



UNCUYO
UNIVERSIDAD
NACIONAL DE CUYO



FACULTAD DE
**CIENCIAS
AGRARIAS**

*Universidad Nacional de Cuyo – Facultad de Ciencias Agrarias
Ingeniería en Recursos Naturales Renovables
Mendoza, Argentina.*

TESIS DE GRADO

ESTIMACIÓN DE LA DIVERSIDAD Y DE LA ABUNDANCIA ESTACIONAL DE ARTRÓPODOS EN DOS AGROECOSISTEMAS, VIÑEDO Y OLIVAR, Y EN UN PARCHE BIOLÓGICO DE MONTE NATIVO EN MAIPÚ, MENDOZA, ARGENTINA.



Autora: Almonacid, Anabel María.

Año: 2020.

Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. Cátedra de Zoología
Agrícola (Alte. Brown 500, Chacras de Coria, Luján de Cuyo, 5507, Mendoza
zoologia@fca.uncu.edu.ar)

ESTIMACIÓN DE LA DIVERSIDAD Y DE LA ABUNDANCIA ESTACIONAL DE ARTRÓPODOS EN DOS AGROECOSISTEMAS, VIÑEDO Y OLIVAR, Y EN UN PARCHE BIOLÓGICO DE MONTE NATIVO EN MAIPÚ, MENDOZA, ARGENTINA.

Directora: Dra. Ing. Agr. Quiroga, Viviana Noelia.

Codirectora: Ing. Agr. Holgado, Miriam.

Tesista: Almonacid, Anabel María.

anabelalmonacid5@gmail.com

Año: 2020.

Comité evaluador:

Dr. Lic. Cs. Biol. Agrain, Federico.

Ing. Agr. Mg. Olave, Anabel.

Dr. Ing. Agr. López Plantey, Rodrigo.

RESUMEN

La presente investigación tiene como finalidad cuantificar los cambios en la diversidad y composición de las comunidades de artrópodos en función de la estacionalidad y del tipo de hábitat (parque biológico de Monte, olivar y viñedo) en una finca de Maipú, Mendoza, Argentina. En cada estación del año, se realizó un monitoreo semanal por captura de individuos mediante tres estaciones de trampeo para cada ambiente. Cada estación constó de sistemas de trampeo: caída tipo Pitfall y captura por intercepción. Para preservar adecuadamente los ejemplares colectados, se utilizó a modo de fluido conservante y fijador detergente y cloruro de sodio al 3% en cada trampa. Todos los individuos capturados fueron conservados en gabinete en una solución de alcohol al 70% v/v. El método utilizado para realizar los registros fue Rapid Biodiversity Assessment basado en la clasificación parataxonómica de los individuos para el estudio de la biodiversidad, logrando disminuir considerablemente el tiempo de estudio y los costos de identificación taxonómica requeridos. Para comprender los cambios de la biodiversidad en relación a la estructura del paisaje, se calcularon los componentes de la diversidad alfa y beta, utilizando los índices de Shannon-Wiener, Jaccard y Pielou. Los análisis estadísticos fueron realizados por medio del software InfoStat versión 2020e. Un total de 1385 artrópodos fueron recolectados y correspondieron a 301 morfoespecies de 8 órdenes: 89 dípteros, 67 himenópteros, 59 coleópteros, 41 arácnidos, 36 hemípteros, 5 lepidópteros, 3 ortópteros y 1 isópodo. Siendo numéricamente los más representados, los órdenes Hymenoptera, Diptera, Isopoda y Coleoptera. Los resultados arrojaron que los sitios bajo estudio fueron diferentes en la composición de artrópodos en cuanto a la diversidad, posiblemente relacionado con la variación en la estructura de la vegetación y en la composición del suelo de cada sitio, no ocurriendo lo mismo con la abundancia. Con respecto a la estacionalidad se muestra variación en la riqueza y abundancia a lo largo del año apreciándose un mayor número de artrópodos capturados al igual que una mayor cantidad de morfoespecies durante las estaciones de verano y otoño.

Palabras clave: Rapid Biodiversity Assessment, Morfoespecies, Estacionalidad, Riqueza morfoespecífica, diversidad alfa y beta.

ABSTRACT

The purpose of this research is to quantify the changes in the diversity and composition of arthropod communities as a function of seasonality and type of habitat (biological patch of forest, olive grove and vineyard) in a farm in Maipú, Mendoza, Argentina. In each season of the year, weekly monitoring was carried out by capturing individuals through three trapping stations for each environment. Each station consisted of trapping systems: Pitfall type fall and catch by interception. To adequately preserve the collected specimens, it was used as a preservative fluid and detergent fixative and sodium chloride at 3% in each trap. All captured individuals were kept in a cabinet in a 70% v / v alcohol solution. The method used to make the records was Rapid Biodiversity Assessment based on the parataxonomic classification of individuals for the study of biodiversity, managing to considerably reduce the study time and the required taxonomic identification costs. To understand the changes in biodiversity in relation to the structure of the landscape, the components of alpha and beta diversity were calculated, using the Shannon-Wiener, Jaccard and Pielou indices. Statistical analyzes were performed using InfoStat version 2020e software. A total of 1385 arthropods were collected and corresponded to 301 morphospecies of 8 orders: 89 diptera, 67 hymenoptera, 59 coleoptera, 41 arachnids, 36 hemiptera, 5 lepidoptera, 3 orthoptera and 1 isopod. Being numerically the most represented, the orders Hymenoptera, Diptera, Isopoda and Coleoptera. The results showed that the sites under study were different in the composition of arthropods in terms of diversity, possibly related to the variation in the structure of the vegetation and in the composition of the soil of each site, the same not happening with the abundance. Regarding seasonality, variation in richness and abundance is shown throughout the year, with a greater number of arthropods captured as well as a greater amount of morphospecies during the summer and autumn seasons.

Keywords: Rapid Biodiversity Assessment, Morphospecies, Seasonality, Morphospecific richness, alpha and beta diversity.

AGRADECIMIENTOS

A mis padres, por el apoyo integral e incondicional de siempre tanto para obtener mi título como para superarme en todos los aspectos de mi vida.

A Pablo por tanto apoyo, cariño, comprensión y motivación.

A mis amigos de la vida por creer siempre en mí.

A mis compañeros de facultad, amigos y futuros colegas por acompañarme y ayudarme a lo largo de todos estos años, por enseñarme la importancia del trabajo en equipo y a comprender distintos puntos de vista.

A mi directora y codirectora de tesis, Vivi y Miriam, por haber aceptado guiarme y acompañarme en la etapa de finalización de mi carrera.

Nuevamente a Vivi y a Miriam por abrirme las puertas de la Cátedra de Zoología Agrícola y darme la oportunidad de participar en distintas actividades de la misma.

Por último a la comunidad de la Facultad de Ciencias Agrarias y a la Universidad Nacional de Cuyo, por haberme dado la posibilidad de formarme y capacitarme como profesional en una casa de estudios tan prestigiosa, por las herramientas y valores que me brindaron y sus infinitas enseñanzas. Me siento profundamente orgullosa de ser parte de esta institución que vela por la educación como bien público, gratuito y como derecho humano.

A todos ellos, mi mayor agradecimiento.

TABLA CONTENIDOS

RESUMEN	III
ABSTRACT	IV
AGRADECIMIENTOS	V
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Presentación e importancia de la problemática de estudio.....	1
1.2. Objetivos.....	2
1.3. Hipótesis.....	2
1.4. Marco teórico.....	2
1.4.1. Biodiversidad y agroecosistemas.....	2
1.4.2. Importancia de los artrópodos terrestres en los ecosistemas	3
1.4.3. Importancia de la cuantificación de los artrópodos y del análisis parataxonómico.....	4
1.4.4. Medición de la diversidad.....	5
2. MATERIALES Y MÉTODOS	7
2.1. Caracterización del área de estudio.....	7
2.2. Selección sitio de muestreo.....	11
2.3. Descripción de la estación de muestreo.....	13
2.4. Clasificación y cuantificación de los artrópodos capturados.....	14
2.5. Análisis de los datos.....	15
3. RESULTADOS	19

3.1. Riqueza y abundancia.....	19
3.2. Índices de diversidad.....	24
4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	29
5. CONSIDERACIONES FINALES.....	30
6. BIBLIOGRAFÍA.....	31
ANEXO.....	37
1. Salidas del programa InfoStat.....	37

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Presentación e importancia de la problemática de estudio

Uno de los principales problemas ambientales actuales es la aceleración en la tasa de extinción de especies asociada a las actividades humanas, hecho que provoca una pérdida irreversible de la diversidad biológica y que puede tener consecuencias impredecibles para el equilibrio del ambiente, ya que se advierte que muchos servicios de los ecosistemas están declinando de manera acelerada (Purvis y Hector, 2000). Por ello, la conservación de la diversidad biológica ha llegado a convertirse en una preocupación global y un objetivo ineludible, dedicándose un creciente esfuerzo para entender cómo estas reducciones afectarán el funcionamiento de los ecosistemas (Loreau *et al.*, 2001).

Los cambios en la biodiversidad están repercutiendo directa e indirectamente sobre el bienestar humano, ya que comprometen el funcionamiento mismo de los ecosistemas y su capacidad de generar servicios esenciales para la sociedad (Díaz *et al.*, 2006). La amenaza mundial a la que está expuesta la biodiversidad no debe extrañar a los profesionales agrícolas, puesto que la agricultura, que cubre alrededor del 37% de la superficie terrestre, es posiblemente una de las principales actividades que afecta a la diversidad biológica (FAO, 2016).

Como se mencionó anteriormente el uso de la tierra con fines agrícolas afecta a grandes extensiones del área terrestre, por lo que su contribución a la biodiversidad es fundamental para una conservación exitosa de la misma en el futuro (Tscharntke *et al.*, 2005). Se argumenta que debido a que los procesos de renovación y los servicios ecológicos mediados por la biodiversidad son en gran medida biológicos, su persistencia depende del mantenimiento de la integridad biológica y la diversidad en los agroecosistemas (Altieri, 1999). La pérdida de estos servicios ha sido inadvertida por muchos productores que ignoran el valor de sus beneficios económicos. Estos temas adquieren relevancia cuando se valoriza la salud de los ecosistemas como parte del capital y de los procesos productivos con calidad ambiental y sostenibilidad (Zaccagnini, 2011)

La preocupación por la disminución de la biodiversidad en las tierras agrícolas, así como por la sostenibilidad de los sistemas agrícolas, ha impulsado muchas investigaciones sobre la diversidad biológica en los sistemas agrícolas, las cuales advierten que el grado de cambio está asociado a la intensidad de la actividad productiva, al estilo de agricultura realizado y que la complejidad que logre cada sistema, a través de la intervención del agricultor, determinará el nivel de diversidad presente. Una mayor diversidad permitirá que se den las interacciones necesarias para optimizar los servicios ecológicos. Estos son el fundamento clave para el diseño de sistemas sustentables (Carter, 2001; Buguna-Hoffmann, 2000).

Los artrópodos beneficiosos, que incluyen abejas nativas, depredadores y parasitoides, brindan valiosos servicios ecosistémicos para la agricultura. Estos servicios ecosistémicos mediados por artrópodos incluyen la polinización de cultivos y el control de plagas, que ayudan a mantener la productividad agrícola y reducen la necesidad de insumos de pesticidas. Maximizar la supervivencia y la reproducción de artrópodos beneficiosos es de vital importancia y requiere la provisión de recursos que a menudo son escasos en los paisajes agrícolas modernos y de propiciar zonas de confort para su multiplicación y adaptación. Para ello es necesario conocer la influencia que los factores ambientales ejercen sobre su desarrollo (Isaacs *et al.*, 2009).

Los artrópodos son esenciales para los ecosistemas áridos como lo es la provincia de Mendoza. Su principal amenaza es la pérdida de hábitat. Por lo que es valioso analizar su dinámica espacial en función de factores ambientales porque permiten predecir cambios en

la biodiversidad (Cheli y Martínez, 2018). Así, analizar la dinámica espacial de las comunidades de artrópodos en función de los factores ambientales es de extremo valor porque permitirá predecir cambios en la biodiversidad debido a la pérdida de hábitats (Tews *et al.*, 2004).

Las especies frutícolas más cultivadas en Mendoza son la vid y el olivo, sin embargo los estudios existentes acerca de la influencia de estos agroecosistemas sobre la artropodofauna asociada son todavía escasos. En respuesta a esto, el presente trabajo de investigación es de gran utilidad para el manejo exitoso y la conservación de artrópodos en nuestra región.

1.2. Objetivos

Objetivo general

- Cuantificar y comparar la diversidad y la abundancia estacional de artrópodos en dos agroecosistemas: viñedo y olivar, y en un parche biológico de Monte nativo, mediante el uso del método Rapid Biodiversity Assessment (RBA).

Objetivos particulares

- Clasificar parataxonómicamente el material recolectado a campo, en las cuatro estaciones del año.
- Calcular los índices de diversidad (Shannon-Wiener; Jaccard, Pielou), para un parche biológico de Monte nativo y en los agroecosistemas vitícola y olivícola de Mendoza.
- Comparar la composición de la diversidad y la abundancia entre un parche biológico de Monte nativo y los agroecosistemas (vitícola y olivícola).

1.3. Hipótesis

- El parche biológico de Monte nativo posee mayor diversidad y abundancia de artrópodos que los sistemas agrícolas, olivar y viñedo.

1.4. Marco teórico

1.4.1. Biodiversidad y agroecosistemas

La biodiversidad del planeta está siendo severamente afectada por las modificaciones, sin precedentes, inducidas por las actividades humanas sobre los ecosistemas, entre los cuales se destacan el cambio de uso de suelos, la alteración de los ciclos biogeoquímicos, la destrucción y fragmentación de hábitat, la introducción de especies exóticas y la alteración de las condiciones climáticas (MEA, 2005).

En los agroecosistemas, la biodiversidad realiza una variedad de servicios ecológicos más allá de la producción de alimentos, incluido el reciclaje de nutrientes, la regulación del microclima y los procesos hidrológicos locales, la supresión de organismos indeseables y la desintoxicación de sustancias químicas nocivas cumpliendo los artrópodos un rol fundamental en estos procesos (Altieri, 1999). Denominándose servicios ecosistémicos a aquellos componentes de los ecosistemas que se consumen directamente, que se disfrutan,

o que contribuyen, a través de interacciones entre ellos, a generar condiciones adecuadas para el bienestar humano (Quijas et al., 2010).

