presentó mayores abundancias de himenópteros y el molle de Thysanoptera, Siphonaptera, Phastamodea, Orthoptera y Collembola; el solupe arrojó abundancias, aproximadamente, equivalentes para todos los órdenes (Figura 80).

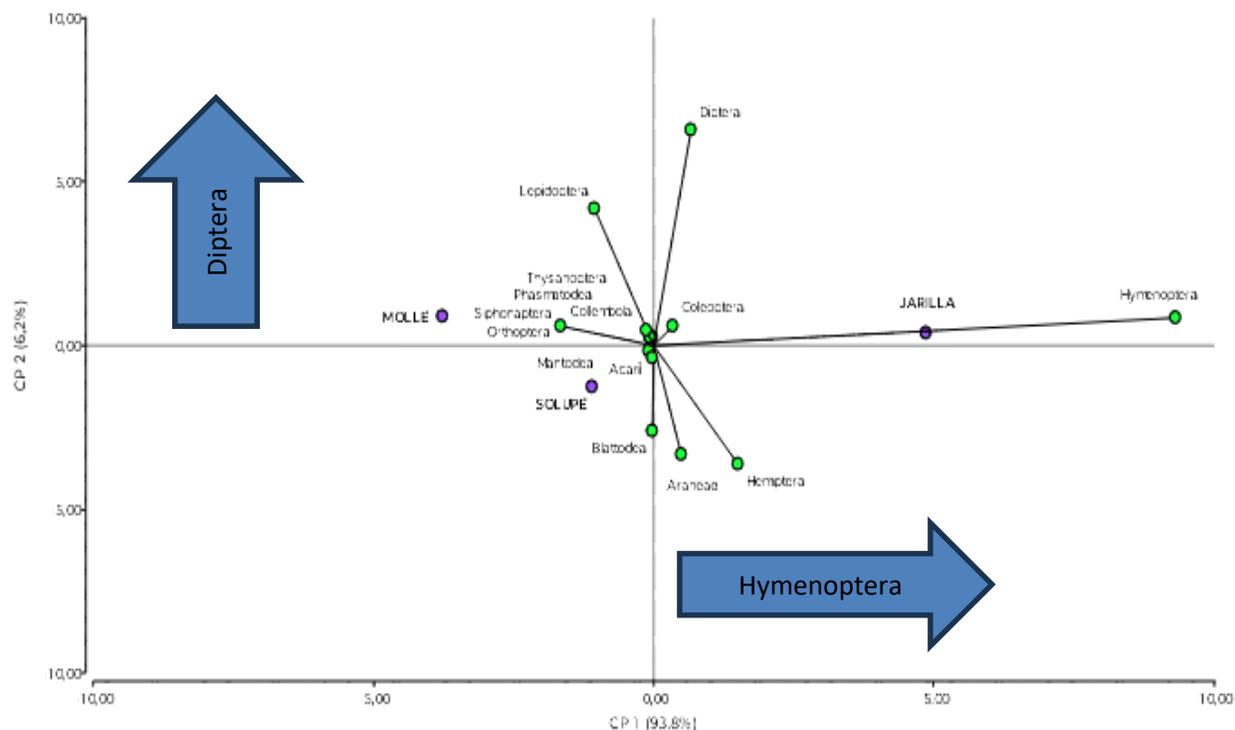


Figura 80.

Análisis de componentes principales que relacionan la vegetación del Monte Nativo con órdenes de artrópodos durante el otoño.

Nota: elaboración propia.

Las especies arbustivas y sus diferencias en la arquitectura del canopeo (distancia entre sus ramas) tienen una importante influencia sobre los ensambles de artrópodos que hospedan, lo cual puede explicar la variación y distribución en la estructura de sus comunidades. Tanto el tamaño como la complejidad estructural de la vegetación pueden influir en las condiciones abióticas y la interacción entre los artrópodos (Martínez, 2018).

Martínez (2018), en su estudio, descubrió que cada especie de arbusto alberga distintas comunidades de artrópodos y que tanto la identidad de estas especies como las variaciones en la arquitectura de su dosel son importantes impulsores del conjunto de artrópodos asociados con las plantas de los ambientes áridos. Por este motivo, resalta la importancia de las especies arbustivas nativas para favorecer la coexistencia de ensambles de artrópodos y, en consecuencia, para

mantener la biodiversidad de éstos en el Monte Nativo y los procesos ecosistémicos en los que participan.

Las plantas más grandes y complejas, generalmente, proporcionan más recursos y permiten la coexistencia de artrópodos a través de la diferenciación vertical de nichos ecológicos. Algunos autores han encontrado una relación positiva entre el tamaño de la planta y la diversidad de artrópodos. Otros factores relacionados con el tamaño de la planta, como la complejidad o diversidad de las estructuras aéreas, son importantes para los artrópodos. La apertura del dosel podría ser un determinante importante de las asociaciones de artrópodos que habitan en arbustos, ya que esto puede modificar las condiciones microclimáticas (temperatura, humedad relativa e intensidad de la radiación) o las interacciones bióticas (por ejemplo, depredación) (Martínez, 2018).

En esta tesis, se pudo observar que cada especie vegetal del Monte Nativo se asoció a un ensamble específico de artrópodos. La jarilla, de acuerdo a lo establecido por Martínez (2018), se trata de un arbusto con arquitectura compleja descrita por su altura, un canopeo más abierto y con ramas más separadas entre sí, que puede resultar desventajoso para determinados taxones de ambientes desérticos debido a la baja disponibilidad de lugares sombreados y el mayor riesgo de desecación. En la presente tesis, el orden que se encontró más asociado a la jarilla es Hymenoptera en otoño. Por otra parte, el solupe se encontró mayormente asociado al orden Diptera en gran parte del año. Finalmente, el molle, que es descrito por Martínez (2018) como un arbusto de complejidad menor que la jarilla con altura menor, canopeo un poco más cerrado y compacto que determina un ambiente térmico más propicio y estable para los artrópodos, se presentó mayormente asociado a himenópteros y dípteros la mayor parte del año.

3. CAPÍTULO 3

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES: PROPUESTA DE MANEJO.

De acuerdo a los resultados obtenidos en los distintos análisis realizados en la zona de Monte Nativo y en el Monte Frutal, se pudo observar cómo varía la estructura de la comunidad de artrópodos, pero, a la vez, también se pudo visualizar la asociación de determinados taxones de artrópodos con ciertos ambientes, especies vegetales y estaciones del año, las cuales se respaldan con distintos estudios realizados en la zona.

Una de las hipótesis planteadas en el presente trabajo proponía que la riqueza y abundancia de artrópodos en la vegetación del Monte es mayor que en el sistema frutícola, debido a la mayor complejidad y heterogeneidad del ambiente, lo cual pudo ser validado por los resultados obtenidos.

En el Monte Nativo, los órdenes más destacados fueron Diptera, Hymenoptera y Coleoptera. Para los dípteros, las familias más dominantes fueron Ceratopogonidae, Phoridae, Tachinidae, Dolichopodidae y Lauxaniidae. Dentro de los himenópteros, lo fue la familia Formicidae. En los coleópteros, se destacaron las familias Curculionidae, Buprestidae y Leiodidae.

Las hormigas (Formicidae) son buenas indicadoras para monitorear cambios ambientales, debido a que muchas especies son poco tolerantes a estos, respondiendo rápidamente a las alteraciones. Las características que las hacen ideales para este rol son las siguientes: presentan alta diversidad, abundan en todos los hábitats terrestres, son fáciles de capturar y de monitorear; y están estrechamente relacionadas con otros organismos, principalmente con la vegetación, por comida o resguardo (Fuster, 2006).

En cuanto a la familia Phoridae, varias especies son parasitoides de obreras de diversas especies de formícidos; entre ellas, las pertenecientes al género *Solenopsis* (más conocidas como “hormigas de fuego”). Estas moscas pueden depositar sus huevos en las hormigas o cerca de sus colonias y, cuando las larvas eclosionan, se alimentan de las hormigas o de sus larvas (Pesquero et al., 1993; Guillade, 2013). Estas interacciones pueden contribuir al control de las poblaciones de los formícidos, siendo de esta manera importantes para mantener el equilibrio en este ambiente.

Otra de las familias más abundantes fueron los buprestidos, que se asocian con una alta diversidad de plantas nativas y cultivadas. En general, esta familia frecuenta árboles o arbustos debilitados

por la defoliación, desecación, infección por patógenos o una combinación de estos factores, por lo que no representan un riesgo para las poblaciones de sus hospederos. Sin embargo, en épocas recientes, la influencia antrópica sobre el cambio de uso de suelo y el cambio climático han permitido una mayor dispersión y un incremento en las poblaciones de bupréstidos xilófagos, así como una disminución de la resistencia de los árboles por estrés hídrico y agentes patógenos, con consecuencias severas principalmente para las comunidades forestales templadas (Pérez Hernández et al., 2021). Los bupréstidos tienen un impacto ecológico importante en los ecosistemas ya sea como descomponedores o como polinizadores de plantas nativas, lo cual se asocia a su ciclo de vida (Westcott y La Rue, 2017). Las larvas se alimentan de la madera y el leño de las especies arbóreas o arbustivas, generando galerías en su interior, hasta su completo desarrollo. Luego, los adultos acuden a las flores para alimentarse, contribuyendo con el proceso de polinización.

