

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE ARTRÓPODOS SEGÚN
ESTRUCTURA DEL TAPIZ EN MEJORAMIENTOS DE CAMPO
NATURAL**

por

Kevin Daniel ALCÁNTARA PERDIGÓN

**Trabajo final de grado
presentado como uno de
los requisitos para obtener el
título de Ingeniero Agrónomo**

**MONTEVIDEO
URUGUAY
2023**

Trabajo final de grado aprobado por:

Director:

Ing. Agr. Mag. Horacio Silva

Tribunal:

Ing. Agr. Dra. Silvana Abbate

Ing. Agr. Mag. Agustina Armand Pilon

Fecha: 24 de febrero de 2023

Estudiante:

Kevin Daniel Alcántara Perdigón

TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES.....	VII
1. <u>INTRODUCCIÓN</u>	1
1.1 OBJETIVOS.....	1
2. <u>REVISIÓN BIBLIOGRAFICA</u>	3
2.1 EFECTOS DE LA HETEROGENEIDAD DEL PAISAJE SOBRE LA DIVERSIDAD DE ARTRÓPODOS	4
2.1.1 <u>Efectos del tipo de uso del suelo e intensificación agropecuaria sobre la diversidad de artrópodos</u>	6
2.1.2 <u>Efectos de la fertilización y del pastoreo en la abundancia y riqueza de hemípteros fitófagos</u>	9
2.2 GRUPOS FUNCIONALES	11
2.2.1 <u>Fitófagos</u>	11
2.2.1.1 <i>Auchenorrhyncha</i>	12
2.2.1.2 <i>Halticus pygmaeus</i> y <i>Nysius simulans</i>	13
2.2.2 <u>Depredadores</u>	15
2.2.2.1 Arácnidos	15
2.3 HIPÓTESIS	16
3. <u>MATERIALES Y MÉTODOS</u>	17
3.1 SITIO EXPERIMENTAL	17
3.2 TRATAMIENTOS Y DISEÑO EXPERIMENTAL.....	17
3.3 MUESTREO DE CAMPO	17
3.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	18
3.4.1 <u>Análisis de abundancias</u>	18
3.4.2 <u>Análisis de riqueza y diversidad</u>	19
4. <u>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</u>	20
4.1 ABUNDANCIA DE ARTRÓPODOS CAPTURADOS CON DOS MÉTODOS DE MUESTREO	20

4.1.1	<u>Taxones recolectados con red entomológica versus aspirado</u>	20
4.1.2	<u>Artrópodos recolectados con red en función del nivel de intensificación del campo natural y los días post pastoreo</u>	21
4.1.2.1	Abundancia por Orden según tratamiento	21
4.1.2.2	Abundancia por Orden según días post pastoreo.....	28
4.1.2.3	Especies de <i>Auchenorrhyncha</i> según tratamiento	30
4.1.2.4	Especies de <i>Auchenorrhyncha</i> según días post pastoreo.....	32
4.1.2.5	Cicadellidae y Delphacidae en función de la altura del forraje	33
4.1.2.6	Especies fitófagas con potencial de plaga en forrajeras <i>Nysius</i> y <i>Halticus</i> según tratamientos	36
4.1.2.7	Especies fitófagas y el depredador <i>Nabis capsiformis</i> según días post pastoreo	40
4.1.2.8	Relación entre depredadores y fitófagos.....	41
4.2	<u>ANÁLISIS DE RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE AUCHENORRHYNCHA Y ARAÑAS EN LAS RECOLECCIONES CON RED ENTOMOLÓGICA</u>	44
5.	<u>CONCLUSIONES</u>	48
6.	<u>RESUMEN</u>	50
7.	<u>SUMMARY</u>	51
8.	<u>BIBLIOGRAFÍA</u>	52
9.	<u>ANEXO</u>	63
Anexo 1.	Regresión entre las dos técnicas de muestreo para Araneae, Coleoptera, Diptera e Hymenoptera.....	63
Anexo 2.	Regresión entre las dos técnicas de muestreo para Hemiptera, Homoptera, Orthoptera y <i>Nabis capsiformis</i>	64
Anexo 3.	Regresión entre las dos técnicas de muestreo para <i>Halticus pygmaeus</i> , <i>Nysius simulans</i> , Mirido amarillo y Mirido rojo.	65
Anexo 4.	Promedio de los taxones muestreados con red en los diferentes tratamientos.	66
Anexo 5.	Promedio de los taxones muestreados con red según bloque (días post pastoreo).	67
Anexo 6.	Promedio de las familias Cicadellidae y Delphacidae muestreadas con red en los distintos tratamientos y bloques.....	68

Anexo 7.	Promedio de <i>H. pygmaeus</i> , <i>N. simulans</i> , <i>N. capsiformis</i> , M. amarillo (Morfoespecie 1) y M. rojo (Morfoespecie 2) muestreados con red en los distintos tratamientos.....	69
Anexo 8.	Promedio de <i>H. pygmaeus</i> , <i>N. simulans</i> , <i>N. capsiformis</i> , M. amarillo (Morfoespecie 1) y M. rojo (Morfoespecie 2) muestreados con red en los distintos bloques.	70
Anexo 9.	Densidad de (a) Coleoptera, (b) Hymenoptera, (c) Homoptera y (d) Orthoptera en los distintos bloques muestreados con red.	71
Anexo 10.	Densidad de (a) Mirido amarillo y (b) Mirido rojo en los distintos bloques muestreados con red.	72
Anexo 11.	Densidad de <i>Nabis capsiformis</i> en los distintos bloques muestreados con red.	72
Anexo 12.	Densidad de <i>Nysius simulans</i> por tratamiento (a) y por bloque (b) muestreados con red.	73
Anexo 13.	Relación entre los órdenes Diptera, Hymenoptera y Hemiptera y la altura del forraje en recolecciones con red entomológica.	73
Anexo 14.	Índices de diversidad para Cicadellidae, Delphacidae y Araneae.	74

LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES

Página	
Cuadro No. 1.	Relación de abundancia entre red y aspirado en el total de puntos de muestreo (N=96).....21
Cuadro No. 2.	Resultado de los Anova para la abundancia de taxones muestreados con red y para las variables analizadas: Tratamiento y días post pastoreo (Bloque).....24
Cuadro No. 3.	Resultados de los Anova para la abundancia de taxones muestreados con aspirado y para las variables analizadas: Tratamiento y días post pastoreo (Bloque).....24
Cuadro No. 4.	Abundancia promedio para los órdenes muestreados con red entomológica (Test de Tukey: medias seguidas de diferente letra difieren estadísticamente p-valor <0,05) según tratamiento25
Cuadro No. 5.	Abundancia promedio para los órdenes muestreados con aspirado (Test de Tukey: medias seguidas de diferente letra difieren estadísticamente p-valor <0,05) según tratamiento.....26
Cuadro No. 6.	Abundancia de las familias Cicadellidae y Delphacidae muestreados con red entomológica (Test de Tukey: medias seguidas de diferente letra difieren estadísticamente p-valor <0,05).31
Cuadro No. 7.	Respuesta en la abundancia de Cicadellidae y Delphacidae a la interacción bloque*altura y altura.34
Cuadro No. 8.	Abundancia de especies de Heteroptera capturados con red entomológica (Test de Tukey: medias seguidas de diferente letra difieren estadísticamente p-valor <0,05).39
Cuadro No. 9.	Abundancia de especies de Heteroptera capturados con aspirado (Test de Tukey: medias seguidas de diferente letra difieren estadísticamente p-valor <0,05).40
Cuadro No. 10.	Relación entre depredadores (<i>Araneae</i> y <i>Nabis capsiformis</i>) y fitófagos. Modelo lineal simple.42
Cuadro No. 11.	Índices de diversidad para Cicadellidae, Delphacidae y Araneae calculados con INEXT con un intervalo de confianza del 95%.45

FIGURA

Figura No. 1. Abundancia de los taxones de artrópodos muestreados con red en los diferentes tratamientos.....	22
Figura No. 2. Abundancia de los taxones de artrópodos muestreados con aspirado en los diferentes tratamientos.....	23
Figura No. 3. Abundancia de los taxones de artrópodos muestreados con red según Bloque (I: 31, II: 16, III: 1 y IV: 0 días post pastoreo respectivamente)..	29
Figura No. 4. Abundancia de los taxones de artrópodos muestreados con aspirado según Bloque (I: 31, II: 16, III: 1 y IV: 0 días post pastoreo respectivamente)..	30
Figura No. 5. Abundancia de las familias Cicadellidae y Delphacidae muestreados con red en los distintos tratamiento.....	32
Figura No. 6. Abundancia de las familias Cicadellidae y Delphacidae muestreados con red en los distintos bloques (I: 31, II: 16, III: 1 y IV: 0 días post pastoreo respectivamente).....	33
Figura No. 7. Regresión entre densidad (individuos/ 12 redadas) de Cicadellidae (c) y Delphacidae (a, b y d) y la altura (cm) en (a) bloque 1, (b) y (c) bloque 2 y (d) bloque 4.....	35
Figura No. 8. Abundancia de <i>H. pygmaeus</i> , <i>N. simulans</i> , <i>N. capsiformis</i> , <i>M. amarillo</i> (Morfoespecie 1) y <i>M. rojo</i> (Morfoespecie 2) muestreados con red en los distintos tratamientos.....	37
Figura No. 9. Abundancia de <i>H. pygmaeus</i> , <i>N. simulans</i> , <i>N. capsiformis</i> , <i>M. amarillo</i> (Morfoespecie 1) y <i>M. rojo</i> (Morfoespecie 2) muestreados con aspirado en los distintos tratamientos.	38
Figura No. 10. Densidad (individuos/ 12 redadas) de Cicadellidae en función de Araneae (a) y en función de <i>Nabis capsiformis</i> (b) y Morfoespecie 1 (Mirido amarillo) en función de <i>Nabis capsiformis</i> (c).	43
Figura No. 11. Análisis de diversidad para Cicadellidae (Q0: Riqueza específica, Q1: Shannon-Wiener y Q3: Simpson).....	46
Figura No. 12. Análisis de diversidad para Delphacidae (Q0: Riqueza específica, Q1: Shannon-Wiener y Q3: Simpson).....	46
Figura No. 13. Análisis de diversidad para Araneae (Q0: Riqueza específica, Q1: Shannon-Wiener y Q3: Simpson).....	47

1. INTRODUCCIÓN

Las pasturas son cruciales como depósito de biodiversidad, sin embargo, las áreas protegidas con fines de conservación son escasas. El cambio en el uso de la tierra es uno de los principales impulsores en la pérdida de biodiversidad y la alteración del funcionamiento de los ecosistemas en la superficie terrestre. Profundizar nuestro conocimiento sobre las respuestas de la biodiversidad a los diferentes tipos de uso del suelo que se desarrollan en el campo natural, es fundamental para lograr estrategias de planificación y gestión territorial destinadas a preservar la biodiversidad nativa y el funcionamiento de los ecosistemas (Pinto et al., 2021).

En la actualidad es muy limitada la información a nivel país sobre los posibles efectos de diferentes tipos y niveles de intensificación del campo natural sobre los artrópodos benéficos y fitófagos. En este sentido, el objetivo general del trabajo fue evaluar los efectos de diferentes niveles de intensificación y estructuras del tapiz en campo natural, sobre la riqueza y abundancia de artrópodos benéficos y fitófagos.