Se conoce que la agricultura intensiva es una de las mayores amenazas actuales para la diversidad biológica (Tilman *et al.*, 2002). La interacción entre la agricultura y la biodiversidad se ha analizado en varias publicaciones (Altieri, 1999; Pfiffner y Luka 2000; Wascher, 2000), la mayoría se concentran en los cambios adversos derivados del desarrollo de la agricultura convencional en la cual existe una tendencia general en el paisaje agrícola hacia una reducción en la diversidad y abundancia de flora y fauna nativas debido a la mayor uniformidad del paisaje y mayor perturbación por el uso de agroquímicos, labranza y otras labores agrícolas. Esta simplificación causa impactos diversos entre los que se puede mencionar la pérdida de especies y sus hábitats, de interacciones entre organismos y de bienes y servicios que estos brindan. Por ejemplo, hay especies de insectos benéficos afectados por la pérdida de sus plantas huéspedes, polinizadores que pierden la flora espontánea y bajan su productividad, coleópteros predadores que reducen el control biológico de plagas por deficiencias en la disponibilidad de refugios, entre tantos otros ejemplos.

Según Altieri (1999), el conocimiento de la diversidad y distribución de los artrópodos terrestres contribuye al desarrollo de sistemas agrícolas sostenibles. En los sistemas agrícolas la fauna edáfica está relacionada con el tipo, edad, diversidad, estructura y manejo del cultivo. En general, la biodiversidad animal depende de características como la diversidad de vegetación dentro (malezas) y alrededor (vegetación natural o inducida), el tipo y frecuencia de rotación de cultivos, así como de la intensidad de manejo.

En las últimas décadas, en la Argentina, la simplificación del paisaje por expansión e intensificación de la actividad agrícola ha sido muy marcada, provocando la fragmentación acelerada del paisaje y las consecuentes pérdidas en la biodiversidad. (Zaccagnini, 2011)

1.4.2. Importancia de los artrópodos terrestres en los ecosistemas

Desde hace aproximadamente 250 millones de años, los artrópodos han sido el componente animal dominante (Edgecombe, 2010) y el más diverso en nuestro planeta, pues actualmente se han descrito alrededor de un millón de especies, representando más del 75% de las especies conocidas (Hickman *et al.*, 2001). Además, estos animales están presentes en todos los continentes y ecosistemas; exhiben una asombrosa diversidad anatómica, funcional, etológica y ecológica (Waggoner, 1999); varían en tamaño y forma con individuos menores a 1 mm (como los ácaros y avispas parasitoides) y mayores a 4 m (como el crustáceo japonés *Macrocheira kaempferi*) (Wheeler *et al.*, 2002). Por la gran variedad de características y requerimientos ecológicos que presentan, los artrópodos desempeñan tareas fundamentales para el mantenimiento de los ecosistemas terrestres, ya que están estrechamente relacionados con los procesos de herbivoría, polinización, descomposición de materia orgánica y ciclaje de nutrientes, y tienen un papel transcendental en el flujo de energía de los ecosistemas pues son eslabones importantes dentro de las cadenas tróficas, ya que actúan como depredadores, parásitos, saprófagos y forman parte de la dieta de muchos vertebrados (Martínez-Hernández *et al.*, 2007).

Debido a la gran diversidad, abundancia, roles funcionales, variedad de tamaños, vagilidad, rápido crecimiento, facilidad de muestreo y sensibilidad a cambios ambientales en escalas ecológicas y microevolutivas, los artrópodos tienen un gran potencial para ser considerados como útiles herramientas en la restauración y conservación de la biodiversidad (Andersen *et al.*, 2004). Actualmente, los artrópodos desempeñan un papel importante dentro de los programas de conservación y de restauración ecológica, aunque los enfoques y usos de este grupo de invertebrados varían ampliamente.

En términos económicos, los artrópodos polinizadores como abejas nativas, depredadores y parasitoides, aportan tan sólo en el área de agricultura de Estados Unidos servicios equivalentes a ocho mil millones de dólares (Isaacs *et al.*, 2009). En 2006 Losey y Vaughan calcularon que los insectos nativos proveen servicios ecosistémicos de una magnitud de 57 mil millones de dólares al año en Estados Unidos, considerando sólo los servicios de incorporación de heces de ganado al suelo, la polinización, el control de plagas de herbívoros nativos y aspectos recreativos.

Además los artrópodos ofrecen un gran potencial como indicadores de la biodiversidad (Gray y Jongepier, 2008), y son importantes taxa modelo para comparaciones de comunidades dependientes del hábitat (Lassau *et al.*, 2005), ya que juegan roles trascendentales en ciertos procesos ecosistémicos, como son la descomposición, la polinización, la depredación y el parasitismo, siendo estas últimas actividades, las que permiten la regulación de los tamaños poblacionales de otras especies (Culliney, 2013). Teniendo en cuenta el rol fundamental de los artrópodos en los procesos ecosistémicos, cualquier cambio en la estructura de sus comunidades puede afectar el funcionamiento del ecosistema en su conjunto (Vázquez *et al.* 2008).

Por lo mencionado anteriormente los artrópodos terrestres han sido reconocidos, como eficientes indicadores del funcionamiento de los ecosistemas, y de allí su utilidad en programas de inventarios de biodiversidad o evaluación de recuperación de áreas degradadas (Barros *et al.*, 2002). Entre algunos atributos de los artrópodos terrestres destacan su amplia diversidad y capacidad de ocupar microhábitats y nichos específicos, además de jugar múltiples roles ecológicos. En general, son altamente sensibles a variaciones climáticas, cambios en la cobertura vegetal, elementos contaminantes y prácticas de manejo). Esta capacidad de respuesta ha sido relacionada con múltiples características de los artrópodos como lo son; el tamaño corporal, la tasa de crecimiento, la capacidad de dispersión, las adaptaciones a condiciones microclimáticas, sus cortos ciclos reproductivos, y su importancia en las cadenas tróficas y flujo de nutrimentos del sistema (Longcore, 1999).

Muchos investigadores sostienen que el principal determinante de la dinámica de las comunidades de artrópodos es la interacción con la vegetación. Así, la Hipótesis de Heterogeneidad de Hábitat sugiere que un aumento en el desarrollo y complejidad estructural de la vegetación incrementará la disponibilidad de nichos ecológicos, aumentando en consecuencia la abundancia, riqueza y diversidad de artrópodos (Molina, 2008; Cava, 2014; Cheli y Martínez, 2018).

Por último, si bien la relación entre la pérdida y la fragmentación del hábitat y la diversidad de artrópodos ha sido relativamente bien estudiada en diferentes regiones (Baumgardner 2007), este tipo de estudios aún no han sido desarrollados de un modo sistemático en nuestro país.

1.4.3. Importancia de la cuantificación de los artrópodos y del análisis parataxonómico

En 2000, Myers *et al.*, mencionaron que asistimos a una clara manifestación de interés por el inventario de la biodiversidad, especialmente enfocada a la detección de los denominados “puntos calientes”, o zonas donde la diversidad biológica es especialmente alta, y que se consideran prioritarias para la conservación. Sin embargo, los artrópodos difícilmente pueden contribuir a la selección de zonas prioritarias porque el conocimiento taxonómico y especialmente biogeográfico está muy lejos del que se ha conseguido con los vertebrados.

Conocer las señales a las que los organismos responden, así como los factores que afectan a la calidad del hábitat permitirá una gestión más eficiente en la conservación de insectos (Cordero-Rivera, 2017). Del mismo modo, cuantificar la diversidad de artrópodos en cultivos

es importante debido a que la diversidad de organismos es considerada un indicador de estabilidad, productividad y complejidad de los agroecosistemas (Rieske y Buss, 2001).

Es necesario conocer la biodiversidad de artrópodos regional para aplicar buenas prácticas de protección y conservación, partiendo de la riqueza local de un área en un tiempo dado, lo que permitirá estimaciones a escalas temporales y espaciales mayores. La identificación de artrópodos es compleja, por ser un grupo híper diverso y el de mayor éxito evolutivo sobre la tierra. Sus características anatómicas y fisiológicas, les han permitido ocupar una gran variedad de nichos y micro hábitats (Lagos, 2004).

Desde el punto de vista metodológico, los artrópodos terrestres han sido frecuentemente utilizados por la facilidad de mantener colecciones de referencias indefinidamente y a un bajo costo; esto permite tanto el estudio retrospectivo del material, como el análisis parataxonómico que permite a posteriori confirmar la clasificación de los organismos por parte de especialistas, actividad que no puede realizarse con indicadores basados en observaciones (Herrera y Cuevas, 2003).

Gracias a la riqueza de caracteres morfológicos, cuando no se dispone del conocimiento taxonómico, se prestan para una identificación preliminar hasta morfoespecies metodología llamada Rapid Biodiversity Assessment (RBA), ampliamente utilizada en conservación y planes de manejo por sus ahorros significativos en tiempo y dinero. Esta aproximación es fácilmente transferible a estudiantes y asistentes de campo, en particular con los taxa con morfología distintiva (Kremen *et al.*, 1993). Con esta metodología, el Orden es el único nivel taxonómico que se alcanza con certeza. Dentro de cada Orden identificado, los individuos se agrupan en morfoespecies, pudiendo cometerse errores durante el proceso de clasificación ya que a una misma especie se le puede asignar más de una morfoespecie, como consecuencia de la existencia de polimorfismos, dimorfismo sexual o dificultad para identificar las etapas juveniles y adultas de una misma especie. También existe la posibilidad de cometer el error inverso, cuando especies diferentes son clasificadas como una única especie (Oliver y Beattie, 1996).

Debido a las ventajas que ofrece el uso de esta metodología numerosos autores afirman que la evaluación rápida de la biodiversidad (RBA) es un indicador asequible para monitorear la riqueza local de especies de artrópodos y la sostenibilidad de los servicios ecosistémicos relacionados (Obrist y Duelli, 2010; Hackman *et al.*, 2017).

Finalmente, la colección de artrópodos reviste menos consideraciones morales y ecológicas, en comparación con vertebrados, debido a sus mayores abundancias y densidades, lo que ha favorecido un cuantioso número de colecciones privadas y públicas (Herrera y Cuevas, 2003).

1.4.4. Medición de la diversidad

Los estudios sobre medición de biodiversidad se han centrado en la búsqueda de parámetros para caracterizarla como una propiedad emergente de las comunidades ecológicas. Sin embargo, las comunidades no están aisladas en un entorno neutro. En cada unidad geográfica, en cada paisaje, se encuentra un número variable de comunidades. Por ello, para comprender los cambios de la biodiversidad con relación a la estructura del paisaje, la separación de los componentes alfa, beta y gamma (Whittaker *et al.*, 2001) puede ser de gran utilidad, principalmente para medir y monitorear los efectos de las actividades humanas (Halffter, 1998). La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que consideramos homogénea, la diversidad beta es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje, y la diversidad gamma es la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje, resultante tanto de las diversidades alfa como de las diversidades beta (Whittaker *et al.*, 2001).

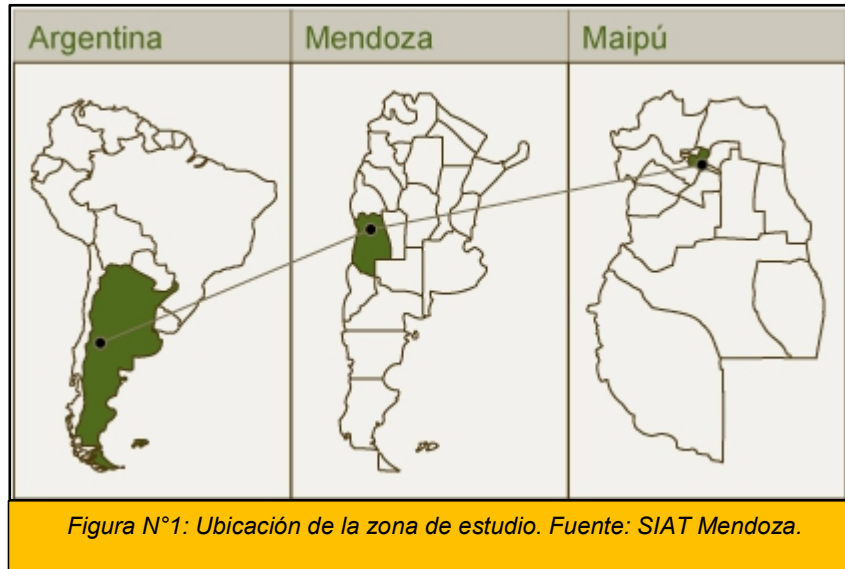
Esta forma de analizar la biodiversidad resulta muy conveniente en el contexto actual ante la acelerada transformación de los ecosistemas naturales, ya que un simple listado de especies para un región dada no es suficiente. Para monitorear el efecto de los cambios en el ambiente es necesario contar con información de la diversidad biológica en comunidades naturales y modificadas (diversidad alfa) y también de la tasa de cambio en la biodiversidad entre distintas comunidades (diversidad beta), para conocer su contribución al nivel regional (diversidad gamma) y poder diseñar estrategias de conservación y llevar a cabo acciones concretas a escala local (Halffter *et al.*, 2001). El análisis del valor de importancia de las especies cobra sentido si se recuerda que el objetivo de medir la diversidad biológica es, además de aportar conocimientos a la teoría ecológica, contar con parámetros que nos permitan tomar decisiones o emitir recomendaciones en favor de la conservación de taxas o áreas amenazadas, o monitorear el efecto de las perturbaciones en el ambiente. Por ello medir la abundancia relativa de cada especie permite identificar aquellas especies que por su escasa representatividad en la comunidad son más sensibles a las perturbaciones ambientales. Al mismo tiempo, identificar un cambio en la diversidad, ya sea en el número de especies, en la distribución de la abundancia de las especies o en la dominancia, nos alerta acerca de procesos empobrecedores (Moreno, 2001).

Las distintas características de una comunidad se pueden describir con índices, estos nos brindan la posibilidad de resumir mucha información en un solo valor y nos permiten hacer comparaciones rápidas y sujetas a comprobación estadística entre la diversidad de distintos hábitats o la diversidad de un mismo hábitat a través del tiempo. Por ello en la presente investigación se utilizaron los índices de Shannon-Wiener, Pielou y de Jaccard para medir la diversidad.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Caracterización del área de estudio

El estudio se realizó en una finca de Maipú ubicada en el distrito Fray Luis Beltrán 40 km al sudeste de la ciudad de Mendoza, a una altitud promedio de 650 metros sobre el nivel del mar.



