



Diversidad y abundancia de insectos herbívoros en la vegetación espontánea de huertas agroecológicas en función de variables a escala local y de paisaje

Tesinista: Rasino, Micaela del Valle

Firma:

Director: Videla, Martín

Firma:

Co-directora: Salvo, Adriana

Firma:

Universidad Nacional de Córdoba

Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

Carrera de Ciencias Biológicas

Centro de Investigaciones Entomológicas de Córdoba e

Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal / CONICET – UNC

Diversidad y abundancia de insectos herbívoros en la vegetación espontánea de huertas agroecológicas en función de variables a escala local y de paisaje

Tribunal examinador

Dr. Grilli, Mariano

Firma:

Dr. Ludueña-Almeida, Francisco

Firma:

Dr. Trumper, Eduardo

Firma:

Calificación:

Fecha:

Índice

Resumen	4
Introducción	6
Objetivo general	9
Objetivos específicos	9
Hipótesis y predicciones	10
Materiales y métodos	11
Área de estudio	11
Muestreo de insectos	13
Muestreos de vegetación	14
Análisis de datos	15
Resultados	17
Discusión	30
Conclusiones	38
Referencias bibliográficas	39
Anexos	52
Anexo 1	52
Anexo 2	54

Resumen

Frente al desafío actual de alimentar a una creciente población humana, atendiendo a la biodiversidad y los beneficios que proveen los organismos vivos a los agroecosistemas, la agroecología ofrece una alternativa de producción sustentable. Los insectos constituyen componentes relevantes en los agroecosistemas debido a las funciones que allí desempeñan. Si bien los insectos herbívoros pueden causar daños a los cultivos vegetales, la mayoría son inocuos, y contribuyen a mantener las poblaciones de enemigos naturales que participan del control biológico de plagas. En este estudio evaluamos la influencia de variables a escala local y de paisaje sobre la diversidad y abundancia de Orthoptera, Lepidoptera, Hemiptera y Thysanoptera. El estudio se realizó en 9 huertas agroecológicas ubicadas a lo largo de un gradiente de cobertura natural circundante en un radio de 50 km con centro en Córdoba Capital. En cada huerta se colocaron 4 trampas de agua amarillas (1 por borde), que permanecieron activas por 48 h. en dos muestreos (Marzo y Abril), para la captura de los insectos. En cada borde se trazaron 5 transectas (6m x 1m) y 5 cuadratas (1m x 1m) donde se registró la altura de la vegetación, la cobertura vegetal del suelo y dosel arbóreo, la diversidad de especies vegetales y la abundancia y diversidad de flores. A escala de paisaje se calculó la cobertura natural en círculos de 0,5 km y 1 km de radio con centro en cada huerta utilizando imágenes satelitales. Se construyeron MLGM para evaluar conjuntamente el efecto de las variables a escala de sitio y paisaje. El análisis mostró que, la abundancia total de insectos estuvo relacionada directamente con la altura de la vegetación, al igual que la abundancia de Thysanoptera. En cambio, esta variable de vegetación influyó inversamente sobre la riqueza y la abundancia de Lepidoptera. La riqueza total de insectos, la riqueza de Hemiptera y la abundancia de Thysanoptera fueron afectadas negativamente por la cobertura de dosel arbóreo. La cobertura vegetal en el suelo solo influyó sobre la abundancia de Thysanoptera en una relación negativa. La riqueza de especies de plantas exóticas fue de relevancia para la riqueza total de insectos, la riqueza de Orthoptera y de Thysanoptera, mientras que la riqueza de plantas nativas lo fue para la abundancia de Orthoptera y la riqueza de Lepidoptera. Tanto la abundancia como la riqueza de Orthoptera se relacionaron directamente con la

cobertura de especies monocotiledóneas, mientras que la abundancia de Hemiptera se vio afectada inversamente por esta variable. La riqueza de Orthoptera y la abundancia de Lepidoptera estuvieron asociadas directa y marginalmente por la abundancia de recursos florales. La riqueza de Lepidoptera se relacionó inversamente con la riqueza de flores. Los resultados indican que las variables que actúan a nivel local afectan diferencialmente a los grupos de insectos estudiados, mientras que, las variables a escala de paisaje no evidenciaron relaciones significativas. Se estima que, una cobertura vegetal estructuralmente más compleja influiría positivamente la abundancia y diversidad de insectos herbívoros en las huertas, mientras que, una mayor cobertura del dosel arbóreo afectaría negativamente sobre estos insectos.

PALABRAS CLAVE: agroecología, biodiversidad, insectos herbívoros, vegetación de crecimiento espontáneo.

Introducción

Las tendencias mundiales en las prácticas del uso de la tierra para la producción de alimentos representan amenazas sin precedentes para los ecosistemas naturales. El modelo de intensificación de la agricultura actual, basado en la utilización de insumos externos (insecticidas, herbicidas, fertilizantes, etc.) y la simplificación de los sistemas agrícolas, si bien ha logrado altos rendimientos, también ha causado fragmentación y homogenización de los hábitats en el paisaje. Por otra parte, la intensificación genera una mayor dependencia de agroquímicos sintéticos que atentan contra la salud humana (Landis, 2016; Gurr *et al.*, 2016; Etchegoyen *et al.*, 2017), perjudican la biota (Fogel, 2012; Ferreira *et al.*, 2017; Botías & Sánchez-Bayo, 2018), y contaminan recursos esenciales como el agua (Ronco *et al.*, 2016), los alimentos (Lepori *et al.*, 2013; Faillaci, 2017) y el suelo (Alonso *et al.*, 2018).

En este contexto, resulta indispensable reconocer que existen alternativas de producción sustentable diseñadas para mantener la biodiversidad y los beneficios que proveen los organismos vivos a los ecosistemas (servicios ecosistémicos), además de resolver las necesidades alimenticias, socioeconómicas y culturales de la población humana (Sarandón, 2011). En este sentido, la Agroecología ofrece una vía prometedora para contemplar estos desafíos, entendiéndola según Gliessman (2007) y Nicholls (2010) como la ciencia de aplicar conceptos y principios ecológicos para el estudio, diseño y gestión de sistemas de producción de alimentos sustentables. Tal disciplina supone comprender cuáles son y cómo funcionan los componentes que estructuran los agroecosistemas para limitar el uso de agroquímicos (De Schutter, 2011).

Los insectos conforman un grupo dominante en los ecosistemas terrestres (Tripplehorn & Johnson, 2005) y constituyen componentes relevantes en los agroecosistemas debido a las funciones que allí desempeñan. Teniendo en cuenta la importancia de este grupo en estos sistemas, se han realizado numerosos trabajos destinados a estudiar los factores que determinan su diversidad y abundancia a distintas escalas espaciales (local y de paisaje) para desarrollar

estrategias de manejo que permitan producir alimentos de manera sustentable (Tscharrntke *et al.*, 2005; Morandin & Kremen, 2013; Rusch *et al.*, 2016). No obstante, la mayoría de estos trabajos se han enfocado solamente en insectos benéficos (polinizadores y enemigos naturales) restringiéndose, generalmente, a una única escala espacial.

En lo que respecta a los insectos herbívoros, la evidencia empírica sugiere que tanto su diversidad como abundancia pueden verse fuertemente afectadas por variables que actúan a escala local y de paisaje (Montero, 2008b; González *et al.*, 2016; Muneret *et al.*, 2018). En lo concerniente a la **escala local**, se ha observado que la vegetación de crecimiento espontáneo presente en los bordes de áreas cultivadas, puede mitigar los efectos de la simplificación del paisaje y mantener o incluso incrementar la biodiversidad de artrópodos en los agroecosistemas (Montero, 2008a). En este sentido, tanto la calidad como la cantidad del recurso alimenticio (tejido vegetal estructural, polen, néctar) y la complejidad de la arquitectura de las plantas hospederas pueden influir positivamente sobre la diversidad y abundancia de insectos herbívoros al proporcionar mayor heterogeneidad de ambientes, variedad de nutrientes disponibles y oportunidades de refugio (Siemann *et al.*, 1998; Wäckers, Romeis & van Rijn, 2007; Montero, 2013; Kemp & Ellis, 2017). A su vez, las características estructurales de la vegetación espontánea pueden crear condiciones microclimáticas diversas de luz y temperatura, factores abióticos claves que influyen en la abundancia de herbívoros (Salgado-Luarte & Gianoli, 2010), además de influir sobre factores bióticos como la presencia de numerosos enemigos naturales (Montero, 2013; Wäckers, Romeis & van Rijn, 2007; Letourneau *et al.*, 2011; Parolin *et al.*, 2012).

Respecto a la **escala de paisaje**, algunos trabajos sugieren que la diversidad de insectos herbívoros en un sitio dado, responde positivamente a la cantidad de hábitat natural a mayor escala geográfica (revisado por Chaplin-Kramer *et al.*, 2011). Lo anterior indica que este grupo de insectos pueden forrajear en busca de recursos alimenticios, sitios de oviposición y/o de refugio a escalas relativamente grandes. No obstante, los trabajos realizados en torno a las respuestas de insectos herbívoros frente a la complejidad del paisaje, arrojaron resultados menos claros

en relación a los obtenidos para enemigos naturales. Para estos últimos se ha observado que una mayor proporción de hábitat no cultivado mejora los servicios de control biológico sobre las plagas herbívoras (Chaplin-Kramer *et al.*, 2011, Rusch *et al.*, 2017; Muneret *et al.*, 2018). Teniendo en cuenta esto, resulta esencial evaluar la cantidad, extensión y conectividad de parches de vegetación nativa y/o exótica dentro del paisaje agrícola y su rol como corredores biológicos que favorezcan la dispersión de los insectos (Ekbom, 2000; Marshall & Moonen, 2002; Benton *et al.*, 2003; Petit, 2009; Rusch, 2016). Así, hábitats que presenten mayor complejidad en los alrededores de los cultivos propiciarían sitios más favorables para los requerimientos de este grupo de insectos (revisado por Tscharrntke *et al.*, 2012).

Como se mencionara previamente, la mayoría de los trabajos sobre los efectos de la escala local y de paisaje en agroecosistemas se han enfocado principalmente en insectos benéficos mientras que dichos efectos sobre los herbívoros han sido menos estudiados pese a su importancia en el sistema. El aumento en diversidad y abundancia de los herbívoros suele ser relacionado por los agricultores con mayores daños a los cultivos (Langer & Hance, 2004). No obstante, estudios sobre insectos herbívoros en bordes de huertas han mostrado que estos hábitats generalmente sostienen una mayor proporción de fitófagos inocuos que perjudiciales (Denys & Tscharrntke, 2002; Montero, 2008b). Así, la flora espontánea colindante a los cultivos no parece constituirse en sitios de refugio o hibernación de un número importante de insectos plaga, sino como ambientes que brindan la función de proteger y aumentar la diversidad y abundancia de presas para predadores generalistas y hospedadores alternativos de parasitoides (Norris & Kogan 2000; Parolin *et al.*, 2012; Bischoff *et al.*, 2016; Dubrovsky Berensztein, 2018). En este sentido, se ha encontrado que comunidades de herbívoros más diversas sostienen comunidades más diversas de enemigos naturales (Dyer & Letourneau 2003; Rusch *et al.*, 2017; Muneret *et al.*, 2018). De esta manera, una mayor diversidad y abundancia de herbívoros podría considerarse beneficiosa si favorece el control biológico vía competencia aparente (mediada por enemigos naturales compartidos) entre los insectos plaga y los que no causan daños al cultivo (Langer & Hance, 2004, Gómez-Martínez *et al.*, 2018).

En Córdoba, muchos productores hortícolas se encuentran en transición desde un manejo convencional a uno agroecológico, reemplazando el uso de insumos externos por otros de origen natural para generar un menor impacto en la diversidad de las huertas (Giobellina, 2018). Estudios previos muestran que estas huertas se caracterizan por estar inmersas en contextos paisajísticos diferentes (distinto grado de cobertura natural circundante) y por poseer bordes cuya vegetación espontánea es muy variable en términos de, por ejemplo, diversidad y estructura (Bordunale 2019). Esto brinda la posibilidad de evaluar la importancia de los efectos a escala local y de paisaje sobre la diversidad y abundancia de los insectos en estos agroecosistemas. En este sentido, Bordunale (2019) observó que los insectos benéficos (polinizadores y enemigos naturales) son afectados por las características de la vegetación (escala local) mientras que no registró efectos atribuibles a la escala de paisaje. Sin embargo, resta por dilucidar cuales son los efectos de dichas variables sobre los insectos herbívoros. El estudio de este importante grupo de insectos contribuirá al diseño y manejo de estas huertas, y será de relevancia para los productores hortícolas de la zona interesados en aproximarse a estos modelos de producción sustentable.

Objetivo general

- Analizar los efectos de la vegetación espontánea de huertas agroecológicas del Cinturón Verde de Córdoba y del paisaje en el que se encuentran inmersas sobre las comunidades de insectos herbívoros presentes.

Objetivos específicos

- Caracterizar la comunidad de especies vegetales de crecimiento espontáneo en los bordes de huertas agroecológicas.

- Caracterizar la entomofauna de Orthoptera, Lepidoptera, Hemiptera y Thysanoptera que existe en los bordes circundantes a huertas agroecológicas.

- Determinar el efecto de la diversidad y abundancia de recursos florales, de la diversidad de especies de plantas y de la estructura vertical de la vegetación que

crece en los bordes sobre la abundancia y diversidad taxonómica de insectos herbívoros.

- Evaluar el impacto de la cobertura de vegetación natural a escala de paisaje sobre las comunidades de insectos herbívoros.

Hipótesis y predicciones

H¹: La cobertura natural a escala de paisaje circundante a las huertas agroecológicas brinda recursos alimentarios y refugio a los insectos herbívoros, favoreciendo su abundancia y riqueza en los bordes de las huertas.

P¹: Los bordes de vegetación espontánea de aquellos sitios inmersos en un contexto de paisaje con mayor proporción de cobertura vegetal natural presentarán una mayor abundancia y riqueza de insectos herbívoros.

H²: La cobertura vegetal diversificada en bordes de huertas agroecológicas brinda una mayor diversidad de recursos, que favorece un aumento en la riqueza y abundancia de insectos herbívoros.

P²: Los sitios que presenten bordes con mayor diversidad de vegetación natural, albergarán una riqueza y abundancia superior de insectos herbívoros respecto a aquellos sitios en donde la diversidad de vegetación sea menor.

H³: La cobertura vegetal estructuralmente más compleja brinda mayores posibilidades de refugio, que a su vez favorece un aumento en la riqueza y abundancia de insectos herbívoros.