Los colémbolos no se observaron con gran abundancia en el Monte Nativo en verano ya que son sensibles a las condiciones de temperatura y humedad. Estos factores son determinantes del hábitat óptimo de los colémbolos, ya que influyen en la tasa de reproducción y crecimiento de los individuos y en su distribución vertical a lo largo de un perfil. Sin embargo, tal como se mencionó en los resultados obtenidos, los colémbolos pueden presentar diversas estrategias de adaptación al estrés hídrico característico de los ambientes áridos.

Por otra parte, en el Monte Frutal, se destacaron los órdenes Collembola (sobre todo en estaciones estivales y otoño), Diptera, Araneae, Acari, Isopoda y Coleoptera.

La mayor abundancia de ácaros y colémbolos que se obtuvo en el Monte Frutal en las épocas mencionadas indican que el contenido de materia orgánica y la precipitación o humedad son factores que influyen en la densidad poblacional de estos órdenes de artrópodos (Cabrera Mireles et al., 2019). Asimismo, en los cultivos agrícolas, después de una perturbación, puede ocurrir una reducción selectiva de la diversidad de la fauna del suelo sobreviviendo principalmente ácaros y colémbolos (Paoletti et al., 1992; Palacios Vargas, 2003). Estos taxones contribuyen en los procesos de descomposición de la materia vegetal muerta, en el ciclo de nutrientes y ayudan en la formación de las características del suelo (Bellinger et al., 2003; Cassagne et al., 2003). Los alimentos que ingieren, una vez degradados, intervienen en la formación de humus y benefician al

sistema radical de la vegetación por el aporte de nutrientes (Socarrás, 2013). En un estudio que llevó a cabo Cassagne (2003), además, se confirmó que la distribución de los ejemplares de este orden no está directamente influenciada por la vegetación, sino por la química del suelo.

Los colémbolos y ácaros son grupos considerados como indicadores de contaminantes ambientales, bioindicadores de perturbación en la agricultura y ecosistemas forestales (Cassagne et al., 2003; Sandler et al., 2018; Cabrera Mireles et al., 2019), y también se podrían utilizar como indicadores biológicos de la calidad del suelo debido a la alta capacidad reproductiva y su tolerancia a vivir en condiciones adversas. Algunas especies de colémbolos suelen ser los artrópodos más abundantes en zonas contaminadas, ya que pueden resistir mejor algunos contaminantes y degradarlos, como por ejemplo hidrocarburos. Es posible que los ácaros y colémbolos en las zonas contaminadas se alimenten de bacterias y hongos, los cuales toleran y biodegradan altas concentraciones de estos compuestos. A pesar de que son tolerantes a los ambientes contaminados, esto afecta la composición y abundancia de las comunidades de estos artrópodos al favorecer a unas especies respecto de otras menos tolerantes (Uribe-Hernández et al., 2010).

Entre los ácaros están los oribátidos (Cryptostigmata), los cuales son importantes facilitadores de la descomposición de la materia orgánica en interacción con la microflora, debido a que actúan sobre los restos de animales y plantas, fragmentándolos y haciéndolos más asequibles a la acción de los microorganismos. Estos individuos son sensibles al contenido de materia orgánica, el porcentaje de humedad, el pH, las prácticas agrícolas realizadas por el hombre y el uso de insecticidas (Socarrás, 2013).

También en el Monte Frutal, en los dípteros dominaron las familias Phoridae y Drosophilidae; en los coleópteros Bostrichidae (fitófagos), Nitidulidae (detritívoros); en los ácaros el orden Oribatida (detritívoros), y la familia Erythraeidae (depredadores); en Araneae, Lycosidae, Philodromidae y Linyphiidae (depredadores); para el orden Isopoda la única familia detectada fue Armadillidae (detritívoros).

El orden Araneae estuvo presente en ambos ambientes y estaciones del año, siendo predominante en todos los resultados de abundancia. Las arañas son el principal grupo predador en la mayoría de los ecosistemas terrestres.

Con respecto a la diversidad alfa, la riqueza específica fue mayor todo el año en el ambiente de Monte Nativo, sobre todo en primavera y verano. En este ambiente, los órdenes más diversos fueron Araneae, Acari, Hymenoptera, Diptera y Hemiptera. Mientras que en el Monte Frutal lo fueron Araneae, Acari, Diptera, Coleoptera, Hemiptera e Hymenoptera.

En lo que respecta a los artrópodos epífitos, estos tienen mayor capacidad de dispersión y se desplazan a lugares con mejores condiciones en estaciones desfavorables (altas temperaturas, déficit hídrico), como el Monte Frutal, donde pueden encontrar alimento y agua disponible. Los artrópodos deben moverse para refugiarse, encontrar pareja, dispersarse o encontrar alimento, es decir, para satisfacer sus necesidades o evadir algún peligro. Los recursos en un hábitat, o la falta de ellos, son los que motivan a un artrópodo a moverse.

El índice de Shannon también resultó mayor para el Monte Nativo (en epígeos y epífitos) durante todo el año, sobre todo en primavera, invierno y verano. Este ambiente presentó durante la primavera la mayor diversidad y la menor en otoño. Por otra parte, el Monte Frutal presentó mayor diversidad en invierno y menor en otoño. Más allá de las discrepancias, al ser estos valores mayores a 2 representan una diversidad media a alta en ambos ambientes (Margalef, 1972; Medrano Meraz et al., 2017). En los resultados se observó, en algunos casos, que aún con valores de riqueza elevados, el índice de Shannon resultó ser bajo para el mismo ambiente y la misma estación. Estas variaciones pueden deberse a que el índice de Shannon contempla no solo la riqueza de las comunidades de artrópodos sino también la abundancia de cada morfoespecie. Por ello, suponemos que los valores elevados en la abundancia de colémbolos, formícidos y otros, han incidido en los valores de este índice.

En cuanto a dominancia, en la estación de otoño se presentó el mayor valor en el Monte Nativo, mientras que el menor valor observado de este ambiente se dio en primavera lo que indicaría que en esta estación hubo mayor diversidad de artrópodos como indica el índice de Shannon. Para el Monte Frutal la mayor dominancia se registró en otoño y la mayor diversidad en invierno, coincidiendo con los valores hallados con el índice de Shannon. El valor de dominancia en el Monte Nativo durante el otoño, aun siendo el más elevado, no representa una dominancia muy marcada ($\lambda=0,18$). Por otra parte, en el Monte Frutal también se observa una dominancia muy poco marcada en otoño ($\lambda=0,22$), y en el resto de las estaciones el índice indica una alta diversidad.

En los sistemas agrícolas, el paisaje se modifica al remover la cobertura vegetal original para introducir la especie de interés a cultivar. El resultado de este proceso es la homogeneización, ocasionando, como consecuencia, la reducción del nicho ecológico de algunas especies y favoreciendo la dominancia de otras. Sumado a esto, el manejo agrícola en los cultivos convencionales puede contribuir al cambio de la composición y la diversidad de la comunidad de artrópodos asociados a los ambientes en estudio y por consecuencia la función de estos en los sistemas (Herzon y O'Hara, 2007; Pérez López et al., 2019).

La segunda hipótesis planteada proponía que la vegetación nativa del Monte y la producción frutícola presentan taxones de artrópodos en común. La misma fue corroborada para los artrópodos epígeos, sin embargo, esto no se cumplió en los epífitos.

En los resultados del índice de Jaccard, en cuanto a los artrópodos epígeos, se observó una mayor similitud entre ambos ambientes, en otoño, y el menor valor se registró en invierno. Para el muestreo de epífitos, en otoño hubo una similitud muy baja y en primavera no hubo ningún tipo de similitud entre los artrópodos de ambos ambientes. A pesar de que estos siguen la misma tendencia que los epígeos, para este tipo de artrópodos se esperaría un valor de similitud mucho más elevado, ya que tienen mayor capacidad de desplazamiento. Esto puede deberse al tiempo de captura de cada trampa, ya que las pitfall (método pasivo) permanecían en campo durante 15 días, mientras que las capturas con red (método activo) sólo se realizaban en el momento del muestreo con 20 golpeteos, y una duración menor a 2 minutos. Además, en el último método mencionado, la tasa de captura depende de las habilidades del colector y es una práctica típicamente diurna, lo cual limita la captura de organismos con hábitos nocturnos (Pérez López et al., 2019). Sumado a esto, los métodos de recolección pasivos proporcionan, en poco tiempo, una gran cantidad de especímenes para analizar (Roig-Juñent y Claver, 1999). Esta diferencia entre los resultados de artrópodos epígeos y epífitos se observó, en general, en todos los análisis de la presente tesis.

En el Monte Nativo se presentó una mayor diversidad de gremios tróficos de artrópodos epígeos debido a que se trata de un ambiente más heterogéneo y con una estructura vegetal más compleja. En la mayoría de los grupos funcionales se observó un mayor número de morfoespecies en el Monte Nativo que en el frutal, siendo más notorio en los zoófagos (depredadores y parasitoides) y en las especies omnívoras. Los artrópodos que depredan o parasitan a otros artrópodos, en al menos un estado de su desarrollo, pueden proporcionar importantes servicios de control biológico. En los

ambientes áridos, el movimiento de los artrópodos es de suma importancia para escapar de las perturbaciones y buscar nuevos recursos, a nivel espacial y temporal. (Álvarez y Clemente Orta, 2023). Cabe destacar que los fitófagos también presentaron una gran riqueza en ambos ambientes.

En los artrópodos epífitos la diversidad de los gremios tróficos fue mayor en el Monte Frutal en verano y otoño, predominando los parasitoides y fitófagos.