1.1 OBJETIVOS

El objetivo general fue:

1. Determinar si la riqueza y abundancia de artrópodos benéficos y fitófagos se ve afectada por los cambios en la estructura del campo natural en pastoreo y por distintos niveles de mejoramiento del campo natural (agregado de fertilizantes y leguminosas).

Los objetivos específicos fueron:

1. Comparar la abundancia recolectada en los mejoramientos con fertilizantes y leguminosas del campo natural, con los dos métodos de captura de insectos del follaje más frecuentes: aspirado y red entomológica.

2. Determinar la abundancia de insectos clasificados por Orden en campo natural y en los mejoramientos con fertilizantes y leguminosas.

3. Estudiar la diversidad alfa y beta de las morfoespecies de las familias Cicadellidae y Delphacidae (fitófagos) y arañas (depredadores) en campo natural y en los mejoramientos con fertilizantes y leguminosas.

4. Estudiar en los tratamientos (CN, 60N, 120N y CM) con mejoramiento de campo natural la abundancia de dos especies de insectos reconocidas como plagas en especies forrajeras: *Halticus pygmaeus* y *Nysius simulans*.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Los pastizales cubren alrededor del 40% de la superficie de la tierra (Pinto et al., 2021). En el Río de la Plata, las ecorregiones conformadas por las Pampas en Argentina, los campos en Uruguay y parte de Rio Grande do Sul constituyen una de las regiones de pastizales templados más grande del mundo (Pérez, 2020).

Los pastizales o campo natural son de los ecosistemas más ricos en especies de plantas (Wilson et al., 2012) y artrópodos (Jerrentrup et al., 2014). Presentan variaciones en su composición florística y densidad, según las condiciones edáficas, adaptadas a las oscilaciones de las condiciones climáticas y de largo plazo. Estas variaciones se ven alteradas por el manejo de la carga animal, la incorporación de especies forrajeras y el uso de fertilizantes, lo que produce modificaciones en el tapiz (Berretta, 2009).

En Uruguay, la relevancia económica del campo natural radica en ser la base forrajera, sustentando la producción pecuaria desde los comienzos de la ganadería (Berretta, 2009). Esta producción se obtiene en sistemas pastoriles donde el 64,3% de la superficie total explotada son campos naturales, según el Censo General Agropecuario del 2011 (MGAP. DIEA, 2011).

A partir del año 2000 se aceleraron las transformaciones de los campos en la región y también en Uruguay. Una cifra elocuente de esto para Uruguay es la pérdida del 13,79% de la cobertura del campo natural en el periodo 2000-2015. Esos cambios en el uso del suelo se reflejaron en una fragmentación del paisaje, pérdida de biodiversidad, invasión de especies exóticas, afectación en la calidad del agua y cambios en los estilos de vida rurales (Pérez, 2020).

En el país, los cambios en el uso del suelo más relevantes que modifican drásticamente el campo natural son el avance de la frontera agrícola y la forestación. No obstante, son muy importantes aquellas prácticas tecnológicas empleadas directamente en la producción ganadera, las modificaciones en la carga animal y sus categorías, los procesos de intervención dirigidos a mejorar producción forrajera como, los mejoramientos de campo con fertilizaciones en cobertura que pueden producir importantes cambios en la composición botánica de sus tapices y, por tanto, cambios en su biodiversidad (Díaz et al., 2008).

2.1 EFECTOS DE LA HETEROGENEIDAD DEL PAISAJE SOBRE LA DIVERSIDAD DE ARTRÓPODOS

La palabra diversidad biológica refiere a la variabilidad de los organismos vivos, a las interacciones entre ellos y con su entorno (Magurran, 2005). El número de especies por unidad de área o localidad se denomina diversidad alfa, por otra parte se denomina diversidad beta la medida de los cambios en la composición de especies de un área a otra adyacente. Cuando se habla comparativamente de todas las especies de una región determinada se usa el término diversidad gama (Dirzo y Raven, 2003). La diversidad de especies de una comunidad se puede dividir en dos aspectos, riqueza y uniformidad. La riqueza indica el número total especies, por otra parte la uniformidad hace referencia a la distribución de las abundancias relativas de las especies (Magurran, 2005).

Los paisajes heterogéneos con áreas de vegetación natural proporcionan una mayor cantidad de recursos, o nichos, permitiendo una coexistencia mayor en el número de especies. Por otra parte, un aumento de la heterogeneidad del hábitat puede lograr una mayor migración desde los alrededores. Por lo que la falta de hábitats heterogéneos provoca la extinción de algunas especies muy comunes en el pasado. Los hábitats son áreas donde los organismos obtienen recursos y se reproducen, y el campo natural, como componente del paisaje, ofrece una alternativa donde la oferta de nichos, recursos y hospederos se maximiza (Záhlavová et al., 2009).

Weyland y Zaccagnini (2008) en Argentina, evaluaron el efecto de terrazas de vegetación nativa leñosa bien desarrollada y con una gran cobertura del estrato herbáceo durante el ciclo del cultivo de soja sobre distintos artrópodos. Encontraron que las chacras con terrazas no favorecieron la abundancia de artrópodos, pero sí la riqueza tanto de depredadores como del total de especies, indicando que la heterogeneidad ambiental que introducen las terrazas favorece la diversidad de artrópodos a escala de chacra. Por otra parte, la riqueza de depredadores en las terrazas fue mayor que en los márgenes de las chacras sin terrazas, demostrando el beneficio de estos ambientes con especies botánicas nativas como refugio para controladores de plagas. Por otro lado, la riqueza de depredadores estuvo altamente correlacionada con la riqueza total de especies, sugiriendo que este grupo funcional podría ser un buen indicador de la riqueza de especies. También hallaron una mayor riqueza de especies en los márgenes respecto a los cultivos; debido a la mayor diversidad vegetal de los ambientes de margen,

concluyendo que la mayor diversidad vegetal ofrecería una mayor variedad de nichos ecológicos para distintas especies de artrópodos.

En Uruguay, la importancia de las áreas con pastizales naturales como componente del paisaje productivo y el rol que cumplen al articular con otros componentes del sistema fue señalado por Abbate et al. (2022) al estudiar la fauna benéfica encontrada en cultivos de soja. En este estudio, la proporción de pastura nativa del paisaje se asoció, con mayores abundancias de enemigos naturales: coleópteros, hemípteros y especialmente arañas, y se detectaron indicios de un servicio sobre los cultivos agrícolas que compartían el mismo entorno.

Jonsen y Fahrig (1997) en Canadá, estudiaron la respuesta de insectos fitófagos generalistas y especialistas de las familias Curculionidae y Cicadellidae en campos de alfalfa en diferentes paisajes con diferentes estructuras espaciales, el muestreo se realizó con red de barrido. Observaron en paisajes con mayor índice de diversidad un efecto positivo en riqueza y abundancia de especies generalistas, en menor medida encontraron un efecto positivo de la edad de la pastura de alfalfa y negativo con aumentos en la frecuencia de cortes, en la riqueza de especies y no en abundancia. La riqueza y abundancia de especies especialistas disminuyó en los campos cortados con más frecuencia y la proporción de leguminosas del campo afectó positivamente, incrementando la cantidad de individuos especialistas. Dunning et al. (1992) sugieren que el aumento en la cantidad de diferentes tipos de hábitat generó un aumento potencial en la disponibilidad para las poblaciones de generalistas, logrando complementar sus recursos al utilizar más de un tipo de hábitat. Por otra parte, no hallaron respuestas a los cambios en porcentaje de cobertura y al aislamiento entre campos de alfalfa en insectos especialistas, sugiriendo que la distancia entre campos estuvo dentro de las posibilidades de dispersión de la especie y que las plantas hospedantes en los márgenes de cultivo podían actuar como hábitat de reproducción o refugio.

Cuando aumenta el número de tipos de hábitat en un paisaje que puede ser utilizado por una especie generalista el aislamiento entre parches disminuye, logrando una mayor conectividad (Taylor et al., 1993). Esto significa que la tasa de dispersión aumentará y la de extinción local disminuirá debido al aumento en la inmigración (Brown y Kodric-Brown, 1977), lo que conduce a un aumento en la riqueza y abundancia de insectos generalistas a nivel paisaje (Hanski, 1994). En este sentido, el campo natural mantenido en los establecimientos brinda una gran diversidad botánica y de artrópodos, y es un hábitat de calidad que puede formar parte de los servicios

ecosistémicos del paisaje. Pero actualmente se desconoce si la alteración causada por los intentos de mejoramiento productivo de la base forrajera o los cambios en el manejo del pastoreo puede afectar el alcance de este servicio.

2.1.1 Efectos del tipo de uso del suelo e intensificación agropecuaria sobre la diversidad de artrópodos

En la región, el conocimiento sobre el impacto de la transformación de las praderas nativas sobre la biodiversidad terrestre es escaso, en general se da poca importancia a la conservación de esta diversidad. La mayor parte de la información existente se ha obtenido de estudios realizados en América del Norte, Europa y el sur de Australia; en la región pampeana, hace falta un inventario completo sobre la biodiversidad animal y una comprensión sobre los efectos que las actividades agropecuarias ejercen sobre la misma (Medan et al., 2011).

Zschokke et al. (2000) en Suiza, estudiaron el efecto de la fragmentación en escala pequeña, creando fragmentos aislados entre la vegetación cortada. Encontraron un efecto positivo de la fragmentación para algunas especies, debido a que la abundancia y riqueza de especies de algunos taxones fue mayor, sugiriendo que estos pueden utilizarlos como refugio entre los episodios de alimentación en el área de aislamiento cortada.

Hendrickx et al. (2007) en Europa, en 24 paisajes agrícolas templados, determinaron que las variables de intensidad de uso del suelo medidas en cantidad de nitrógeno, herbicidas, insecticidas, fungicidas, carga de ganado y proximidad de parches naturales fueron los que explicaban la mayor variación en la diversidad de especies. La intensidad de uso del suelo tuvo un fuerte efecto homogeneizador en la composición de abejas. Esto estaría dado por su relación dependiente con la diversidad de plantas con flores (Tscharrntke et al., 1998). Por otra parte, encontraron que una mayor proximidad entre parches naturales y niveles decrecientes en intensidad de uso del suelo tenían un efecto positivo en la riqueza de especies de arañas. Por lo tanto, si las capacidades de dispersión de las arañas son insuficientes para cubrir la distancia entre parches, las extinciones a pequeña escala no se compensan con la recolonización de parches cercanos. La capacidad de dispersión de las arañas se correlaciona positivamente con el grado de generalismo de las especies que componen la comunidad de depredadores (Bell et al., 2005). Lo que sugiere que en parches aislados las especies más especializadas se agotan, en consecuencia, contienen unas pocas especies generalistas con alta capacidad

de dispersión (Clough et al., 2005). Aviron et al. (2005) hallaron en paisajes con parches pequeños y aislados, incrustados dentro de una matriz de agricultura intensiva, especies pequeñas y relativamente no especializadas. Hendrickx et al. (2007) sugieren que la pérdida de especies del paisaje total no es solo el resultado de una disminución en la riqueza de especies de las comunidades locales, sino que también es causada por una pérdida de rotación de especies entre las comunidades locales.