P³: Los sitios que presenten bordes con mayor estructura vertical albergarán una riqueza y abundancia superior de insectos herbívoros respecto a aquellos sitios en donde la complejidad estructural sea menor.

H⁴: Una mayor abundancia y diversidad de flores ofrece recursos alimenticios extra (polen, néctar) para los insectos herbívoros, favoreciendo su riqueza y abundancia.

P⁴: Los sitios que presenten bordes con mayor abundancia y diversidad de recursos florales presentarán una mayor riqueza y abundancia de insectos herbívoros respecto a aquellos sitios en donde la abundancia y diversidad de recursos florales sea menor.

Materiales y métodos

Área de estudio

El proyecto se llevó a cabo en 9 huertas agroecológicas (en adelante “sitios”), cada una de ellas conformadas por un solo lote (3-5 ha.) y situadas en la zona central de la Provincia de Córdoba (Argentina), dentro de un círculo de aproximadamente 50 km de radio, con centro en la ciudad capital homónima (Figura 1, Tabla 1). La selección de dichos sitios respondió a un gradiente de cobertura natural en el paisaje circundante, cuantificada en el marco de un proyecto relacionado a este estudio. El área de trabajo corresponde a la Región Fitogeográfica Neotropical, está situada dentro del Dominio Chaqueño e incluye a la Provincia Fitogeográfica Chaqueña, representada por el sitio 3, y a la Provincia del Espinal, representada por los sitios restantes, según la caracterización de Cabrera (1971).

Figura 1. Imagen satelital del área de estudio. Los círculos numerados corresponden a los sitios estudiados.

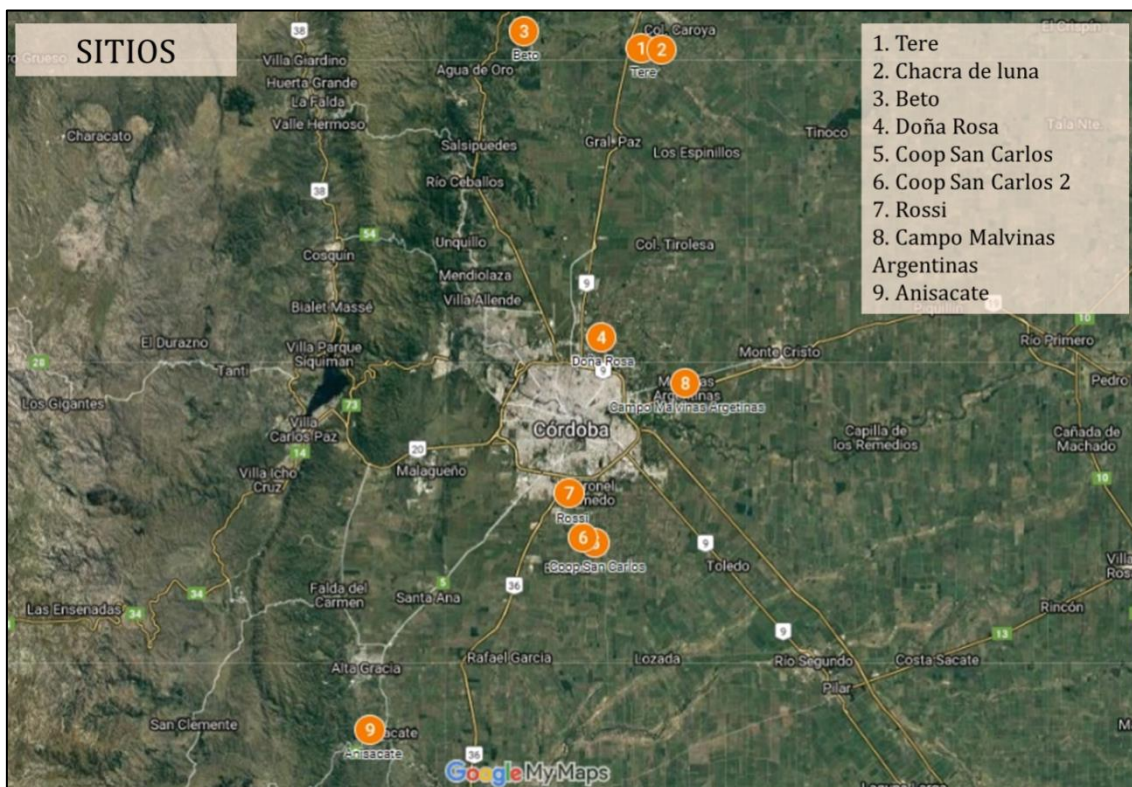


Tabla 1. Coordenadas geográficas de los sitios muestreados.

Sitio n°	Coordenadas geográficas	
	Latitud	Longitud
1	31° 2'27.63"S	64° 6'25.03"O
2	31° 2'32.45"S	64° 4'57.29"O
3	31° 1'26.13"S	64°14'33.61"O
4	31°19'45.19"S	64° 9'12.67"O
5	31°32'1.74"S	64° 9'39.01"O
6	31°31'39.76"S	64°10'28.01"O
7	31°29'6.04"S	64°11'25.19"O
8	31°22'27.02"S	64° 3'21.35"O
9	31°43'11.60"S	64°25'19.06"O

Muestreo de insectos

Los insectos presentes en la vegetación espontánea de las huertas se muestrearon empleando trampas de agua amarillas (Figura 2), las cuales son utilizadas para capturar a un amplio espectro de insectos (Southwood & Henderson, 2000). Las trampas (34 cm de diámetro y 9.5 de profundidad) se colocaron en el suelo y se llenaron con agua, a la que se le adicionó una o dos gotas de detergente para contrarrestar la fuerza de tensión superficial del líquido y evitar que los insectos escapen una vez que han entrado en contacto con el agua.

Figura 2. Trampa de agua amarilla colocada en un borde de vegetación espontánea.



Se efectuaron dos muestreos en cada uno de los sitios al final de la temporada de verano, que es el período de mayor actividad de los insectos (Marzo-Abril). En cada sitio se colocaron 4 trampas (1 por borde), que permanecieron activas durante 48 h. Las trampas fueron ubicadas en los 9 sitios casi simultáneamente, para evitar variaciones meteorológicas que pudieran sesgar los resultados. El contenido de cada muestra se filtró y se conservó en alcohol al 70% en recipientes plásticos con tapa. En el laboratorio se limpió el contenido de cada envase, a fin de separar individuos de cuatro órdenes cuyas especies son mayoritariamente fitófagas (Orthoptera, Lepidoptera, Hemiptera y Thysanoptera) del resto de los insectos colectados, los cuales fueron analizados en el contexto de otro proyecto relacionado.

Los insectos seleccionados fueron cuantificados y montados para poder ser identificados al nivel de familia y luego se clasificaron en morfoespecies. Oliver & Beattie (1996), propusieron que las morfoespecies pueden considerarse suficientes sustitutos para las especies, particularmente en las estimaciones de riqueza. Tanto la limpieza como la identificación del material fueron realizadas por el mismo operador, utilizando lupa estereoscópica binocular y claves taxonómicas (Uvarov, 1966; Borror *et al.*, 1989; Johnson & Triplehorn, 2004; Carvalho & Webb, 2005;).

Muestreos de vegetación

Escala local

Los muestreos de vegetación espontánea se realizaron, en cada uno de los bordes de las distintas huertas, 5 transectas de ancho fijo (1 m. de ancho x 6 m de largo) para registrar la riqueza y abundancia de flores. Además, en el punto medio de cada una de las transectas se definió una cuadrata (1 m x 1 m) en la cual se estimó la cobertura de cada especie de planta, la altura máxima de la vegetación, el porcentaje de cobertura vegetal del suelo y la cobertura de dosel arbóreo (Figura 3). Para medir la cobertura vegetal del suelo y el dosel se obtuvieron fotografías (1 fotografía por cuadrata) con el objetivo dirigido hacia abajo y arriba respectivamente, a un metro desde el nivel del piso, las cuales fueron procesadas digitalmente con el programa Image J (Rasband, 2019) cuantificando la proporción de la imagen que corresponde a vegetación. Las plantas fueron identificadas hasta el nivel de especie a partir de herbarios de la vegetación de la zona ya disponibles, claves taxonómicas y consulta a especialistas del Museo Botánico (UNC, IMBIV CONICET). Debido a un largo periodo de lluvias y frío que impidió el acceso a las huertas por varios días interrumpiendo la toma de datos de vegetación a escala local, no fue posible obtener valores de estas variables en dos de los nueve sitios (8 y 9). Por esta razón los análisis de datos que involucraron variables a escala de sitio incluyeron datos de 7 sitios de muestreo.

Figura 3. Cuadrata (1 m x 1 m) en la cual se estimaron las distintas variables de vegetación en los bordes.



Escala de paisaje

El paisaje fue caracterizado mediante imágenes satelitales (Landsat 8 Operational Land Imager nivel L1T) del mes de septiembre de 2016. Las mismas se obtuvieron a través de la página del servicio geológico de Estados Unidos (USGS; <http://earthexplorer.usgs.gov/>). Luego de delimitar el área de interés se realizó una clasificación supervisada mediante el algoritmo de distancias mínimas, utilizando las bandas 2, 3, 4, y 5, con una resolución espacial de 30 metros. La delimitación de la cobertura vegetal para dicha clasificación se basó en la interpretación visual del área con imágenes de Google Earth. Se obtuvieron dos clases: cobertura natural (bosques, arbustales y pastizales) y cobertura antropizada (cultivos, construcciones, etc.). Para cada sitio de estudio se generaron buffers de 0,5km y 1km de radio desde el centro de la huerta, en donde se calcularon las superficies de las coberturas previamente mencionadas. Escalas similares explicaron efectivamente las variaciones en la biodiversidad en estudios previos (Thies *et al.*, 2003; Schmidt *et al.*, 2008; González *et al.*, 2017). Todo el procedimiento anteriormente mencionado fue llevado a cabo por personal técnico en imágenes del IMBIV CONICET-UNC.

Análisis de datos

A partir de los datos recolectados en las huertas, se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener para la diversidad de flores, diversidad vegetal, diversidad de especies nativas, exóticas, mono y dicotiledóneas. La primera variable se calculó con el número de flores de la misma especie observadas en cada borde, mientras que, para el cálculo de las restantes variables se promediaron los porcentajes de cobertura (estimados visualmente) por especie y por borde. Todas las variables expresadas en porcentajes (cobertura vegetal del suelo, dosel arbóreo, cobertura de especies nativas y exóticas, cobertura natural en un radio de 0,5km y cobertura natural en un radio de 1km) fueron transformadas a arcoseno previamente a la realización de los análisis.

Las variables respuesta: abundancia total de insectos herbívoros (número total de individuos pertenecientes a los órdenes Orthoptera, Lepidoptera, Hemiptera y Thysanoptera, que en adelante será denominada “abundancia total”), abundancia de cada uno de los órdenes estudiados, riqueza total de insectos herbívoros (de los cuatro órdenes, en adelante “riqueza total”), y riqueza de especies en cada uno de los cuatro órdenes fueron evaluadas en función de las distintas variables explicativas a **escala local** –altura de la vegetación, abundancia de flores, cobertura vegetal de suelo, cobertura vegetal del dosel arbóreo, diversidad floral, riqueza de nativas, riqueza de exóticas, riqueza de monocotiledóneas, cobertura de nativas y cobertura de monocotiledóneas– y **de paisaje** –cobertura natural en un radio de 0,5km y cobertura natural en un radio de 1km alrededor de cada sitio– mediante Modelos Lineales Generalizados Mixtos (MLGM). Se ingresó el sitio y la fecha de muestreo como factores aleatorios para modelar la dependencia de los datos provenientes de los bordes de un mismo campo. Todas las variables explicativas fueron previamente estandarizadas utilizando la función `standardize` (paquete `Standarize`) (Eager, 2017). Debido al gran número de variables y la posible correlación entre ellas, se llevó a cabo una selección previa mediante cuantificación de factores de inflación de la varianza.

Para evaluar el efecto de las variables explicativas, modelos saturados fueron simplificándose manualmente mediante la extracción de variables menos significativas y comparándolos mediante Análisis de Varianza (Anova). Los análisis

se realizaron empleando los paquetes *nlme*, *lme4*, *effects* y *visreg* en el programa RStudio (RStudio Team, 2015).

Resultados

En relación a la vegetación, las comunidades se encontraron representadas por 33 familias siendo Asteraceae y Poaceae las familias con mayor riqueza de especies. Los bordes presentaron en promedio 7 familias ($\pm 0,49$, $n=7$ sitios) y 12 especies diferentes ($\pm 0,89$, $n=7$ sitios). De las 98 especies vegetales presentes, 66 fueron dicotiledóneas y de éstas un 44% representaron especies nativas de la zona, mientras que, de las 32 especies monocotiledóneas, sólo el 7% fueron exóticas (Anexo 1).

Las variables de vegetación a escala local variaron considerablemente entre las diferentes huertas muestreadas (Tabla 2). Por ejemplo, la altura de la vegetación varió entre 169,50 cm ($\pm 53,36$) y 56,25 cm ($\pm 12,44$) en los sitios 2 y 7 respectivamente. La diversidad vegetal por su parte varió entre 0,96 ($\pm 0,02$) en el sitio 3 y 0,69 ($\pm 0,08$) en el sitio 5. Las coberturas vegetales del suelo y del dosel arbóreo variaron entre 0,57 ($\pm 0,04$) en el sitio 1 y 0,41 en el sitio 3 ($\pm 0,1$) para la primera variable y 0,36 ($\pm 0,11$) en el sitio 6 y 0,17 ($\pm 0,04$) en el sitio 5 para la segunda. En cuanto a las riquezas de especies nativas y exóticas, el número promedio de especies autóctonas por huerta osciló entre 10,25 ($\pm 0,94$) en el sitio 3 y 6,25 ($\pm 0,94$) en los sitios 2 y 5, mientras que 6,00 ($\pm 0,85$) en el sitio 3 y 2,25 ($\pm 0,16$) en el sitio 7 fue el número medio de especies adventicias por huerta. A su vez, las riquezas de mono y dicotiledóneas variaron entre 5,00 ($\pm 0,46$) en los sitios 1, 4, 7 y 2,75 ($\pm 0,56$) en el sitio 5 para la primera variable y entre 10,00 ($\pm 0,93$) en el sitio 3 y 5,25 ($\pm 1,05$) en el sitio 7 para la segunda. En la tabla 2 se detallan los promedios de las distintas variables de vegetación a escala local y su error estándar asociado para cada sitio muestreado.