La respuesta de las especies a la forma y calidad del hábitat se puede entender desde un contexto de disponibilidad de recursos. En los agroecosistemas se pueden producir efectos de concentración o de dilución de las poblaciones de artrópodos y las diferencias de abundancia de las especies se pueden asociar a un determinado hábitat y/o recurso. Por otra parte, estos patrones de respuesta de las especies a dicho recurso permiten establecer un criterio de calidad en los paisajes agrícolas a través de la identificación y cuantificación de la diversidad de artrópodos presentes y su movimiento como un estimador de la resiliencia del sistema (Álvarez y Clemente Orta, 2023).

Tanto el cultivo como los hábitats no agrícolas pueden proporcionar recursos para los enemigos naturales, pero los hábitats agrícolas son muy variables según el cultivo, debido a las prácticas de manejo. Como consecuencia, los enemigos naturales que viven en los agroecosistemas son sujetos a frecuentes eventos de mortalidad. Esto implica que existe una presión de selección sobre las especies lo que les permite hacer frente a las duras condiciones de las tierras cultivables. Así, las especies que podrían contribuir al control biológico podrían no estar presentes de forma continua en los cultivos y las especies que sí habitan los cultivos pueden mostrar una alta propensión a los movimientos entre parches en el paisaje. Además, no hay que olvidar que las perturbaciones mecánicas y químicas asociadas con el manejo del cultivo pueden causar mortalidad en las poblaciones de los enemigos naturales, en particular en aquellas especies que no pueden volar o emigrar a otros hábitats (Álvarez y Clemente Orta, 2023). Los agroecosistemas integrados en paisajes con una alta conectividad funcional y una alta proporción de hábitats naturales (de donde se originan y emigran los enemigos naturales) probablemente muestren la mayor resiliencia. Esto puede deberse a que los artrópodos asociados a los agroecosistemas dependen de las funciones vitales que proporcionan los hábitats circundantes en cada uno de los parches que integran al paisaje y que están ligados íntimamente a la vegetación presente en cada hábitat, como por ejemplo a plantas que proporcionan néctar, refugio o presas. Sin embargo, las líneas de investigación que

estudian los patrones de movimiento y distribución espacial de los artrópodos se ven obstaculizadas por la gran variedad de tipos de movimientos que presentan los mismos y por la escala de estudio para detectar estos movimientos (Álvarez y Clemente Orta, 2023).

En la Patagonia árida, como en la mayoría de los desiertos, los factores que dominan la estructura de la comunidad de insectos probablemente están relacionados con la vegetación. Se ha demostrado que la cubierta vegetal está correlacionada con la diversidad, la dominancia y la abundancia de especies de artrópodos terrestres. La estructura de la vegetación, generalmente, proporciona un hábitat para el ensamblaje de artrópodos terrestres en comunidades multitróficas al ofrecer refugio, recursos alimentarios, micrositios de oviposición o refugio contra depredadores (Cheli et al., 2010).

Finalmente, la tercera hipótesis proponía que las especies vegetales nativas se asociaban a determinadas comunidades de artrópodos de acuerdo a su estructura. En esta tesis se pudo observar que cada especie vegetal del Monte Nativo se asoció a un ensamble específico de artrópodos. La jarilla, de acuerdo a lo establecido por Martínez (2018), se trata de un arbusto con arquitectura compleja descrita por su altura, un canopeo más abierto y con ramas más separadas entre sí, que puede resultar desventajoso para determinados taxones de ambientes desérticos debido a la baja disponibilidad de lugares sombreados y el mayor riesgo de desecación. En la presente tesis el orden que se encontró más asociado a la jarilla es Hymenoptera en otoño. Por otra parte, el solupe se encontró mayormente asociado al orden Diptera en gran parte del año. Y finalmente el molle que es descrito por Martínez (2018) como un arbusto de complejidad menor que la jarilla con altura menor, canopeo un poco más cerrado y compacto que determina un ambiente térmico más propicio y estable para los artrópodos, se presentó mayormente asociado a himenópteros y dípteros la mayor parte del año.

En estos ecosistemas las plantas leñosas dominantes generan microhábitats bajo su copa donde las condiciones microclimáticas y las comunidades son muy diferentes a las del área que las rodean, por lo que estas especies son consideradas “islas de fertilidad” por el alto contenido de humedad, materia orgánica, detritos y minerales esenciales que albergan. De esta manera, estas aumentan la heterogeneidad ambiental favoreciendo el establecimiento de nuevas especies, lo cual incrementa la diversidad general del sistema (Flores et al., 2004).

La fragmentación y degradación del entorno natural puede causar la declinación de las poblaciones de vegetación nativa y la artropofauna asociada a esta, alterando a la vez las funciones ecológicas que proporcionan estas interacciones. En esto radica la importancia de identificar especies claves para la rehabilitación y restauración de estas interacciones en zonas áridas, ya que cumplen un rol central al ser las especies más visitadas y generalistas (Sabatino et al., 2018).

Los trabajos relacionados con la restauración ecológica de las interacciones entre la vegetación y la artropofauna en ambientes agrícolas y en hábitats naturales aún son escasos a pesar de su relevancia para la conservación de los ecosistemas naturales. En estos ambientes los procesos de pérdida de suelos por erosión eólica e hídrica son relevantes, por lo que la vegetación nativa cumple un rol de protección muy importante. La rehabilitación tiene como objetivo reconvertir las áreas degradadas en sitios con características de composición de especies y funcionamiento lo más parecidas a las condiciones presentes antes de que ocurriera el disturbio. Para esto, es necesario conocer la composición de la vegetación nativa y su dinámica, así como de las relaciones interespecíficas que se dan en la comunidad. Se necesita un conocimiento profundo de los requerimientos ecológicos del sistema en su conjunto (Sabatino et al., 2018), por consiguiente, se necesita un mayor esfuerzo en investigación y restauración en las zonas degradadas para proteger la biodiversidad y la funcionalidad de los ecosistemas naturales.

Los datos recolectados y analizados en esta tesis aportan al relevamiento de artropofauna de la región, ayudando a recabar información con la que no se contaba hasta el momento y que se complementa con los estudios llevados a cabo por los colegas citados en el desarrollo de la misma. De esta manera aumenta el conocimiento taxonómico de las comunidades, tanto de artrópodos epígeos como epífitos del Monte Nativo de la región.

Los artrópodos edáficos muestran que son indicadores de la calidad del suelo y un recurso que debe manejarse de forma adecuada para mejorar los servicios proporcionados a los agroecosistemas (Cabrera Mireles et al., 2019). La recolección y difusión de estos datos da pie para la implementación de planes de manejo en determinadas zonas productivas, por ejemplo, agrícolas, con el fin de conservar fragmentos de la vegetación nativa, y la biodiversidad de artropofauna asociada a ella, dentro de la matriz del paisaje lo cual contribuiría a brindar servicios

ecosistémicos que mejorarían la actividad, por ejemplo, a través del control biológico de plagas, entre otros beneficios.

Por otra parte, se dejan lineamientos que pueden dar pie a numerosas investigaciones para seguir contribuyendo y enriqueciendo el mundo de los artrópodos y las funciones ecológicas que brindan en las regiones áridas.

Otra temática que se puede seguir investigando son las estrategias para el monitoreo a largo plazo de artrópodos asociados a los agroecosistemas, para evaluar el impacto de los procesos de antropización en organismos sensibles a cambios mínimos en los recursos disponibles, condiciones microambientales o en las interacciones bióticas. Un método conocido, pero con poca aplicación es el “metabarcoding” o “sopa de diversidad”, que permite analizar gran cantidad de muestras de manera rápida. Este método, además de proporcionar información sobre la diversidad y composición de la comunidad de artrópodos, reduce el tiempo del análisis de datos y aporta información inaccesible por métodos tradicionales (Pérez López et al., 2019).

La restauración de la fauna y flora nativa en los paisajes productivos (generalmente utilizados para actividades agrícolas) es muy importante, ya que los hábitats nativos dentro de estos, brindan numerosos beneficios. Estos regulan la salud del suelo, agua y el aire; previenen inundaciones, reducen la erosión del suelo, mejoran su actividad biológica y disponibilidad de nutrientes; promueven la polinización y el control biológico de plagas; regulan el clima, entre otros beneficios. El primer paso para el desarrollo de estrategias efectivas de conservación, es determinar el valor mínimo de hábitats a recuperar. De acuerdo a bibliografía científica, se debe restaurar al menos un 20% del área de hábitats nativos en los paisajes productivos que tienen más del 80% de su área transformada, sin embargo, este valor debe adaptarse a los diferentes contextos y los resultados deben monitorearse y definirse de manera iterativa a través de manejos adaptativos (Garibaldi et al., 2021; Gómez Carella y Garibaldi, 2021).

Además, conservando este porcentaje de hábitats nativos en paisajes productivos, puede complementar el trabajo que se lleva adelante en las áreas protegidas e incrementar su efectividad+ al formar corredores biológicos que interconectan poblaciones silvestres (Gómez Carella y Garibaldi, 2021).