Birkhofer et al. (2017), en Alemania, estudiaron el efecto del tipo de uso del suelo y de la intensidad de uso sobre la diversidad y la composición de artrópodos en diferentes estratos del suelo, y encontraron que la intensidad de uso del suelo local en pastizales y bosques no redujo la diversidad en las comunidades de artrópodos por encima y por debajo del suelo. Sin embargo, la diversidad fue significativamente mayor en las comunidades forestales que en los pastizales para dos de los grupos de artrópodos (Chilopoda y Auchenorrhyncha). Estos autores sugieren que la intensificación del uso del suelo en pastizales y bosques no logra ejercer un fuerte filtrado en la diversidad entre los grupos de artrópodos. La composición cambió significativamente en respuesta al tipo de uso de la tierra y la intensificación, pero las respuestas contrastaron entre grupos taxonómicos. La proporción de individuos más pequeños aumentó a medida que se incrementaba la intensidad en todos los taxones, pero solo en los pastizales, afirma la hipótesis de que individuos más pequeños son menos vulnerables a las perturbaciones frecuentes en los pastizales en comparación con especies más grandes. En cuanto a la movilidad las comunidades de Araneae y Auchenorrhyncha mostraron una disminución en la proporción de individuos de baja movilidad con el aumento en la intensidad en bosques y pastizales, pero aumentó en las especies más móviles de Chilopoda y Heteroptera. Los mencionados autores sugieren que los gradientes en la intensidad de uso de la tierra ejercieron un fuerte filtrado dentro de taxones, pero los patrones observados no están relacionados con las clasificaciones en especies que aparecen en la superficie o subterráneas.

Pinto et al. (2021), en Argentina, estudiaron el efecto de tres diferentes tipos de usos del suelo en comparación al campo nativo sobre la diversidad de especies y rasgos funcionales en arañas. Observaron que los diferentes tipos de uso del suelo introdujeron diferentes modificaciones ambientales, los tres causaron un empobrecimiento de la riqueza de especies en comparación a las arañas de pastizales, a excepción de los campos con ganado; los tipos de uso del suelo no disminuyeron la diversidad funcional de arañas en comparación con los pastizales. Además, identificaron el remplazo de especies y pérdida de rasgos funcionales de las arañas en los tipos de uso del suelo en

relación con las áreas protegidas. Cada uso de la tierra mostró una composición característica de especies y rasgos funcionales, aunque la cubierta vegetal de los campos con ganado era más similar a los pastizales que a otros tipos de uso del suelo. A escala de micro hábitat percibido por las arañas, la magnitud del cambio ambiental introducido por todos los tipos de uso del suelo sería equivalente. Los mencionados autores sugieren que los parches de pastizales protegidos deberían ser siempre parte de los paisajes productivos, ya que actuarían como refugio para aquellas especies nativas incapaces de adaptarse a hábitats perturbados es decir, tipos de uso de la tierra con fines netamente productivos.

La estructura del tapiz vegetal refiere a la forma como se distribuye el forraje desde el nivel del suelo al estrato superior, sus componentes son la altura y densidad del tapiz, los cuales se ven afectados por factores como: tipo de pastura, manejo del pastoreo, época del año y edad de la pastura (García, 1995). Sanders et al. (2008) en Alemania, estudiaron los efectos de la estructura y depredadores generalistas en insectos fitófagos, al modificar la estructura del hábitat cortando la vegetación a la mitad de su altura y eliminando la hojarasca. La abundancia de cicadélidos fue mayor en la vegetación con estructura más compleja, la que presentó una altura promedio de 20 cm. Encontraron un efecto negativo significativo del conjunto de depredadores generalistas de saltamontes y chicharritas, siendo más abundantes los fitófagos en parcelas de eliminación de depredadores; este efecto fue aún mayor en la vegetación poco estructurada, es decir cortada. Además, determinaron que los Auchenorrhyncha adultos y las especies epigeas respondieron al efecto depredador mientras que los juveniles y las especies hipogeas no. Los tratamientos con presencia de depredadores tuvieron un efecto positivo sobre la diversidad de saltamontes y Auchenorrhyncha, mientras que en los tratamientos con remoción de depredadores se encontraron, dentro de los Auchenorrhyncha, dos especies más abundantes que el resto. Por otro lado, observaron un mayor control de Auchenorrhyncha por arañas y hormigas en hábitats con estructura cortada. Los autores concluyeron que el menor control biológico en estructuras más complejas pudo explicarse por un cambio en la composición de depredadores y por un mayor número de refugios para presas en hábitats complejos. Los autores observaron una diferente distribución de los depredadores en la vegetación sin cortar y cortada, y que la tasa de depredación fue mayor en los estratos inferiores, sugiriendo que el encuentro entre presas y depredadores fue mayor en este estrato. Determinaron que los cambios en estructura afectan fuertemente tanto a fitófagos como a depredadores; por otra parte, el efecto de los depredadores encontrado solo en la abundancia de adultos de

Auchenorrhyncha, lo atribuyen a una mayor movilidad de estos, en comparación a los estados inmaduros.

2.1.2 Efectos de la fertilización y del pastoreo en la abundancia y riqueza de hemípteros fitófagos

Nickel y Achtziger (2005) en el sureste de Alemania, se propusieron conocer el efecto de la reducción de la intensificación agrícola en la comunidad Auchenorrhyncha, encontraron un aumento en el número de especies con la disminución de la intensidad en el uso de la tierra asociada al mayor uso de insumos. Además, estudiaron la estructura de la comunidad de especies de Auchenorrhyncha, observando que el número de especies generalistas no presentaban grandes variaciones entre campos con manejos intensivos y los distintos niveles de reducción de intensidad. En cambio, la diversidad de especies especialistas sí se veía afectada, aumentando gradualmente con la disminución en la intensidad de manejo. Concluyeron que la reducción en la fertilización mineral y cortes provoca un aumento en el número de especies, explicada exclusivamente por especies especialistas.

Littlewood et al. (2012) en Escocia, realizaron un estudio sobre el impacto del pastoreo en la diversidad y abundancia de Auchenorrhyncha, hallaron que la abundancia y riqueza era significativamente menor en sitios de pastoreo en relación al testigo con el método de muestreo por succión. La abundancia también fue más alta en parcelas sin pastoreo en las muestras recolectadas con de red de barrido, pero este efecto no fue estadísticamente significativo.

Hartley y Jones (2003) en el noreste de Escocia, no encontraron efectos del aporte de nitrógeno ni del pastoreo sobre la diversidad de hemípteros fitófagos a pesar de los efectos sobre la cobertura vegetal.

Sin embargo, Haddad et al. (2000) en Minnesota, Estados Unidos, demostraron que el aporte de nitrógeno a largo plazo afecta a toda la cadena alimentaria, llevando a una simplificación de las comunidades vegetales y las comunidades de insectos. Evaluaron la carga de nitrógeno a largo plazo sobre las comunidades de insectos y plantas, muestrearon 54 parcelas que se habían mantenido en varias tasas de adición de nitrógeno (ocho tratamientos entre 1,0 y 27,2 g.m⁻².año⁻¹) durante 14 años. Sus resultados difieren con otros trabajos (Hartley y Jones, 2003) y coincidieron con las

conclusiones de otros estudios, concluyendo que niveles moderados a altos de nitrógeno disminuyen la riqueza de especies de plantas (Bakelaar y Odum, 1978, Tilman, 1993, Theodose y Bowman, 1997). Y que la riqueza de especies de insectos está positivamente correlacionada con la riqueza de especies de plantas (Siemann et al., 1998, Knops et al., 1999). Este resultado contrasta en otros estudios a corto plazo que reportan una relación positiva entre la tasa de suministro de nitrógeno y la riqueza de especies de plantas y de insectos (Sedlacek et al., 1988). Sus resultados demostraron que 14 años de carga con nitrógeno redujeron tanto las especies de plantas como la riqueza de especies de insectos, además determinaron que las diferencias en la composición de insectos aumentaban más a medida que la brecha en los tratamientos con nitrógeno aumentaba. Por otra parte, observaron una respuesta diferente entre grupos funcionales al agregado de nitrógeno, la riqueza de especies fitófagas y depredadoras disminuyeron significativamente a medida que aumentaba la tasa de adición de nitrógeno; en contraste, la riqueza de detritívoros tuvo efecto opuesto y la riqueza de parasitoides y omnívoros no mostró relación con la tasa de adición de nitrógeno. También encontraron que la abundancia de insectos a largo plazo aumentó significativamente con tasas crecientes de adición de nitrógeno al igual que en otros estudios a corto plazo (Sedlacek et al., 1988). Los cambios en la abundancia de insectos se debieron principalmente a los cambios en el número de individuos fitófagos, que se correlacionaron positivamente con el nivel de nitrógeno en el tejido vegetal que fue mayor en especies C3, dominantes en parcelas con altas dosis de nitrógeno, esta correlación se observó particularmente en algunas especies de la familia Cicadellidae, Membracidae y Miridae. La correlación positiva entre fitófagos hemípteros y nitrógeno tisular en planta se encontró en otros estudios (Prestidge, 1982). Al analizar los distintos niveles tróficos, hallaron que a medida que se incrementó la tasa de aplicación de nitrógeno la abundancia de fitófagos y detritívoros aumentó significativamente, la abundancia de parasitoides disminuyó significativamente y la abundancia de omnívoros y depredadores no mostró relación. Por otra parte, observaron que los cambios en la composición vegetal modificaron la abundancia de especies fitófagas dominantes, a lo largo del gradiente de nitrógeno aplicado.

Los estudios de la población y ecología sobre Auchenorrhyncha se debieron a que a menudo comprendían la fauna de insectos dominantes en los pastizales de suelos calcáreos (Morris, 1971) y ácidos (Waloff y Solomon, 1973). Prestidge (1982), en Inglaterra, se propuso conocer el efecto de la fertilización nitrogenada en pasturas naturales sobre poblaciones de Auchenorrhyncha, las especies en el área de estudio estaban comprendidas dentro de las familias Cicadellidae y Delphacidae. Las muestras se recolectaron con el método por succión, en parcelas fertilizadas durante dos años y

encontró que en parcelas fertilizadas aumentó significativamente la abundancia total de insectos. Los delfácidos fueron más abundantes en parcelas fertilizadas, mientras que los cicadélidos presentaban un mayor número en las parcelas testigo. También analizó la relación entre parcelas sin fertilizar, con fertilizaciones de 100-600 kg N/ha y entre 600-1200 kilogramos de nitrógeno por hectárea con el índice de diversidad y halló que el mismo disminuía con la fertilización, principalmente a altas dosis debido a que unas pocas especies se beneficiaron aumentando su población significativamente. La adición de nitrógeno no redujo significativamente el número de especies, pero sugirió que la tendencia era en esa dirección, concluyendo que la fertilización aumentó el nivel de nitrógeno en plantas, por lo que aumentó la calidad del alimento y por otro parte aumentó la estructura vegetal a través de la biomasa. Estos cambios fueron beneficiosos para la comunidad de Auchenorrhyncha que aumentaron rápidamente en número.

2.2 GRUPOS FUNCIONALES

Un grupo funcional es un conjunto de especies que comparten una función semejante en el ecosistema (Blondel, 2003). De esta forma pueden considerarse como grupos funcionales a los conjuntos de organismos con funciones de depredadores, parasitoides, fitófagos, detritívoros, entre otras.

Las pasturas naturales además de favorecer la infiltración de agua, conservarla, fijar carbono atmosférico, entre otros servicios, son un soporte de biodiversidad vegetal y animal. En los sistemas de producción agropecuarios algunos de los servicios se deben a que mantienen poblaciones de depredadores y controladores de plagas, capaces de mantener a estos individuos fitófagos y transmisores de enfermedades en niveles poblacionales en los que no generen daños económicos.