Respecto a la escala del paisaje, los valores máximos y mínimos de cobertura vegetal natural para la distancia de 1 km fueron 14,21% en el sitio 9 y 0% en el sitio 2 respectivamente, y para los 0,5 km, el valor máximo también se

presentó en el sitio 9 y fue de 13,45%, mientras que el valor mínimo de 0% se determinó en los sitios 2,4 y 7.

Tabla 2. Promedios y errores estándares asociados a cada una de las variables de vegetación medidas en 7 huertas agroecológicas. Se resaltan los valores máximos y mínimos para cada variable.

Variable de vegetación	Sitios						
	1	2	3	4	5	6	7
Altura de la vegetación	58,00 ±10,48	56,25 ±12,44	90,50 ±6,75	110,00 ±16,08	136,75 ±19,37	116,0 ±25,93	169,50 ±53,36
Abundancia de flores	565,67 ±302,70	516,25 ±211,93	620,00 ±162,89	915,25 ±383,26	527,75 ±158,13	89,33 ±15,79	475,25 ±112,31
Diversidad de flores	0,33 ±0,21	0,25 ±0,16	0,25 ±0,16	0,25 ±0,16	0,50 ±0,19	0,00 ±0,00	0,25 ±0,16
Diversidad vegetal	0,95 ±0,09	0,76 ±0,06	0,96 ±0,02	0,89 ±0,02	0,69 ±0,08	0,83 ±0,6	0,88 ±0,06
Riqueza de flores	4,33 ±0,84	3,00 ±0,96	4,00 ±1,10	4,25 ±1,08	5,50 ±1,43	4,00 ±0,37	3,25 ±0,73
Riqueza vegetal	12,00 ±2,63	10,00 ±1,49	14,25 ±1,05	13,50 ±1,21	8,75 ±1,72	10,00 ±0,97	10,75 ±1,35
Cobertura vegetal del suelo	0,47 ±0,02	0,46 ±0,06	0,41 ±0,1	0,54 ±0,02	0,52 ±0,04	0,57 ±0,04	0,56 ±0,01
Cobertura del dosel arbóreo	0,23 ±0,02	0,27 ±0,08	0,22 ±0,11	0,33 ±0,08	0,17 ±0,04	0,36 ±0,11	0,26 ±0,10
Diversidad de spp. nativas	0,87 0,07	0,64 0,5	0,83 0,03	0,75 0,03	0,56 0,27	0,74 0,06	0,79 0,06
Diversidad de spp. exóticas	0,18 ±0,12	0,31 ±0,07	0,50 ±0,05	0,39 ±0,04	0,22 ±0,08	0,24 ±0,08	0,32 ±0,03
Riqueza de spp. nativas	9,67 ±1,65	6,25 ±0,94	10,25 ±0,94	9,50 ±1,02	6,25 ±1,32	7,33 ±1,05	8,00 ±1,39
Riqueza de spp. exóticas	2,67 ±1,05	3,50 ±0,63	6,00 ±0,85	4,00 ±0,71	2,50 ±0,42	2,33 ±0,42	2,25 ±0,16
Diversidad de spp. monocotiledóneas	0,61 ±0,06	0,45 ±0,05	0,45 ±0,10	0,55 ±0,03	0,30 ±0,07	0,42 ±0,10	0,60 ±0,06
Diversidad de spp. dicotiledóneas	0,70 ±0,10	0,47 ±0,08	0,77 ±0,02	0,73 ±0,05	0,64 ±0,09	0,68 ±0,17	0,58 ±0,19
Cobertura de spp. nativas	0,81 ±0,04	0,68 ±0,08	0,80 ±0,06	0,72 ±0,07	0,59 ±0,06	0,57 ±0,12	0,64 ±0,11
Cobertura de spp. monocotiledóneas	0,53 ±0,05	0,48 ±0,05	0,36 ±0,08	0,60 ±0,05	0,67 ±0,06	0,61 ±0,04	0,51 ±0,08
Riqueza de spp. monocotiledóneas	5,00 ±0,73	3,50 ±0,42	4,25 ±0,49	5,00 ±0,46	2,75 ±0,56	3,67 ±0,76	5,00 ±0,71
Riqueza de spp. dicotiledóneas	7,33 ±1,87	6,25 ±1,18	10,00 ±0,93	8,50 ±0,87	6,00 ±1,22	6,00 ±0,97	5,25 ±1,05

Respecto al análisis de la entomofauna, se colectaron en las trampas un total de 18.287 insectos herbívoros de los órdenes estudiados (Figura 4), encontrándose 89 ortópteros, 142 lepidópteros, 6.322 hemípteros y 11.734 thysanópteros, que correspondieron a 20, 14, 56 y 4 morfoespecies respectivamente. Se encontró que los órdenes fitófagos que presentaron mayor abundancia fueron en primer lugar Thysanoptera seguido por Hemiptera. Este último grupo, además, fue el orden con mayor cantidad de familias, de las cuales Cicadellidae fue la más rica en morfoespecies. De los restantes órdenes, las familias Noctuidae (Lepidoptera), Acrididae (Orthoptera) y Thripidae (Thysanoptera) fueron las familias que presentaron mayor número de morfoespecies (Figura 5). Cabe destacar que se excluyeron del análisis familias que incluyen insectos predadores pertenecientes a los órdenes Orthoptera y Hemiptera (114 individuos).

Figura 4. Representación relativa de las abundancias de Thysanoptera, Hemiptera, Lepidoptera y Orthoptera, colectados en los bordes de huertas agroecológicas.

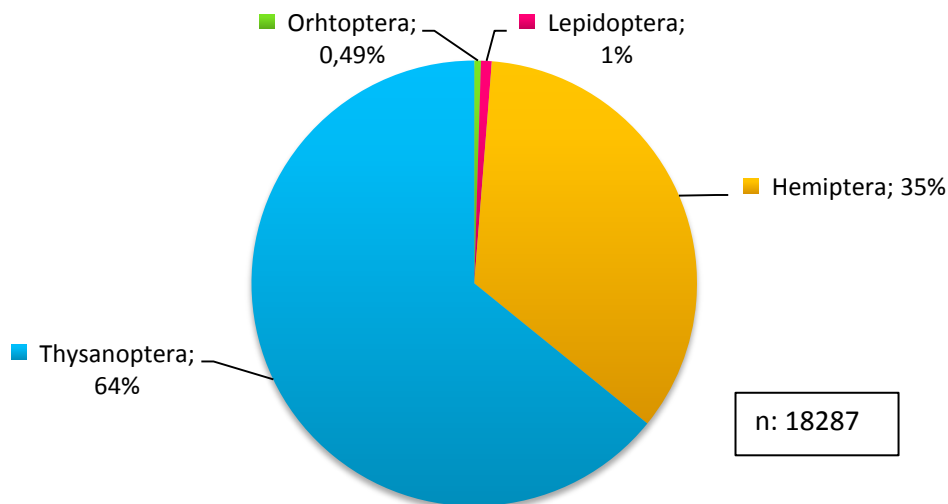
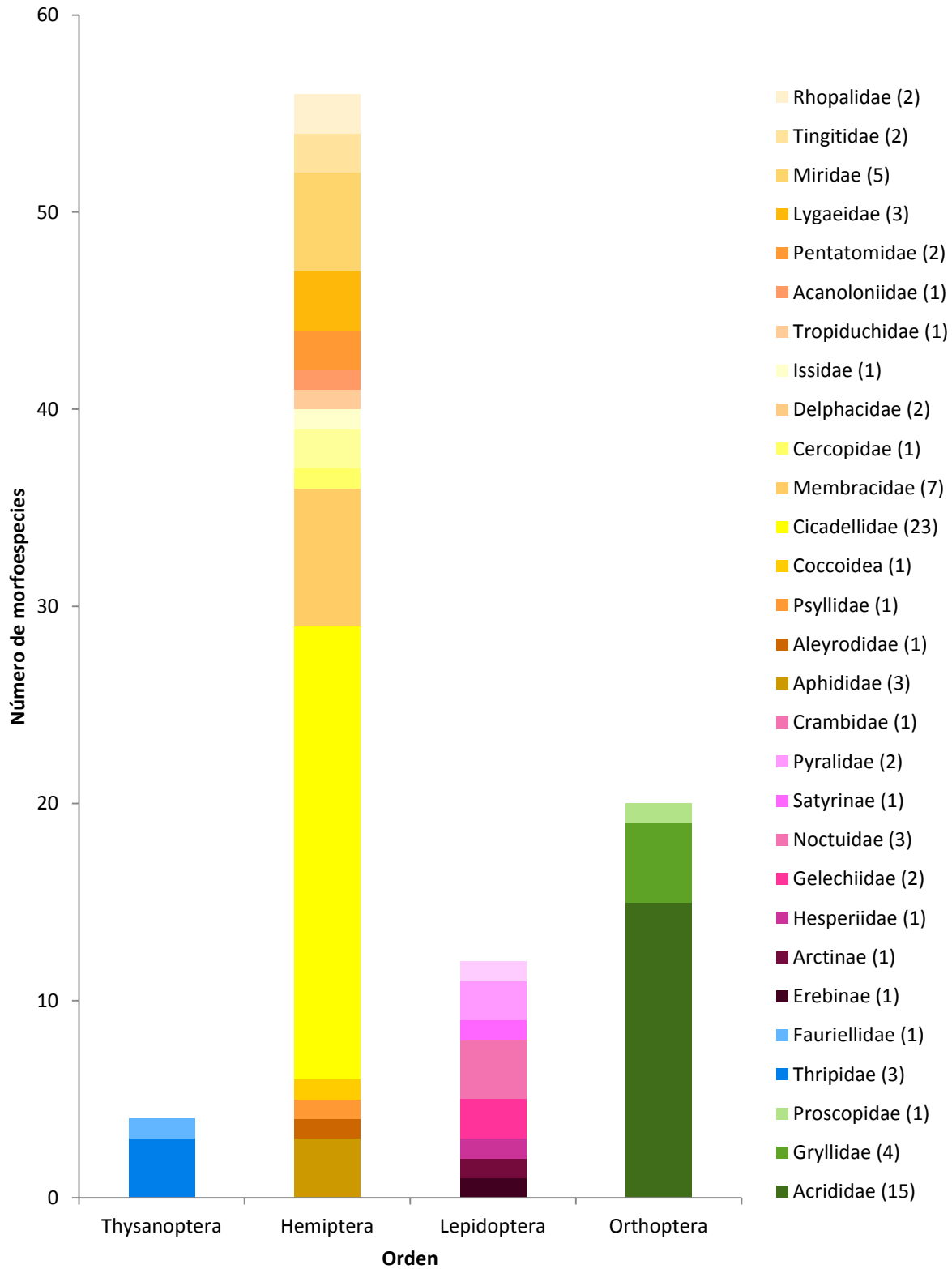


Figura 5. Número de morfoespecies para cada taxón registrado (colores en las barras) de los órdenes Orthoptera, Lepidoptera, Hemiptera y Thysanoptera.



Los análisis realizados mediante modelos generalizados mixtos indican que las características de la vegetación a escala local afectaron diferencialmente a la abundancia y diversidad de insectos herbívoros, excepto la cobertura de especies nativas y la riqueza de especies monocotiledóneas, que no tuvieron efectos significativos. En este sentido, la abundancia total de insectos herbívoros fue afectada positivamente por la altura de la vegetación, mientras que la cobertura vegetal del suelo y la cobertura del dosel arbóreo se relacionaron inversamente con dicha variable respuesta (Figura 6). Particularmente para cada orden se observaron tendencias diferentes en el efecto de las distintas variables de la vegetación. La abundancia de Orthoptera se relacionó directamente con la cobertura de monocotiledóneas y la riqueza de especies nativas (Figura 7, Tabla 3). La abundancia de Hemiptera se vio afectada negativamente por la cobertura de especies monocotiledóneas y la cobertura del dosel arbóreo (Figura 8, Tabla 3). Respecto a la abundancia de Lepidoptera, fue influenciada positivamente, aunque de forma marginal, por la abundancia de flores, mientras que se relacionó negativamente con la altura de la vegetación (Figura 9, Tabla 3). Por el contrario, la altura de la vegetación influyó positivamente en la abundancia de Thysanoptera, mientras que la cobertura vegetal del suelo, la riqueza de especies exóticas y la cobertura del dosel arbóreo influyeron negativa, aunque marginalmente, sobre esta variable respuesta (Figura 10, Tabla 3).

Figura 6. Relaciones significativas entre abundancia total de los grupos de herbívoros estudiados y variables de vegetación: (a) altura de la vegetación; (b) cobertura vegetal del suelo; (c) cobertura del dosel arbóreo.

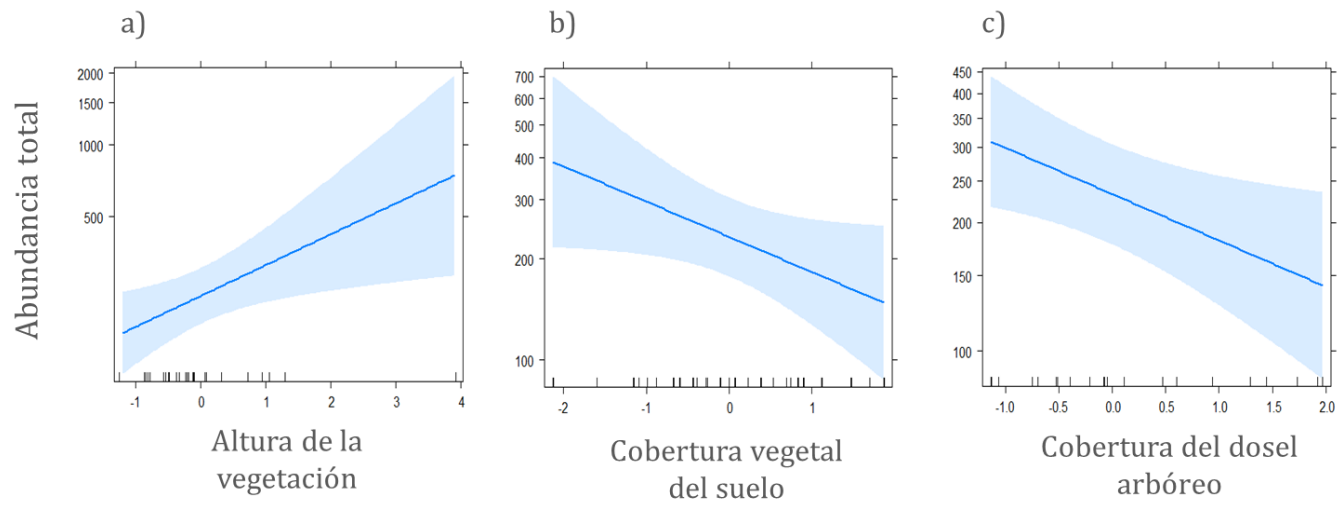


Figura 7. Relaciones significativas entre variables de vegetación y abundancia de Orthoptera: (a) cobertura de especies de monocotiledóneas; (b) riqueza de especies nativas.