4. REFERENCIAS

- Aguilera Garramuño, E. (2006). Perspectivas de la ecología del paisaje en entomología aplicada. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 7(1), 54-60. https://doi.org/10.21930/rcta.vol7_numenera1_art:59
- Acalá Herrera, R. (2019). Efecto de los hábitats seminaturales del olivar sobre la biología de la familia Chrysopidae (Insecta: Neuroptera). [Tesis Doctoral, Universidad de Granada, España]. <https://digibug.ugr.es/bitstream/handle/10481/56210/68013.pdf?sequence=3&isAllowed=y>
- Alvarado López F. M., y Osorio Kattan F. J. (2020). *Coleópteros necrófagos, coprófagos y frugívoros en la cordillera El Merendón, Honduras* [Tesis de Grado, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras]. <https://bdigital.zamorano.edu/server/api/core/bitstreams/87d8a836-9b1b-4338-9491-9ec5782026cd/content>
- Álvarez, H. A. y Clemente Orta, G. (2023). Ecología del movimiento de artrópodos y el control biológico: desde el laboratorio hasta el paisaje. *Ecosistemas: Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente*, 32(2), 2500. <https://doi.org/10.7818/ecos.2500>
- Apablaza, J. U. y Urra F. (2010). Introducción a la Entomología General y Agrícola. *Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile*. 405 pp.
- Arbea, J. I. y Blasco Zumeta, J. (2001). Ecología de los colémbolos (Hexapoda, Collembola) en los Monegros (Zaragoza, España). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 28, 35-48. <http://sea-entomologia.org/aracnet/7/03ecolembolos/index.htm>
- Armenteras D, Vargas O. (2016). Patrones del paisaje y escenarios de restauración: acercando escalas. *Acta biológica Colombiana*, 21(1), 229-239. <https://www.redalyc.org/pdf/3190/319049262003.pdf>
- Bellinger, P. F., Christiansen, K. A., Janssens, F. (2003). Checklist of the Collembola: Families. Department of Biology. University of Antwerp (RUCA). Antwerp, Belgium. <https://www.collembola.org/taxa/collembo.htm>
- Bernava, V., Trentini, C., Gómez Pamies, D., Bardelás, A. y Campanello, P. (2015). Efecto de las prácticas silviculturales sobre la composición de la vegetación y los colémbolos (Hexapoda: Collembola) en plantaciones de *Pinus taeda* en la provincia de Misiones, Argentina. https://www.researchgate.net/publication/281849398_Efecto_de_las_practicas_silviculturales_sobre_la_composicion_de_la_vegetacion_y_los_colembolos_Hexap

oda_Collembola_en_plantaciones_de_Pinus_taeda_en_la_provincia_de_Misiones_Argentina

- Bramardi, S. (2007). Métodos Multivariados. *Apunte de Cátedra. Maestría en Estadística Aplicada*. Universidad Nacional del Comahue.
- Cabrera, A. L. (1971). Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, Volumen XIV, No 1-2. http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/repositorio/_documentos/sipcyt/bfa003895.pdf
- Cabrera Mireles, H., Murillo Cuevas, F. D., Villanueva Jiménez, J. A., y Adame García, J. (2019). Oribátidos, colémbolos y hormigas como indicadores de perturbación del suelo en sistemas de producción agrícola. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 6(17), 231–241. <https://doi.org/10.19136/era.a6n17.2011>
- Cassagne, N., Gers, C., y Gauquelin, cT. (2003). Relationships between Collembola, soil chemistry and humus types in forest stands (France). *Biology and Fertility of Soils*, 37(6), 355–361. <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0610-9>
- Castelo, M. K., y Capurro, A. F. (2000). Especificidad y denso-dependencia inversa en parasitoides con oviposición fuera del hospedador: el caso de Mallophora ruficauda (Diptera: Asilidae) en la Pampa Argentina. *Ecología Austral*, 10, 89-101. https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/ecologiaaustral/ecologiaaustral_v010_n01_p089.pdf
- Cava, M. B. (2013). *Efecto de la heterogeneidad del hábitat sobre las comunidades de artrópodos en bosques de Chaco, Selva Paranaense y de la Isla Apipé Grande en la provincia de Corrientes, Argentina* [Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata]. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/33074>
- Cheli, G., Corley, J., Bruzzone, O., Brío, M., Martínez, F., Martínez R. N. y Ríos, I. (2010). The Ground-Dwelling Arthropod Community of Península Valdés in Patagonia, Argentina. *Journal of insect science* 10: 50. <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10841-018-0062-z>
- Claps, L.E., Debandi G. y Roig Juñent S. (2020). *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos volumen 2*. Editorial Sociedad Entomológica Argentina, Mendoza. https://www.researchgate.net/publication/287332333_Biodiversidad_de_artropodos_argentinos_vol_2
- Colwell, R. K. (2009). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2.
- Conticello, L. y Bustamante, A. (2000). Relevamiento vegetacional de especies asociadas a las actividades productivas del Alto Valle de Río Negro y Neuquén. *Revista de la*

Facultad de Agronomía, La Plata, 104 (2), 163-170.
<http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/15663>

- Cordero Veas, A. A. (2008). *Composición de los gremios de artrópodos en sistemas vegetales monoespecíficos y poliespecíficos de trébol blanco (*Trifolium repens* L.) y ballica italiana (*Lolium multiflorum* Lam.)* [Tesis de grado, Universidad Austral de Chile]. <http://cybertesis.uach.cl/tesis/uach/2008/fac794c/sources/fac794c.pdf>
- Correa, J.J., Volante, J. y Seghezzi L. (2012). Análisis de la Fragmentación y la Estructura del Paisaje en Bosques Nativos del Norte Argentino. *Asociación Argentina de Energía Solar; Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 16, 97-103. https://www.researchgate.net/publication/260555156_Analisis_de_la_fragmentacion_y_la_estructura_del_paisaje_en_bosques_nativos_del_Norte_Argentino
- Culik, M. P., de Souza, J. L. y Ventura, J. A. (2002). Biodiversity of Collembola in tropical agricultural environments of Espirito Santo, Brazil. *Applied Soil Ecology: A Section of Agriculture, Ecosystems & Environment*, 21(1), 49–58. [https://doi.org/10.1016/s0929-1393\(02\)00048-3](https://doi.org/10.1016/s0929-1393(02)00048-3)
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., González L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Diez, F. (2017). Biodiversidad y conservación de Hemiptera: Heteroptera terrestres (Insecta) en el cono sur, Argentina. [Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata]. https://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/61244/Documento_completo.pdf?sequence=1
- Flores, G. E., Lagos, S. J., y Roig Juñent, S. (2004). Artrópodos epígeos que viven bajo la copa del algarrobo (*Prosopis flexuosa*) en la Reserva Telteca (Mendoza, Argentina). *Multequina, Latin American Journal of Natural Resources*, 13, 71-90. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/107945>
- Fuster, A. A.(2006). *Hormigas (Hymenoptera: Formicidae), indicadoras de perturbación en un ecosistema forestal, en el Chaco Semiárido Argentino*. [Tesis de Grado, Universidad Nacional de Santiago del Estero]. <https://fcf.unse.edu.ar/wp-content/uploads/2014/07/Trabajo-final-Andrea-Fuster.pdf>
- Galetto, L., Aguilar, R., Musicante, M., Astegiano, J., Ferreras, A., Jausoro, M., Torres, C., Ashworth, L. y Eynard, C. (2007). Fragmentación de hábitat, riqueza de polinizadores y reproducción de plantas nativas en el Bosque Chaqueño de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 17 (1). https://www.researchgate.net/publication/262673785_Fragmentacion_de_habitat_

riqueza_de_polinizadores_y_reproduccion_de_plantas_nativas_en_el_Bosque_Ch
aqueno_de_Cordoba_Argentina

- Galicia, L., y Rodríguez Bustos, L. (2016). Local causes of landscape transformation in a mountainous region in central Mexico. *Acta universitaria*, 26(6), 83–94. <https://doi.org/10.15174/au.2016.1168>
- García, D. (2011). Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas: Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente*, 20 (2–3). <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/18>
- Garibaldi, L. A., Oddi, F. J., Miguez, F. E., Bartomeus, I., Orr, M. C., Jobbágy, E. G., Kremen, C., Schulte, L. A., Hughes, A. C., Bagnato, C., Abramson, G., Bridgewater, P., Carella, D. G., Díaz, S., Dicks, L. V., Ellis, E. C., Goldenberg, M., Huaylla, C. A., Kuperman, M., Locke H., Mehrabi Z., Santibañez F. y Zhu C. D. (2021). Working landscapes need at least 20% native habitat. *Conservation Letters*, 14 (2). <https://doi.org/10.1111/conl.12773>
- Gliessman, S. R., Rosado May, F. J., Guadarrama Zugasti, C., Jedlicka, J., Cohn, A., Méndez, V. E., Cohen, R., Trujillo, L., Bacon, C., y Jaffe, R. (2007). Agroecología: promoviendo una transición hacia la sostenibilidad. *Ecosistemas: Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente*, 16(1). <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/134>
- Gómez Carella D. S. y Garibaldi L. A. (2021). Necesitamos recuperar un 20% de Hábitats Nativos para producir mejor. *Revista Agropost – CPIA*, 176. <http://www.cpia.org.ar/agropost/nota/125>
- González, E.; Salvo, A. y Valladares, G. (2011). Artrópodos fitófagos y entomófagos asociados a la vegetación responden diferencialmente a la fragmentación del Chaco Serrano. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes*, 2 (2), 48-55. <https://www.yumpu.com/es/document/view/14167649/artropodos-fitofagos-y-entomofagos-asociados-a-la-vegetacion->
- González, E. V., Heredia, J. F., Cichón, L., Fernández, D. y Garrido, S. (2011). Crisópidos (Insecta: Neuroptera) asociados a frutales de pepita en el Alto Valle de Río Negro y Neuquén (región Patagonia Norte Argentina). *Horticultura Argentina*, 30 (73), 5-8. <https://www.horticulturaar.com.ar/es/articulos/crisopidos-insecta-neuroptera-asociados-a-frutales-de-pepita-en-el-alto-valle-de-rio-negro-y-neuquen-region-patagonia-norte-argentina.html>
- Graves, J. L., Toolson, E. C., Jeong, C., Vu, L. N. y Rose, M. R. (1992). Desiccation, Flight, Glycogen, and Postponed Senescence in *Drosophila melanogaster*. *Physiological zoology*, 65 (2), 268–286. <http://www.jstor.org/stable/30158253>