2.2.1 Fitófagos

Los fitófagos son artrópodos herbívoros, han sido el foco de muchos estudios debido a su potencial de daño económico como plagas, particularmente los artrópodos de la clase insecta (Unstad, 2012). Según Chapman (2009), el 75% de todos los insectos terrestres se alimentan de un rango limitado de especies de plantas; algunos solo se alimentan de una especie particular, llamados monófagos, otros se alimentan de una variedad de especies pero que se restringen dentro de una familia, llamados oligófagos, y

a los que se alimentan de plantas pertenecientes a más de una familia se les llaman polípagos.

2.2.1.1 *Auchenorrhyncha*

El suborden Auchenorrhyncha se encuentra dentro del orden Hemiptera, está compuesto aproximadamente por 42.000 especies reunidas en dos infraordenes, Fulgoromorpha con más de 12.000 especies y Cicadomorpha con 35000 especies aproximadamente (Dietrich, 2005). Se alimentan exclusivamente de fluidos vegetales y presentan gran habilidad para transmitir patógenos: virus y bacterias. De acuerdo con Hogenhout et al. (2008), en la actualidad son conocidas 165 especies vectoras de 45 virus vegetales y constituyen el grupo de insectos vectores de mayor importancia económica por vehiculizar el 55% de los virus vegetales. Asimismo, pueden provocar lesiones foliares durante la alimentación, por el efecto de picar al alimentarse, también provocan daños por toxicidad de su saliva y por acción lacerante del ovipositor.

Las especies de Cicadomorpha se encuentran agrupadas dentro de las superfamilias, Cicadoidea, Cercopoidea y Membracoidea o Cicadelloidea (Cryan, 2005). La superfamilia Membracoidea comprende la familia Cicadellidae denominados mundialmente “leafhoppers” (saltahojas) (Dietrich, 2005). Es considerada la familia más grande dentro del grupo y una de las diez familias más diversas de insectos. Los cicadélidos se caracterizan por presentar alas anteriores de textura uniforme, antenas usualmente cortas y setáceas; tibias posteriores con dos o más hileras de espinas (Hamilton, 1984). Son insectos fitófagos de reconocida importancia fitosanitaria, presentan una distribución cosmopolita asociada a la de sus plantas hospedadoras (Freytag y Sharkey, 2002). Ocasionan alteraciones fisiológicas y necrosis como consecuencia de la oviposición, por acción mecánica del aparato bucal al alimentarse y por la toxicidad de la saliva. Además, intervienen en la transmisión, dispersión y reservorio de patógenos. Dañan principalmente gramíneas y otras plantas cultivadas y silvestres. Su importancia fitosanitaria data desde fines del siglo XIX, por contener a los dos primeros insectos reconocidos como vectores de virus al maíz (Nault y Ammar, 1989). Nielson (1979), indica que el 70% de los insectos vectores de enfermedades a las plantas pertenecen a esta familia.

Dentro de la familia Cicadellidae, las subfamilias Deltocephalinae y Typhlocybina agrupan el mayor número de especies. Su gran diversidad indica un alto

grado de plasticidad y adaptabilidad asociado a un amplio rango de plantas hospedadas (Nielson, 1985). Estudios orientados a conocer su mecánica alimentaria han permitido categorizarlos según el nivel de obtención del alimento en alimentadores primarios de floema, xilema o de mesófilo. Muchos lo hacen a partir del floema (Deltocephalinae), algunos desde el xilema (Cicadellinae) y la mayoría de los tiflocibinos se alimentan del contenido de células del mesófilo (Backus, 1985).

2.2.1.2 *Halticus pygmaeus* y *Nysius simulans*

El género *Halticus* se encuentra comprendido dentro de la familia Miridae la cual integra el orden Hemiptera. Los individuos de esta especie *Halticus pygmaeus* se caracterizan por ser pequeñas chinches negras de unos 2 mm de largo, tienen patas posteriores con los fémures desarrollados, los que le permite saltar. Los machos tienen las alas largas, las hembras presentan dos formas, con alas largas y con alas cortas (braquípteras). Las hembras depositan los huevos en perforaciones de las hojas y peciolas. Los estados inmaduros (ninfas) son de color rojo. Ninfas y adultos tienen aparato bucal pico-suctor y se alimentan del follaje de las plantas, perforando los tejidos y succionando la savia del interior de las células (Alzugaray, 2004). Los daños se manifiestan como una puntuación blanquecina en la cara superior de las hojas y puntuaciones negras en la cara inferior, correspondientes a las deyecciones (Day y Saunders, 1990). Esas manchas a veces pueden ser confundidas con otros insectos, como la pulguilla de la alfalfa, aunque en este caso, como la pulguilla tiene aparato bucal triturador se puede ver el parénquima roído y el daño termina siendo un orificio o raspado en la hoja. A pesar que este insecto principalmente se comporta como plaga esporádica, si los ataques se producen en estados de plántula pueden causar enanismo y muerte de las mismas (Carrizo, 1999a). Alzugaray (2004) indica algunos hospedantes de *H. pygmaeus* como trébol blanco, alfalfa, trébol rojo, *Lotononis sp.*, *Adesmia sp.*, trébol polimorfo y otras (cultivos hortícolas).

Cuando esta especie se detectó por primera vez en poblaciones importantes, causando daños en semilleros de leguminosas, especialmente en trébol blanco, fue identificado como *Halticus bractatus*, que es la especie predominante en el hemisferio norte y con ese nombre se la conoció durante muchos años en nuestro país (Alzugaray, 1996). Estudios un poco más recientes llevados a cabo en la Universidad de Buenos Aires han concluido que la especie correcta es *H. pygmaeus* (Carrizo, 1999a, 1999b).

El ciclo biológico de *H. pygmaeus* se completa en un periodo de pocas semanas (51 días) pasando por cinco estadios ninfales sobre plántulas de alfalfa. Es probable que haya diferencias en la duración de los estadios de *H. pygmaeus* sobre plántulas de trébol blanco, esta especie es en la Argentina la hospedera más atacada en condiciones de campo y sobre la cual la especie es hallada en mayor abundancia (Carrizo, 1999a).

Alzugaray (1996) estudió las fluctuaciones poblacionales de estos míridos en chacras de producción de semillas forrajera, en diferentes especies de leguminosas (*Lotus corniculatus*, *Trifolium pratense*, *Medicago sativa* y *Trifolium repens*) durante varios años en INIA La Estanzuela, ubicada en el departamento de Colonia, Uruguay. Realizando el muestreo con red entomológica, con una frecuencia bisemanal entre el cierre del semillero y la cosecha. Obtuvo como resultados la preferencia de *H. pygmaeus* por el trébol blanco y que los picos poblacionales se dan en primavera temprana, antes de la floración. El tipo de muestreo resultó ser efectivo para la captura de adultos, no así de ninfas, lo que indica la necesidad de estar atentos a los primeros incrementos poblacionales. También se observó que las poblaciones sólo son importantes durante los estados vegetativos y cuando comienza la floración disminuye notablemente el número de individuos capturados.

Alzugaray y Ribeiro (2000) indican que los míridos son controlados eficientemente por los mismos productos que controlan chinches (Hemiptera: Pentatomidae), con la ventaja de que como atacan en el periodo vegetativo se corre un riesgo algo menor de afectar negativamente a polinizadores; sin embargo, para que el control sea efectivo, es necesario detectar el incremento de poblaciones tempranamente. Por otra parte, indican que la red entomológica no es un método muy eficiente de captura de formas inmaduras, por lo tanto recomiendan revisar periódicamente el cultivo desde la primavera y durante el periodo vegetativo del trébol blanco.

El género *Nysius* se encuentra comprendido dentro de la familia Lygaeidae la cual integra el orden Hemiptera (Carmona et al., 2015). El género *Nysius* se ha registrado en países de Sudamérica como Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay (Melo et al., 2004). Esta chinche se caracteriza por tener un amplio rango de plantas hospederas tanto cultivadas como espontáneas, sobre las que ocasiona daños directos por succión de savia, e indirectos por inyección de saliva tóxica y diseminación de patógenos (Carmona et al., 2015). En cultivos de soja ataca las plántulas en los primeros estados de desarrollo, causando pérdidas que a veces obligan a la resiembra del cultivo (Molinari y

Gamundi, 2010), aunque en Uruguay no es frecuente observar daños relevantes causados por esta especie.

El adulto de *Nysius simulans* se caracteriza por ser de tamaño diminuto, 4 mm de largo aproximadamente y 1,5 mm de envergadura alar; de color gris oscuro a negro, patas y antenas amarillas con manchas negras; los ojos son grandes y globosos. Las ninfas son aún más pequeñas y presentan gran movilidad a pesar de no volar, el abdomen es de color rosado; el tórax y cabeza son de color negro; es un insecto heterometábolo. La escasez de agua en primavera favorece su desarrollo, pudiendo llegar a grandes poblaciones del insecto y su correspondiente impacto en implantación tanto del cultivo de soja como de girasol, además las poblaciones de este hemíptero son favorecidas en situaciones de siembra directa y un atraso en el control de malezas, estas condiciones favorecen la emergencia de insectos que van hacia los cultivos (Molinari y Gamundi, 2010).

2.2.2 Depredadores

Los depredadores tienden a ser polífagos, frecuentemente nocturnos y usualmente son parte de la fauna nativa de los agroecosistemas (Lenné, 2011). Estos artrópodos proveen servicios ecosistémicos como, por ejemplo, la reducción de poblaciones de plagas, es decir, tienen la función ecológica de control biológico natural (Unstad, 2012).

2.2.2.1 Arácnidos

Las arañas son depredadores obligados y muchas se alimentan de insectos plaga. Son componentes significativos de los ecosistemas terrestres, ya que se encuentran entre los mayores depredadores de las comunidades de insectos y otros artrópodos (Maloney et al., 2003). Las arañas constituyen un orden megadiverso con alto valor como agentes de control biológico y como bioindicadores en los agroecosistemas (Riechert y Lockley, 1984). Young y Lockley (1985) ubican a las arañas en niveles intermedios de las cadenas tróficas y enfatizan en su rol como depredadores de herbívoros.

Avalos et al. (2007) han demostrado que las arañas son indicadores de impacto ambiental, debido a su sensibilidad a los cambios ambientales naturales y antrópicos. La

sustitución de ambientes naturales por agroecosistemas genera un cambio en las comunidades de arañas locales.

En Uruguay Simó et al. (2011) estudiaron la diversidad de arañas en agroecosistemas y ambientes circundantes, concluyeron que la mayor heterogeneidad en la vegetación nativa está asociada a una mayor riqueza específica en las arañas. Sugieren que la mayor heterogeneidad propicia la presencia de una mayor oferta de microhábitats, mayor soporte y refugio para el establecimiento de las especies. A pesar de la proximidad de los sitios estudiados, encontraron un alto reemplazo de especies, especialmente entre áreas naturales y agroecosistemas. Por otra parte, para cada zona de estudio hallaron igual composición de gremios pero en distintas proporciones.

2.3 HIPÓTESIS

En este trabajo se plantearon las siguientes hipótesis: (1) Los dos métodos de muestreo (aspirado y red entomológica) presentan asociación en abundancia para los distintos taxones; (2) La abundancia de los órdenes de artrópodos se ve alterada de forma negativa por el de mejoramiento del campo natural; (3a) La riqueza y abundancia de especies de las familias Cicadellidae, Delphacidae y de la clase Arachnida es menor en los diferentes mejoramientos del campo natural respecto al campo nativo y la disminución es mayor en parcelas con tratamientos más intensivos; (3b) La abundancia de especies de las familias Cicadellidae y Delphacidae es mayor con mayor altura vegetal por el mayor número de recursos y de refugios; (4) La presencia de la especie plaga *H. pygmaeus* y *N. simulans* es mayor en mejoramientos con incorporación de leguminosas.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 SITIO EXPERIMENTAL

El trabajo se llevó a cabo en el Potrero 18, que se encuentra ubicado en la Estación Experimental Mario Alberto Cassinoni (EEMAC), en el km 363 sobre la ruta 3, a 8 kilómetros de la ciudad de Paysandú, departamento de Paysandú. El área se ubica sobre la unidad de suelos San Manuel.