El clima correspondiente a esta zona es templado árido con tendencia al cálido, con temperaturas máximas absolutas de 42,7°C y mínimas absolutas de 9,2°C. Las precipitaciones oscilan en los 200 mm anuales, con período de lluvias en verano. El suelo es de tipo franco arenoso en su mayoría, con niveles medios-altos de salinidad. Los vientos predominantes son del oeste y sudoeste a los que hay que agregar los provenientes del noroeste (zonda).

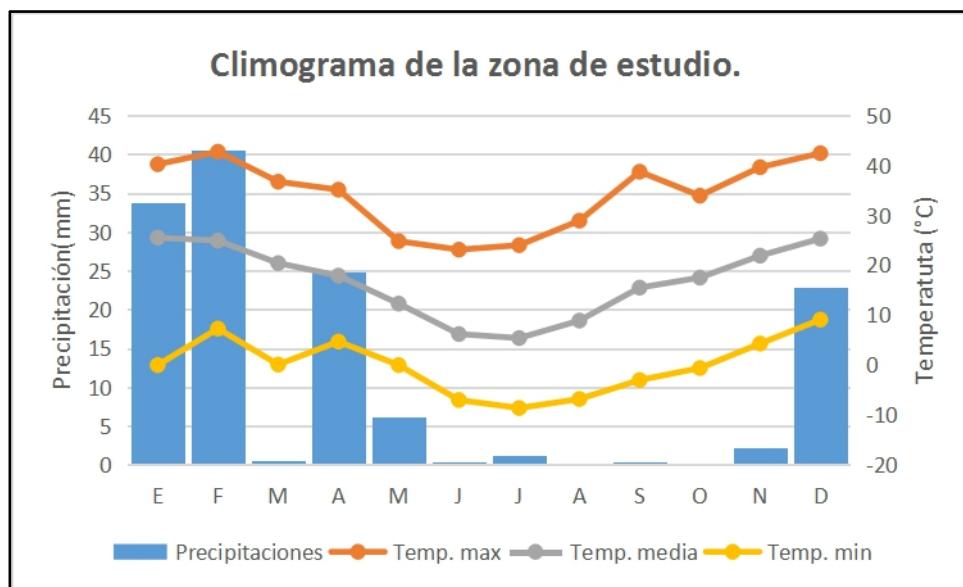
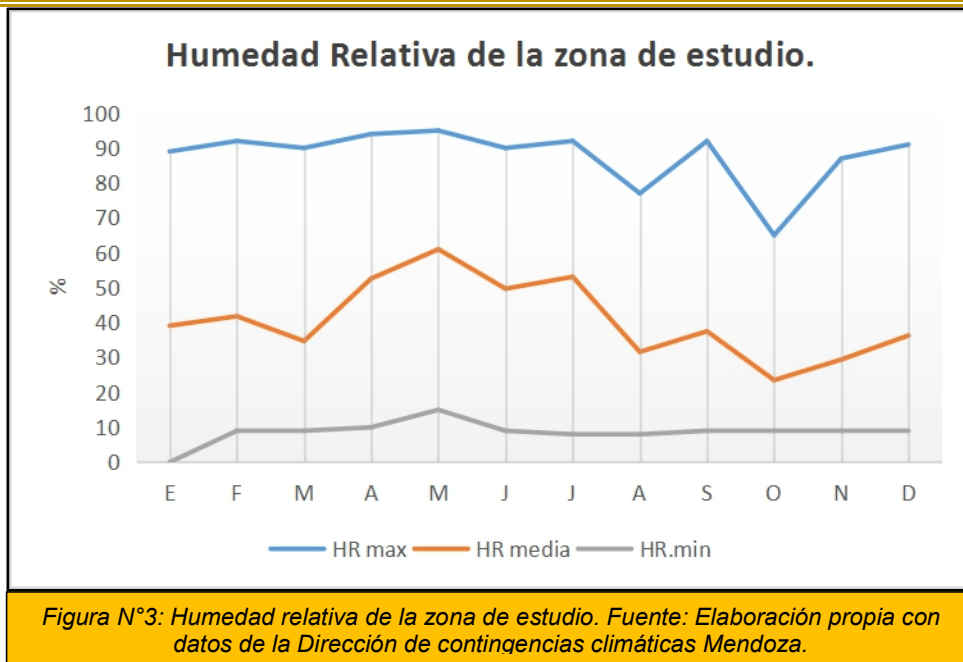


Figura N°2: Climograma de la zona de estudio. Fuente: Elaboración propia con datos de la Dirección de contingencias climáticas Mendoza.



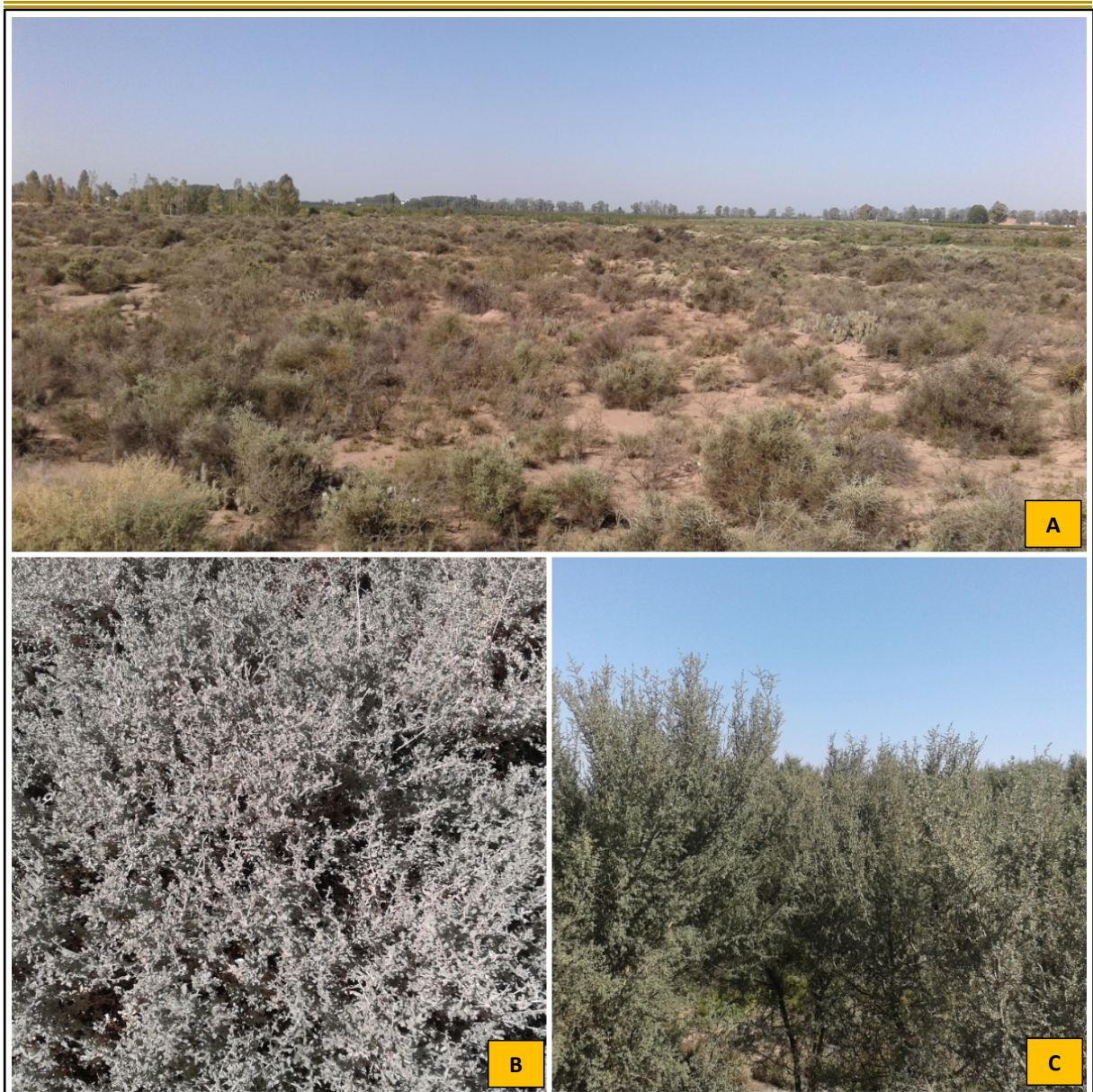
La Finca cuenta con 180 has de viñedos, 80 has de olivares y 60 has de vegetación nativa que actúan como un parche biológico.

La vegetación nativa de los alrededores de los dos cultivos corresponde a la denominada región fitogeográfica del Monte. La vegetación arbórea y arbustiva remanente del área está conformada por retortuño (*Prosopis strombulifera*), zampa (*Atriplex lampa*), jume (*Salicornia ambigua*), campa (*Cortesia cuneifolia*), atamisque (*Capparis atamisquea*) y en las zonas más arenosas podemos encontrar chañar (*Geoffroea decorticans*) y la penca (*Opuntia sulphurea*) entre otras (información del establecimiento).

Es de importancia aclarar que el parche de vegetación nativa se encuentra degradado debido al proceso de fragmentación sufrido. El mismo posee menor cobertura vegetal y una composición florística reducida respecto a la comunidad vegetal característica de la región fitogeográfica del Monte.



Figura N°4: En la imagen se puede observar A) *Opuntia sulphurea* "penca" B) *Cortesia cuneifolia* "campa"
C) Parche biológico de Monte de la finca. Fuente: Elaboración propia.



*Figura N°5 : En la imagen se puede observar A) Zona Parche biológico de Monte de la finca B) *Atriplex lampa* "zampa" C) *Capparis atamisquea* "atamisque". Fuente: Elaboración propia.*

El manejo productivo del viñedo es orgánico, en el mismo se utiliza el sistema de conducción conocido como parral, conduce las vides en altura, produciendo un tejido de arcos verdes, teniendo como objetivo permitir que la fotosíntesis se desarrolle en perfectas condiciones. Las uvas, también se benefician con un alto nivel de ventilación ya que están suspendidas y libres de follaje. Esto garantiza salubridad y una adecuada cantidad de luz (Información del establecimiento).



Figura N°6 : En la imagen se puede observar el viñedo donde se realizó el estudio. Fuente: Elaboración propia.

Por último, el olivar, se encuentra en un suelo salino, es regado por surco, los interfilares poseen una baja densidad de especies espontáneas entre las cuales predomina el nabo silvestre (*Brassica rapa*). Además, hay forrajeras de la familia de las fabáceas como el lotus (*Lotus tenuis*) y la vicia (*Vicia villosa*) (Información del establecimiento).



Figura N°7 : En la imagen se puede observar el olivar donde se realizó el estudio. Fuente: Elaboración propia.

2.2. Selección sitio de muestreo

A la hora de seleccionar los puntos de muestreo se tuvo en cuenta aspectos como son la accesibilidad, para permitir la toma de muestras, el transporte de los equipos y material de muestreo. La representatividad del ambiente analizado y por último la seguridad de quien lleva a cabo la toma de muestras como así también de las trampas para mantener la integridad de las mismas.

Se estableció el número de estaciones de muestreo por ambiente en base a la disponibilidad de recursos (trampas) y tiempo requerido para la colocación y extracción de las mismas.

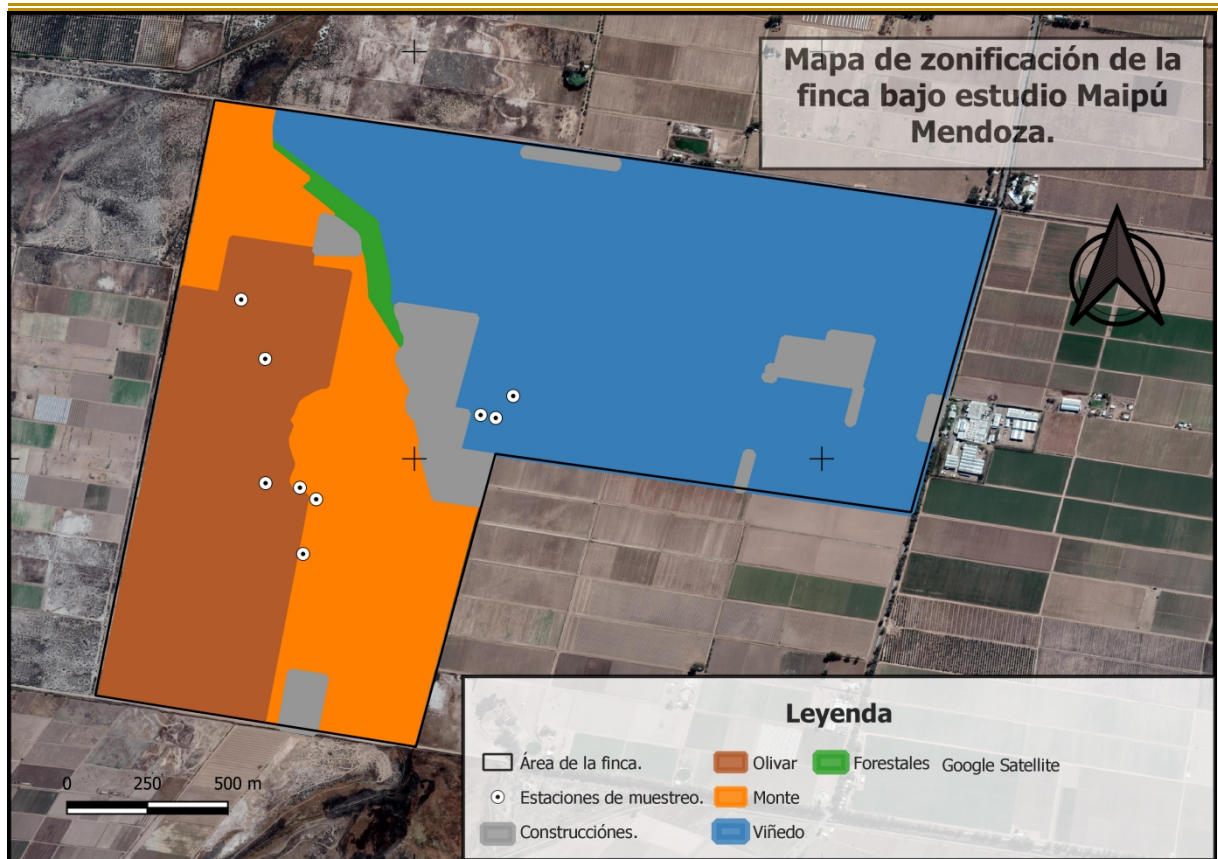


Figura N°8 : Mapa de zonificación de la finca bajo estudio Maipú Mendoza. Fuente: Elaboración propia con QGIS.



Figura N°9 : Vista satelital delimitando el área de la finca y las estaciones de muestreo . Fuente: Elaboración propia con Google Earth.