- Griffon, D., Alfonzo, D. y Hernandez, M. J. (2010). Sobre el carácter multifuncional de la Agroecología: El manejo de la matriz agrícola y la conservación de especies silvestres como sistemas metapoblacionales. *Agroecología*, 5, 23–31. <https://revistas.um.es/agroecologia/article/view/160531>
- Guillade, A. C. (2013). *Control biológico de hormigas cortadoras de hoja (FORMICIDAE: ATTINI) mediante parasitoides (DIPTERA: PHORIDAE)* [Tesis doctoral, Universidad Nacional de Quilmes, Bernal, Argentina]. <http://ridaa.unq.edu.ar/handle/20.500.11807/412>
- Gullan P. J. y Cranston P. S. (1994). *The insects: an outline of entomology (4ª ed.)*. Wiley Blackwell. https://posgrado.agro.unlp.edu.ar/pluginfile.php/84424/mod_resource/content/1/The%20insects2010.pdf
- Gurrutxaga San Vicente, M. y Lozano Valencia, P. J. (2008). Ecología del Paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios Geográficos*, 1 (265), 519–543. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.0427>
- Harvey, C. A. y Sáenz Mendez, J. C. (2007). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Editorial INBio. https://www.researchgate.net/publication/325021994_Evaluacion_y_conservacion_de_biodiversidad_en_paisajes_fragmentados_de_Mesoamerica
- Herrera, J. M. (2011). El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas: Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente*, 20 (2–3). <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/20>
- Herzon, I. y O'Hara, R. B. (2007). Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1-4), 297-306. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.030>
- Jofré, M. L., Noemí, H. I., Neira, O. P., Saavedra, U. T. y Díaz, L. C. (2009). Animal mites transmissible to humans and associated zoonosis. *Revista Chilena de Infectología: Órgano Oficial de La Sociedad Chilena de Infectología*, 26 (3), 248-257. <https://doi.org/10.4067/s0716-10182009000400008>
- Landini, F. P., Beramendi, M. R. (2020). ¿Agroecología o agricultura convencional moderna? Posicionamientos de extensionistas rurales argentinos; Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 46 (3), 352-361. <http://hdl.handle.net/11336/132482>

- Lescano, M. N., Elizalde, I., Werenkraut, V., Pirk, G. I. y Flores, G. E. (2017). Ant and tenebrionid beetle assemblages in arid lands: Their associations with vegetation types in the Patagonian steppe. *Journal of Arid Environments* 138, 51-57. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.12.002>
- Margalef, R. (1972). Homage to Evelyn Hutchinson, or why there is an upper limit to diversity. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences*, 44, 211–235.
- Martínez, F. J. (2018). *Ensamblajes de artrópodos asociados a arbustos nativos del noreste de la Patagonia: su relación con la complejidad estructural de la vegetación y el pastoreo ovino* [Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata, Buenos Aires, Argentina]. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/66704>
- Matteucci, S. D. (2006). Ecología de Paisajes: Filosofía, Conceptos y Métodos. Crecimiento urbano y sus consecuencias sobre el entorno rural. El caso de la ecorregión pampeana. *Orientación Gráfica*, 1-12. https://www.researchgate.net/publication/286929662_ECOLOGIA_DE_PAISAJES_FILOSOFIA_CONCEPTOS_Y_METODOS
- Medan, D. (2008). *Insectos polinizadores: diversidad global e importancia local de la polinización entomófila*. Biodiversidad de los Artrópodos Argentinos, vol. 2. Capítulo: Insectos polinizadores: diversidad global e importancia local de la polinización entomófila. Editorial: Sociedad Entomológica Argentina Ediciones. https://www.researchgate.net/publication/287982620_Insectos_polinizadores_diversidad_global_e_importancia_local_de_la_polinizacion_entomofila_Pollinating_insects_global_diversity_and_local_importance_of_entomophilous_pollination
- Medrano Meraz, M. D., Hernández, F. J., Corral Rivas, S., y Nájera Luna, J. A. (2017). Diversidad arbórea a diferentes niveles de altitud en la región de El Salto, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8 (40), 57-68. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v40n1.67362>
- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. *M&T-Manuales y Tesis SEA*, 1, 84. <http://entomologia.rediris.es/sea/manytas/metodos.pdf>
- Morlans, M.C. (2005). *Introducción a la Ecología del Paisaje*. Editorial Científica Universitaria. <https://www.studocu.com/es-mx/document/universidad-de-guadalajara/salud-ambiental/introduccion-a-la-ecologia-del-paisaje-concepto-de-paisaje-y-sus-componentes/24803488>
- Nadal, M. F., Achitte Schmutzler, H. C., Zanone, I., Gonzalez, P. Y. y Avalos, G. (2018). Diversidad estacional de arañas en una reserva natural del Espinal en Corrientes, Argentina. *Caldasia*, 40 (1), 129-143. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v40n1.67362>

- Palacios Vargas, J. G. (2003). Los microartrópodos (Collembola) de la selva tropical húmeda. In: Álvarez Sánchez J. y Naranjo García E. (Eds.). *Ecología del suelo en la selva tropical húmeda de México*. Instituto de Ecología, A. C., Instituto de Biología y Facultad de Ciencias, UNAM. Xalapa, México, D.F. 217–225. https://www.researchgate.net/profile/Jose-Palacios-Vargas/publication/283569656_Collembola_from_Mexican_tropical_rain_forest/inks/563fa88208aec6f17ddb81d9/Collembola-from-Mexican-tropical-rain-forest.pdf
- Pantoja, A., Smith Pardo, A., García, A., Sáenz, A. y Rojas Fancy (2014). *Principios y avances sobre la polinización como servicio ambiental para la agricultura sostenible en países de Latinoamérica y el Caribe*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura - FAO, Santiago, Chile, 2014. <http://hdl.handle.net/11438/8804>
- Paoletti, M. G., Pimentel, D., Stinner, B. R. y Stinner, D. (1992). Biodiversidad de los agroecosistemas: vinculación de la biología de la producción y la conservación. *Agricultura, ecosistemas y medio ambiente*, 40 (1–4), 3–23. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(92\)90080-u](https://doi.org/10.1016/0167-8809(92)90080-u)
- Parsons, P. A. (1979). Resistance of the Sibling Species *Drosophila melanogaster* and *Drosophila simulans* to High Temperatures in Relation to Humidity: Evolutionary Implications. *Evolution; international journal of organic evolution*, 33 (1), 131. <https://doi.org/10.2307/2407371>
- Pérez Hernández, C. X., Hernández Robles, D. R., Corona López, A. M., Toledo Hernández, V. H. y del-Val, E. (2021). Base de datos de las interacciones planta-Buprestidae (Coleoptera) en México. *Ecosistemas*, 30 (3), 2282-2282. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2282>
- Pérez López, J., Vázquez Barrios, V., Vega, M., Rodríguez, P., Arroyo Lambaer, D., Alavez, V. y Wegier, A. (2019). *Sopas de diversidad para el análisis y monitoreo de artropofauna en ambientes antropizados*. Antropización: Primer Análisis Integral. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología - Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. <http://www.ibiologia.unam.mx/barra/publicaciones/Antropi-5.pdf>
- Pesquero, M. A., Campiolo, S., y Fowler, H. G. (1993). Phorids (Diptera, Phoridae) associated with mating swarms of *Solenopsis saevissima* (Hymenoptera, Formicidae). *The Florida Entomologist*, 1 (76), 179-181. <https://repositorio.unesp.br/items/f948ca62-ff58-4933-b59f-b3ab0f31de3b>
- Potapov, A. M., Guerra, C. A., van den Hoogen, J., Babenko, A., Bellini, B. C., Berg, M. P., Chown, S. L., Deharveng, L., Kováč, L., Kuznetsova, N. A., Ponge, J. F.,

- Potapov, M. B., Russell, D. J., Alexandre, D., Alatalo, J. M., Arbea, J. I., Bandyopadhyaya, I., Bernava, V., Bokhorst, S., et al. (2023). Globally invariant metabolism but density-diversity mismatch in springtails. *Nature Communications*, 14 (1), 674. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-36216-6>
- Renault, D. y Coray, Y. (2004). Water loss of male and female *Alphitobius diaperinus* (Coleoptera: Tenebrionidae) maintained under dry condition. *European journal of entomology*, 101 (3), 491-494. doi:10.14411/eje.2004.069
- Rial, J. B. (2018). *Artropofauna de sistemas hortícolas periurbano y rural en cultivos de tomate (Lycopersicum esculentum Mill.) en el Alto Valle del Río Negro y Neuquén*. [Tesis de Grado, Universidad Nacional del Comahue, Neuquén, Argentina]. <http://rdi.uncoma.edu.ar/handle/uncomaid/10131>
- Rivarola Gaona, J.A. (2017). *Evolución de la Estructura Espacial del Paisaje de la Ecorregión del Pantanal, Región Occidental, Paraguay, Período 1987 - 2016* [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Asunción, San Lorenzo, Paraguay]. <https://www.conacyt.gov.py/sites/default/files/TESIS%20JUAN%20RIVAROLA.pdf>
- Roig-Juñent, S. A., y Claver, S. (1999). The entomofauna from the monte and its conservation in natural protected areas. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 58 (1-2), 117-127. <https://www.biotaxa.org/RSEA/article/view/32693>
- Sabatino, C. M., Rovere, A., Bran, D., y Farina, J. (2018). *Especies claves para la restauración de las interacciones planta-polinizador en un área degradada de la estepa patagónica. Restauración Ecológica en La Diagonal Árida de la Argentina*. Editorial Eduardo Enrique Martínez Carretero. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/103614>
- Sandler, R. V., Falco, L. B., Di Ciocco, C. A., Castro Huerta, R., y Coviella, C. E. (2018). Change of collembolan (Hexapoda: Collembola) community structure related to anthropic soil disturbance. *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias*, 50 (1), 217-231. <https://bdigital.uncu.edu.ar/10844>
- Santos, T., y Tellería, J. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas: Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente*, 15 (2). <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/180>
- Socarrás, A. (2013). Mesofauna edáfica: indicador biológico de la calidad del suelo. *Pastos y Forrajes*, 36 (1), 5-13. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0864-03942013000100001&lng=es&tlng=es