3.2 TRATAMIENTOS Y DISEÑO EXPERIMENTAL

En el experimento se comparan distintos niveles de intervención sobre el campo natural, siendo los tratamientos: **1)** campo natural sin intervención (CN); **2)** introducción de especies de leguminosas: *Trifolium pratense* y *Lotus tenuis* + 40 kg/ha de P₂O₅ anual (CM); **3)** fertilización nitrogenada con 60 kg/ha/año de N + 40 kg/ha/año de P₂O₅ (60N) y **4)** fertilización nitrogenada con 120 kg/ha/año de N + 40 kg/ha/año de P₂O₅ (120N). El área del experimento contaba con un antecedente aproximadamente de nueve años de fertilización, evaluando las diferentes dosis de nitrógeno sobre campo natural.

El diseño del experimento es en bloques completos al azar con cuatro repeticiones. Los mismos fueron asignados según posición topográfica y tipo de suelo. Los bloques 1, 2, 3 y 4 se dividen en cuatro parcelas adjudicándole al azar un tratamiento a cada parcela. Allí funciona un pastoreo rotativo por bloque con 15 días de pastoreo y 45 días de descanso aproximadamente, con novillos de raza Hereford de 235 kilos en promedio. Cabe destacar que al momento del muestreo de campo los animales estaban recién ingresados al bloque 4. Por otro lado el bloque 3 ya había sido pastoreado y los bloques 1 y 2 eran los que presentaban mayor tiempo de descanso sin animales (I: 31, II: 16, III: 1 y IV: 0 días post pastoreo respectivamente).

3.3 MUESTREO DE CAMPO

El muestreo se realizó en noviembre del año 2019. En cada parcela se realizaron 6 muestreos con la técnica de red entomológica y 6 muestreos con aspirador portátil (2 en estratos altos, 2 en estratos medios y 2 en estratos bajos), dando como resultado un total de 96 muestras con cada técnica de muestreo. Cada punto de muestreo

se realizó en una superficie de un metro cuadrado, pasando la aspiradora en dicha superficie y con red se realizaron tres redadas por cada lado de dicha superficie obteniéndose doce redadas por punto de muestreo. Se tomó el dato de altura con dos métodos de medición: 1) disco pesado tomando un dato en cada punto de muestreo y 2) regla graduada registrando el promedio de cinco mediciones de altura (hoja más alta que tocaba la regla) por punto de muestreo.

3.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

3.4.1 Análisis de abundancias

El análisis de la información se realizó ajustando modelo lineal mixto generalizado, asumiendo que los conteos tienen distribución Poisson, posteriormente se realizó contrastes de medias utilizando el test de Tukey con un nivel de significancia del 5%. Las variables analizadas fueron: Coleoptera, Araneae, Hemiptera, Orthoptera, Hymenoptera, Diptera, el grupo Otros (Lepidoptera, Odonata, Thysanoptera, Neuroptera, Mantodea, Acari y Collembola), Homoptera, Cicadellidae, Delphacidae, *H. pygmaeus*, *N. simulans*, *Nabis capsiformis*, y 2 Morfoespecies de míridos (Morfoespecie 1: mírido amarillo y Morfoespecie 2: mírido rojo).

La abundancia de Cicadellidae y Delphacidae fueron analizados solamente en recolecciones con red. Los factores evaluados en el modelo fueron los tratamientos de mejoramiento de campo natural y los días post pastoreo (bloque I: 31, II: 16, III: 1 y IV: 0 días post pastoreo respectivamente). También se estimó la interacción entre ambos factores.

Por otra parte para estudiar la relación con la altura del tapiz, se ajustó un modelo lineal, las variables analizadas fueron la suma de dos submuestras para las familias Cicadellidae y Delphacidae, y para los órdenes Diptera, Hemiptera e Hymenoptera en cada punto de muestreo, en función del factor Bloque por Altura. Luego se procedió a realizar un modelo de regresión simple, las variables dependientes fueron las mencionadas anteriormente para el modelo lineal y la variable explicativa fue la altura del forraje que es uno de los componentes de la estructura. Por otra parte, se realizó un modelo de regresión simple entre depredadores y fitófagos.

Previamente se ajustó un modelo de regresión simple y un test de correlación entre las dos técnicas de muestreo utilizadas con el objetivo de determinar contradicciones marcadas entre las dos técnicas en alguno de los taxones estudiados.

Se analizó con un nivel de significancia de p-valor $<5\%$. En caso de ser necesario se realizaron las correcciones de variables. Todos los análisis se realizaron con el software estadístico R 4.2.2 (R Core Team, 2022). La comparación entre tratamientos post hoc se realizó con el paquete multcomp.

3.4.2 Análisis de riqueza y diversidad

Para estimar la diversidad alfa de taxones, se utilizaron los índices de Riqueza específica, de Shannon-Wiener y de Simpson. Se estimaron para las familias Cicadellidae, Delphacidae y para el orden Araneae, en capturas realizadas con red entomológica en los cuatro tratamientos: CN, CM, 60N y 120N.

Se analizó con un intervalo de confianza de 95%. Se Utilizó el software estadístico R 4.2.2 y el paquete iNEXT para la obtención de números de Hill: Riquezas, Shannon-Wiener y Simpson (q_0 , q_1 y q_2) y la expresión gráficas de estos valores.

La diversidad beta se estudió con el test de Permanova (Análisis Permutacional multivariado de la varianza) utilizando el paquete adonis2 de R.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 ABUNDANCIA DE ARTRÓPODOS CAPTURADOS CON DOS MÉTODOS DE MUESTREO

4.1.1 Taxones recolectados con red entomológica versus aspirado

En total se contabilizaron 13456 individuos con la técnica de aspirado y 9713 con red entomológica. Comparando la abundancia registrada de cada orden evaluado entre las dos técnicas de muestreo, se encontró asociación entre estas dos técnicas empleadas para todos los taxones analizados (Cuadro No 1. Anexo 9.1, 9.2 y 9.3). Estos resultados difieren en parte con los hallados por Doxon et al. (2011), quienes encontraron relaciones de captura solo en algunos órdenes. En general, la técnica del aspirado favorece capturas de insectos pequeños o poco móviles, especialmente si son individuos que se encuentran cerca del suelo y en follajes relativamente bajos como los pastizales (Harper y Guynn, 1998). Muchos autores recomiendan el uso de técnicas diferentes para obtener un espectro mayor de especies de interés y evitar los sesgos muy marcados hacia ciertos taxones en distintos estratos vegetales (Cooper y Whitmore, 1990). Sin embargo, en nuestro trabajo, la alta relación observada en la abundancia de capturas entre las dos técnicas permitió profundizar el análisis con la técnica de menor esfuerzo de muestreo y procesamiento de muestras en laboratorio (red entomológica), ya que se adapta a los objetivos del trabajo en la comunidad de artrópodos estudiada (Kent et al., 2019). Las técnicas que se consideran complementarias del muestreo con red son las trampas de caída (pan traps), trampas Malaise o trampas pegajosas amarillas (Spafford y Lortie, 2013).

Cuadro No. 1. Relación de abundancia entre red y aspirado en el total de puntos de muestreo (N=96).

Taxones	Red promedio \pm SE	Aspirado promedio \pm SE	Coef. de determinación (R ²)	p-valor	Coef. de correlación (Spearman)	p-valor
Araneae	1,09 \pm 0,12	2,42 \pm 0,26	0.04664	0.0195*	0.2091	0.04086*
Coleoptera	3,95 \pm 0,37	5,17 \pm 0,41	0.07268	0.00456**	0.2286	0.02507*
Diptera	39,88 \pm 3,16	23,84 \pm 2,58	0.2341	0.000000353***	0.4471	0.000004958***
Orthoptera	5,16 \pm 0,49	3,85 \pm 0,44	0.1478	0.0000651***	0.4563	0.000002974***
Hemiptera	15,75 \pm 5,26	41 \pm 4,66	0.1454	0,00007495***	0.5212	0.00000005207** *
Homoptera	15,76 \pm 1,54	29,51 \pm 2,26	0.1421	0.00009087***	0.3945	0.00006963***
Hymenoptera	16,07 \pm 1,36	27,73 \pm 2,15	0.3593	6.657 e-11***	0.4688	0.000001459***
Mirido amarillo	0,36 \pm 0,10	0,03 \pm 0,02	0.22	0.000000857***	0.2505	0.01383*
Mirido rojo	0,07 \pm 0,03	4,35 \pm 1,05	0.1074	0.0006561***	0.3414	0.0006643***
Nabis capsiformis	0,18 \pm 0,07	0,16 \pm 0,06	0.6527	<2.2 e-16***	0.4272	0.00001418***
Nysius simulans	5,42 \pm 3,12	1,24 \pm 0,97	0.8629	<2.2 e-16***	0.3608	0.0003049***
Halticus pygmaeus	6,19 \pm 1,06	32,82 \pm 3,72	0.4582	2.24 e-14***	0.5806	5.617 e-10***

p-valor <0.05 indica asociación entre ambas técnicas de muestreo.

4.1.2 Artrópodos recolectados con red en función del nivel de intensificación del campo natural y los días post pastoreo

4.1.2.1 Abundancia por Orden según tratamiento

El tratamiento con incorporación de leguminosas y fósforo (CM) presentó la mayor abundancia total en ambas técnicas de muestreo, con valores de 3185 individuos para red y 4664 para aspirado. El tratamiento con 120 kg N/ha/año registró la menor abundancia total en capturas realizadas con red, mientras que, la técnica de aspirado, la abundancia total mínima fue en el tratamiento con campo natural, con un registro de 2317 individuos (Figuras No. 1 y 2).