2.3. Descripción de la estación de muestreo

Para la captura se establecieron tres estaciones de muestreo en cada ambiente de estudio viñedo (V), olivar (O) y parche biológico de monte (PBM). Cada estación constó de dos trampas: una de caída del tipo Pitfall y otra de intercepción. Las Pitfall están compuestas por recipientes de material plástico de un litro de capacidad y 9 cm de diámetro con embudos y una cubierta de madera, colocadas con su boca al ras del suelo. Las trampas de intercepción consistieron en la colocación de dos placas de madera de alto impacto de 50 x 50 cm que se intersectan perpendicularmente por su centro determinando cuatro cuadrantes. El eje de intersección coincide con el centro del embudo. De este modo los artrópodos en vuelo chocan contra las paredes y caen dentro del embudo que esta cerrado por un tapón en la parte inferior y lleno de la misma solución utilizada en las trampas Pitfall.

Los ejemplares son recogidos en un recipiente colocado en la parte inferior del panel. Para preservar adecuadamente el material entomológico colectado, se utilizó a modo de fluido conservante y fijador detergente y cloruro de sodio al 3% en cada trampa.

La totalidad del material colectado fue preservado en alcohol 70%. Se realizó un muestreo de una semana en cada estación del año.



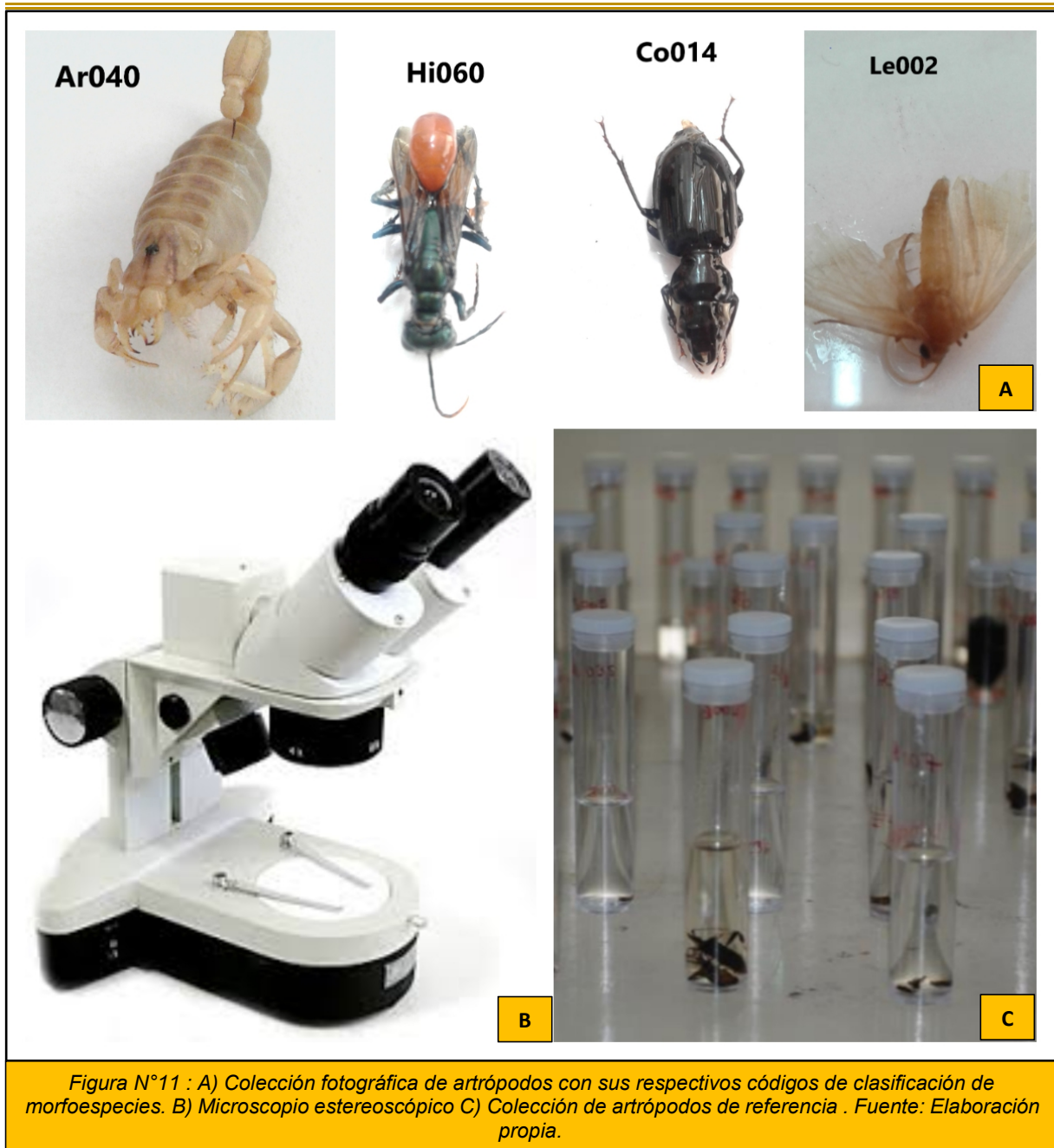
Figura N°10 : A) Estación de muestreo combinado en el Monte nativo B) Trampa de tipo intercepción C) Trampa tipo Pitfall . Fuente: Elaboración propia.

2.4. Clasificación y cuantificación de los artrópodos capturados

La determinación y cuantificación de los ejemplares se realizó en laboratorio por observación bajo lupa estereoscópica.

El método que se utilizó para realizar el estudio fue Rapid Biodiversity Assessment (RBA) (Oliver y Beatie ,1996). Se clasificó a los ejemplares capturados según sus características morfológicas visibles. Dentro de cada Orden taxonómicos los individuos se agruparon por morfoespecies y se codificaron de manera alfanumérica, las letras representan el Orden al que pertenecen y los números permiten diferenciar las ME dentro de cada Orden.

Se armó una colección entomológica de referencia con un ejemplar de cada morfoespecie contenidos en eppendorfs en una solución de alcohol 70%.



2.5. Análisis de los datos

Los datos fueron analizados utilizando el software Excel versión 2016. Primero, se creó una planilla de Excel en la cual se volcaron y sistematizaron los datos obtenidos en cada muestreo (morfoespecie, tipo de trampa, ubicación, cantidad de individuos capturados y estación del año).

Luego se procedió al cálculo de los índices de diversidad mediante el software Excel versión 2016 y al análisis estadístico con el programa InfoStat versión 2020e y el software RStudio versión 4.0.3.

Las salidas gráficas se generaron con el software Excel y RStudio versión 4.0.3.

2.5.1. Cálculo de la biodiversidad

Para comprender los cambios de la biodiversidad con relación a la estructura del paisaje, se calcularon los componentes alfa y beta, para ello se utilizaron los índices de Shannon-Wiener, Jaccard y Pielou.

2.5.1.1. Cálculo diversidad alfa

➤ Riqueza específica

La riqueza específica (S) es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, ya que se basa únicamente en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas.

Es el número total de especies obtenidos por un censo de la comunidad (Moreno *et al.*, 2011).

➤ Curva de acumulación

Las curvas de acumulación de especies, en las que se representa el número de especies acumulado en el inventario frente al esfuerzo de muestreo empleado, son una potente metodología para estandarizar las estimas de riqueza obtenidas en distintos trabajos de inventariado. Además, permiten obtener resultados más fiables en análisis posteriores y comparar inventarios en los que se han empleado distintas metodologías y/o diferentes niveles de esfuerzo (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

➤ Índice de Shannon-Wiener

Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección [Ec. 1]. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 2004).

Este índice, que procede de la teoría de la información, es el más ampliamente empleado ya que considera tanto la riqueza en especies como su abundancia, al emplear una escala logarítmica.

El mismo se calcula a partir de la siguiente ecuación:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (P_i * \ln P_i) \quad \text{Ec. 1}$$

En donde:

P_i = n_i/N (valor de importancia),

N = Total de todas las especies, n_i = Abundancia para la especie i ,

LnP_i = Logaritmo natural de P_i .

El valor del índice de Shannon (H) suele hallarse entre 1,5 y 3,5 y sólo raramente sobrepasa 4,5.

Para probar la hipótesis nula de que las diversidades provenientes de dos muestras son iguales, se siguió el procedimiento propuesto por Hutcheson utilizando las ecuaciones [Ec. 2, 3 y 4] que se muestran a continuación (Zar, 1996).

Varianza

$$\frac{\sum p_i(\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2}{N} - \frac{S-1}{2N^2} \quad \text{Ec. 2}$$

Grados de libertad

$$\frac{(\text{Var}H'_1 + \text{Var}H'_2)^2}{\frac{(\text{Var}H'_1)^2}{N_1} + \frac{(\text{Var}H'_2)^2}{N_2}} \quad \text{Ec. 3}$$

Estadígrafo t

$$\frac{(H'_1 - H'_2)}{(\text{Var}H'_1 + \text{Var}H'_2)^{1/2}} \quad \text{Ec. 4}$$

En donde:

- P_i**= n_i/N,
- S**= Número de especies,
- N**= Número total de individuos,
- VarH'₁**= Varianza de la comunidad 1,
- VarH'₂**= Varianza de la comunidad 2,
- H'₁**= Índice de Shannon comunidad 1,
- H'₂**= Índice de Shannon comunidad 2.

➤ **Índice uniformidad Pielou**

Al igual que con la diversidad el índice de uniformidad considera que todas las especies de la comunidad están representadas en la muestra. El índice de Pielou adopta valores entre 0 y 1, el número 1 indica que todas las especies son igualmente abundantes y el 0 señala la ausencia de uniformidad [Ec. 5]. Este índice mide la uniformidad o equilibrio de un ecosistema, expresada como la diversidad observada respecto a la diversidad que se podría obtener en una comunidad con el mismo número de especies pero con una uniformidad máxima (Moreno *et al.*, 2011).

$$J = \frac{H'}{\ln(S)} \quad \text{Ec. 5}$$

En donde:

- H** = índice de diversidad de Shannon,
- S** = número de especies (o riqueza).

2.5.1.2. Cálculo diversidad beta

➤ Coeficiente de similitud de Jaccard

Finalmente, se empleó el Coeficiente de Similitud de Jaccard [Ec. 6] para expresar el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad, que se refiere al cambio de especies entre dos estaciones (Magurran, 2004). El intervalo de valores para el índice de Jaccard va de 0, cuando no hay especies compartidas entre ambas estaciones, hasta 1, cuando dos estaciones tienen la misma composición de especies. Este coeficiente se obtuvo según la siguiente expresión:

$$I_j = \frac{c}{a+b-c}$$

Ec. 6

En donde:

a = número de especies presentes en el sitio A,

b = número de especies presentes en el sitio B,

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

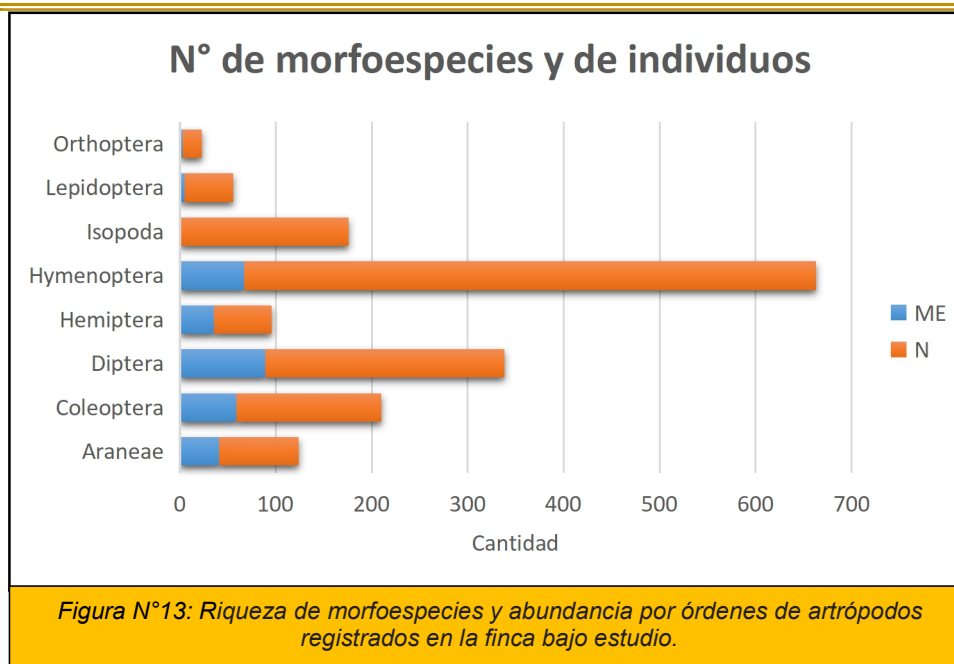
3. RESULTADOS

3.1. Riqueza y abundancia

Un total de 1385 artrópodos fueron recolectados y correspondieron a 301 ME de 8 órdenes; 41 arácnidos, 59 coleópteros, 89 dípteros, 36 hemípteros, 67 himenópteros, 1 isópodo, 5 lepidópteros, 3 ortópteros. Los Ordenes que presentaron mayores valores de abundancia fueron Hymenoptera, Diptera, Isopoda y Coleoptera . (Fig.N°12).



Figura N°12: Colección fotográfica de algunas de las morfoespecies colectadas.



Se capturaron 694 individuos en las trampas tipo Pitfall y 691 en las de intercepción (Tabla N°1).

Por lo que no se detectaron diferencias en el número de individuos colectados por los distintos métodos de captura.