- Tusell, F. (2016). Análisis Multivariante. <http://www.et.bs.ehu.es/~etptupaf/nuevo/ficheros/estad4/multi.pdf>
- Uribe Hernández, R., Juárez Méndez, C. H., Montes de Oca, M. A., Palacios Vargas, J. G., Cutz Pool, L. y Mejía Recarmier, B. E. (2010). Colémbolos (Hexapoda) como bioindicadores de la calidad de suelos contaminados con hidrocarburos en el sureste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81 (1), 153-162. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-34532010000100020&lng=es&tlng=es
- Vandermeer, J. y Perfecto, I. (2007). The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 21 (1), 274–277. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00582.x>
- Vargas, C. E. y San Martín S. M. (2016). Agroecología vs Agricultura Convencional en La Quebrada de Huamahuaca. *Actas Científicas Congreso Internacional de Geografía*, 77, 253-266. https://www.gaea.org.ar/ACTAS/VARGAS_Corina_SAN_MARTIN_Silvina.pdf
- Vila Subiros, J., Varga, D., Llausás, P. y Ribas A. (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje: una interpretación desde la geografía. *Documento Analítico Geográfico*, 48, 151-166. https://www.researchgate.net/publication/39107731_Conceptos_y_metodos_fundamentales_en_ecologia_del_paisaje_landscape_ecology_Una_interpretacion_desde_la_geografia
- Westcott, R.L. y La Rue, D. (2017). New anthophilous host associations for adult *Acmaeodera* Eschscholtz, 1829 (Coleoptera: Buprestidae) species from the western United States and Texas. *Insecta Mundi* 0564, 1-8. <https://digitalcommons.unl.edu/insectamundi/1072/>
- Woltz, J. M., Isaacs, R., y Landis, D. A. (2012). Landscape structure and habitat management differentially influence insect natural enemies in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 152, 40– 49. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.008>
- Zumbado Arrieta, M. y Azofeifa Jiménez, D. (2018). *Insectos de Importancia Agrícola. Guía Básica de Entomología. Heredia, Costa Rica*. Programa Nacional de Agricultura Orgánica (PNAO). <https://copa.acguanacaste.ac.cr/handle/11606/514?show=full>

5. ANEXOS

Orden	Gremio	Familia	Especie	Morfoespecies	Invierno				Primavera				Verano				Otoño			
					M. Frutal		M. Nativo		M. Frutal		M. Nativo		M. Frutal		M. Nativo		M. Frutal		M. Nativo	
					Epig.	Epif.														
Isopoda	Detritívoro	Armadillidiidae	Armadillidium vulgare	Sp. 1	0	-	0	-	10	0	0	0	47	0	0	0	52	0	0	0
Acari (Prostigmata)	Hematófago	Ixodidae		Sp. 2	0	-	0	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Anystidae		Sp. 3	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Stigmaeidae		Sp. 4	0	-	1	-	0	0	6	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	Zoófago depredador	Erythraeidae	Erythraeus sp.	Sp. 5	0	-	6	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Erythraeidae	Erythraeus sp.	Sp. 6	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Erythraeidae		Sp. 7	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Erythraeidae	Erythraeus sp.	Sp. 8	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Erythraeidae		Sp. 9	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Erythraeidae		Sp. 10	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Erythraeidae	Balaustium sp.	Sp.11	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Laelapidae		Sp. 12	0	-	4	-	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Erythraeidae	Erythraeus sp.	Sp.13	0	-	0	-	2	0	0	0	19	0	1	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Erythraeidae		Sp. 14	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Erythraeidae	Erythraeus sp.	Sp. 15	0	-	0	-	8	0	22	0	44	19	33	0	11	0	1	0
	Zoófago depredador	Erythraeidae		Sp. 16	0	-	11	-	0	0	0	0	3	0	11	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Bdellidae		Sp. 17	3	-	0	-	3	0	0	0	3	0	2	0	3	2	0	0
	Zoófago depredador	Erythraeidae	Balaustium sp.	Sp. 18	0	-	0	-	10	0	0	0	33	0	4	0	2	0	0	0
	Zoófago depredador	Erythraeidae	Balaustium sp.	Sp.19	0	-	0	-	2	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Bdellidae		Sp. 20	0	-	6	-	4	0	5	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	Zoófago depredador	Bdellidae		Sp. 21	0	-	4	-	1	1	1	0	5	0	0	3	0	0	0	0

	Zoófago depredador	Bdellidae	Erythraeus sp.	Sp. 22	0	-	1	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Bdellidae		Sp. 23	1	-	0	-	1	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0
Acari (Mesostigmata)	Zoófago depredador	Laelapidae		Sp. 24	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador			Sp. 25	0	-	0	-	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Phytoseidae		Sp. 26	0	-	0	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Laelapidae		Sp. 27	2	-	0	-	5	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Acari (Oribatida)	Detritívoro			Sp. 28	0	-	0	-	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Detritívoro			Sp. 29	0	-	0	-	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
	Detritívoro			Sp. 30	3	-	2	-	318	0	0	0	42	0	4	1	14	0	1	0
Araneae	Zoófago depredador	Corinnidae		Sp. 31	0	-	0	-	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Corinnidae		Sp. 32	0	-	0	-	0	0	0	0	3	0	15	0	2	0	0	0
	Zoófago depredador	Lycosidae		Sp. 33	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Zoófago depredador			Sp. 34	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Linyphiidae		Sp. 35	7	-	1	-	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Tetragnarhidae		Sp. 36	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador			Sp. 37	0	-	0	-	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Tetragnarhidae		Sp. 38	0	-	6	-	0	0	11	0	0	0	2	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Lycosidae		Sp. 39	4	-	1	-	11	0	24	0	31	0	24	0	11	0	8	0
	Zoófago depredador	Lycosidae		Sp. 40	0	-	0	-	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	3	0
	Zoófago depredador	Lycosidae		Sp. 41	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Filistatidae		Sp. 42	0	-	0	-	4	0	6	2	3	0	7	0	1	0	1	0
	Zoófago depredador			Sp. 43	0	-	0	-	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Lycosidae		Sp. 44	0	-	1	-	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador			Sp. 45	0	-	5	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Lycosidae		Sp. 46	0	-	3	-	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Zoófago depredador	Lycosidae		Sp. 47	2	-	0	-	34	0	0	0	5	0	2	0	0	0	0	0
Zoófago depredador	Philodromidae		Sp. 48	0	-	0	-	0	0	0	0	28	0	2	0	0	0	0	0	
Zoófago depredador	Anyphaenidae		Sp. 49	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	

Detritívoro	Trogossitidae		Sp. 78	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zoófago depredador	Carabidae		Sp. 79	0	-	0	-	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Detritívoro			Sp. 80	2	-	0	-	9	0	29	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Omnívoro	Anthicidae		Sp. 81	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Fitófago	Bostrychidae		Sp. 82	0	-	0	-	23	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0
Fitófago	Curculionidae		Sp. 83	1	-	0	-	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Depredador	Carabidae		Sp. 84	1	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fitófago	Curculionidae	Listroderes costirostris	Sp. 85	0	-	27	-	0	0	120	0	0	0	9	0	0	0	6	0
Fitófago	Curculionidae		Sp. 86	3	-	0	-	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Fitófago	Curculionidae		Sp. 87	0	-	0	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fitófago	Curculionidae	Listroderes listronotus	Sp. 88	2	-	0	-	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Detritívoro	Tenebrionidae		Sp. 89	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Detritívoro	Latridiidae		Sp. 90	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Detritívoro	Nitidulidae		Sp. 91	0	-	1	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Detritívoro	Nitidulidae	Cryptarcha sp	Sp. 92	2	-	0	-	21	0	0	0	27	0	0	0	32	0	0	0
Detritívoro	Nitidulidae		Sp. 93	0	-	0	-	0	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0
Frugívoro	Leiodidae		Sp. 94	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Polífago	Latridiidae		Sp. 95	0	-	1	-	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0
Zoófago depredador	Histeridae		Sp.96	1	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Depredador	Carabidae		Sp.97	0	-	2	-	10	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Depredador	Carabidae		Sp.98	0	-	1	-	4	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Frugívoro			Sp.99	0	-	0	-	0	0	24	3	1	0	6	0	0	0	0	0
Frugívoro	Leiodidae		Sp.100	0	-	0	-	4	0	55	0	0	0	68	0	1	0	0	0
Detritívoro	Scarabaeidae		Sp.101	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Omnívoro	Anthicidae		Sp.102	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Omnívoro	Anthicidae		Sp.103	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zoófago depredador	Carabidae		Sp.104	0	-	4	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zoófago depredador	Carabidae		Sp.105	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Omnívoro	Anthicidae		Sp.106	0	-	0	-	0	0	9	0	0	0	5	0	2	1	0	0
Omnívoro	Latridiidae		Sp.107	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Detritívoro	Tenebrionidae		Sp.108	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0