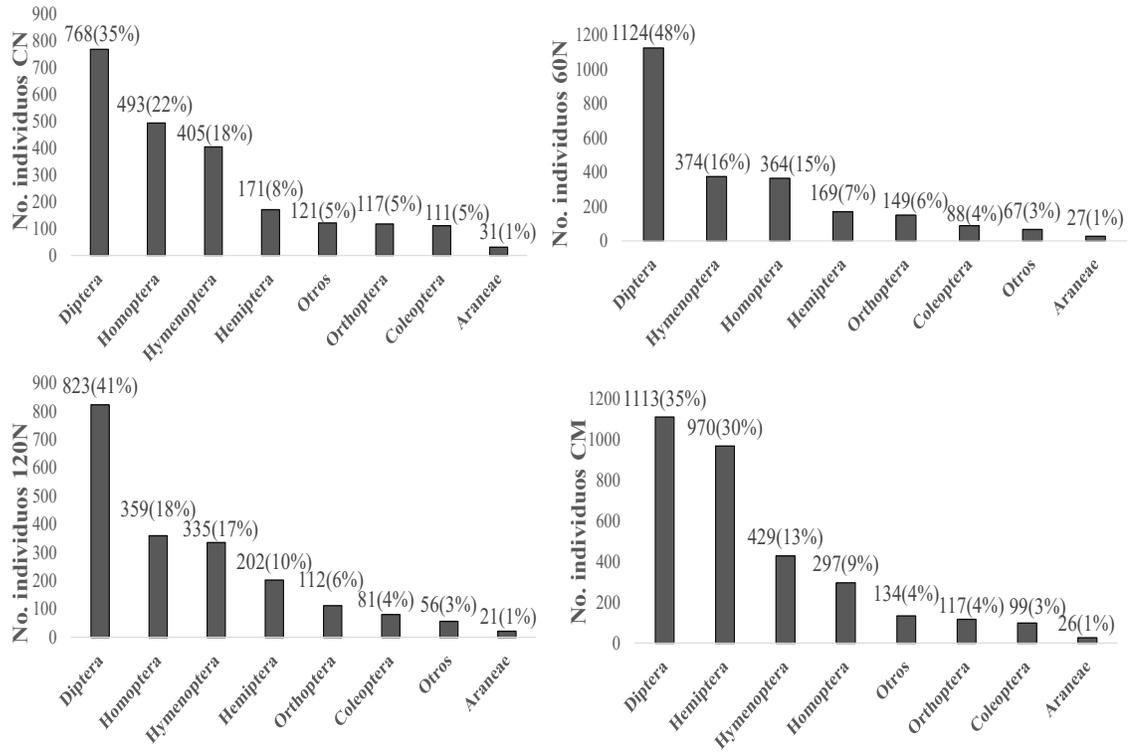


Figura No. 1. Abundancia de los taxones de artrópodos muestreados con red en los diferentes tratamientos.

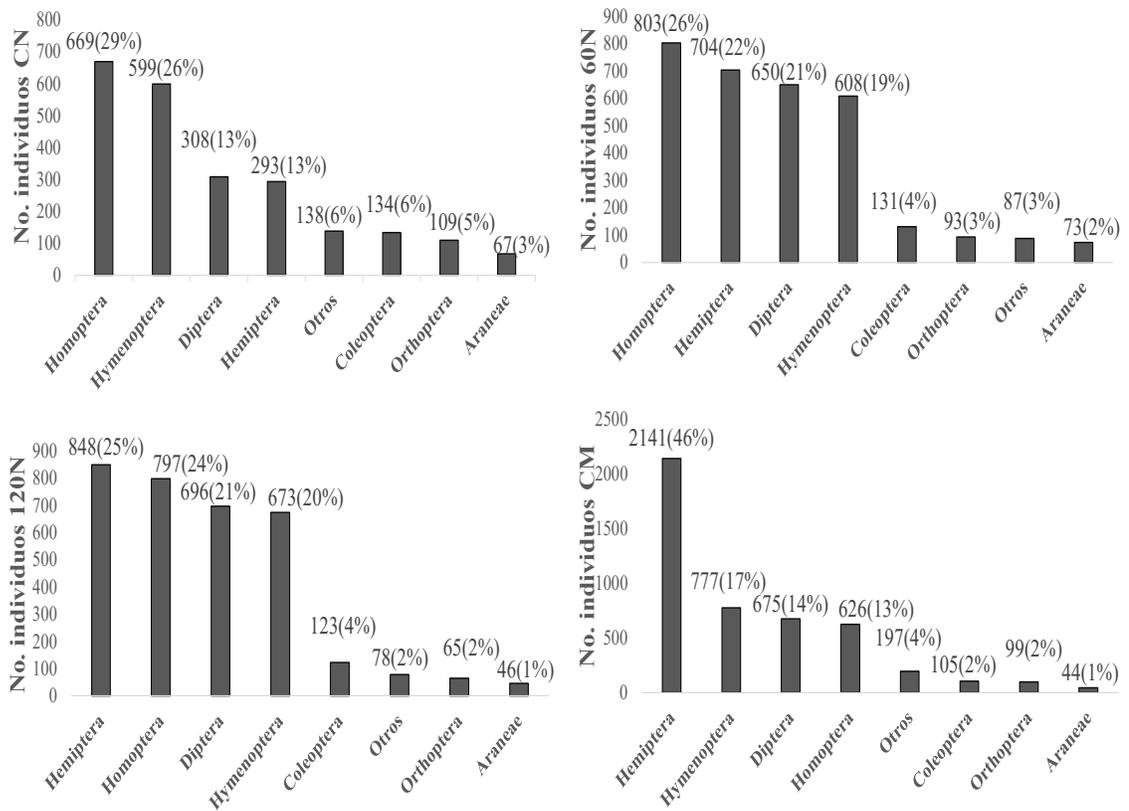


Figura No. 2. Abundancia de los taxones de artrópodos muestreados con aspirado en los diferentes tratamientos.

Los órdenes Homoptera, Diptera e Hymenoptera han sido dominantes en muestras realizadas con aspirado en los trabajos realizados con pasturas (Doxon et al., 2011); los órdenes mencionados, más Hemiptera, han sido los de mayor cantidad de individuos con ambas técnicas de muestreo en nuestro estudio. A nivel de orden, Hemiptera, Hymenoptera, Diptera, Homoptera y el grupo Otros presentaron diferencias significativas entre tratamientos con red entomológica, mientras que con aspirado, todos los órdenes tuvieron respuestas significativas entre tratamientos (Cuadros No. 2 y 3).

Cuadro No. 2. Resultado de los Anova para la abundancia de taxones muestreados con red y para las variables analizadas: Tratamiento y días post pastoreo (Bloque).

Variable	Tratamiento (Mejoramiento) p-valor	Bloque (Pastoreo) p-valor	Tratamiento*Bloque p-valor
Coleoptera	0.967	<0,05	0.439225
Araneae	0.675	<0,05	0.176081
Hemiptera	<0,05	0.331	<0,05
Orthoptera	0.79	<0,05	0.10156
Hymenoptera	<0,05	<0,05	0.09946
Diptera	<0,05	<0,05	0.782064
Otros	<0,05	0.113	0.7812
Homoptera	<0,05	<0,05	<0,05
Cicadellidae	<0,05	0.288	0.14338
Delphacidae	<0,05	0.132	0.885094
Nysius simulans	<0,05	0.0913	<0,05
Nabis capsiformis	0.549	<0,05	0.99289
Halticus pygmaeus	<0,05	0.367	0.2206
Mirido amarillo	0.666	<0,05	<0,05
Mirido rojo	0.126	0.426	0.5887

Cuadro No. 3. Resultados de los Anova para la abundancia de taxones muestreados con aspirado y para las variables analizadas: Tratamiento y días post pastoreo (Bloque).

Variable	Tratamiento (Mejoramiento) p-valor	Bloque (Pastoreo) p-valor	Tratamiento*Bloque p-valor
Coleoptera	<0,05	0.274	0.3812
Araneae	<0,05	<0,05	0.24919
Hemiptera	<0,05	0.744	0.2164
Orthoptera	<0,05	<0,05	0.8302931
Hymenoptera	<0,05	0.056	0.66566
Diptera	<0,05	<0,05	0.8429
Otros	<0,05	<0,05	0.78368
Homoptera	<0,05	<0,05	0.9211
Nysius simulans	<0,05	0.424	<0,05
Nabis capsiformis	0.285	0.11	0.2188
Halticus pygmaeus	<0,05	0.929	0.2414
Mirido amarillo	0.426	0.426	0.58003
Mirido rojo	<0,05	0.389	0.19505

Los dípteros representaron el grupo más abundante en los cuatro tratamientos y su participación fue mayor en el tratamiento con 60 kg N/ha/año con la técnica de red; mientras que, con aspirado, Hemiptera y Homoptera fueron los de mayor abundancia (Figuras No. 1 y 2. Anexo 9.4). El orden Diptera suele ser dominante en muchos ambientes diferentes y con diferentes especies botánicas (Doxon et al., 2011, Lee et al., 2015). En el caso de las pasturas y forrajes, es reconocida la abundancia y riqueza de especies de este orden (Carey et al., 2017) especialmente en hábitats poco perturbados (Ahmed et al., 2020). En nuestro trabajo, en las capturas realizadas con red, este orden fue significativamente menor en los tratamientos con CN y con 120N: mientras que con aspirado, el mínimo fue en CN (Cuadros No. 4 y 5).

Cuadro No. 4. Abundancia promedio para los órdenes muestreados con red entomológica (Test de tukey: medias seguidas de diferente letra difieren estadísticamente p-valor <0,05) según tratamiento.

Abundancia Coleoptera			Abundancia Diptera			Abundancia Homoptera		
Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard
CN	27,75 a	10,62	60N	281 a	92,49	CN	123,25 a	10,55
CM	24,75 a	7,89	CM	278,25 a	79,46	60N	91 b	18,30
60N	22 a	3,08	120N	205,75 b	29,39	120N	89,75 bc	48,98
120N	20,25 a	6,83	CN	192 b	35,41	CM	74,25 c	20,00

Abundancia Hymenoptera			Abundancia Araneae			Abundancia Orthoptera		
Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard
CM	107,25 a	44,87	CN	7,0 a	1,30	60N	37,25 a	9,76
CN	101,25 a	20,59	60N	6,75 a	2,84	CM	29,25 a	9,95
60N	93,5 ab	16,01	CM	6,5 a	1,94	CN	29,25 a	12,36
120N	83,75 b	20,65	120N	4,5 a	2,26	120N	28 a	7,45

Abundancia Hemiptera			Abundancia Otros		
Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard
CM	242,5 a	112,97	CM	33,5 a	16,76
120N	50,5 b	17,58	CN	30,25 a	6,28
CN	42,75 b	23,11	60N	16,75 b	2,53
60N	42,25 b	7,53	120N	14 b	4,06

CN= tratamiento testigo con campo natural; CM= siembra de trebol rojo (*T. pratense*) y lotus (*L. tenuis*) con agregado anual de 40 unidades de P₂O₅; 60N= agregado de 60 unidades de nitrógeno y 40 unidades de P₂O₅ anual; 120N= agregado de 120 unidades de nitrógeno y 40 unidades de P₂O₅ anual.

Cuadro No. 5. Abundancia promedio para los órdenes muestreados con aspirado (Test de Tukey: medias seguidas de diferente letra difieren estadísticamente p-valor <0,05) según tratamiento.

Abundancia Diptera			Abundancia Homoptera			Abundancia Orthoptera		
Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard
120N	174 a	65,60	60N	200,75 a	60,32	CN	27,25 a	8,82
CM	168,75 a	83,41	120N	199,25 a	74,45	CM	24,75 a	7,70
60N	162,5 a	72,57	CN	167,25 b	34,61	60N	23,25 ab	9,54
CN	77 b	9,46	CM	156,5 b	40,24	120N	16,25 b	8,67
Abundancia Otros			Abundancia Hemiptera			Abundancia Hymenoptera		
Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard
CM	49,25 a	18,49	CM	535,25 a	111,00	CM	194,25 a	57,20
CN	34,5 b	8,23	120N	212 b	45,17	120N	168,25 b	34,47
60N	21,75 c	7,12	60N	176 c	31,10	60N	152 b	8,24
120N	19,5 c	6,89	CN	73,25 d	26,25	CN	149,75 b	32,35
Abundancia Araneae			Abundancia Coleoptera					
Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard			
60N	18,25 a	6,79	CN	33,5 a	2,4			
CN	16,75 ab	4,35	60N	32,75 a	8,23			
120N	11,5 ab	2,9	120N	30,75 a	6,67			
CM	11 b	1,08	CM	26,25 b	3,75			

CN= tratamiento testigo con campo natural; CM= siembra de trebol rojo (*T. pratense*) y lotus (*L. tenuis*) con agregado anual de 40 unidades de P₂O₅; 60N= agregado de 60 unidades de nitrógeno y 40 unidades de P₂O₅ anual; 120N= agregado de 120 unidades de nitrógeno y 40 unidades de P₂O₅ anual.