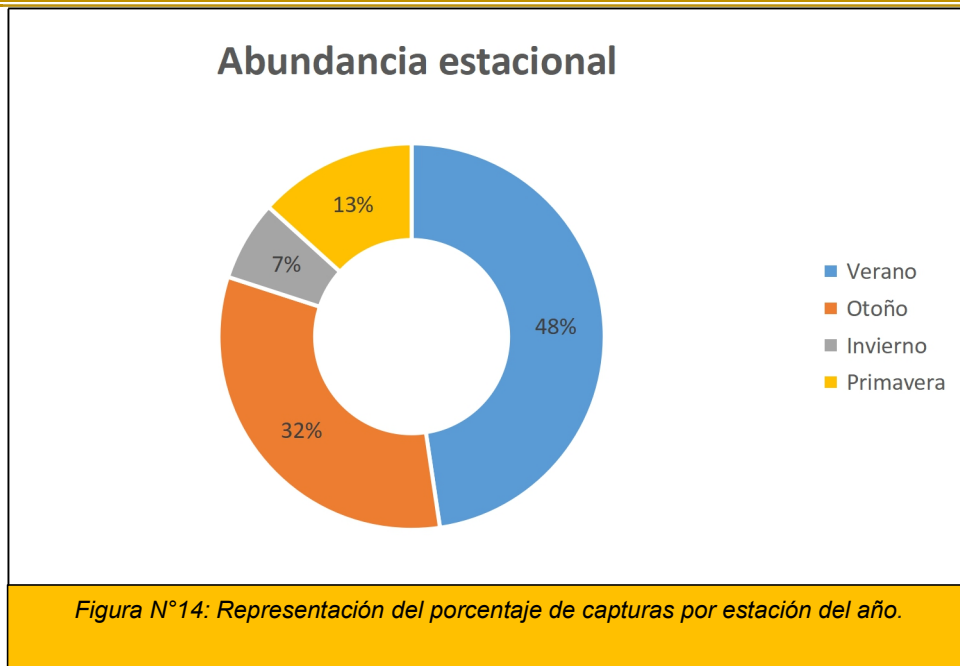
En cuanto al número de morfoespecies capturadas por tipo de trampa el resultado fue un elevado número de capturas por parte de las trampas tipo intercepción con 235 morfoespecies frente a 82 morfoespecies por parte de las trampas tipo Pitfall (Tabla N°1).

Pudiendo explicarse la diferencia entre ambos valores a una mayor diversidad de artrópodos voladores.

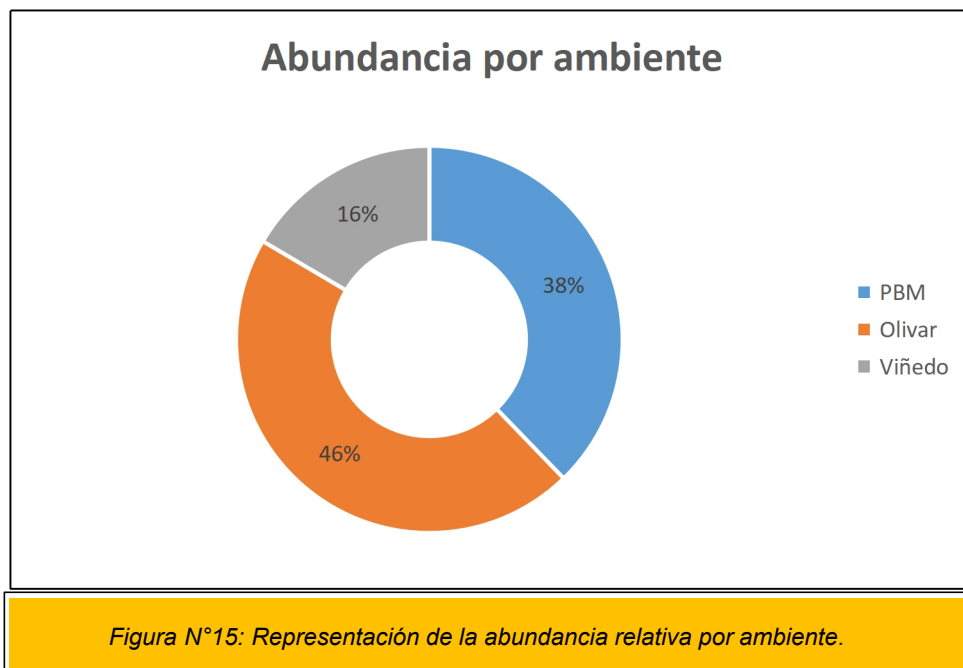
Tabla N° 1: N°de individuos y de ME colectados por tipo de trampa utilizada en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar.

Tipo de Trampa	N° individuos	N° de ME
Pitfall	694	82
Intercepción	691	235

La abundancia por estación del año fue mayor en las estaciones de verano y otoño representando juntas el 80% de los individuos capturados, el 20% restante correspondió a las estaciones de invierno y primavera (Fig.N°14).



Teniendo en cuenta el ambiente en el cual fueron colectados los artrópodos se observa que 633 individuos fueron capturados en el olivar, 523 en el parche biológico de Monte y 229 en el viñedo (Fig.N°15).



En la figura N° 16 y 17 se muestra la variación de la abundancia y riqueza de artrópodos en los tres ambientes de estudio a lo largo del año. Pudiéndose apreciar un mayor número de artrópodos capturados al igual que una mayor cantidad de ME durante las estaciones de verano y otoño. Por el contrario en las estaciones de invierno y primavera se registró menor cantidad de individuos y de ME.

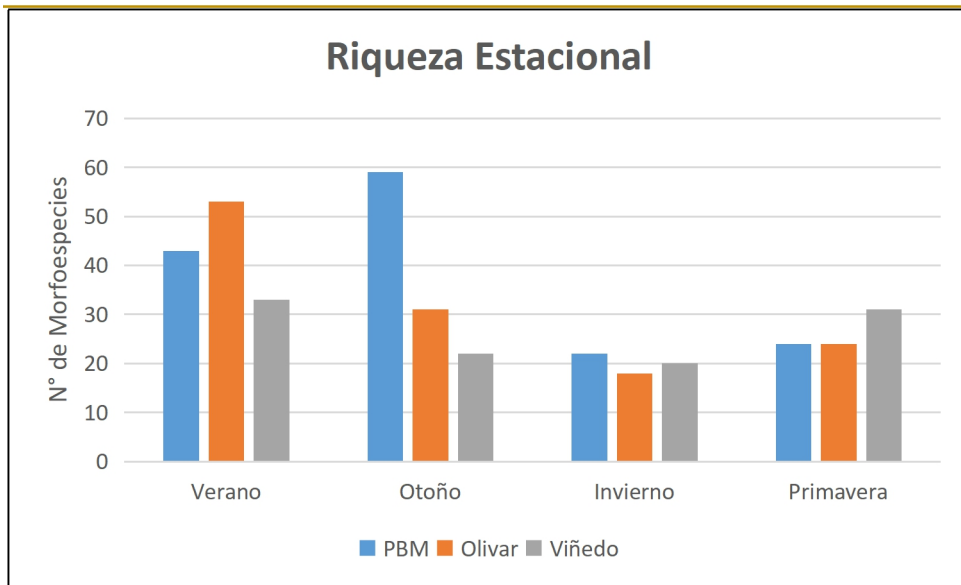


Figura N°16: Representación de la riqueza estacional por ambiente.

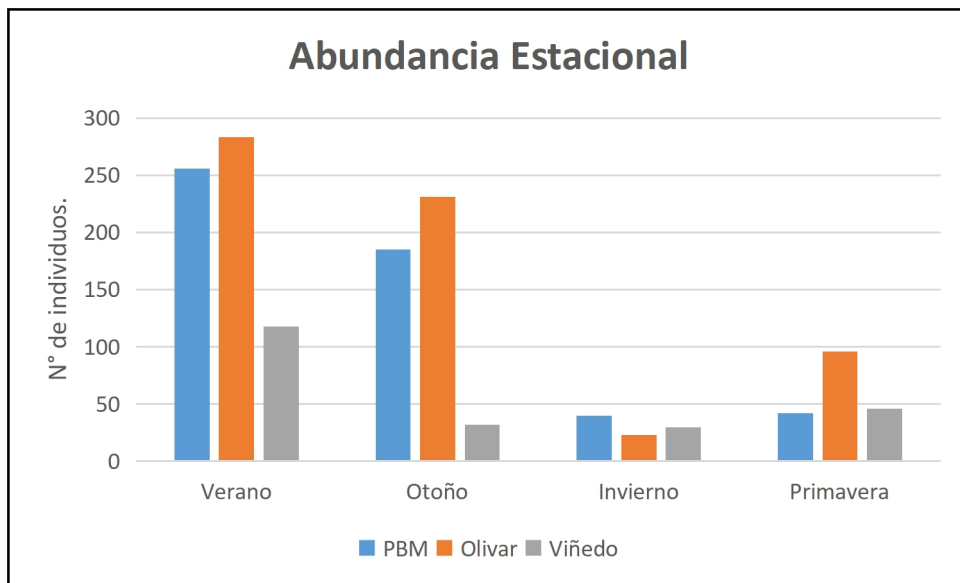


Figura N°17: Representación de la abundancia estacional por ambiente.

Posteriormente, se realizó un análisis estadístico con los datos del muestreo a fin de respaldar los resultados obtenidos a partir de las variables descriptivas. Para ello primero se evaluó la distribución de los datos mediante la Prueba de Normalidad de Shapiro Wilks y se constató que los datos no seguían una distribución normal. Por lo que se efectuó un análisis de la varianza para valores no paramétricos con la prueba de Kruskal Wallis (ALFA 0,05). Como resultado de la prueba de Kruskal Wallis no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tipos de ambientes para la variable número de individuos capturados.

Tabla N° 2: Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número total de individuos colectados en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM	12	43,58	41,06	29,00	1,00	3,80	0,1489
Abundancia OLIVAR	12	52,75	56,27	26,50			
Abundancia VIÑEDO	12	19,08	14,70	13,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	19,08	13,67	A
OLIVAR	52,75	20,67	A
PBM	43,58	21,17	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Se procedió de forma similar con los Ordenes.

Primero, se analizó el número de ME por Orden en las distintas estaciones del año. Registrándose diferencias entre los 8 Ordenes taxonómicos relevados durante el muestreo. Como patrón general se observó mayor cantidad de ME colectadas en las estaciones verano y otoño respecto a las de invierno y primavera (Fig.N°18).

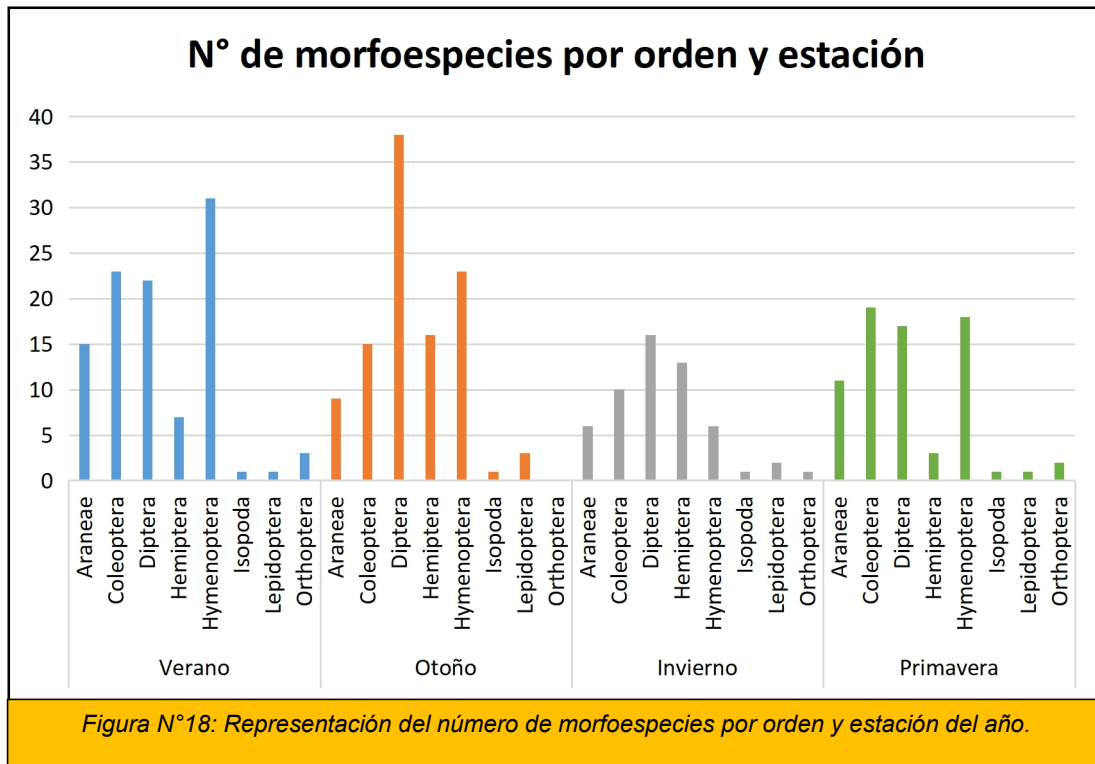


Figura N°18: Representación del número de morfoespecies por orden y estación del año.

Luego, se hizo un análisis de la varianza para valores no paramétricos con la prueba de Kruskal Wallis (ALFA 0,05).

No se registraron diferencias estadísticamente significativas para los Ordenes Diptera, Isopoda y Orthoptera. Como así tampoco entre parche biológico de Monte y olivar ni viñedo y olivar.

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los ambientes viñedo y parche biológico de Monte para la variable número de individuos capturados por estación del año en los Ordenes Araneae, Coleoptera, Hemiptera, Hymenoptera y Lepidoptera (Véase ANEXO I: Salidas del software InfoStat). A modo de resumen se elaboró la tabla N°3.

Tabla N° 3: Resumen del análisis de la varianza no paramétrico por Ordenes para la variable número de individuos colectados en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar en cada estación del año.

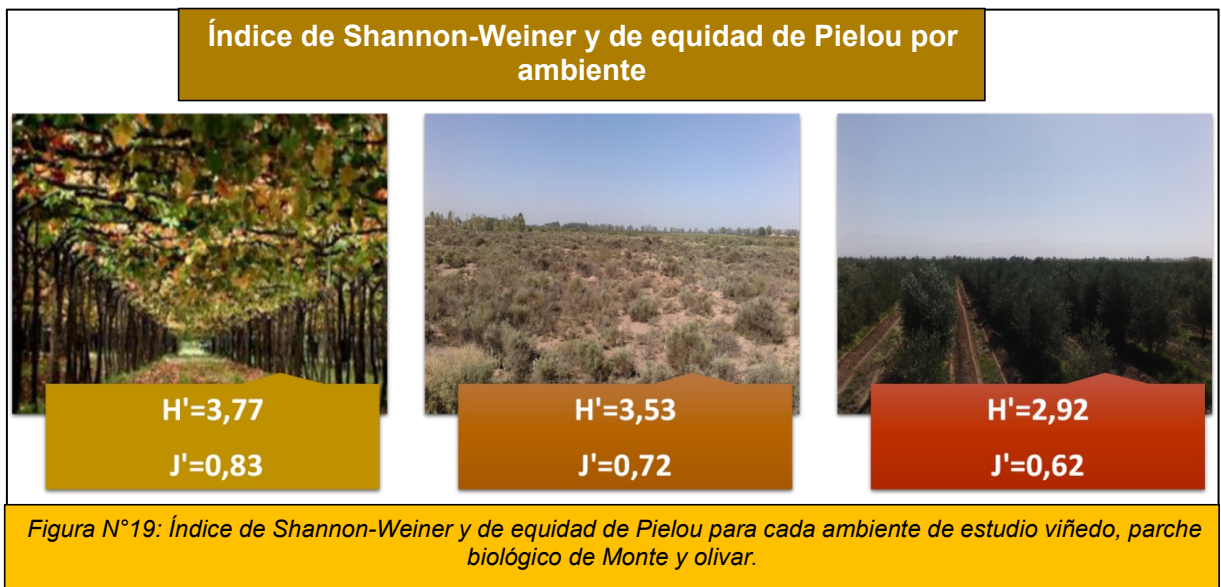
	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
Araneae	-----	-----	PBM < V	-----
Coleoptera	PBM < V	-----	-----	-----
Hemiptera	PBM > V	-----	-----	-----
Hymenoptera	PBM > V	PBM > V	-----	-----
Lepidoptera	PBM > V	PBM > V	PBM > V	-----

Nota: PBM= parche biológico de Monte V=viñedo

3.2. Índices de diversidad

Finalmente se examinó la influencia del hábitat y de la estacionalidad sobre la diversidad de artrópodos mediante índices. Por un lado se evaluó la diversidad de artrópodos por hábitat sin tener en cuenta la estacionalidad, es decir que se hicieron los cálculos con el total de individuos colectados a lo largo del año por ambiente.