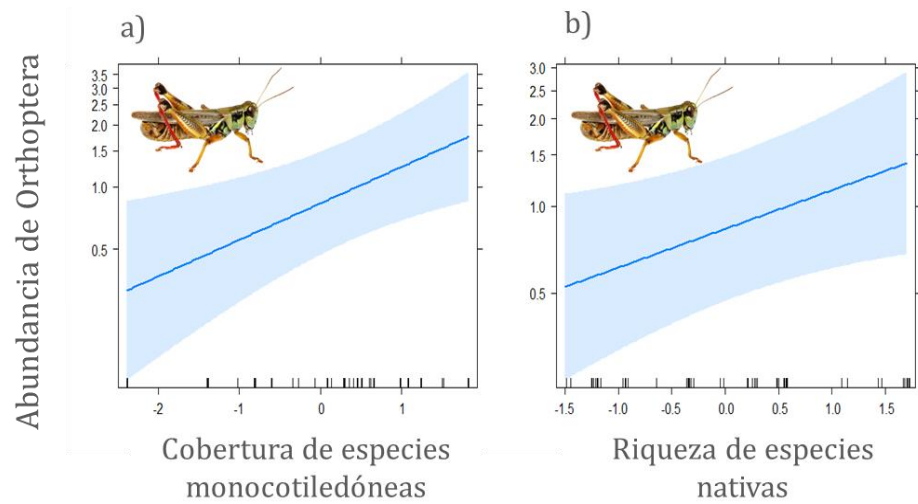


Figura 8. Relaciones significativas entre variables de vegetación y abundancia de Hemiptera: (a) cobertura de especies monocotiledóneas; (b) cobertura del dosel arbóreo.

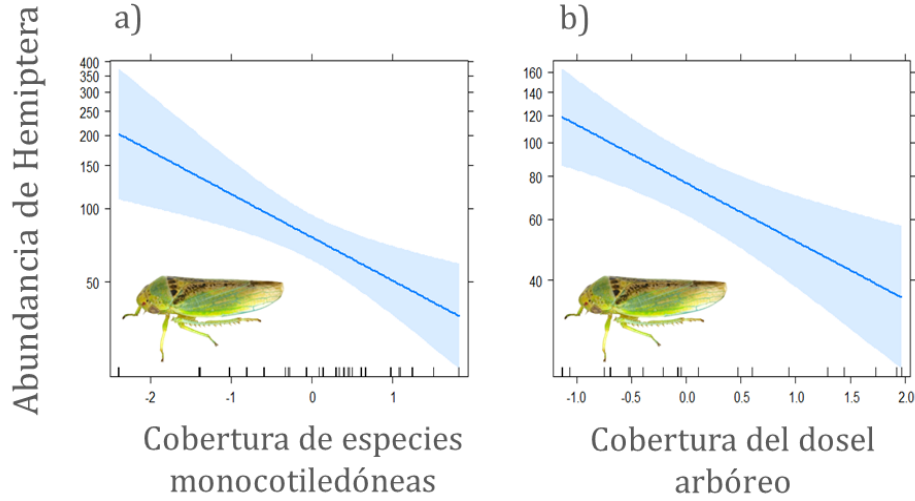


Figura 9. Relaciones significativas entre variables de vegetación y abundancia de Lepidoptera: (a) altura de la vegetación; (b) abundancia de flores.

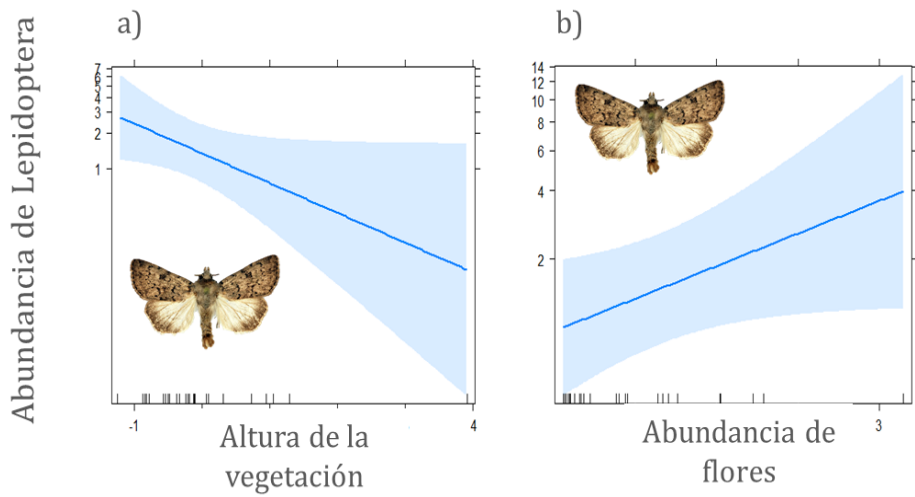
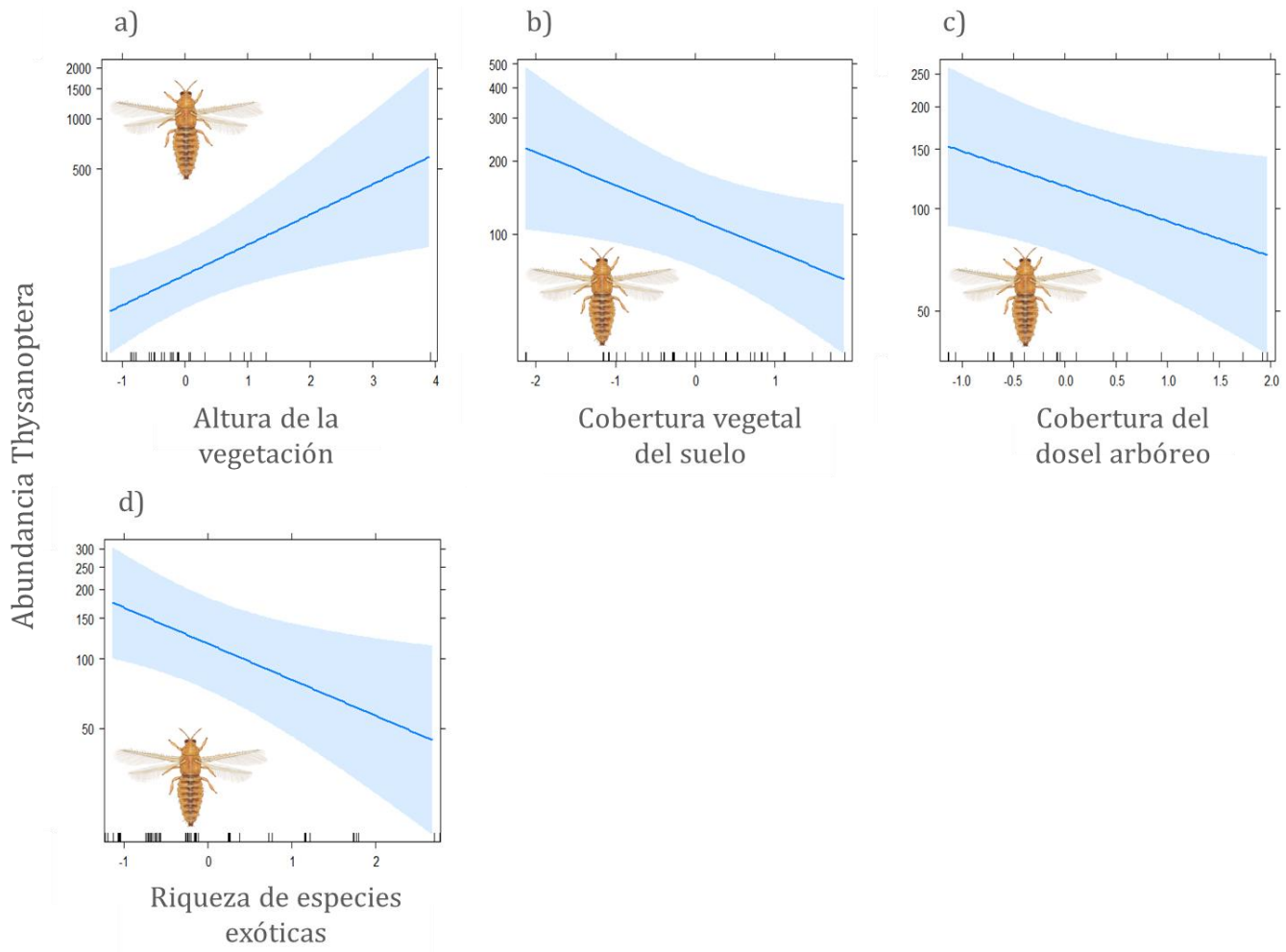


Figura 10. Relaciones significativas entre variables de vegetación y abundancia de Thysanoptera: (a) altura de la vegetación. (b) cobertura vegetal del suelo; (c) cobertura del dosel arbóreo; (d) riqueza de especies exóticas.



Por otro lado, la riqueza total de insectos herbívoros se relacionó directamente con la riqueza de especies exóticas, mientras que la cobertura del dosel arbóreo influyó de modo inverso (Figura 11). En relación a la riqueza de cada orden también se observaron tendencias distintas. La riqueza de Orthoptera se relacionó positivamente con la cobertura de monocotiledóneas, la riqueza de especies exóticas y la abundancia de flores, aunque marginalmente con esta última variable (Figura 12, Tabla 3). Se observó que la riqueza de Lepidoptera fue afectada positivamente por la riqueza de especies nativas, mientras que la riqueza de recursos florales y la altura de la vegetación lo hicieron negativamente (Figura 13, Tabla 3). La riqueza de Hemiptera se relacionó negativamente con la cobertura del dosel arbóreo (Figura 14, Tabla 3). Por último, ninguna variable explicativa se relacionó significativamente con la riqueza de Thysanoptera (Tabla 3).

Las variables a escala de paisaje no evidenciaron relaciones significativas respecto a la abundancia y riqueza de insectos herbívoros.

Figura 11. Relaciones significativas entre variables de vegetación y riqueza total de los grupos de herbívoros estudiados: (a) cobertura del dosel arbóreo; (b) riqueza de especies exóticas.

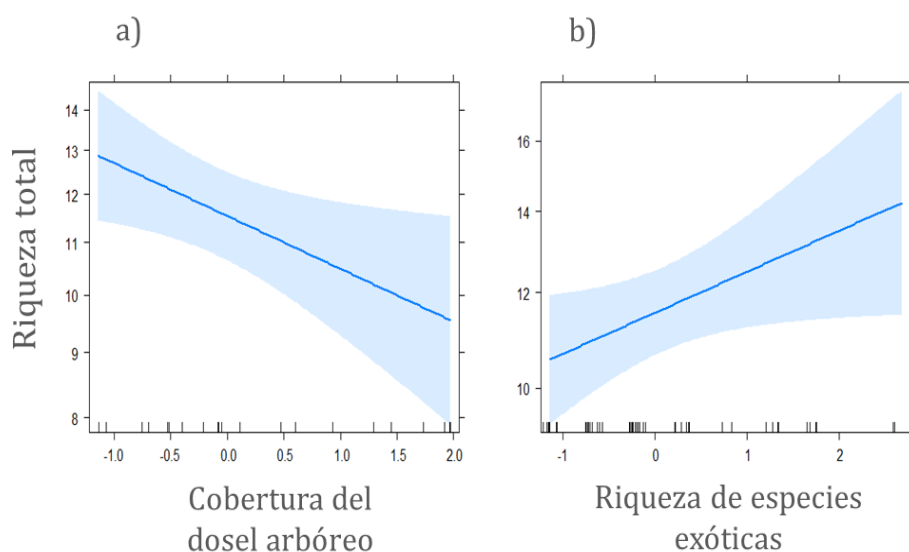


Figura 12. Relaciones significativas entre variables de vegetación y riqueza de Orthoptera: (a) cobertura de especies monocotiledóneas; (b) abundancia de flores; (c) riqueza especies exóticas.

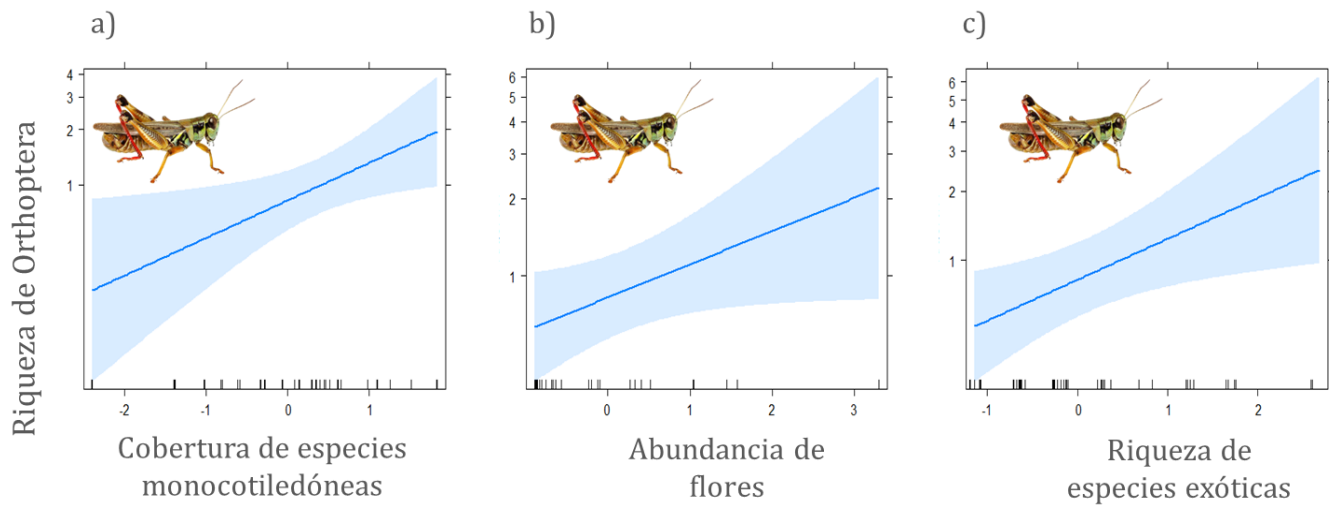


Figura 13. Relaciones significativas entre variables de vegetación y riqueza de Hemiptera: (a) cobertura del dosel arbóreo.