El orden Araneae de la clase Arachnida fue el de menor participación en los cuatro tratamientos (Figuras No. 1 y 2). En capturas con red, su mayor abundancia se registró en el tratamiento CN, mientras que en recolecciones con aspirado, la mayor cantidad fue en 60N (Cuadros No. 4 y 5). Smith DiCarlo y DeBano (2019) estudiaron las comunidades de arañas en pastizales restaurados, degradados y nativos; hallaron una mayor abundancia de arañas en pastizales degradados y restaurados en relación a campos nativos, lo que indicaría que la presencia de estos depredadores podría no responder a las consideraciones más comunes de pérdida de calidad de un hábitat. Aunque las arañas usualmente se hallan asociadas a ciertos hábitats, naturales o agrícolas y varían en cantidad de acuerdo al momento del año, la abundancia de presas disponibles y al grado de intensificación o perturbación de los mismos (Liljeström et al., 2002, Smith DiCarlo y DeBano, 2019), en las pasturas con ganado en pastoreo, puede suponerse que no resulta un escenario favorable para las especies cazadoras del follaje o que construyen tela (Rypstra et al., 1999) (Figuras No. 1 y 2. Anexo 9.4) y por lo tanto, la baja cantidad de estos depredadores en el follaje se deba a que los métodos

de captura elegidos se orientan al guild que se ve más perjudicado por el tránsito animal y el consumo de forraje; y no considera a las cazadoras que deambulan por el suelo o son de hábitos nocturnos.

El orden Hemiptera fue significativamente superior en cantidad en CM con ambos métodos de muestreo. Con red entomológica, este orden ocupó el cuarto lugar en los demás tratamientos, con capturas que casi no superaron los 200 individuos, por lo que queda claro que la inclusión de leguminosas favoreció a las chinches (Figuras No. 1 y 2. Cuadros No. 4 y 5. Anexo 9.4). Este orden se considera como un predictor de la diversidad total de un ambiente dado, porque las especies responden a varios factores modeladores de los ambientes, como pH, estructura del tapiz, densidad de presas y composición botánica (Gessé et al., 2014, Leite et al., 2016). Al contar con especies fitófagas y depredadoras, juega un papel importante en muchos de estos ecosistemas. Las especies fitófagas de este orden, a su vez, pueden atraer a depredadores de otros órdenes lo que aumenta la riqueza y abundancia en toda la cadena trófica (Leite et al., 2016). A nivel de especies, *H. pygmaeus* y *N. simulans* mostraron respuesta distinta entre tratamientos (Cuadros No. 2 y 3) y serán estudiados en detalle más adelante. Como la mayoría de los órdenes recolectados, variaron en función de los días post pastoreo (Bloque). La especie de chinche depredadora *N. capsiformis* y la Morfoespecie 1 mostraron diferencias significativas entre días post pastoreo (Cuadro No. 2) lo que indica una alteración del comportamiento debido al ingreso de los vacunos.

Los himenópteros fueron más abundantes en CM con 429 individuos (Figura No. 1. Anexo 9.4) y fue menor la abundancia en los tratamientos con agregado de N (Cuadros No. 4 y 5). Las parcelas con N tienen una dominancia de Rye grass invernal que ocupa el lugar de las especies gramíneas nativas y de las leguminosas. La simplificación del tapiz tiene efectos negativos sobre varias especies de insectos (Kajzer-Bonk et al., 2016, Ruan et al., 2021) y en el caso de los himenópteros, han demostrado sensibilidad en la respuesta que muestran ante alteraciones del ambiente (Anderson et al., 2011). En este orden están incluidos algunos de los insectos más eficaces en cuanto a polinización y actividad como agentes de control de especies fitófagas, por lo que la abundancia está asociada a efectos positivos sobre los servicios que brinda el ecosistema. El hecho de que el tratamiento con CM aumente por sí mismo la participación de leguminosas en el tapiz y también la calidad general de la pastura, tiene impactos positivos sobre la polinización y los parasitoides (Hines y Hendrix, 2005).

4.1.2.2 Abundancia por Orden según días post pastoreo

El efecto del pastoreo se analizó a nivel de bloque, ya que, al tratarse de pastoreo rotativo, los días post ocupación podrían tener un efecto muy marcado para algunos grupos. La abundancia total fue mayor en el bloque 2 y muy similar al bloque 1. El bloque 3 fue el de menor número de artrópodos (Figuras No. 3. Y 4. Anexo 9.5). El día del muestreo, los novillos estaban a horas de haber ingresado al bloque 4, lo que podría suponer un efecto negativo ya desde el inicio del pastoreo y del tránsito bovino sobre el número de individuos recolectados en ese bloque; esto podría inferirse debido a que el bloque 3 (con 15 días de pastoreo continuo previo al muestreo) fue el que presentó una menor cantidad total de artrópodos. En cambio, los bloques con más días de descanso tuvieron mayor número de individuos.

En algunos trabajos, el pastoreo continuo con grandes herbívoros demuestra tener un efecto positivo sobre la cantidad de artrópodos encontrados (Moran, 2014). Sin embargo, en pastoreos con altas cargas y manejo de forma rotativa, es esperable que no todos los grupos se vean favorecidos, ya que no hay tiempo suficiente para que cada especie se adapte a la nueva situación y muchos individuos se dispersan en los días iniciales o al cambiar la altura del forraje por el consumo. En los cuatro bloques, la mayor proporción de individuos estuvo conformada por los órdenes Diptera, Hemiptera, Homoptera e Hymenoptera (Figuras No. 3 y 4), y no se registró asociación entre la altura del forraje y los órdenes más dominantes mencionados anteriormente (Anexo No. 9.13).

Los días post pastoreo afectaron la distribución de arañas significativamente, observándose en la parcela con más días de descanso, es decir, en el bloque 1, una superioridad con el resto. (Cuadros No. 2 y 3. Anexo 9.5). Estudios previos han demostrado que las Arañas son indicadoras bastante sensibles de ciertos cambios antrópicos y ambientales (Avalos et al., 2007). En este trabajo, como se mencionó, no hubo efecto de los tratamientos o el tipo de mejoramiento, pero sí en cuanto a factores que pueden estar relacionados directamente a la estructura del tapiz y disturbios originados por el pastoreo.

La cantidad de coleópteros fue menor que la de los otros órdenes con desarrollo holometábolo, lo cual no concuerda con los resultados de Ruan et al. (2021) quienes obtuvieron abundancias similares a Hymenoptera en sus trabajos en pastizales. Es probable que una parte importante de los coleópteros se encuentre en los estratos más

bajos o sobre la superficie; carábidos, coprófagos y estafilínidos comparten esa ubicación.

En las muestras recolectadas con red, el orden Diptera representó en todos los bloques (días post pastoreo) una cantidad importante de la abundancia total y muchas veces fueron la mayoría de los insectos recolectados; mientras que con aspirado, el orden que tuvo una participación importante en todos los bloques fue Hemiptera. Diptera se caracteriza por responder menos que otros órdenes a las alteraciones del ambiente y a los niveles de degradación o intensidad cambiante de luz en el canopeo. En este sentido, los himenópteros y coleópteros parecen tener más restricciones ante las condiciones de las pasturas donde se desenvuelven y alteran la composición y abundancia de sus poblaciones, mientras que Hemiptera y Orthoptera podrían asociarse a ambientes más pobres y degradados y con menos calidad de vegetación (Ruan et al., 2021). (Figura No. 3. Anexo 9.5).

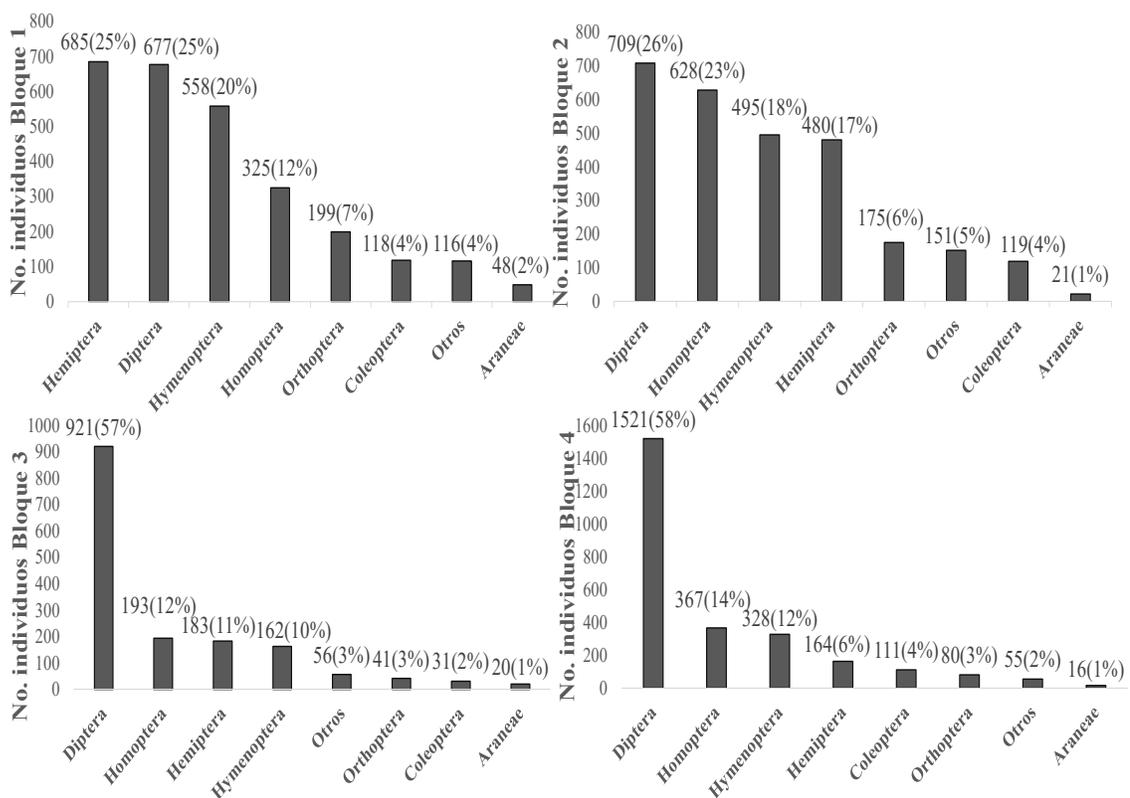


Figura No. 3. Abundancia de los taxones de artrópodos muestreados con red según Bloque (I: 31, II: 16, III: 1 y IV: 0 días post pastoreo respectivamente).