Primero se calculó índice de Shannon-Weiner empleando logaritmos de base e y luego el índice de equidad de Pielou. Dando como resultado ambos índices un valor superior para el ecosistema viñedo. Así pues la diversidad es mayor en el viñedo, lo cual puede estar relacionado a una distribución más equitativa de las morfoespecies. (Fig.N°19)



Para saber cuán significativa es la diferencia entre la diversidad de las tres comunidades muestreadas, se realizó una prueba de hipótesis para dos muestras independientes. Bajo hipótesis nula (H_0), se espera que no haya diferencias estadísticamente significativas entre la diversidad del ambiente “A” y la diversidad del ambiente “B”. Para probar la hipótesis nula, se calculó el estadístico “t” de Student. (Tabla N°4)

Tabla N°4 : Estadístico t de Student para pares de ambientes.

	Ambientes		
	PBM-Olivar	PBM -Viñedo	Viñedo-Olivar
tc	5,594	-2,238	-7,791

Los valores t_c fueron comparados con los valores de tabla (t_t) para el nivel de significancia 0.05. Los valores teóricos o tabulados fueron $t_t(0.05) = 1.645$, para los grados de libertad considerados como infinitos (Véase Anexo Tabla N°33).

Como el valor $t_c > t_t$ en todos los casos, se rechaza la H_0 , concluyendo que existen diferencias estadísticamente significativas en la diversidad entre los ecosistemas parche biológico de Monte-olivar, parche biológico de Monte-viñedo y viñedo-olivar.

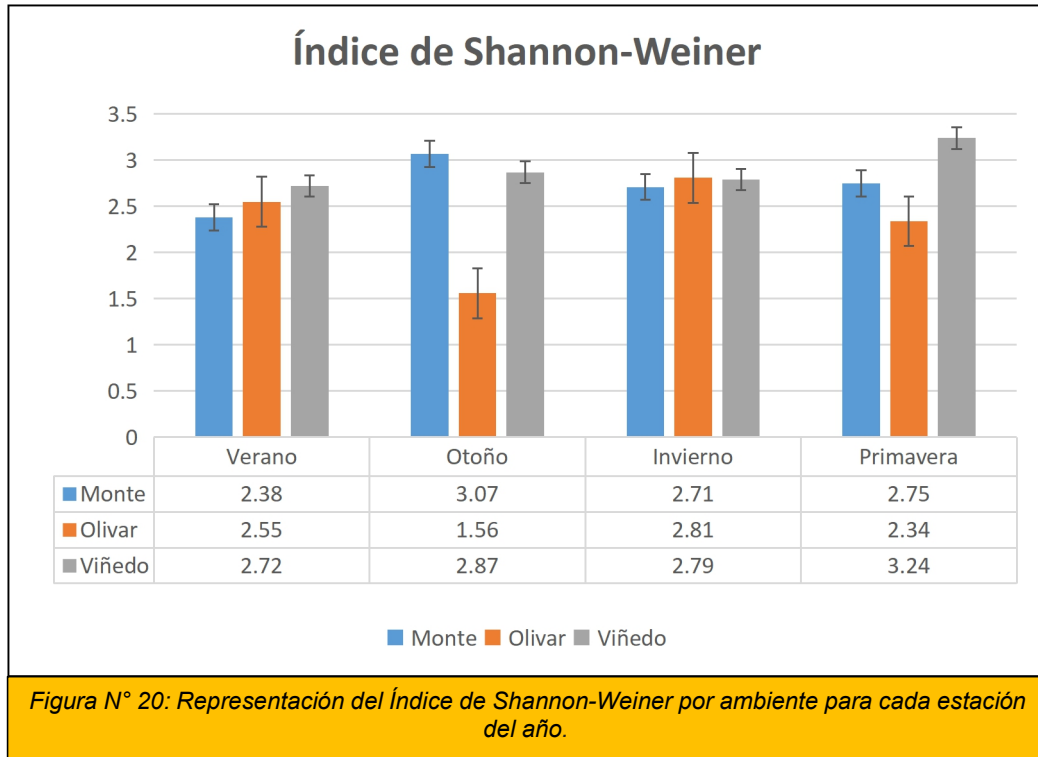
Acerca del grado de similitud entre ambientes (Tabla N°5), los índices de Jaccard arrojaron cifras muy bajas. Sugiriendo que las comunidades de artrópodos que más morfoespecies comparten son las de los agroecosistemas viñedo y olivar con un 9,6% de semejanza.

Tabla N°5: Valores de similitud y disimilitud entre los 3 sitios muestreados en la Finca Maipú, Mendoza.

	Sitios		
	PBM y viñedo	PBM y olivar	Viñedo y olivar
Índice de similitud de Jaccard	0.079	0.073	0.096
Disimilitud	0.921	0.927	0.904

De la misma forma se analizó la diversidad de artrópodos por hábitat pero esta vez teniendo en cuenta la estación del año.

Las gráficas de barras representan el Índice de Shannon-Weiner para cada ambiente por estación del año (Fig.N°20), permitiéndonos comparar los mismos. El valor máximo se registró en la estación de primavera en el agroecosistema de viñedo, mientras que el valor mínimo se registró durante el otoño en el olivar.



Una vez más, para conocer cuán significativa es la diferencia entre la diversidad de los tres ecosistemas, se hizo una prueba de hipótesis para dos muestras independientes, esta vez incluyendo la variable estacionalidad. Bajo hipótesis nula (H_0), se espera que no haya diferencias estadísticamente significativas entre la diversidad del ambiente “A” y la diversidad del ambiente “B” para una determinada estación del año. Para probar la hipótesis nula, se calculó el estadístico “t” de Student.

Tabla N°6: Estadístico t de Student para pares de ambientes por estación del año.

Estación	Ambientes	tc
Verano	PBM-Olivar	-1,102
	PBM -viñedo	-2,513
	Viñedo-Olivar	1,128
Otoño	PBM-Olivar	9,788
	PBM -viñedo	1,478
	Viñedo-Olivar	9,479
Invierno	PBM-Olivar	-1,147
	PBM -viñedo	-0,543
	Viñedo-Olivar	-18
Primavera	PBM-Olivar	2,155
	PBM -viñedo	-3,381
	Viñedo-Olivar	-6,210

Los valores t_c fueron comparados con los valores de tabla (t_t) para el nivel de significancia 0.05. Los valores teóricos o tabulados fueron $t_t(0.05) = 1.645$, para los grados de libertad considerados como infinitos (Véase Anexo Tabla N°33).

El valor $t_c > t_t$ en verano para los pares de ambiente parche biológico de Monte-viñedo, en otoño para parche biológico de Monte-olivar y viñedo-olivar, en invierno para viñedo-olivar y en primavera para todos los pares de ambientes. Por lo que en todos los casos mencionados, se rechaza la H_0 , concluyendo que existen diferencias estadísticamente significativas en la diversidad.

La tabla N°7 muestra valores elevados de equidad, lo cual se podría atribuir a una distribución equitativa de los recursos, que ofrecen los distintos ecosistemas, entre las morfoespecies de artrópodos existentes.

Tabla N°7: Índice de equidad de Pielou por ambiente y estación del año.

	PBM	Olivar	Viñedo
Verano	0,63	0,64	0,78
Otoño	0,75	0,45	0,93
Invierno	0,88	0,97	0,93
Primavera	0,86	0,74	0,94

El grado de semejanza entre los distintos hábitats fluctuó a lo largo del año, exhibiendo la estación de verano valores mayores de similaridad en la composición de morfoespecies, por el contrario la estación de otoño mostró los valores más bajos de similaridad (Tabla N° 8)

Tabla N° 8: Valores de similitud entre los ambientes muestreados en la Finca Maipú, Mendoza para cada estación del año.

	PBM-olivar	PBM-viñedo	Olivar-viñedo
Verano	0,129	0,134	0,162
Otoño	0,034	0,038	0,039
Invierno	0,053	0,050	0,055
Primavera	0,043	0,058	0,078

Finalmente se construyó una curva de acumulación de especies (Fig.N°21), con el fin de estimar la riqueza total de morfoespecies existente en la finca de estudio, como así también la calidad del inventario biológico. Se consideró como unidad de esfuerzo de muestreo a cada estación de trampeo combinada (trampa tipo Pitfall junto con la de intercepción) por punto de muestreo y estación, por ejemplo Estación1 de muestreo en viñedo para verano.

En base a la curva obtenida para el total de las muestras, podemos decir que es probable coleccionar un mayor número de morfoespecies si se aumenta el esfuerzo de muestreo. Ya que la curva no llega a alcanzar la asíntota. Este patrón podría deberse al elevado número de especies raras (con uno o dos individuos).

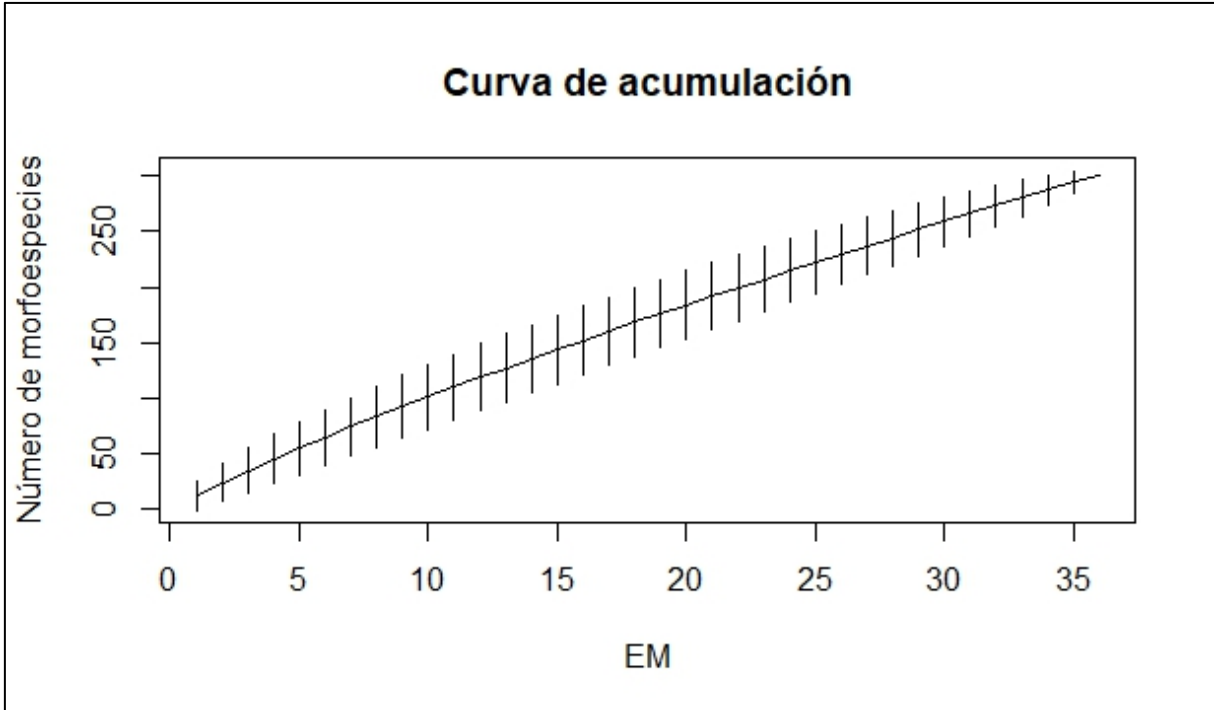


Figura N°21: Curva de acumulación de especies para el total de las muestras.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las diferencias encontradas de diversidad de artrópodos entre los ambientes examinados, podrían atribuirse a características particulares de cada uno de ellos. Cada hábitat provee distintos recursos para la artrópodofauna como lo son el refugio, el alimento y la oportunidad de reproducirse. A lo mencionado anteriormente se le suman los requerimientos específicos de las especies (Tews *et al.*, 2004; Stein *et al.*, 2014). Otra de las causas podría ser las variaciones climáticas estacionales que actúan de manera directa e indirecta sobre la abundancia y diversidad de artrópodos, alterando la composición florística de los ambientes en las estaciones del año, modificando de esta manera la cantidad de individuos y la riqueza en los distintos ambientes (Peñaloza *et al.* 2012).

El índice de Shannon-Weiner arrojó valores de 3,77 y 3,53 para viñedo y parche biológico de Monte respectivamente. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Echeverría (2010), donde el índice de Shannon-Weiner tomo un valor de 4,59 en el Viñedo y de 3,71 en el Monte nativo, pudiendo deberse las diferencias entre los valores al manejo orgánico del viñedo analizado, al tipo muestreo realizado (tipo de trampas, estación y duración del muestreo) y a la degradación sufrida debido al proceso de fragmentación en el parche biológico de Monte.

Los Ordenes mejor representados numéricamente fueron Hymenoptera (particularmente hormigas), Diptera, Isopoda y Coleoptera. Cabe destacar que el Orden Lepidoptera registró mayor abundancia y diversidad en el parche biológico de Monte siendo escasa la captura de estos en ambos agroecosistemas a lo largo del año, lo cual podría atribuirse a la mayor variedad de flora existente en el parche biológico de Monte nativo.