Parasitoide	Braconidae		Sp.138	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
Parasitoide	Braconidae		Sp.139	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Braconidae		Sp.140	0	-	0	-	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Braconidae		Sp.141	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Parasitoide	Braconidae		Sp.142	0	-	0	-	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Braconidae		Sp.143	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Parasitoide	Bethylidae		Sp.144	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
Parasitoide	Bethylidae		Sp.145	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Parasitoide	Mymaridae		Sp.146	0	-	0	-	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Trichogrammatidae	Trichogrammatidae aphelinoidea sp	Sp.147	0	-	1	-	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
Parasitoide	Trichogrammatidae	Trichogramma sp	Sp.148	1	-	2	-	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Platygastridae		Sp.149	0	-	0	-	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Eurytomidae		Sp.150	0	-	0	-	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Encyrtidae		Sp.151	0	-	0	-	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
	Platygastridae		Sp.152	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Parasitoide	Scelionidae		Sp.153	0	-	0	-	8	0	5	0	26	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Pteromalidae		Sp.154	0	-	2	-	0	0	5	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Parasitoide	Pteromatidae		Sp.155	0	-	0	-	0	0	10	0	1	0	1	0	1	0	1	0
Parasitoide	Pteromatidae		Sp.156	0	-	0	-	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Pteromalidae		Sp.157	0	-	2	-	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	1	0
Parasitoide	Pteromalidae		Sp.158	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Parasitoide	Pteromalidae		Sp.159	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Parasitoide	Platygastridae		Sp.160	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Pteromalidae		Sp.161	0	-	0	-	2	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Ceraphronidae		Sp.162	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Parasitoide	Platygastridae		Sp.163	0	-	0	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Platygastridae		Sp.164	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Parasitoide			Sp.165	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Parasitoide			Sp.166	0	-	0	-	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0

Parasitoide	Platygastridae		Sp.167	0	-	0	-	0	0	0	0	2	1	0	0	2	0	0	0
Parasitoide	Platygastridae		Sp.168	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Parasitoide	Eulophidae		Sp.169	0	-	5	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Eulophidae		Sp.170	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Eulophidae		Sp.171	0	-	0	-	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Eulophidae		Sp.172	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Eulophidae		Sp.173	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Parasitoide	Eulophidae		Sp.174	0	-	0	-	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Eulophidae		Sp.175	0	-	0	-	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Eupelmidae		Sp.176	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Parasitoide	Encyrtidae		Sp.177	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Parasitoide	Encyrtidae		Sp.178	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Parasitoide	Encyrtidae		Sp.179	0	-	1	-	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Encyrtidae		Sp.180	0	-	0	-	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Encyrtidae		Sp.181	0	-	0	-	0	0	4	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Parasitoide	Encyrtidae		Sp.182	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Scelionidae		Sp.183	0	-	0	-	0	0	2	0	12	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Pteromalidae		Sp.184	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Parasitoide	Dryinidae		Sp.185	0	-	1	-	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Dryinidae		Sp.186	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Diapriidae		Sp.187	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Diapriidae		Sp.188	0	-	0	-	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Diapriidae		Sp.189	0	-	2	-	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Ceraphronidae		Sp.190	1	-	1	-	1	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Parasitoide	Ceraphronidae		Sp.191	0	-	0	-	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Cynipoidae		Sp.192	0	-	0	-	5	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0
Parasitoide	Cynipoidae		Sp.193	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Cynipidae		Sp.194	0	-	0	-	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Bethylidae		Sp.195	0	-	1	-	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Parasitoide	Chalcididae		Sp.196	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0

Parasitoide	Aphelinidae	Aphelinidae encarsia	Sp.197	0	-	0	-	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Aphelinidae		Sp.198	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
Parasitoide	Aphelinidae		Sp.199	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Aphelinidae		Sp.200	0	-	3	-	0	0	11	0	0	0	1	0	0	0	0
Parasitoide	Eulophidae		Sp.201	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Parasitoide	Eulophidae		Sp.202	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Parasitoide	Eulophidae		Sp.203	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Trichogrammatidae		Sp.204	0	-	0	-	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Trichogrammatidae		Sp.205	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Pteromalidae		Sp.206	0	-	0	-	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Aphelinidae		Sp.207	0	-	0	-	1	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0
Parasitoide	Diapriidae		Sp.208	0	-	1	-	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0
Parasitoide	Pteromalidae		Sp.209	0	-	1	-	0	0	1	0	1	0	13	0	0	0	6
Parasitoide			Sp.210	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Depredador	Sphecidae		Sp.211	0	-	0	-	0	0	4	0	0	0	1	0	0	0	0
Depredador	Sphecidae		Sp.212	0	-	0	-	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Omnívoro	Formicidae		Sp.213	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0
Depredador	Sphecidae		Sp.214	0	-	1	-	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	2
Depredador	Vespidae		Sp.215	0	-	0	-	3	0	2	0	15	0	9	0	0	0	2
Visitante floral/Polinizador	Apidae		Sp.216	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Depredador	Pompilidae		Sp.217	0	-	0	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parasitoide	Ichneumonidae		Sp.218	0	-	0	-	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Parasitoide	Braconidae		Sp.219	0	-	0	-	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Depredador	Vespidae		Sp.220	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Depredador	Vespidae		Sp.221	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Depredador	Sphecidae		Sp.222	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Depredador	Crabronidae		Sp.223	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Visitante floral/Polinizador	Halictidae		Sp.224	1	-	0	-	7	0	13	0	21	0	48	0	1	0	3
Visitante floral/Polinizador	Halictidae		Sp.225	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Visitante floral/Polinizador	Halictidae	Augochloropsis sp.	Sp.226	1	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Visitante floral/Polinizador	Halictidae		Sp.227	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Visitante floral/Polinizador	Andrenidae		Sp.228	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Depredador	Crabronidae		Sp.229	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Depredador	Pompilidae		Sp.230	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	7	0	0	0	0	0
Parasitoide	Platygastridae		Sp.231	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Visitante floral/Polinizador	Andrenidae		Sp.232	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Depredador	Sphecidae		Sp.233	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	8	0	0	0	0	0
Visitante floral/Polinizador	Andrenidae		Sp.234	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Depredador	Pompilidae		Sp.235	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Visitante floral/Polinizador	Tenthredinidae		Sp.236	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Visitante floral/Polinizador	Apidae		Sp.237	0	-	0	-	0	0	7	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Depredador	Crabronidae		Sp.238	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0
Visitante floral/Polinizador	Apidae		Sp.239	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Visitante floral/Polinizador	Apidae		Sp.240	0	-	0	-	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Omnívoro	Formicidae		Sp.241	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Omnívoro	Formicidae		Sp.242	0	-	24	-	0	0	12	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Omnívoro	Formicidae		Sp.243	5	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Omnívoro	Formicidae		Sp.244	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Omnívoro	Formicidae		Sp.245	0	-	4	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Omnívoro	Formicidae	Solenopsis richiteri	Sp.246	0	-	0	-	9	0	249	0	0	0	251	0	0	0	0	0
Omnívoro	Formicidae	Dorymyrmex sp.	Sp.247	0	-	4	-	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Omnívoro	Formicidae		Sp.248	0	-	2	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Omnívoro	Formicidae		Sp.249	0	-	0	-	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Omnívoro	Formicidae		Sp.250	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Omnívoro	Formicidae	Acromyrmex sp.	Sp.251	0	-	2	-	0	0	236	1	0	0	224	0	0	0	0	0
Omnívoro	Formicidae		Sp.252	0	-	0	-	0	0	33	0	3	0	57	0	0	0	7	0

	Omnívoro	Formicidae		Sp.253	0	-	0	-	0	0	6	0	0	0	7	0	0	0	47	0
	Omnívoro	Formicidae		Sp.254	0	-	0	-	0	0	5	0	1	0	10	0	0	0	0	0
	Omnívoro	Formicidae		Sp.255	0	-	0	-	0	0	67	2	0	0	106	0	0	0	26	0
	Omnívoro	Formicidae		Sp.256	0	-	0	-	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Omnívoro	Formicidae		Sp.257	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Omnívoro	Formicidae		Sp.258	0	-	1	-	0	0	9	0	0	0	2	0	0	0	11	0
	Omnívoro	Formicidae		Sp.259	0	-	54	-	0	0	594	0	1	0	928	1	0	0	124	0
	Omnívoro	Formicidae		Sp.260	0	-	3	-	0	0	216	2	0	0	164	2	0	0	9	0
	Omnívoro	Formicidae		Sp.261	0	-	0	-	0	0	10	0	0	0	25	0	0	0	1	0
	Omnívoro	Formicidae		Sp.262	0	-	2	-	0	0	59	0	0	0	50	0	0	0	6	0
	Omnívoro	Formicidae	Tapinoma sp.	Sp.263	0	-	2	-	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Omnívoro	Formicidae		Sp.264	0	-	8	-	0	0	1	0	0	0	4	0	0	0	1	0
	Omnívoro	Formicidae		Sp.265	0	-	2	-	0	0	3	0	0	0	64	0	0	0	0	0
	Omnívoro	Formicidae		Sp.266	0	-	0	-	0	0	1	0	0	1	13	0	0	0	0	0
Hemiptera	Fitófago	Lygaeidae	Nysius simulans	Sp.267	0	-	10	-	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
	Fitófago	Lygaeidae		Sp.268	0	-	1	-	5	2	2	0	6	131	22	0	0	0	8	0
		Geocoridae		Sp.269	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Fitófago	Lygaeidae		Sp.270	0	-	4	-	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fitófago			Sp.271	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	fitófagos - comedoras de raíces	Cynidae		Sp.272	0	-	0	-	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Depredador			Sp.273	0	-	0	-	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
	Depredador	Nabidae		Sp.274	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Depredador	Geocoridae		Sp.275	0	-	0	-	0	0	1	0	0	2	2	0	0	0	0	0
	Fitófago	Pentatomidae		Sp.276	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Fitófago	Lygaeidae		Sp.277	0	-	0	-	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
				Sp.278	0	-	0	-	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fitófago	Lygaeidae		Sp.279	0	-	0	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fitófago	Aphidae		Sp.280	0	-	2	-	21	1	1	0	16	43	2	1	10	32	1	34
	Fitófago	Aphidae		Sp.281	6	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fitófago	Cicadellidae		Sp.282	0	-	0	-	0	0	6	0	0	0	1	0	0	0	1	0
	Fitófago	Cicadellidae		Sp.283	0	-	0	-	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fitófago	Cicadellidae		Sp.284	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fitófago	Cicadellidae		Sp.285	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Fitófago	Cicadellidae		Sp.286	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	1	1
	Fitófago	Cicadellidae		Sp.287	0	-	0	-	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0	1	0