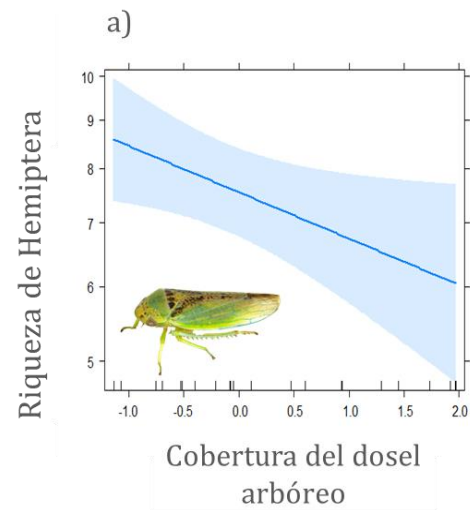


Figura 14. Relaciones significativas entre variables de vegetación y la riqueza de Lepidoptera: (a) altura de la vegetación; (b) riqueza de especies nativas; (c) riqueza de flores.

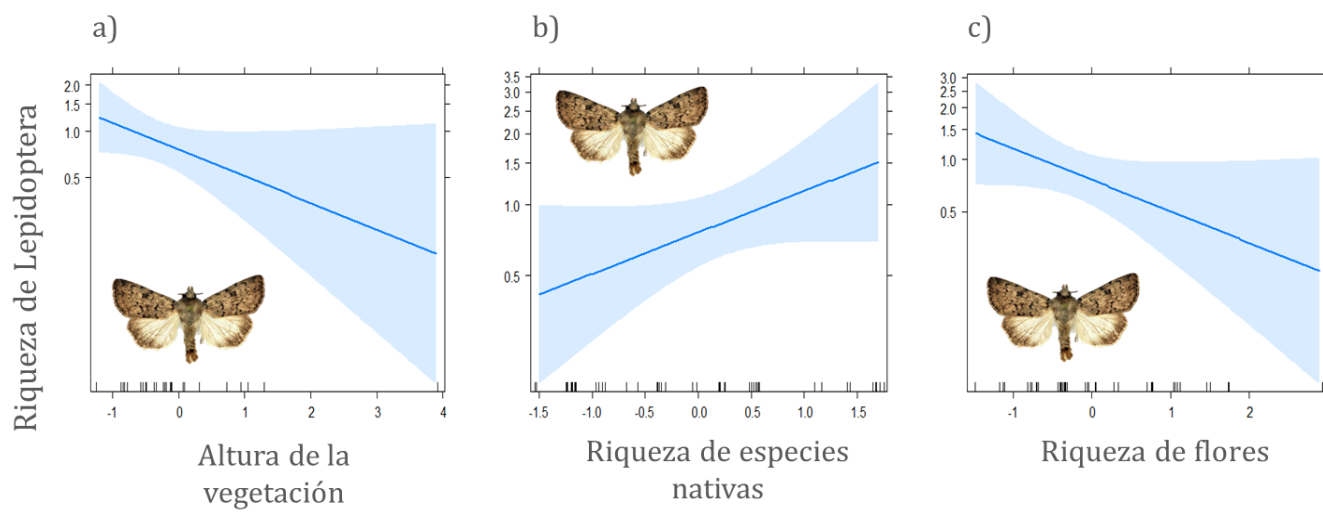


Tabla 3. Resultados de modelos generalizados mixtos evaluando la influencia de variables a escala local sobre la abundancia y riqueza de los insectos herbívoros estudiados (n: 9 sitios).

Variable respuesta	Variable explicativa	Estimador	Error estándar	Z	Valor P
	Altura de la vegetación	0.2981	0.1187	2.512	0.0120
<i>Abundancia total de insectos herbívoros</i>	% cobertura vegetal del suelo	-0.2412	0.1210	-1.994	0.0462
	% cobertura dosel arbóreo	-0.2491	0.1042	-2.391	0.0168
	% cobertura de spp. monocotiledóneas	0.4053	0.1531	2.647	0.0081
<i>Abundancia de orthópteros</i>	Riqueza de spp. nativas	0.3070	0.1452	2.114	0.0345
	Altura de la vegetación	-0.5812	0.2931	1.983	0.0473
<i>Abundancia de lepidópteros</i>	Abundancia de flores	0.3292	0.1720	1.914	0.0556
	% cobertura de spp. monocotiledóneas	-0.4072	0.1212	-3.360	0.0008
<i>Abundancia de hemípteros</i>	% cobertura dosel arbóreo	-0.3867	0.1070	-3.614	0.0003
	% cobertura dosel arbóreo	-0.2376	0.1222	-1.945	0.0517
	Altura de la vegetación	0.4157	0.1466	2.836	0.0046
<i>Abundancia de thysanópteros</i>	Riqueza de spp. exóticas	-0.3593	0.1476	-2.434	0.0149
	% cobertura vegetal del suelo	-0.3094	0.1431	-2.162	0.0306
	% cobertura dosel arbóreo	-0.0962	0.0424	-2.271	0.0232
<i>Riqueza total de insectos herbívoros</i>	Riqueza de spp. exóticas	0.0781	0.0388	2.015	0.0440
	% cobertura spp. monocotiledóneas	0.4701	0.2031	2.314	0.0206
<i>Riqueza de orthópteros</i>	Riqueza de spp. exóticas	0.4115	0.1698	2.423	0.0154
	Abundancia de flores	0.2998	0.1538	1.949	0.0512
<i>Riqueza de lepidópteros</i>	Riqueza de spp. Nativas	0.4042	0.2425	1.667	0.0955

	Altura de la vegetación	-0.3997	0.2347	-1.703	0.0885
	Riqueza de flores	-0.4221	0.2440	-1.730	0.0836
<i>Riqueza de hemípteros</i>	% cobertura dosel arbóreo	-0.11269	0.05294	-2.129	0.0333
<i>Riqueza de thysanópteros</i>	Ninguna (modelo nulo)	-	-	-	-

Discusión

Las variaciones en riqueza y abundancia de los insectos presentes en los agroecosistemas pueden estar determinadas por variables a escala de paisaje y/o locales (Montero, 2008b; González *et al.*, 2016; Muneret *et al.*, 2018). Los resultados de este trabajo muestran que la escala de paisaje no afectó a las comunidades de insectos herbívoros colectadas en la vegetación espontánea de las huertas agroecológicas sino que, las variaciones en riqueza y abundancia se relacionaron con distintas variables a escala local. En este sentido, registramos variaciones considerables entre sitios en distintos aspectos de la vegetación espontánea. En general, los bordes presentaron una mayor riqueza y cobertura de especies nativas y dicotiledóneas que de exóticas y monocotiledóneas, lo que favorecería la abundancia y diversidad de herbívoros (Samways *et al.*, 1996; Grubb *et al.*, 2008). Respecto a la diversidad de la vegetación espontánea de los sitios muestreados, nuestros resultados mostraron que existe un promedio de 7 familias de plantas diferentes por borde, registrándose la presencia, entre otras, de Asteraceae, Apiaceae, Fabaceae, Malvaceae, Convolvulaceae, Brassicaceae y Polygonaceae. En entornos de alta diversidad vegetal en términos de diferentes familias taxonómicas, la vegetación alojaría un mayor número de especies de herbívoros (Siemann, 1998), además, estas familias botánicas han sido citadas por diversos autores como taxones claves por favorecer la presencia de enemigos naturales de herbívoros plaga (Norris & Kogan 2000; Bianchi & Wäckers 2008; Montero, 2008; Barbosa *et al.*, 2011; Manfrino *et al.*, 2011; Curis *et al.*, 2014; Rojas-Rodríguez, 2018). Por lo tanto, la variedad y la identidad de las familias presentes indica que estos ambientes son valiosos en los agroecosistemas (Bischoff *et al.*, 2016; Dubrovsky Berensztein, 2018; Marasas *et al.*, 2011), y que deben ser tenidos en cuenta en el manejo y diseño de las huertas que están en proceso de transición agroecológica en la zona. No obstante, muchos productores se rehúsan a mantener los bordes circundantes a los cultivos alegando que estos ambientes son fuente de insectos plaga (Langer & Hance, 2004). Además, usualmente se remueve la vegetación espontánea en los bordes obedeciendo a una percepción estética más que a una estrategia de manejo fundamentada (Montero, 2008a). Resulta fundamental destacar entonces que, los insectos fitófagos que se encuentran en los

bordes (Montero, 2008b; González *et al.*, 2016; Rojas-Rodriguez, 2018) ofrecen recursos alimenticios alternativos para los enemigos naturales de las especies plaga (Bianchi *et al.*, 2006; Griffiths *et al.*, 2008; Montero, 2008b; Parolin *et al.*, 2012).

En lo concerniente a la escala de sitio, los resultados revelaron que la abundancia total de insectos herbívoros se relacionó directamente con la altura de la vegetación, tal como se esperaba en nuestras predicciones. La estructura de las plantas hospederas puede influir positivamente sobre la abundancia de insectos herbívoros al proporcionar refugio, variedad de nutrientes y ambientes más heterogéneos (Lawton, 1983; Montero, 2013; Kemp & Ellis, 2017). Los efectos indirectos derivados de un incremento en la complejidad estructural de la vegetación como un microclima más favorable o protección contra los depredadores, pueden ser responsables de un aumento en la abundancia de herbívoros (Lawton, 1983; Norris & Kogan, 2000; Bischoff *et al.*, 2016).

Sin embargo, nuestros resultados muestran que no todos los grupos de insectos fueron beneficiados por la altura de la vegetación. En este sentido, se observó que mientras la abundancia de thysanópteros respondió positivamente al aumento de altura de la vegetación, tanto la abundancia como la riqueza de lepidópteros disminuyeron. Esto último podría deberse a interferencias de la estructura de la vegetación en la búsqueda y utilización de las plantas hospedadoras. Muchos insectos fitófagos basan la búsqueda y la elección de la planta huésped fundamentalmente en estímulos visuales tales como el color o la intensidad de luz reflejada (Dąbrowski, 1973, Firempong, & Zalucki, 1989; Renwick y Chew, 1994). Por lo tanto, la presencia de estructuras heterogéneas da lugar a confusiones frente a la búsqueda de determinados colores o siluetas de plantas hospederas, por lo que, un aumento en la complejidad estructural de la vegetación de los bordes afectaría la orientación de los lepidópteros para localizar su hospedador y por ende dificultar la ocurrencia de la posible interacción. En este sentido, las especies de plantas citadas como hospedadoras de los lepidópteros colectados que fueron registradas en los muestreos son, en general, plantas de poca altura que resultarían más difíciles de encontrar cuando la estructura de la vegetación es más compleja.

Los resultados arrojaron que la abundancia y la riqueza total de insectos se relacionaron negativamente con la cobertura del dosel arbóreo. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Salgado-Luarte & Gianoli (2010) y Chacón & Armesto (2006) quienes registraron mayor riqueza y abundancia de herbívoros en ambientes abiertos y sin sombra (con escaso dosel arbóreo), atribuyendo estos resultados a la preferencia de hábitat. La abundancia y diversidad diferencial de los herbívoros en ambientes soleados frente a condiciones de sombra podría explicarse por el accionar conjunto de factores abióticos (luz, temperatura, humedad) y factores bióticos (por ejemplo, la calidad del alimento, presencia de enemigos naturales) que determinan el rendimiento de los herbívoros en cada hábitat (Coley & Barone 1996; Niesenbaum & Kluger, 2006; Knapp & Casey, 1986). Respecto a la presencia de enemigos naturales, Bordunale (2019) encontró que la cobertura de dosel arbóreo afectó negativamente la riqueza de predadores, y no halló efectos de esta variable de vegetación sobre la abundancia de predadores ni sobre la riqueza y abundancia de parasitoides. Esto indicaría que, si se descartara el efecto perjudicial de los enemigos naturales sobre los fitófagos en ambientes de sombra, -es decir, con mayor cobertura de dosel arbóreo-, se podría inferir que la calidad nutricional de la planta hospedera estaría desempeñando un papel fundamental en la elección del hábitat por parte de los insectos herbívoros. Otra posibilidad para explicar la menor abundancia y diversidad de este grupo de insectos en sitios con mayor dosel arbóreo podría implicar la utilización de trampas de agua amarillas para la colecta de insectos. Al tratarse de trampas activas cuyo atrayente es el color amarillo (estímulo visual), podría haber sucedido que, una mayor cobertura arbórea redujera la visibilidad de las trampas y, por lo tanto, el número de insectos atrapados fuese menor.

La cobertura arbórea también mostró un efecto negativo en la abundancia y riqueza de dos de los cuatro grupos estudiados, principalmente sobre Hemiptera. En base a estos resultados y lo anteriormente mencionado, podríamos inferir que, tanto los individuos del orden Hemiptera como los de Thysanoptera prefieren hábitats soleados y se ven perjudicados por un incremento en la cobertura del dosel en los sitios estudiados. Diversos estudios sugieren que en hábitats con mayor insolación las condiciones pueden ser rigurosas para los insectos (por ejemplo, estar en peligro de desecación por altas temperaturas) sumado a mayor

riesgo de parasitismo (Barbosa & Frongillo 1977, Gu & Dorn 2001, Zilahi-Balogh *et al.*, 2006). Aun así, estos riesgos pueden ser compensados, al menos parcialmente, por una mayor calidad de la hoja para los herbívoros (Stoepler & Lill, 2013). Como se mencionó más arriba, en Bordunale (2019), no se encontraron diferencias en la riqueza y abundancia de parasitoides en relación al dosel arbóreo, pero sí un efecto negativo sobre predadores. Esto insinuaría que, la calidad nutricional del recurso alimenticio puede exceder los perjuicios causados por los predadores en Hemiptera y Thysanoptera.