El ambiente con mayor abundancia de artrópodos fue el olivar en todas las estaciones del año con excepción de la estación de invierno. El hábitat con mayor complejidad estructural y heterogeneidad en la vegetación, parche biológico de Monte, fue el segundo de mayor abundancia, mientras que el viñedo registró la menor abundancia en todas las estaciones del año. Por el contrario, el ambiente menos diverso fue el olivar presentando los valores más altos de diversidad viñedo y parche biológico de Monte.

Se generó un inventario de los artrópodos en el área de estudio aportando un mayor conocimiento de la artrópodofauna existente en los agroecosistemas (viñedo y olivar) y el parche biológico de Monte nativo en Maipú, Mendoza, Argentina.

Los datos obtenidos proveen información valiosa para hacer planes de manejo y conservación, como así también un monitoreo de la artrópodofauna existente para los ambientes estudiados.

Los Ordenes de artrópodos que presentaron mayor riqueza de morfoespecies podrían ser considerados en futuros estudios como grupos focales para la conservación de los ecosistemas.

Respecto a la diversidad de artrópodos el ambiente más diverso y con mayor equitatividad fue el agroecosistema viñedo.

La composición de las comunidades de artrópodos entre los tres tipos de ecosistemas presentó un grado de similaridad bajo.

5. CONSIDERACIONES FINALES

- El método RBA es adecuado para estudios comparativos de composición entre comunidades de artrópodos. Este método permitió de forma rápida obtener información acerca de la diversidad y abundancia de las comunidades bajo estudio, sin embargo sería conveniente hacer una clasificación taxonómica de aquellos Ordenes en los cuales se encuentran familias que son de interés como predadores, polinizadores y especies claves para el funcionamiento de los ecosistemas. Desde el punto de vista agronómico, sería importante identificar taxonómicamente especies que tienen características de predadores como Coccinellidae Carabidae del Orden Coleoptera; del Orden Hemiptera, las familias Miridae, Reduviidae, Nabidae, Anthocoridae (predadores de trips); del Orden Diptera familias como Syrphidae, entre otros para generar información para futuros manejos de control biológico en los cultivos Viñedo y Olivar (Holgado *et al.*, 2018).
- El presente trabajo, sienta las bases para futuros estudios en otras zonas de la provincia de Mendoza cultivados con otras especies de importancia económica y en terrenos con vegetación nativa.
- Resulta de interés realizar el estudio de la entomofauna por grupos funcionales para conocer de manera completa el rol de cada grupo en cada ecosistema.

6. BIBLIOGRAFÍA.

ALTIERI, M.A.1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 19-31.

ANDERSEN, A.N., FISHER, B. D., HOFFMANN, J. L., READ, Y. y RICHARDS, F .2004. Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecology*, 29 (1): 87-92.

BARROS, E., PASHANASI, B., CONSTANTINO, R. y LAVELLE, P.2002. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biology and Fertility of Soil*, 35, 338-347.

BAUMGARDNER, D.E. 2007. New species of Leptohiphidae (Ephemeroptera) from Costa Rica. *Proceedings of the Entomological Society of Washington* 109(2): 416-426.

BUGUNA-HOFFMANN, L.2000. Stimulating positive linkages between agriculture and biodiversity. Recommendations for Building Blocs for the European Conservation Agricultural Action Plan on Biodiversity. European Centre for Nature Conservation, (ECNC-Technical Report Series), Tilburg, 122-123.

CARTER M.R. 2001. Researching the agroecosystem/environmental interface. *Agric Ecosyst Environ* 83, 3–9. Recuperado el 10 de Diciembre de 2018, de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880900002772>

CAVA, M.B.2014. 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.

CHELI, G.H. y MARTÍNEZ, F.J. 2018. Artrópodos terrestres, su rol como indicadores ambientales. Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales (IPEEC CONICET-CENPAT).Facultad de Ciencias Naturales.Universidad Nacional de la Patagonia. Chubut, Argentina. 5, 99-115.

CORDERO-RIVERA, A. 2017.Importancia de la Etología en la conservación de insectos. Departamento de Ecología y Biología Animal.Universidad de Vigo. España. *Ecosistemas*, 26, 13-20.Recuperado el 13 de Diciembre de 2018, de <https://revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/1382>

CULLINEY, T.W. 2013. Role of Arthropods in Maintaining Soil Fertility. *Agriculture*, 629-659.

DERRAIK, J.G.B., CLOSS, G.P., DICKINSON, K.J.M., SIRVID, P., BARRATT, B.I.P y PATRICK, B.H .2002. Morfospecies de artrópodos versus especies taxonómicas: un estudio de caso con Araneae, Coleoptera y Lepidoptera. *Conservation Biology*, 16: 1015-1023. doi: 10.1046 /j.1523-1739.2002.00358.x

DÍAZ, S., FARGIONE, J., CHAPIN III, F.S. y TILMAN, D. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology*, 4, 200-277.

DIRECCIÓN DE AGRICULTURA Y CONTINGENCIAS CLIMÁTICAS. <http://www.contingencias.mendoza.gov.ar/web1/>. Fecha de consulta: 03/01/19.

ECHEVERRIA, M.L. 2010. Tesis: Estimación de la biodiversidad de artrópodos a través de un método simplificado de clasificación parataxonómica en dos ambientes de la provincia de Mendoza. Uncuyo Facultad de ciencias agrarias.

EDGECOMBE, G.D. 2010. Arthropod phylogeny: an overview from the perspectives of morphology, molecular data and the fossil record. *Arthropod Structure y Development*, 39 (2-3): 74-87.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) .Recuperado el 3 de Diciembre de 2018, de (<http://www.fao.org/faostat/es/>).

GRAY, C. y JONGEPIER, E. 2008. Effect of human disturbance on arthropod diversity at Kirindy Forest, Western Madagascar. *Tropical Biology Assessment*, 9-10

HACKMAN, K.O., GONG, P. y VENEVSKY, S. 2017. A rapid assessment of landscape biodiversity using diversity profiles of arthropod morphospecies. *Landscape Ecol* 32, 209–223. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0440-4>

HALFFTER, G. 1998. A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International*, 36: 3-17

HALFFTER, G., MORENO, C.E. y PINEDA, E.O. 2001. “Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera”, M&T, Manuales y Tesis SEA Vol. 2. Disponible en <http://www.sea-entomologia.org/PDF/M&TSEA02.pdf>.

HERRERA, F. y CUEVAS, E. 2003. Artrópodos del suelo como bioindicadores de recuperación de sistemas perturbados. Centro de Ecología, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Venezuela. 21,827-1020. Recuperado el 13 de Diciembre de 2018, de <https://www.researchgate.net/publication/317412382>.

HICKMAN, C. P., L. S. ROBERTS y A. LARSON .2001. *Integrated principles of zoology*. McGraw-Hill. Nueva York, Estados Unidos.

HOLGADO, M., LÓPEZ-PLANTEY, R., QUIROGA, V., CARPINTERO, D., TORRES-ECHEVERRIA, M., RIQUELME, A. y MÁCOLA, G. 2018. Hetetópterls predadores en un viñedo de Mendoza, Argentina. Resumen 375. Libro de Resumenes X Congreso Argentino de Entomología. Mendoza, Argentina.

ISAACS, R., TUELL, J., FIEDLER A., GARDINER, M. y LANDIS, D .2009. Maximizing arthropod-mediated ecosystem services in agricultural landscapes: the role of native plants. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7 (4): 196–203.

INFOSTAT versión 2020e. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>

JIMÉNEZ-VALVERDE, A. y HORTA, J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*. Vol. 8, 31-XII-2003. Sección: Artículos y Notas. 151-161pp.

KREMEN, C., COLWELL, R., ERWIN, L., MURPHY, D., NOSS, F. y SANJAYAN, A. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology*, 4, 796-808.

-
- LAGOS, S. 2004. Diversidad biológica de las comunidades epigeas de artrópodos en áreas pastoreadas y no pastoreadas del Monte (Argentina). Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza. 234 pp.
- LASSAU, S.A., HOCHULI, D. F., CASSIS, G. y REID, C. A. M. 2005. Effects of habitat complexity on forest beetle diversity: do functional groups respond consistently? *Diversity and Distributions*, 11, 73-82.
- LONGCORE, T.R. 1999. Terrestrial arthropods as indicators of restoration success in coastal sage scrub. Tesis de Doctorado. Los Angeles, EEUU. Universidad de California. 165-198.
- LOREAU, M., NAEEM, S., INCHAUSTI, P., BENGTSSON, J., GRIME, J. P. y HECTOR, A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294, 804-808. Recuperado el 10 de Diciembre de 2018, <http://science.sciencemag.org/content/294/5543/804>
- LOSEY, J.E. y VAUGHAN, M. 2006. The economic value of ecological services provided by insects. *BioScience*, 56 (4): 311-323.
- MAGURRAN, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, N.J., ACOSTA, J., SANTOS, C., FRANZ, N.M. y WILLIAMS, L. B. 2007. Composición y estructura de la fauna de escarabajos (Insecta: Coleoptera) en los remanentes de bosque del Recinto Universitario de Mayagüez, Puerto Rico, con énfasis en la superfamilia Scarabaeoidea. Tesis de maestría. Universidad de Puerto Rico. Mayagüez, Puerto Rico.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. World Resources Institute., Washington , D.C.
- MOLINA, G. 2008. Influencia de la heterogeneidad del paisaje sobre la diversidad y la estructura trófica de los ensamblajes de artrópodos en ambientes agrícolas de la Pampa Ondulada. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires, Área Ciencias Agropecuarias.
- MORENO, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T – Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Primera Edición, 84 pp.
- MORENO, CE; BARRAGÁN, F., PINEDA, E. y PAVÓN, N.P. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Rev Mex Biodiver* 82:1249–1261.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. y KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853– 858. Recuperado el 9 de Diciembre de 2018, de <https://www.nature.com/articles/35002501>
- OBRIST, M.K. y DUELLI, P. 2010. Rapid biodiversity assessment of arthropods for monitoring average local species richness and related ecosystem services. *Biodivers Conserv* 19, 2201–2220. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9832-y>
- OLIVIER, I. y BEATTIE, A.J. 1996. Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biol*, 10, 99-109. Recuperado el 10 de Diciembre de 2018, de https://www.researchgate.net/publication/201999858_Invertebrate_Morphospecies_as_Surrogates_for_Species_A_Case_Study

-
- PEÑALOZA, O. A., CORRONCA, J. y BALZARINI, M. 2012. Descripción de artrópodos epigeos en dos ambientes del Parque Nacional Talampaya, La Rioja, Argentina. *UNLaR Ciencia* 1:17-23.
- PIFFNER, L. y LUKA, H. 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78; 215–222.
- PURVIS, A. y HECTOR, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405, 212-219.
- QUIJAS, S., SCHMID, B., BALVANERA, P. 2010. Plant diversity enhances provision of ecosystem services: a new synthesis. *Basic and Applied Ecology* 11:582-593.
- RIESKE, L.K. y BUSS, L.J. 2001. Influence of site on diversity and abundance of ground- and litter-dwelling Coleoptera in Appalachian Oak-Hickory forests. *Environmental Entomology*, 30, 484-494.
- RSTUDIO TEAM .2020. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- SIAT. Sistema de Información Ambiental Territorial. <http://www.siat.mendoza.gov.ar/> Fecha de consulta: 03/01/20.
- TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBÖRGER, K. y WHICHMANN, M. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J Biogeogr*, 31, 79–92.
- STEIN, A., GERSTNER, K. y KREFT, H. 2014. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters* 17:866-880.
- TILMAN, D., CASSMAN, K.G., MATSON, P.A., NAYLOR, R. y POLASKY, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671-677.
- TSCHARNTKE, T., KLEIN, A., KRUESS, A., STEFFAN I. y CARSTEN, T. 2005. Agroecology, University of Gottingen, Germany. *Ecology Letters*, 8, 857-874.
- VAZQUEZ, D. P., ASCHERO, V. y STEVANI, E. 2008. Livestock grazing, habitat protection and diversity of bees and wasps in the Central Monte desert. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 67 (3-4): 1- 10.
- WAGGONER, B. 1999. Los comienzos de la historia evolutiva de los artrópodos: ¿qué nos pueden contar los fósiles? *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* (26): 115-131.
- WASCHER, D.W. 2000. Agroenvironmental indicators for sustainable agriculture in Europe. European Centre for Nature Conservation (ECNC–Technical Report Series), Tilburg, 240-241.
- WHEELER, W.C., GIRIBET, G. y EDGECOMBE, G.D. 2002. Arthropods. Pp. 74-77. En: Pagel, M. (Ed.). *Encyclopaedia of evolution*. Oxford University Press. Nueva York, Estados Unidos.
- WHITTAKER R.J. WILLIS K.J. FIELD R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28, 453 - 470.

ZACCAGNINI, M.E. 2011. Manejo de biodiversidad en agroecosistemas: 22 años de Aportes del INTA en Investigación, Extensión y Capacitación (1990-2011). Publicaciones INTA. Buenos Aires. 200 pp

ZAR, J.H. 1996. Biostatistical analysis. Tercera edición. Prentice Hall. New Jersey. 988 pp.

ANEXO.