	Visitante floral/Polinizador	Noctuidae	Sp.326	0	-	0	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fitófago	Noctuidae	Sp.327	1	-	9	-	2	0	109	0	8	0	207	0	1	0	37	0
	Fitófago	Noctuidae	Sp.328	0	-	0	-	0	0	11	0	5	0	115	0	1	0	43	0
Diptera	Hematófago	Ceratopogonidae	Sp.329	0	-	14	-	2	0	5	0	0	0	2	0	4	0	14	0
	Hematófago	Culicidae	Sp.330	0	-	3	-	2	0	1	0	1	0	9	0	0	0	0	0
	Fitófago	Cecidomyiidae	Sp.331	0	-	0	-	4	0	2	0	12	3	14	1	6	0	3	0
	Hematófago	Culicidae	Sp.332	4	-	0	-	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0
	Hematófago	Ceratopogonidae	Sp.333	0	-	0	-	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
	Hematófago	Culicidae	Sp.334	1	-	1	-	4	2	1	0	1	7	4	0	3	3	3	3
		Chironimidae	Sp.335	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	5	0	2
	Hematófago	Ceratopogonidae	Sp.336	0	-	0	-	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Chironomidae	Sp.337	1	-	0	-	4	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
	Fitófago	Cecidomyiidae	Sp.338	0	-	1	-	2	0	3	0	3	0	4	1	1	0	1	0
	Fitófago	Cecidomyiidae	Sp.339	1	-	5	-	3	0	33	0	3	1	45	0	0	0	6	0
	Hematófago	Ceratopogonidae	Sp.340	6	-	62	-	6	0	40	0	11	0	7	0	1	1	1	0
	Fitófago	Cecidomyiidae	Sp.341	0	-	0	-	1	0	0	0	1	1	2	0	1	2	0	0
	Fitófago		Sp.342	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Fitófago	Cecidomyiidae	Sp.343	0	-	0	-	6	0	6	0	1	0	0	0	0	0	1	0
	Hematófago	Ceratopogonidae	Sp.344	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Hematófago	Culicidae	Sp.345	0	-	1	-	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
	Hematófago	Culicidae	Sp.346	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
	Omnívoro		Sp.347	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Omnívoro	Chloropidae	Sp.348	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Detritívoro	Fanniidae	Sp.349	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Fitófago	Lauxaniidae	Sp.350	2	-	3	-	1	0	2	0	2	0	1	0	0	0	0	0
	Fitófago	Lauxaniidae	Sp.351	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Detritívoro	Phoridae	Sp.352	7	-	43	-	48	0	289	1	33	3	115	0	4	0	31	0
	Detritívoro	Drosophilidae	Sp.353	0	-	0	-	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Detritívoro	Phoridae	Sp.354	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Detritívoro	Drosophilidae	Sp.355	0	-	0	-	3	0	1	0	5	0	4	0	0	0	0	0
	Detritívoro	Drosophilidae	Sp.356	0	-	0	-	56	1	0	0	27	11	0	0	58	3	4	0
	Detritívoro		Sp.357	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	5	0	0	0	0	0
	Visitante floral/Polinizador	Pipunculidae	Sp.358	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Fitófago	Agromyzidae	Sp.359	1	-	6	-	0	0	27	0	1	0	2	0	10	1	12	0	

Visitante floral/Polinizador	Bombyliidae	Sp.360	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Depredador	Tachinidae	Sp.361	0	-	18	-	2	0	248	0	4	0	354	0	0	0	82	0	0
Depredador	Dolichopodidae	Sp.362	0	-	23	-	5	0	86	0	7	51	74	0	9	2	85	0	0
Detritívoro	Asteiidae	Sp.363	0	-	0	-	0	0	6	0	1	5	11	0	2	1	0	0	0
Depredador	Tachinidae	Sp.364	2	-	8	-	1	0	4	0	4	5	15	0	0	0	2	0	0
Detritívoro	Asteiidae	Sp.365	0	-	0	-	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0
		Sp.366	0	-	0	-	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Depredador	Chamaemyiidae	Sp.367	0	-	4	-	0	0	17	0	1	0	6	0	4	1	34	0	0
Fitófago	Lauxaniidae	Sp.368	5	-	122	-	1	0	278	0	4	1	32	0	0	0	0	0	0
Fitófago	Lauxaniidae	Sp.369	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Detritívoro	Faniidae	Sp.370	0	-	1	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Detritívoro	Faniidae	Sp.371	8	-	36	-	4	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Sp.372	3	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hematófago	Ceratopogonidae	Sp.373	0	-	0	-	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Detritívoro	Calliphoridae	Sp.374	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Fitófago	Lauxaniidae	Sp.375	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Omnívoro	Muscidae	Sp.376	0	-	0	-	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Fitófago	Tephritidae	Sp.377	0	-	2	-	0	0	117	0	1	1	8	0	0	1	0	0	0
Detritívoro	Fanniidae	Sp.378	0	-	1	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Depredador	Assilidae	Sp.379	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Visitante floral/Polinizador	Cecidomyiidae	Sp.380	0	-	0	-	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0
Omnívoro		Sp.381	0	-	2	-	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fitófago	Anthomyiidae	Sp.382	0	-	6	-	1	0	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
		Sp.383	1	-	0	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Fitófago		Sp.384	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Omnívoro	Chloropidae	Sp.385	0	-	0	-	1	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0	0	0
Detritívoro		Sp.386	0	-	8	-	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Detritívoro	Calliphoridae	Sp.387	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Detritívoro	Calliphoridae	Sp.388	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Depredador	Dolichopodidae	Sp.389	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fitófago	Lauxaniidae	Sp.390	0	-	2	-	0	0	26	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
Detritívoro		Sp.391	0	-	0	-	2	0	2	0	0	0	14	0	0	0	1	0	0

	Hematófago	Ceratopogonidae		Sp.392	0	-	0	-	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fitófago/Depredador	Dolichopodidae		Sp.393	0	-	0	-	0	2	0	0	0	15	0	0	0	0	0
				Sp.394	0	-	0	-	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Parasitoide	Tachinidae		Sp.395	0	-	0	-	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Fitófago	Agromyzidae		Sp.396	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0
	Detritívoro	Drosophilidae		Sp.397	0	-	0	-	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
	Detritívoro	Psychodinae		Sp.398	0	-	0	-	6	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Detritívoro	Sphaeroceridae		Sp.399	0	-	0	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Detritívoro	Phoridae		Sp. 400	0	-	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
				Sp.401	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Visitante floral/Polinizador	Mythicomyiidae		Sp.402	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0
	Depredador	Assilidae		Sp.403	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
	Depredador	Assilidae		Sp.404	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3
	Visitante floral/Polinizador	Bombyliidae		Sp.405	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	21
	Detritívoro	Phoridae		Sp.406	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Fitófago	Tipulidae		Sp.407	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	4
Neuroptera	Depredador	Hemerobiidae		Sp.408	0	-	0	-	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
	Depredador	Chrysopidae		Sp.409	0	-	0	-	1	0	0	0	2	0	0	0	1	1	0
Phasmatodea	Fitófago	Agathemeridae		Sp.410	0	-	0	-	0	0	4	0	0	0	1	0	0	0	1
	Fitófago	Phasmidae		Sp.411	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
	Fitófago	Phasmidae		Sp.412	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Siphonaptera	Hematófago			Sp.413	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Orthoptera	Fitófago	Acrididae		Sp.414	0	-	0	-	0	0	4	0	0	0	74	0	0	0	30
	Fitófago	Tettigoniidae		Sp.415	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
	Fitófago	Tettigoniidae		Sp.416	0	-	0	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2
	Omnívoro	Gryllidae		Sp.417	0	-	0	-	5	0	0	0	5	0	0	0	1	0	0
	Omnívoro	Gryllidae		Sp.418	0	-	0	-	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
	Omnívoro	Gryllidae		Sp.419	0	-	0	-	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0
Blattodea	Omnívoro			Sp.420	0	-	0	-	0	0	16	0	0	0	27	0	0	0	8
Mantodea	Depredador	Coptopterygidae		Sp.421	0	-	0	-	0	0	2	0	0	0	5	1	0	0	1