El efecto que tuvo la cobertura vegetal del suelo sobre la abundancia total (menor abundancia de herbívoros a mayor cobertura vegetal del suelo) fue inesperado según nuestras predicciones. Estos resultados podrían explicarse teniendo en cuenta un estudio previo desarrollado en el mismo sistema, en el cual se encontró una mayor riqueza de predadores al aumentar la cobertura vegetal del suelo (Bordunale, 2019). Diversos trabajos han encontrado que el control descendente (“top down” en inglés) sobre los fitófagos aumenta significativamente con la diversidad de predadores. En ensamblajes ricos de enemigos de los herbívoros se aplica el modelo de complementariedad de especies, el cual sugiere, que la mortalidad de fitófagos resultante de la acción combinada de diferentes especies enemigas es igual o mayor que la mortalidad total causada por cada especie enemiga individualmente (Revisado por Letourneau *et al.*, 2009; Dainese *et al.*, 2019). Por lo tanto, podemos inferir que, un aumento en la riqueza de especies de enemigos naturales asociada a una mayor cobertura vegetal en el suelo, produciría una mayor supresión de herbívoros. En este sentido, la abundancia de Thysanoptera también respondió negativamente a la cobertura vegetal del suelo. Diversos estudios mostraron que el uso del mantillo de paja en cultivos hortícolas redujo considerablemente la incidencia de trips (Johnson *et al.* 2004; Larentzaki *et al.*, 2008). Esta práctica cultural estaría reduciendo las poblaciones de Thysanoptera al interrumpir su capacidad de reconocer y contactarse con sus plantas hospedadoras, crear microambientes desfavorables para completar la pupación y la emergencia exitosa (Larentzaki *et al.*, 2008) y favorecer la presencia de enemigos naturales (Halaj *et al.* 2000). Según los antecedentes mencionados podría inferirse que una mayor cobertura vegetal en el suelo evitaría el desarrollo de individuos de Thysanoptera sumado a una mayor presión de predación. Una

disminución en la eficiencia para encontrar plantas hospedadoras a medida que aumenta la cobertura vegetal del suelo ya sea por repelencia química, cripsis visual o inhibición de la alimentación (Root, 1973), también podría explicar la relación observada. Cabe destacar que, Thysanoptera fue el orden más numeroso en este estudio, por lo cual, los patrones de abundancia total reflejarían en gran medida lo que sucede con este grupo de herbívoros.

Las prácticas de manejo agronómico propician que la vegetación espontánea de los bordes de las áreas de cultivo resulte en una mezcla de flora nativa y exótica, tal como lo evidencian nuestros resultados y trabajos previos en sistemas similares (Montero, 2008b; Isaacs *et al.*, 2008). La presencia de plantas exóticas puede tener impactos negativos sobre los insectos nativos, disminuyendo su riqueza y/o abundancia, aunque también puede ser beneficiosa ya que estas especies pueden actuar como recursos importantes para estos insectos. De hecho, varios estudios han reportado reemplazos en el consumo de plantas hospederas nativas por plantas invasoras tanto en herbívoros nativos generalistas y especialistas (revisado por Bezemer *et al.*, 2014). En nuestro estudio, la riqueza de nativas, influyó directa pero marginalmente en la riqueza de Lepidoptera y en la abundancia de Orthoptera. En el primer caso, lo observado coincide con lo esperado debido a que los lepidópteros generalmente son especializados en su dieta. A su vez, el aumento en la abundancia de orthópteros también coincidió con lo esperado si se tiene en cuenta que, si bien son generalistas, muchas especies son favorecidas cuando tienen la posibilidad de incorporar a la dieta distintas especies de plantas (Bernays & Bright 1993; Bernays & Chapman, 1994; Bernays *et al.*, 1997). En este sentido se han observado aumentos en el fitness de varias especies de tucuras cuando al alimentarse de varias especies vegetales logran complementar nutrientes y/o diluir toxinas (Bernays & Bright, 1993). Más allá de esto, nuestros resultados no fueron totalmente consistentes ya que, si bien la abundancia de trips disminuyó con el aumento de la riqueza de plantas exóticas, la riqueza total y la riqueza de orthópteros se relacionaron directamente con dicha variable.

Además del origen (nativo/exótico) de las especies que crecen en la vegetación espontánea, existen otras características que pueden afectar a los

insectos herbívoros como aquellas propias de especies mono y dicotiledóneas (Grubb *et al.*, 2008; Silvia & Connor, 2017). En este trabajo, la cobertura de especies monocotiledóneas resultó de importancia para la abundancia y riqueza de orthópteros en ambos casos aumentándolas. De este orden fueron colectados 89 ejemplares pertenecientes a 3 familias, de las cuales, Acrididae fue la más importante porque representó el 87% de los individuos colectados. Estudios previos realizados en distintas zonas del país (Sánchez & De Wysiecki 1993; Cigliano *et al.*, 2000; De Wysiecki *et al.*, 2004; Pocco *et al.*, 2010), coinciden en que la familia Acrididae fue la más representativa en sus colectas. En Martínez-Crosa (2004), el autor encontró, al analizar la dieta de Acrididae, que la totalidad de las especies de dos subfamilias presentaron en sus heces restos vegetales pertenecientes a monocotiledóneas en forma exclusiva. Según Hewitt & Onsager (1983), las gramíneas son la principal fuente de alimento en Acrididae. En este sentido, las gramíneas (Poaceae) se caracterizan por rasgos típicos como la ausencia de medidas disuasivas en comparación con las dicotiledóneas, lo cual no requiere una marcada especialización enzimática por parte de sus consumidores (Tscharrntke & Greiler, 1995), y la carencia de estructuras arquitectónicas complejas lo que determina patrones de detección visual simple (Randlkofer *et al.*, 2010). En contraposición, la palatabilidad de las mismas está reducida en gran medida porque presentan silicofitolitos, por lo que las adaptaciones más importantes al consumo de gramíneas suponen cambios en la morfología mandibular y en la inserción de la musculatura de la masticación (Patterson, 1983; Bernays y Hamai, 1987). Por lo tanto, nuestros resultados apoyan lo ya descrito en la bibliografía para los acrídidos.

Por otro lado, la cobertura de especies monocotiledóneas se relacionó negativamente con la abundancia de hemípteros. Diversos estudios destacan que este orden en general, prefiere consumir dicotiledóneas frente a monocotiledóneas, debido a ciertas características como una mayor complejidad arquitectónica y mayor abundancia de meristemas propicios para la inducción de agallas (estrategia de alimentación en hemípteros cecidógenos) (Hodkinson & Casson, 1987; Joy & Crespi 2012; Silvia & Connor, 2017). Se podría inferir entonces que las diferencias arquitectónicas y anatómicas entre mono y dicotiledóneas que

dan lugar a diferencias en la abundancia de meristemas y la anatomía parecen desempeñar un papel importante en la presencia y la riqueza del orden Hemiptera.

Los atributos que presentan los recursos florales en los bordes son muy importantes para los insectos que las visitan, debido a que también pueden afectar la abundancia y diversidad de fitófagos (Wäckers, Romeis & van Rijn, 2007; Letourneau *et al.*, 2011). La abundancia de flores afectó, aunque marginalmente, la riqueza de orthópteros, además de la abundancia de lepidópteros. Estas relaciones directas son consistentes con nuestras predicciones y con numerosos estudios previos, que demuestran la importancia que tienen los recursos florales para estos fitófagos (revisado por Wäckers, Romeis & van Rijn, 2007). Al respecto, algunos trabajos sostienen que existen especies de orthópteros polífagas oportunistas que visitan flores. En general se trata de especies que se alimentan de follaje pero pueden ser florívoros facultativos cuando hay partes florales disponibles y por lo tanto se beneficiarían de la presencia de flores al obtener una nutrición suplementaria (Burgess 1991; Bernays & Chapman 2007; Merwin & Parrella, 2014; Higginson *et al.*, 2015; Wardhaugh, 2015; Tan *et al.*, 2017). Respecto a los lepidópteros, existe una amplia evidencia de que, si bien la dieta de las etapas larvales se restringen al consumo de tejido vegetal, los adultos utilizan otras fuentes de alimentos como el néctar (Romeis *et al.*, 2005). La disponibilidad de recursos florales para “mariposas” y “polillas” adultas es un factor clave en la elección de los sitios de oviposición (Grossmueller & Lederhouse, 1987; Adler & Bronstein, 2004; Janz, 2005). Sin embargo, debido a que los enemigos naturales de los herbívoros son importantes en los sistemas que analizamos, el efecto de los recursos florales en estos sistemas puede tener diversas implicaciones. Así, muchos enemigos de los fitófagos también hacen uso de estas fuentes de alimentos, lo cual puede beneficiar el control que ejercen sobre los herbívoros y modificar o incluso anular el efecto directo de estos recursos alimenticios sobre los mismos (Revisado por Wackers *et al.*, 2007). Por otra parte, distintos herbívoros pueden compartir un enemigo común favoreciendo así el control biológico vía competencia aparente entre los insectos plaga y los que no causan daños al cultivo (Chaneton & Bonsall, 2000; Langer & Hance, 2004, Gomez-Martinez *et al.*, 2018). Esto enfatiza la necesidad de contemplar los diferentes rasgos florales en el diseño de sistemas de producción para escoger fuentes de alimentos que estimulen la

fecundidad de los enemigos naturales más que la riqueza y abundancia de sus presas (Baggen *et al.*, 1999; Wackers *et al.*, 2007).

Por otro lado, la riqueza de flores se relacionó inversamente con la riqueza de lepidópteros. Este resultado podría deberse a la preferencia de los insectos por especies de plantas con flores más atractivas morfológicamente (por ejemplo tubulares), mayor contenido nutricional o mayor calidad de recompensa ofrecida (Montero, 2013), por lo que variaciones en la composición de especies florales pueden influir sobre los insectos asociados. A su vez, puede suceder que los cambios en dicha composición estén dados por especies de plantas que no contribuyen significativamente a determinar la diversidad de los insectos que las visitan. Podemos inferir entonces que, contrario a nuestras predicciones, lo anteriormente mencionado podría estar ocurriendo con los lepidópteros, es decir, una mayor riqueza de flores no sería determinante de una mayor riqueza de estos fitófagos en los bordes, y que sí podría serlo la presencia de alguna o algunas de las especies florales más comunes.

Finalmente, la nula influencia de la escala de paisaje sobre los grupos de insectos estudiados fue bastante inesperada de acuerdo a nuestra hipótesis debido a que, en un estudio previo realizado en sistemas similares se sostuvo que la escala espacial de 0,5km fue la más efectiva para detectar respuestas de insectos a la complejidad de paisaje (González *et al.*, 2017). Además, en Chaplin-Kramer *et al.*, (2011) se destacan diversos estudios que indican que la diversidad de herbívoros responde positivamente a dicha complejidad. Aun así, nuestros resultados podrían deberse a que los órdenes analizados atienden a escalas paisajísticas más extensas que las exploradas aquí (por ejemplo, Chaplin-Kramer *et al.*, 2011) de acuerdo a ciertos requerimientos tales como sitios de apareamiento, refugio y facilidades para su desplazamiento (Steffan-Dewenter *et al.*, 2002). Respecto a la dispersión de los organismos en el paisaje, se sigue que difiere considerablemente entre las especies, que poseen escalas espaciales funcionales específicas en las que responden a la complejidad de paisaje (revisado por Tschardtke *et al.*, 2012). Cabe destacar que la literatura sobre las respuestas de los herbívoros plagas a la complejidad del paisaje es mucho menos concluyente que para los enemigos naturales (revisado por Chaplin-Kramer *et al.*, 2011). Sumado a esto, diversos

autores evidenciaron que la composición de especies de plantas a una escala pequeña puede ser un predictor más fuerte del ensamble de herbívoros que la estructura del paisaje (Stoner & Joern, 2004) a una escala de 500-1000 m (Stoner & Joern, 2004; Schaffers *et al.*, 2008; Bischoff *et al.*, 2016). Por otro lado, la caracterización de la cobertura natural y antropizada que se realizó en este estudio no fue tan fina como para capturar los diferentes tipos de coberturas existentes (heterogeneidad composicional) ni tampoco los diferentes usos de la tierra que se realizan sobre ellas. Esto podría ser una limitante para el análisis de la complejidad de paisaje sobre los órdenes de herbívoros estudiados debido a que los componentes de la heterogeneidad del paisaje pueden influir en la dispersión de los individuos, la persistencia de la población, las interacciones de especies y la función del ecosistema entre otras respuestas ecológicas (Ekbom, 2000; Bianchi *et al.*, 2006; Fraterrigo *et al.*, 2009; Fahrig *et al.*, 2011). En Fahrig *et al.*, (2011), los autores sugieren incluir en los estudios ambos elementos de la heterogeneidad del paisaje: composicional y configuracional (disposición espacial de los tipos de cobertura) y así comprender mejor la importancia de ésta para la biodiversidad en los paisajes agrícolas.

Conclusiones

Una conclusión importante en este trabajo, fue que la abundancia y diversidad de los insectos herbívoros analizados estuvo influenciada por variables que actuaron a escala de sitio. Estos hallazgos evidencian la importancia de la comunidad local de plantas, más que la estructura del paisaje como predictor de comunidades de herbívoros. Sin embargo, no es posible descartar que áreas de vegetación natural circundantes a las huertas y su conectividad estructural posiblemente influyan en la presencia y abundancia de insectos fitófagos, los cuales pueden migrar a las proximidades de los cultivos y convertirse en presas para los enemigos naturales que allí se encuentran, por lo que es importante considerarlas en el diseño de paisajes agrícolas que brinden servicios de biodiversidad sostenibles.

Nuestros resultados indican que las diversas variables que determinan el hábitat a escala local en los agroecosistemas analizados, repercutieron de forma diferencial sobre cada grupo estudiado. Si bien los requerimientos de cada grupo taxonómico varían, nuestro estudio mostró que, en general, una cobertura vegetal estructuralmente más compleja afectaría positivamente la abundancia y diversidad de insectos herbívoros en las huertas estudiadas. Mientras que una mayor cobertura del dosel arbóreo influiría inversamente sobre dichas variables respuesta. Se recomienda a los horticultores concebir una perspectiva más tolerante hacia la vegetación espontánea de bordes de cultivos, manteniendo la diversidad de plantas que incorporan mayor heterogeneidad del hábitat con rasgos de flores adicionales dentro de las huertas hortícolas. Tales intervenciones pueden conducir a soluciones de bajo costo al propiciar una menor dependencia de insumos sintéticos y altos beneficios al mejorar la conservación de los insectos en general y garantizar la provisión de servicios ecosistémicos como el control natural de plagas.

Referencias bibliográficas

Adler L.S. & Bronstein J.L. (2004). Attracting antagonists: Does floral nectar increase leaf herbivory? *Ecology*, 85:1519–26.

Alonso, L.L., Demetrio, P.M., Etchegoyen, M.A. & Marino, D.J. (2018). Glyphosate and atrazine in rainfall and soils in agroproductive areas of the pampas region in Argentina. *Science of the Total Environment*, 645, 89-96.