1. Salidas del programa InfoStat.

Tabla N° 1. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número total de individuos colectados en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM	12	43,58	41,06	29,00	1,00	3,80	0,1489
Abundancia OLIVAR	12	52,75	56,27	26,50			
Abundancia VIÑEDO	12	19,08	14,70	13,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	19,08	13,67	A
OLIVAR	52,75	20,67	A
PBM	43,58	21,17	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Tabla N° 2. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Araneae en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en verano.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM	3	1,67	0,58	2,00	0,96	1,07	0,6571
Abundancia OLIVAR	3	6,00	7,00	3,00			
Abundancia VIÑEDO	3	5,00	4,58	4,00			

Trat.	Medias	Ranks	
PBM	1,67	3,67	A
VIÑEDO	5,00	5,67	A
OLIVAR	6,00	5,67	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Tabla N° 3. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Coleoptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en verano.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM	3	4,67	2,08	4,00	0,98	4,62	0,0869
Abundancia OLIVAR	3	6,67	3,51	7,00			
Abundancia VIÑEDO	3	13,33	4,62	16,00			

Trat.	Medias	Ranks	
PBM	4,67	3,00	A
OLIVAR	6,67	4,33	A B
VIÑEDO	13,33	7,67	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Tabla N° 4. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Diptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en verano.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	18,00	6,56	19,00	1,00	3,47	0,1774
Abundancia OLIVAR		3	15,33	7,64	17,00			
Abundancia VIÑEDO		3	4,33	6,66	1,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	4,33	2,67	A
OLIVAR	15,33	5,67	A
PBM	18,00	6,67	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 5. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Hemiptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en verano.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	2,33	1,15	3,00	0,83	4,62	0,0655
Abundancia OLIVAR		3	0,67	1,15	0,00			
Abundancia VIÑEDO		3	0,00	0,00	0,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	0,00	3,00	A
OLIVAR	0,67	4,33	A B
PBM	2,33	7,67	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 6. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Hymenoptera en el parche biológico Monte, viñedo y olivar, en verano.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	52,67	55,08	26,00	1,00	5,07	0,0857
Abundancia OLIVAR		3	15,67	5,51	13,00			
Abundancia VIÑEDO		3	10,00	5,00	10,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	10,00	2,67	A
OLIVAR	15,67	4,67	A B
PBM	52,67	7,67	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 7. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Isopoda en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en verano.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM	3	0,00	0,00	0,00	0,92	3,80	0,1714
Abundancia OLIVAR	3	45,00	42,32	51,00			
Abundancia VIÑEDO	3	6,00	6,24	4,00			

Trat.	Medias	Ranks	
PBM	0,00	2,50	A
VIÑEDO	6,00	6,00	A
OLIVAR	45,00	6,50	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 8. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Lepidoptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en verano.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM	3	6,00	2,00	6,00	0,93	5,60	0,0571
Abundancia OLIVAR	3	0,67	0,58	1,00			
Abundancia VIÑEDO	3	0,33	0,58	0,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	0,33	3,00	A
OLIVAR	0,67	4,00	A B
PBM	6,00	8,00	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 9. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Orthoptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en verano.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM	3	0,00	0,00	0,00	0,71	2,29	0,1429
Abundancia OLIVAR	3	4,33	5,13	3,00			
Abundancia VIÑEDO	3	0,33	0,58	0,00			

Trat.	Medias	Ranks	
PBM	0,00	3,50	A
VIÑEDO	0,33	4,67	A
OLIVAR	4,33	6,83	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 10. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Araneae en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Otoño.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	1,00	1,73	0,00	0,88	1,16	0,4857
Abundancia OLIVAR		3	0,67	1,15	0,00			
Abundancia VIÑEDO		3	1,67	0,58	2,00			

Trat.	Medias	Ranks	
OLIVAR	0,67	4,00	A
PBM	1,00	4,67	A
VIÑEDO	1,67	6,33	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 11. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Coleoptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Otoño.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	4,00	3,00	4,00	0,95	2,82	0,2821
Abundancia OLIVAR		3	1,33	0,58	1,00			
Abundancia VIÑEDO		3	3,00	1,00	3,00			

Trat.	Medias	Ranks	
OLIVAR	1,33	2,83	A
VIÑEDO	3,00	6,00	A
PBM	4,00	6,17	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 12. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Diptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Otoño.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	7,33	3,21	6,00	0,98	2,96	0,2500
Abundancia OLIVAR		3	4,33	3,51	4,00			
Abundancia VIÑEDO		3	3,33	2,08	4,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	3,33	3,50	A
OLIVAR	4,33	4,33	A
PBM	7,33	7,17	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 13. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Hemiptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Otoño.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM	3	2,67	1,53	3,00	0,94	2,16	0,4214
Abundancia OLIVAR	3	2,33	2,08	3,00			
Abundancia VIÑEDO	3	0,67	0,58	1,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	0,67	3,17	A
OLIVAR	2,33	5,50	A
PBM	2,67	6,33	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 14. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Hymenoptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Otoño.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM	3	8,33	5,51	8,00	0,96	6,49	0,0107
Abundancia OLIVAR	3	2,67	0,58	3,00			
Abundancia VIÑEDO	3	0,33	0,58	0,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	0,33	2,00	A
OLIVAR	2,67	5,33	A B
PBM	8,33	7,67	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 15. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Isopoda en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Otoño.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM	3	0,00	0,00	0,00	0,53	0,62	0,5000
Abundancia OLIVAR	3	4,33	7,51	0,00			
Abundancia VIÑEDO	3	0,33	0,58	0,00			

Trat.	Medias	Ranks	
PBM	0,00	4,00	A
VIÑEDO	0,33	5,33	A
OLIVAR	4,33	5,67	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 16. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Lepidoptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Otoño.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	1,33	0,58	1,00	0,83	4,69	0,0714
Abundancia OLIVAR		3	0,67	0,58	1,00			
Abundancia VIÑEDO		3	0,00	0,00	0,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	0,00	2,50	A
OLIVAR	0,67	5,17	A B
PBM	1,33	7,33	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 17. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Araneae en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Invierno.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	0,00	0,00	0,00	0,80	4,62	0,0893
Abundancia OLIVAR		3	0,33	0,58	0,00			
Abundancia VIÑEDO		3	2,33	2,31	1,00			

Trat.	Medias	Ranks	
PBM	0,00	3,00	A
OLIVAR	0,33	4,33	A B
VIÑEDO	2,33	7,67	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 18. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Coleptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Invierno.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	1,67	1,15	1,00	0,80	0,36	0,8393
Abundancia OLIVAR		3	1,67	0,58	2,00			
Abundancia VIÑEDO		3	1,33	0,58	1,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	1,33	4,33	A
PBM	1,67	5,00	A
OLIVAR	1,67	5,67	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 19. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Diptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Invierno.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM	3	2,33	2,52	2,00	0,94	0,36	0,9571
Abundancia OLIVAR	3	2,00	2,65	1,00			
Abundancia VIÑEDO	3	1,00	1,00	1,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	1,00	4,33	A
OLIVAR	2,00	5,00	A
PBM	2,33	5,67	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 20. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Hemiptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Invierno.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM	3	1,67	1,53	2,00	0,93	0,09	>0,9999
Abundancia OLIVAR	3	1,33	1,15	2,00			
Abundancia VIÑEDO	3	1,67	2,08	1,00			

Trat.	Medias	Ranks	
OLIVAR	1,33	4,67	A
VIÑEDO	1,67	5,00	A
PBM	1,67	5,33	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 21. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Hymenoptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Invierno.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM	3	2,00	0,00	2,00	0,88	3,76	0,1643
Abundancia OLIVAR	3	0,67	1,15	0,00			
Abundancia VIÑEDO	3	0,67	0,58	1,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	0,67	3,67	A
OLIVAR	0,67	3,83	A
PBM	2,00	7,50	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 22. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Isopoda en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Invierno.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	0,00	0,00	0,00	0,53	2,40	0,2500
Abundancia OLIVAR		3	0,00	0,00	0,00			
Abundancia VIÑEDO		3	0,67	0,58	1,00			

Trat.	Medias	Ranks	
OLIVAR	0,00	4,00	A
PBM	0,00	4,00	A
VIÑEDO	0,67	7,00	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 23. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Lepidoptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Invierno.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	2,33	0,58	2,00	0,83	5,60	0,0357
Abundancia OLIVAR		3	0,33	0,58	0,00			
Abundancia VIÑEDO		3	0,00	0,00	0,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	0,00	3,00	A
OLIVAR	0,33	4,00	A B
PBM	2,33	8,00	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 24. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Orthoptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Invierno.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	0,33	0,58	0,00	0,30	0,60	>0,9999
Abundancia OLIVAR		3	0,00	0,00	0,00			
Abundancia VIÑEDO		3	0,00	0,00	0,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	0,00	4,50	A
OLIVAR	0,00	4,50	A
PBM	0,33	6,00	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 25. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Araneae en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Primavera.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	1,33	1,15	2,00	0,70	1,67	0,5357
Abundancia OLIVAR		3	1,33	1,15	2,00			
Abundancia VIÑEDO		3	2,33	0,58	2,00			

Trat.	Medias	Ranks	
OLIVAR	1,33	4,17	A
PBM	1,33	4,17	A
VIÑEDO	2,33	6,67	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 26. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Coleoptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Primavera.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	1,33	0,58	1,00	0,83	1,16	0,5714
Abundancia OLIVAR		3	2,33	2,31	1,00			
Abundancia VIÑEDO		3	3,67	2,52	4,00			

Trat.	Medias	Ranks	
PBM	1,33	4,00	A
OLIVAR	2,33	4,67	A
VIÑEDO	3,67	6,33	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 27. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Diptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Primavera.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	H	p
Abundancia PBM		3	2,33	1,53	2,00	0,27	0,9071
Abundancia OLIVAR		3	1,67	1,53	2,00		
Abundancia VIÑEDO		3	2,33	1,53	2,00		

Trat.	Medias	Ranks	
OLIVAR	1,67	4,33	A
PBM	2,33	5,33	A
VIÑEDO	2,33	5,33	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 28. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Hemiptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Primavera.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	0,67	0,58	1,00	0,70	1,49	0,6786
Abundancia OLIVAR		3	0,67	1,15	0,00			
Abundancia VIÑEDO		3	0,00	0,00	0,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	0,00	3,50	A
OLIVAR	0,67	5,33	A
PBM	0,67	6,17	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 29. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Hymenoptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Primavera.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	7,33	0,58	7,00	0,99	4,36	0,1095
Abundancia OLIVAR		3	18,67	13,05	20,00			
Abundancia VIÑEDO		3	4,00	2,00	4,00			

Trat.	Medias	Ranks	
VIÑEDO	4,00	2,33	A
PBM	7,33	6,00	A
OLIVAR	18,67	6,67	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 30. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Isopoda en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Primavera.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	0,67	1,15	0,00	0,82	0,69	0,8929
Abundancia OLIVAR		3	0,33	0,58	0,00			
Abundancia VIÑEDO		3	1,00	1,00	1,00			

Trat.	Medias	Ranks	
OLIVAR	0,33	4,17	A
PBM	0,67	4,83	A
VIÑEDO	1,00	6,00	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 31. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Lepidoptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Primavera.

Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	0,00	0,00	0,00	0,30	0,60	>0,9999
Abundancia OLIVAR		3	0,00	0,00	0,00			
Abundancia VIÑEDO		3	0,33	0,58	0,00			

Trat.	Medias	Ranks	
OLIVAR	0,00	4,50	A
PBM	0,00	4,50	A
VIÑEDO	0,33	6,00	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 32. Análisis de la varianza no paramétrico para la variable número de individuos colectados del orden Orthoptera en el parche biológico de Monte, viñedo y olivar, en Primavera.

Prueba de Kruskal Wallis

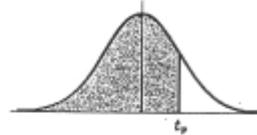
Variable	Ambiente	N	Medias	D.E.	Medianas	C	H	p
Abundancia PBM		3	0,33	0,58	0,00	0,53	0,60	>0,9999
Abundancia OLIVAR		3	0,00	0,00	0,00			
Abundancia VIÑEDO		3	0,33	0,58	0,00			

Trat.	Medias	Ranks	
OLIVAR	0,00	4,00	A
PBM	0,33	5,50	A
VIÑEDO	0,33	5,50	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla N° 33. Tabla distribución t de Student.

Valores percentiles (t_p) para la distribución t de Student con v grados de libertad (área en sombra = p)



v	$t_{.995}$	$t_{.99}$	$t_{.975}$	$t_{.95}$	$t_{.90}$	$t_{.80}$	$t_{.75}$	$t_{.70}$	$t_{.60}$	$t_{.55}$
1	63.66	31.82	12.71	6.31	3.08	1.376	1.000	.727	.325	.158
2	9.92	6.96	4.30	2.92	1.89	1.061	.816	.617	.289	.142
3	5.84	4.54	3.18	2.35	1.64	.978	.765	.584	.277	.137
4	4.60	3.75	2.78	2.13	1.53	.941	.741	.569	.271	.134
5	4.03	3.36	2.57	2.02	1.48	.920	.727	.559	.267	.132
6	3.71	3.14	2.45	1.94	1.44	.906	.718	.553	.265	.131
7	3.50	3.00	2.36	1.90	1.42	.896	.711	.549	.263	.130
8	3.36	2.90	2.31	1.86	1.40	.889	.706	.546	.262	.130
9	3.25	2.82	2.26	1.83	1.38	.883	.703	.543	.261	.129
10	3.17	2.76	2.23	1.81	1.37	.879	.700	.542	.260	.129
11	3.11	2.72	2.20	1.80	1.36	.876	.697	.540	.260	.129
12	3.06	2.68	2.18	1.78	1.36	.873	.695	.539	.259	.128
13	3.01	2.65	2.16	1.77	1.35	.870	.694	.538	.259	.128
14	2.98	2.62	2.14	1.76	1.34	.868	.692	.537	.258	.128
15	2.95	2.60	2.13	1.75	1.34	.866	.691	.536	.258	.128
16	2.92	2.58	2.12	1.75	1.34	.865	.690	.535	.258	.128
17	2.90	2.57	2.11	1.74	1.33	.863	.689	.534	.257	.128
18	2.88	2.55	2.10	1.73	1.33	.862	.688	.534	.257	.127
19	2.86	2.54	2.09	1.73	1.33	.861	.688	.533	.257	.127
20	2.84	2.53	2.09	1.72	1.32	.860	.687	.533	.257	.127
21	2.83	2.52	2.08	1.72	1.32	.859	.686	.532	.257	.127
22	2.82	2.51	2.07	1.72	1.32	.858	.686	.532	.256	.127
23	2.81	2.50	2.07	1.71	1.32	.858	.685	.532	.256	.127
24	2.80	2.49	2.06	1.71	1.32	.857	.685	.531	.256	.127
25	2.79	2.48	2.06	1.71	1.32	.856	.684	.531	.256	.127
26	2.78	2.48	2.06	1.71	1.32	.856	.684	.531	.256	.127
27	2.77	2.47	2.05	1.70	1.31	.855	.684	.531	.256	.127
28	2.76	2.47	2.05	1.70	1.31	.855	.683	.530	.256	.127
29	2.76	2.46	2.04	1.70	1.31	.854	.683	.530	.256	.127
30	2.75	2.46	2.04	1.70	1.31	.854	.683	.530	.256	.127
40	2.70	2.42	2.02	1.68	1.30	.851	.681	.529	.255	.126
60	2.66	2.39	2.00	1.67	1.30	.848	.679	.527	.254	.126
120	2.62	2.36	1.98	1.66	1.29	.845	.677	.526	.254	.126
∞	2.58	2.33	1.96	1.645	1.28	.842	.674	.524	.253	.126

Fuente: R. A. Fisher y F. Yates, *Statistical Tables for Biological, Agricultural and Medical Research* (5.ª edición), Tabla III, Oliver y Boyd Ltd., Edinburgh, con autorización de los autores y editores.