Angela R, Amarillo S. M. & Gonzalo Andrade C. Clave sinóptica para las familias y subfamilias de mariposas y polillas colombianas. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia.

Baggen L.R, Gurr G.M, Meats A. (1999). Flowers in tri-trophic systems: mechanisms allowing selective exploitation by insect natural enemies for conservation biological control. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 91:155–61.

Barbosa, F.S., Aguiar-Menezes, E.L., Arruda, L.N., Rodrigues, C.L., & Ballesteiro, M.B. (2011). Potencial das flores na otimização do controle biológico de pragas para uma agricultura sustentável. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 6, 101-110.

Barbosa, P., & Frongillo, E. A. (1977). Influence of light intensity and temperature on the locomotory and flight ability of *Brachymeria intermedia* (Hym.: Chalcididae), a pupal parasitoid of the gypsy moth. *Entomophaga*, 22:405– 411.

Bernays, E. A., & Chapman, R. E. (1994). Behavior: the process of host-plant selection. *Host-Plant Selection by Phytophagous Insects*, 95-165.

Bernays, E. A., & Hamai, J. (1987). Head size and shape in relation to grass feeding in acridoidea (Orthoptera). *International Journal of Insect Morphology & Embryology*, 16, 5/6: 323-330.

Bernays, E.A., & Bright, K.L. (1993). Mechanisms of dietary mixing in grasshoppers: a review. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, 104A, 125 – 131.

Bernays, E. A., Angel, J. E., & Augner, M. (1997). Foraging by a generalist grasshopper: the distance between food resources influences diet mixing and growth rate (Orthoptera: Acrididae). *Journal of Insect Behavior*, 10, 829-840.

Bezemer T.M, Harvey J.A., & Cronin J.T. (2014). Response of native insect communities to invasive plants. *Annual Review of Entomology*, 59: 119-141.

Bianchi, F. J., Booij, C. J. H., & Tscharntke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 273(1595), 1715-1727.

Bischoff, A., Pollier, A., Lamarre, E., Salvadori, O., Cortesero, A.M., Le Ralec, A., & Jaloux, B. (2016). Effects of spontaneous field margin vegetation and surrounding landscape on *Brassica oleracea* crop herbivory. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 223:135–143.

Bordunale, A. (2019). Abundancia y diversidad de insectos benéficos en la vegetación espontánea de huertas agroecológicas en función de variables a escala local y de paisaje. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Córdoba.

Borror, D. J., Triplehorn, C. A., & Johnson, N. F. (1989). An introduction to the study of insects (No. Ed. 6). Philadelphia: Saunders college publishing.

Botías, C. & Sánchez Bayo, F. (2018). Papel de los plaguicidas en la pérdida de polinizadores. *Revista Ecosistemas*, 27, 34-41.

Cabrera, Á.L. (1971). Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 14, 1-42.

Carvalho, G. S., & Webb, M. D. (2005). Cercopid spittle bugs of the new world (Hemiptera, Auchenorrhyncha, Cercopidae). Pensoft.

Chacón P., & Armesto. J.J. (2006) Do carbon-based defences reduce foliar damage? Habitat-related effects on tree seedling performance in a temperate rainforest of Chiloe' Island, Chile. *Oecologia*, 146: 555–565.

Chaneton, E.J., & Bonsall, M.B. (2000). Enemy-mediated apparent competition: empirical patterns and the evidence. *Oikos*, 88, 380-394.

Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M.E., Blitzer, E.J. & Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*, 14, 922-932.

Cigliano, M. M., De Wysiecki, M. L. & Lange, C. (2000). Grasshopper (Orthoptera: Acridoidea) species 128 Pocco et al. diversity in the Pampas, Argentina. *Diversity and Distributions*, 6: 81–91.

Coley, P. D., & Barone, J. A. (1996). Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27, 305-335.

Curis, M. C., Saravia Steudtner, F., Favaro, J. C., Sánchez, D., & Bertolaccini, I. (2014). Franjas marginales de *Brassica campestris* L. (nabo) en cultivo de repollo. Efecto sobre pulgones y sus parasitoides. *Fave*. Sección ciencias agrarias 13; 17-28.

Dąbrowski, Z.T. (1973). Cechy roślin decydujące o ich atrakcyjności lub repelentności dla roślinożernych roztoczy i owadów. I. Ogólna charakterystyka powiązań między roślinami a stawonogami. *Wiadomości. Ekologiczne*, 19: 257–281.

Dainese, M., Montecchiari, S., Sitzia, T., Sigura, M., & Marini, L. (2017). High cover of hedgerows in the landscape supports multiple ecosystem services in Mediterranean cereal fields. *Journal of Applied Ecology*, 54, 380-388.

Dainese, M., Martin, E. A., Aizen, M. A., Albrecht, M., Bartomeus, I., Bommarco, R., & Ghazoul, J. (2019). A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances*, 5, eaax0121.

De Schutter, O. (2011). Agroecology and the right to food. In Report presented at the 16th session of the United Nations Human Rights Council, 23 p.

De Wysiecki, M. L., Torrusio, S., & Cigliano, M. M. (2004). Caracterización de las comunidades de acridios (Orthoptera: Acridoidea) del partido de Benito Juárez, sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 63.

Denys, C. & Tschardtke, T. (2002). Plant-insect communities and predator-prey ratios in field margin strips, adjacent crop fields, and fallows. *Oecologia*, 130, 315-324.

Dubrovsky Berensztein, N. (2018). Estudio de la entomofauna en agroecosistemas del Cinturón Hortícola de La Plata, para el diseño participativo de estrategias de control biológico por conservación. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de La Plata.

Dyer, L.A. & Letourneau, D. (2003). Top-down and bottom-up diversity cascades in detrital vs. living food webs. *Ecology Letters*, 6, 60-68.

Eager, C. D. (2017). Standardize: Tools for standardizing variables for regression in R. R Package Version.

Ekbom, B. (2000). Interchanges of insects between agricultural and surrounding landscapes. In B. Ekbom, M.E. Irwin, & Y. Robert (Eds.), *Interchanges of insects between agricultural and surrounding landscapes* (pp. 1e3). Dordrecht: Kluwer.

Etchegoyen, M.A., Ronco, A.E., Almada, P., Abelando, M. & Marino, D.J. (2017). Occurrence and fate of pesticides in the Argentine stretch of the Paraguay-Paraná basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189, 63.

Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M. & Martin, J. L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14, 101–112.

Faillaci, S.M. (2017). Uso de plaguicidas organoclorados y organofosforados en la agricultura periurbana del Cinturón Verde de Córdoba. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba.

Ferreira, M.F., Torres, C., Bracamonte, E. & Galetto, L. (2017). Effects of the herbicide glyphosate on non-target plant native species from Chaco forest (Argentina). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 144, 360-368.

Fogel, M. (2012). Selectividad de insecticidas utilizados en cultivos hortícolas del Cinturón Hortícola Platense sobre el depredador *Eriopsis connexa* en el marco del Manejo Integrado de Plagas. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas. 146 pp.

Fraterrigo J.M, Pearson S.M & Turner M.G. (2009). Joint effects of habitat configuration and temporal stochasticity on population dynamics. *Landscape Ecology*, 24:863–877.

Giobellina, B. & Quinteros, M. (2015). Perspectivas de la agricultura urbana y periurbana en Córdoba. Aportes del programa Pro Huerta a la producción agroecológica de alimentos. 1a ed. - Córdoba, Argentina. Ediciones INTA.

Giobellina, B.L. (2018). La alimentación de las ciudades. Transformaciones territoriales y cambio climático en el cinturón verde de Córdoba. Córdoba, Argentina. Ediciones INTA.

Gliessman, S.R. (2007). Agroecology: the ecology of sustainable food systems. New York, USA: CRC Press, Taylor & Francis, 384 p.

Gómez-Martínez, M.A., Jaques, J.A., Ibáñez-Gual, M.V. & Pina, T. (2018). When the ground cover brings guests: is *Anaphothrips obscurus* a friend or a foe for the biological control of *Tetranychus urticae* in clementines? *Journal of Pest Science*, 91, 613-623.

Gonthier, D.J., Ennis, K.K., Farinas, S., Hsieh, H.-Y., Iverson, A.L., Batary, P. et al. (2014). Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281, 20141358.

González, E., Salvo, A. & Valladares, G. (2017). Natural vegetation cover in the landscape and edge effects: differential responses of insect orders in a fragmented forest. *Insect Science*, 24, 891-901.

Griffiths G.J., Holland, J.M., Bailey, A., & Thomas, M.B.. (2008). Efficacy and economics of shelter habitats for conservation biological control. *Biological Control* 45: 200–209.

Grossmueller D.W., & Lederhouse, R.C. (1987). The role of nectar source distribution in habitat use and oviposition by the tiger swallowtail butterfly. *Journal Lepidopterists' Society*. 41:159–65.

Grubb P.J., Jackson, R.V., Barberis, I.M., Bee, J.N., Coomes, D.A., Dominy, N.J., De la Fuente, M.A.S., Lucas, P.W., Metcalfe, D.J., Svenning, J.C., et al. (2008). Monocot

leaves are eaten less than dicot leaves in tropical lowland rain forests: correlations with toughness and leaf presentation. *Annals of Botany*, 101: 1379–1389.

Gu, H., & Dorn, S. (2001). How do wind velocity and light intensity influence host-location success in *Cotesia glomerata* (Hym., Braconidae)?. *Journal of Applied Entomology*, 125, 115-120.

Gurr, G.M., Lu, Z., Zheng, X., Xu, H., Zhu, P., Chen, G. & Villareal, S. (2016). Multi-country evidence that crop diversification promotes ecological intensification of agriculture. *Nature Plants*, 2, 16014.

Halaj, J., Cady, A.B., & Uetz, G.W. (2000). Modular habitat refugia enhance generalist predators and lower plant damage in soybeans. *Environmental Entomology*, 29: 383D393.

Isaacs, R., Tuell, J., Fiedler, A., Gardiner, M., & Landis, D. (2009). Maximizing arthropod-mediated ecosystem services in agricultural landscapes: the role of native plants. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 196-203.

Janz, N. (2005). The relationship between habitat selection and preference for adult and larval food resources in the polyphagous butterfly *Vanessa cardui* (Lepidoptera: Nymphalidae) J. *Journal of Insect Behavior*, 18:767–79

Johnson, J. M., J. A. Hough-Goldstein, & M. J. van Gessel. (2004). Effects of straw mulch on pest insects, and weeds in watermelons and potatoes. *Environmental Entomology*, 33: 1632-1643.

Jonsen, I. D., & Fahrig, L. (1997). Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecology*, 12, 185-197.

Johnson, N.F., & Triplehorn, C.A (2004). Introducción de Borrór y DeLong al estudio de los insectos. *Brooks Cole, Belmont*.

Kemp, J.E. & Ellis, A.G. (2017). Significant local-scale plant-insect species richness relationship independent of abiotic effects in the temperate Cape Floristic Region biodiversity hotspot. *PloS one*, 12, e0168033.

Knapp, R., & Casey, T.M. (1986). Thermal ecology, behavior, and growth of gypsy moth and eastern tent caterpillars. *Ecology*, 67: 598–608.

Landis, D.A. (2016). Designing agricultural landscape for biodiversity-based ecosystem services. *Basic and Applied Ecology Journal*, 1, 3-10.

Langer, A. & Hance, T. (2004). Enhancing parasitism of wheat aphids through apparent competition: a tool for biological control. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 102,205–212.

Lepori, E.C.V., Mitre, G.B. & Nassetta, M. (2013). Situación actual de la contaminación por plaguicidas en Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29, 25-43.

Letourneau, D.K., Armbrrecht, I., Rivera, B.S., Lerma, J.M., Carmona, E.J., Daza, M.C. & Mejía J.L. (2011). Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. *Ecological Applications*, 21, 9–21.

Letourneau, D. K., Jedlicka, J. A., Bothwell, S. G., & Moreno, C. R. (2009). Effects of natural enemy biodiversity on the suppression of arthropod herbivores in terrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 573-592.

Manfrino, R.G., Salto, C.E., & Zumoffen, L.. (2011). Estudio de las asociaciones áfidos entomófagos sobre *Foeniculum vulgare* (Umbelliferae) y *Conyza bonariensis* (Asteraceae) en la región central de Santa Fe, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 70: 99-109.

Marasas, M., Fernandez, V., Baloriani, GCap, G., Larrosa, C & Rouaux., J. (2011). Estudio de la Agrobiodiversidad en Sistemas de Producción Hortícola Familiar. Buenos Aires. Argentina. *Cuadernos de Agroecología*, 6,2: 1-4.

Marshall, E.J.P. & Moneen A. C. (2002). Field Margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89: 5-21.

Martínez-Crosa, G. A. (2004). Parámetros comunitarios y hábitos alimentarios de un ensamble de acridomorfos (Orthoptera; Acridoidea) en una pradera natural (No. 595.72 MAR).

Merwin AC, Parrella MP (2014) Preference induction and the benefits of floral resources for a facultative florivore. *Ecological Entomology* 39: 405–411.

Montero, G. (2014). Ecología de las interacciones entre malezas y artrópodos. Editores: Fernández O.A., Acciaresi, H.A. & Leguizamón, E.S. *Malezas e Invasoras de la Argentina: ecología y manejo* (pp.267-305). Bahía Blanca: Universidad Nacional del Sur, Ediuns.

Montero, G.A. (2008)a. Bordes con vegetación espontánea en agroecosistemas pampeanos ¿Reservorios de plagas? *Agromensajes*, 25: 25-30.

Montero, G.A. (2008)b. Comunidades de artrópodos en vegetación de áreas no cultivadas del sudeste de Santa Fe. Tesis de Maestría en Manejo y Conservación de Recursos Naturales. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Rosario. 208 pp.

Morandin, L. A., Long, R. F., & Kremen, C. (2014). Hedgerows enhance beneficial insects on adjacent tomato fields in an intensive agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 189, 164-170.

Muneret, L., Auriol, A., Thiéry, D. & Rusch, A. (2018). Organic farming at local and landscape scales fosters biological pest control in vineyards. *Ecological Applications*, 29, e01818.

Nicholls, C.I. (2010). Contribuciones agroecológicas para renovar las fundaciones del manejo de plagas. *Agroecología*, 5, 7-22.

Niesenbaum, R. A., & Kluger, E. C. (2006). When studying the effects of light on herbivory, should one consider temperature? The case of *Epimecis hortaria* F. (Lepidoptera: Geometridae) feeding on *Lindera benzoin* L. (Lauraceae). *Environmental Entomology*, 35, 600-606.

Norris, R.F., & Kogan, M. (2000). Interactions between weeds, arthropod pests, and their natural enemies in managed ecosystems. *Weed Science*, 48:94–158.

Oliver, I., y Beattie, A. J. (1996). Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biology*, 10, 99-109.

Parolin, P., Bresch, C., Desneux, N., Brun, R., Bout, A., Boll, R. & Poncet, C. (2012). Secondary plants used in biological control: a review. *International Journal of Pest Management*, 58, 91-100.

Patterson, B. D. (1983). Grasshopper mandibles and the niche variation hypothesis. *Evolution*, 37: 375-388.

Petit, S. (2009). The dimensions of land use change in rural landscapes: lessons learnt from the GB Countryside Surveys. *Journal of Environmental Management*, 90, 2851–2856.

Pocco, M. E., Damborsky, M. P., & Cigliano, M. M. (2010). Comunidades de ortópteros (Insecta, Orthoptera) en pastizales del Chaco Oriental Húmedo, Argentina. *Animal Biodiversity and Conservation*, 33, 119-129.

Randlkofer, B., Obermaier, E., Hilker, M., & Meiners, T. (2010). Vegetation complexity—the influence of plant species diversity and plant structures on plant chemical complexity and arthropods. *Basic and Applied Ecology*, 11, 383-395.

Rasband, W. S. (2019). Imagej, us national institutes of health, bethesda, maryland, usa. <http://imagej.nih.gov/ij/>.

Renwick, J. A. A., & Chew, F. S. (1994). Oviposition behavior in Lepidoptera. *Annual Review of Entomology*, 39, 377-400.

Rojas-Rodriguez J. (2019). Abundancia de insectos entomófagos en relación a los recursos florales de la vegetación espontánea en huertas agroecológicas. Tesis de grado. Fac. Cs. Ex. Fís. y Nat. UNC. 29 pags.

Romeis J, Stadler E., & Wackers F.L. (2005). Nectar- and pollen-feeding by adult herbivorous insects. See Ref. 137a, pp. 178–219 106.

Ronco, A.E., Marino, D.J.G., Abelando, M., Almada, P. & Apartin, C.D. (2016). Water quality of the main tributaries of the Paraná Basin: glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 458.

Root, R.B. (1973). Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecology Monographs*, 43: 95-124.

RStudio Team (2015). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.

Rusch, A., Chaplin-Kramer, R., Gardiner, M.M., Hawro, V., Holland, J., Landis, D. & Woltz, M. (2016). Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: a quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221:198–204.

Rusch, A., Delbac, L. & Thiéry, D. (2017). Grape moth density in Bordeaux vineyards depends on local habitat management despite effects of landscape heterogeneity on their biological control. *Journal of Applied Ecology*, 54, 1794–1803.

Salgado-Luarte, C. & Gianoli, E. (2010). Herbivory on temperate rainforest seedlings in sun and shade: resistance, tolerance and habitat distribution. *PloS one*, 5, e11460.

Samways, M. J., Caldwell, P. M., & Osborn, R. (1996) Ground-living invertebrate assemblages in native, planted and invasive vegetation in South Africa, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 59,1-2, 19-32

Sánchez, N. E., & De Wysiecki, M. L. (1993). Abundancia y diversidad de acridios (Orthoptera: Acrididae) en pasturas de la Provincia de La Pampa, Argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 24.

Sarandón, S.J. (2011). La Agroecología: Su rol en el logro de una agricultura Sustentable. Curso de Agroecología y Agricultura Sustentable. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Argentina. 16 pp.

Schmidt, M.H., Thies, C., Nentwig, W. & Tscharrntke, T. (2008) Contrasting responses of 478 arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. *Journal of Biogeography*, 35, 157–166.

Siemann, E. (1998). Experimental tests of effects of plant productivity and diversity on grassland arthropod diversity. *Ecology*, 79, 2057-2070.

Siemann, E., Tilman, D., Haarstad, J., & Ritchie, M. (1998). Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist*, 152, 738-750.

Silvia, M. S., & Connor, E. F. (2017). Differences in meristems between monocots and dicots and susceptibility to attack by gall-inducing insects. *Arthropod-Plant Interactions*, 11, 485-494.

Southwood, T.R.E. & Henderson, P.A. (2000) *Ecological Methods*. Blackwell Science, 483 London.

Stoepler, T. M., & Lill, J. T. (2013). Direct and indirect effects of light environment generate ecological trade-offs in herbivore performance and parasitism. *Ecology*, 94, 2299-2310.

Stoner, J. L., y Joern, A. (2004). Landscape versus local habitat scale influences to insect communities from tallgrass prairie remnants. *Ecological Applications*, 14, 1306–1320.

Tan M.K., Artchawakom, T, Wahab R.H.A., Lee C.Y, Belabut, D.M., Tan, H.T.W. (2017). Overlooked flower-visiting Orthoptera in Southeast Asia. *Journal of Orthoptera Research*, 26: 143–153.

Thies, C., Steffan-Dewenter, I., & Tscharntke, T. (2003) Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. *Oikos*, 101, 18–25.

Tripplehorn, C.A. & Johnson, N.F. (2005). *Borror and DeLong's introduction to the study of insects*. Thomson Brooks/Cole, Belmont, California.

Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. &Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8, 857-874.

Tscharntke, T., Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batary, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T.O., Dormann, C.F. *et al.* (2012) Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87, 661–685.

Uvarov, S. B. (1966). *Grasshoppers and locusts*. A handbook of general acridology. Volume I. Anatomy, physiology, development, phase polymorphism, introduction to taxonomy. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1966.

Wäckers, F.L., Romeis, J. & van Rijn, P. (2007). Nectar and pollen feeding by insect herbivores and implications for multitrophic interactions. *Annual Review of Entomology*, 52, 301-323.

Zilahi-Balogh, G. M. G., Shipp, J. L., Cloutier, C., & Brodeur, J. (2006). Influence of light intensity, photoperiod, and temperature on the efficacy of two aphelinid parasitoids of the greenhouse whitefly. *Environmental Entomology*, 35,581-589.

Anexos

Anexo 1. Lista de especies y familias vegetales registradas en bordes de huertas agroecológicas de Córdoba junto a su correspondiente origen (nativa/exótica) y nº de cotiledones (monocotiledónea/dicotiledónea).

FAMILIA	ESPECIES	ORIGEN	Nº DE COTILEDONES
Amaranthaceae	<i>Alternanthera pungens</i>	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Amaranthus quitensis</i>	Nativa	Dicotiledónea
Amaryllidaceae	<i>Nothoscordum</i> sp. 1	Nativa	Monocotiledónea
Apiaceae	<i>Ammi visnaga</i>	Exótica	Dicotiledónea
	<i>Conium maculatum</i>	Exótica	Dicotiledónea
	<i>Foeniculum vulgare</i>	Exótica	Dicotiledónea
Apocynaceae	<i>Philibertia gilliesii</i>	Nativa	Dicotiledónea
Asteraceae	Asteraceae sp. 1	Nativa	Dicotiledónea
	Asteraceae sp. 2	Nativa	Dicotiledónea
	Asteraceae sp. 3	Nativa	Dicotiledónea
	Asteraceae sp. 4	Nativa	Dicotiledónea
	Asteraceae sp. 5	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Baccharis glutinosa</i>	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Bidens pilosa</i>	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Bidens subalternans</i>	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Bidens</i> sp. 1	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Cichorium intybus</i>	Exótica	Dicotiledónea
	<i>Cirsium vulgare</i>	Exótica	Dicotiledónea
	<i>Conyza bonariensis</i>	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Conyza sumatrensis</i>	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Conyza</i> sp. 1	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Conyza</i> sp. 2	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Eupatorium</i> sp.	Exótica	Dicotiledónea
	<i>Galinsoga parviflora</i>	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Pascalía glauca</i>	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Solidago chilensis</i>	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Sonchus oleraceus</i>	Nativa	Dicotiledónea
Brassicaceae	Brassicaceae sp. 1	Exótica	Dicotiledónea
	<i>Eruca vesicaria</i>	Exótica	Dicotiledónea
	<i>Raphanus sativus</i>	Exótica	Dicotiledónea
	<i>Rapistrum rugosum</i>	Exótica	Dicotiledónea
Celtidaceae	<i>Celtis tala</i>	Nativa	Dicotiledónea
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium album</i>	Exótica	Dicotiledónea

Commelinaceae	<i>Commelina erecta</i>	Nativa	Dicotiledónea
Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i> sp. 1	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Ipomoea cairica</i>	Nativa	Monocotiledónea
Cyperaceae	Cyperaceae sp. 1	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Cyperus rotundus</i>	Nativa	Monocotiledónea
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia</i> sp.1	Exótica	Dicotiledónea
	<i>Euphorbia</i> sp. 2	Exótica	Dicotiledónea
Fabaceae	<i>Geoffroea decorticans</i>	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Gleditsia triacanthos</i>	Exótica	Dicotiledónea
	<i>Medicago sativa</i>	Exótica	Dicotiledónea
	<i>Melilotus albus</i>	Exótica	Dicotiledónea
Geraniaceae	<i>Geranium dissectum</i>	Exótica	Dicotiledónea
Lamiaceae	<i>Leonurus japonicus</i>	Exótica	Dicotiledónea
Malpighiaceae	<i>Janusia guaranitica</i>	Nativa	Dicotiledónea
Malvaceae	Malvaceae sp. 1	Nativa	Dicotiledónea
	Malvaceae sp. 2	Nativa	Dicotiledónea
	Malvaceae sp. 3	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Malvastrum coromandelianum</i>	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Melochia anomala</i>	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Sida rhombifolia</i>	Nativa	Dicotiledónea
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i>	Exótica	Dicotiledónea
<u>Moraceae</u>	<i>Morus nigra</i>	Exótica	Dicotiledónea
Oleaceae	<i>Fraxinus</i> sp.	Exótica	Dicotiledónea
	<i>Ligustrum lucidum</i>	Exótica	Dicotiledónea
Onagraceae	<i>Oenothera curtiflora</i>	Exótica	Dicotiledónea
	<i>Oenothera rosea</i>	Exótica	Dicotiledónea
Oxalidaceae	<i>Oxalis conorrhiza</i>	Nativa	Dicotiledónea
Passifloraceae	<i>Passiflora caerulea</i>	Nativa	Dicotiledónea
Pinaceae	<i>Pinus</i> sp. 1	Exótica	Dicotiledónea
Plantaginaceae	<i>Veronica persica</i>	Exótica	Dicotiledónea
Poaceae	Poaceae sp. 1	Nativa	Monocotiledónea
	Poaceae sp. 2	Nativa	Monocotiledónea
	Poaceae sp. 3	Nativa	Monocotiledónea
	Poaceae sp. 4	Nativa	Monocotiledónea
	Poaceae sp. 5	Nativa	Monocotiledónea
	Poaceae sp. 6	Nativa	Monocotiledónea
	Poaceae sp. 7	Nativa	Monocotiledónea
	Poaceae sp. 8	Nativa	Monocotiledónea
	Poaceae sp. 9	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Bromus catharticus</i>	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Bromus</i> sp. 1	Nativa	Monocotiledónea

	<i>Cynodon dactylon</i>	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Digitaria</i> sp. 1	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Eustachys retusa</i>	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Panicum</i> sp.	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Paspalum dilatatum</i>	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Paspalum</i> sp. 1	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Paspalum</i> sp. 2	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Schyzachyrium condensatum</i>	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Setaria lachnea</i>	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Setaria parviflora</i>	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Setaria viridis</i>	Exótica	Monocotiledónea
	<i>Setaria</i> sp. 1	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Setaria</i> sp.2	Nativa	Monocotiledónea
	<i>Sorghum halepense</i>	Exótica	Monocotiledónea
Polygonaceae	<i>Rumex crispus</i>	Exótica	Dicotiledónea
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i>	Exótica	Dicotiledónea
Ranunculaceae	<i>Clematis montevidensis</i>	Nativa	Dicotiledónea
Rosaceae	<i>Duchesnea indica</i>	Exótica	Dicotiledónea
Salicaceae	<i>Populus</i> sp. 1	Exótica	Dicotiledónea
Solanaceae	<i>Solanum argentinum</i>	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Solanum</i> sp. 1	Nativa	Dicotiledónea
Verbenaceae	<i>Aloysia gratissima</i>	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Pitraea cuneato-ovata</i>	Nativa	Dicotiledónea
	<i>Verbena litoralis</i>	Nativa	Dicotiledónea

Anexo 2. Lista de familias (Orthoptera, Hemiptera, Thysanoptera, Lepidoptera) de insectos registrados en huertas agroecológicas de Córdoba.

ORDEN	SUPERFAMILIA	FAMILIA (nº de morfoespecies)	SUBFAMILIA	ESPECIES
ORTHOPTERA	Acridoidea	Acrididae(15)		
	Grylloidea	Gryllidae(4)		
	Eumastacoidea	Proscopidae(1)		
HEMIPTERA	Aphidoidea	Aphididae(3)		
	Aleyrodoidea	Aleyrodidae(1)		
	Psylloidea	Psyllidae(1)		
	Coccoidea(1)			
	Cicadoidea	Cicadellidae(23)		
	Cicadoidea	Membracidae(7)		
	Cicadoidea	Cercopidae(1)		
	Fulgoroidea	Delphacidae(2)		
	Fulgoroidea	Issidae(1)		
	Fulgoroidea	Tropiduchidae (1)		
Fulgoroidea	Acanoloniidae(1)			

	Pentatomoidea	Pentatomidae(2)		
	Lygaeoidea	Lygaeidae(3)		
	Miroidea	Miridae(5)		
	Tingoidea	Tingitidae(2)		
	Coreoidea	Rhopalidae(2)		
THYSANOPTERA		Thripidae (3)		
		Fauriellidae (1)		
LEPIDOPTERA	Noctuoidea	Erebidae	Erebinae(1)	<i>Anticarsia gemmatalis</i>
	Noctuoidea	Erebidae	Arctiinae(1)	<i>Macrocneme leucostigma</i>
	Noctuoidea	Noctuidae(3)		
	Hesperioidea	Hesperiidae	Hesperiinae(1)	<i>Lerodea eufala</i>
	Gelechioidea	Gelechiidae(2)		
	Papilionoidea	Nymphalidae	Satyrinae(1)	<i>Parneuphychia phares</i>
	Pyraloidea	Pyralidae(2)		
	Pyraloidea	Crambidae(1)		