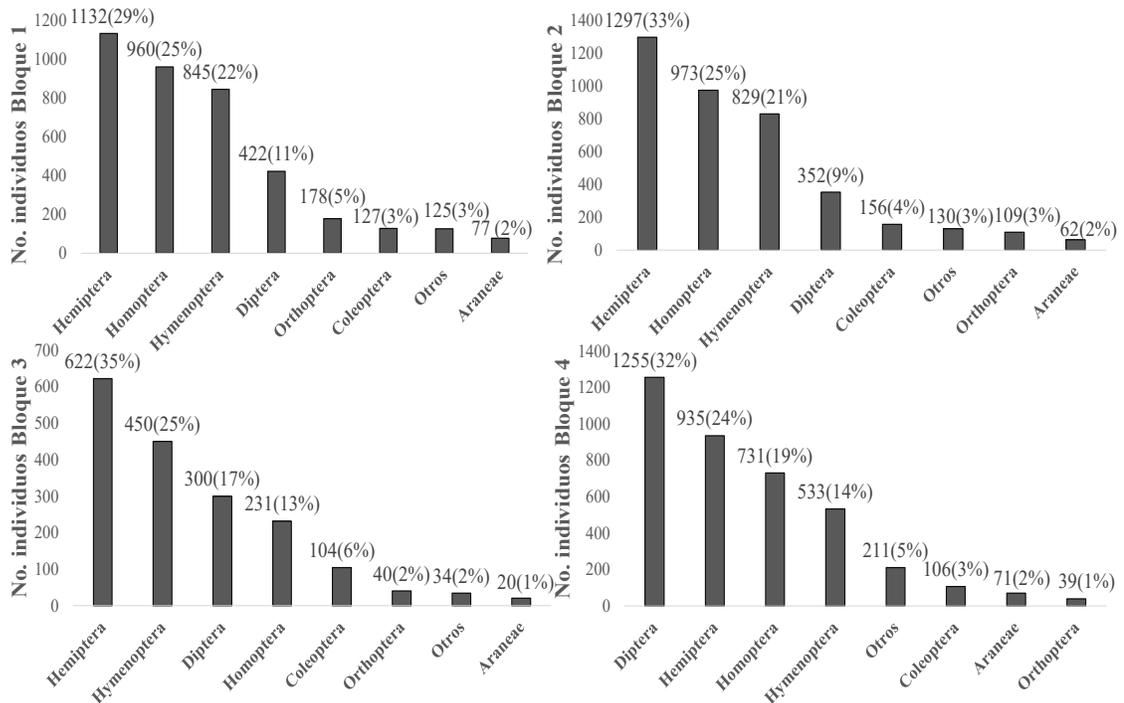


Figura No. 4. Abundancia de los taxones de artrópodos muestreados con aspirado según Bloque (I: 31, II: 16, III: 1 y IV: 0 días post pastoreo respectivamente).

4.1.2.3 Especies de *Auchenorrhyncha* según tratamiento

Cicadellidae es considerada la familia más grande dentro del suborden Auchenorrhyncha (Hamilton, 1984). Esta familia tuvo una abundancia superior a la Delphacidae en los cuatro tratamientos analizados. A su vez, las dos familias analizadas, Cicadellidae y Delphacidae presentaron diferencias significativas entre tratamientos. Los auquenorrincos de la familia Cicadellidae tuvieron una mayor participación en CN. En el tratamiento con 60N ocuparon el tercer lugar de todos los insectos recolectados y en CM el cuarto lugar (Figura No 1. Anexo 9.4).

Por otra parte, la familia Delphacidae fue más abundante en los tratamientos con 60 y 120 unidades de nitrógeno por hectárea (Cuadro No 6). Los resultados en estudios similares han sido muy variables, en algunos de ellos se han observado correlaciones positivas entre insectos fitófagos y el nivel de nitrógeno en tejido vegetal, particularmente en hemípteros (tomados en sentido amplio) (Prestidge, 1982). También

se ha observado esta correlación en algunas especies de las familias Cicadellidae, Membracidae y Miridae (Haddad et al., 2000). Al igual que en este estudio, Prestidge (1982), observó una mayor cantidad de delfácidos en parcelas con altos niveles de fertilización nitrogenada, mientras que los cicadélidos fueron más abundantes en parcelas testigo sin adición de nitrógeno.

Cuadro No. 6. Abundancia de las familias Cicadellidae y Delphacidae muestreados con red entomológica (Test de Tukey: medias seguidas de diferente letra difieren estadísticamente p -valor $<0,05$).

Abundancia Cicadellidae			Abundancia Delphacidae		
Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard
CN	53 a	16,85	120N	32,5 a	26,64
60N	38,75 b	5,32	60N	24 a	7,60
120N	38,5 b	15,77	CM	11,5 b	3,48
CM	30,5 b	8,91	CN	10,5 b	3,89

CN= tratamiento testigo con campo natural; CM= siembra de trebol rojo (*T. pratense*) y lotus (*L. tenuis*) con agregado anual de 40 unidades de P_2O_5 ; 60N= agregado de 60 unidades de nitrógeno y 40 unidades de P_2O_5 anual; 120N= agregado de 120 unidades de nitrógeno y 40 unidades de P_2O_5 anual.

Los Auchenorrhyncha se alimentan exclusivamente de fluidos vegetales (Hogenhout et al., 2008), y tienen diferentes estrategias de vida que van desde especies polífagas hasta estrictamente monófagas (Ruan et al., 2021) y por esto es esperable que se encuentren donde la diversidad vegetal es mayor. Las abundancias de estas familias son muy dependientes de la identidad de las especies que se encuentren presentes.

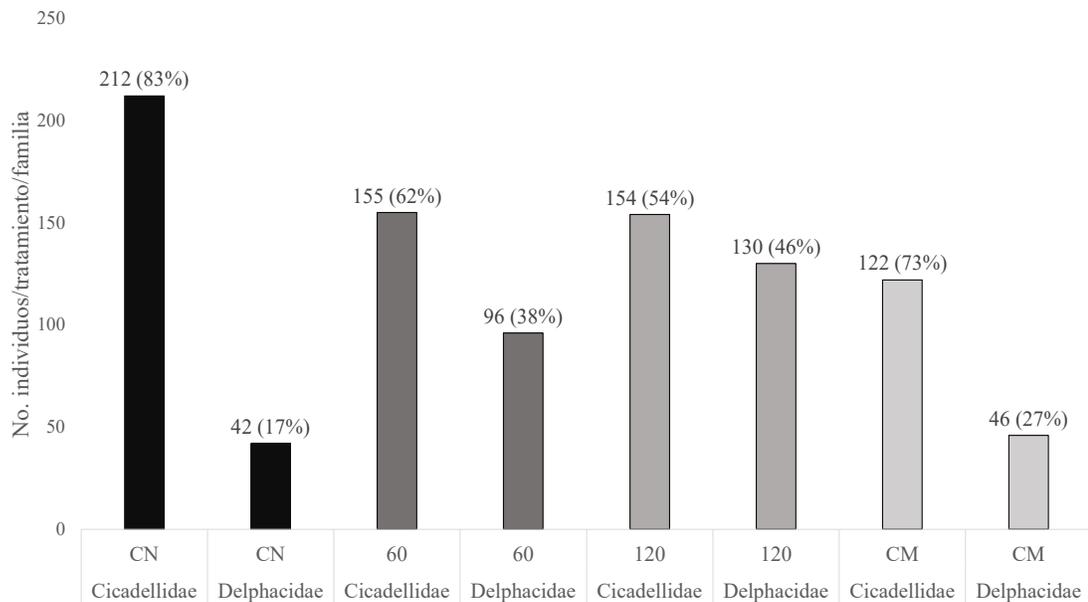


Figura No. 5. Abundancia de las familias Cicadellidae y Delphacidae muestreados con red en los distintos tratamiento.

4.1.2.4 Especies de *Auchenorrhyncha* según días post pastoreo

Como se puede observar en la Figura No. 6, la abundancia total máxima se registró en el bloque 2 con un valor de 353 individuos, con una composición similar entre ambas familias, con una diferencia del 8% a favor de los Cicadellidae. Por otra parte, el bloque en el cual se dio el mínimo número de individuos totales fue el bloque 3 con un valor de 165 insectos, también este fue en el que se registró un mayor contraste entre ambas familias, existiendo una diferencia del 74% a favor de la familia Cicadellidae (Figura No.6). Littlewood et al. (2012) observaron una menor abundancia de *Auchenorrhyncha* en parcelas pastoreadas en relación al testigo, en tanto que Hartley y Jones (2003) no hallaron efectos del pastoreo en la abundancia de *Auchenorrhyncha*.

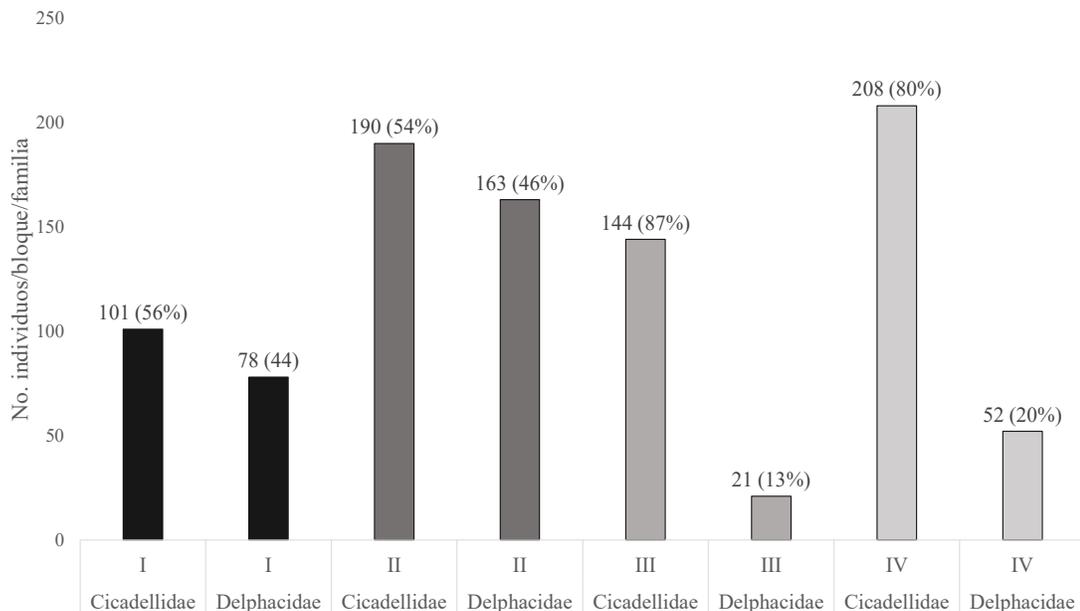


Figura No. 6. Abundancia de las familias Cicadellidae y Delphacidae muestreados con red en los distintos bloques (I: 31, II: 16, III: 1 y IV: 0 días post pastoreo respectivamente)

4.1.2.5 Cicadellidae y Delphacidae en función de la altura del forraje

La interacción bloque por altura presentó significancia para ambas familias (Cuadro No. 7). A nivel de bloques, en la mayoría existió efecto de la altura del forraje, pero no fue de igual manera para ambas familias, siendo Delphacidae la que ajusto más su distribución en función de la altura (Cuadro No. 7). La familia Delphacidae se distribuyó siguiendo la altura del pasto, concentrándose entre los 4-10 cm de forraje. Mientras que Cicadellidae no mostro un ajuste claro, debido a que solamente en el bloque 2 -que presentó en promedio 9 cm de forraje-, ajustó su distribución en función de la altura y se concentró en el mismo rango de altura que Delphacidae, mientras que en el bloque 4 presentó una altura promedio similar de 8 cm, no se observó respuesta y en el bloque de mayor descanso (bloque 1) con 12 cm de altura promedio tampoco hubo efectos significativos de la altura.

El bloque 3 que había sido pastoreado, fue el que presentó menor altura promedio (5 cm) como era de esperarse, el disturbio generado por el pastoreo afectaría la posibilidad de encontrar relación entre individuos y altura debido a la gran capacidad de dispersión y movilidad de estos insectos (Cuadro No 7. Figura No. 7). Estudios similares

sobre la abundancia de Auchenorrhyncha, han hallado un efecto negativo en estructuras cortadas y con mayor frecuencia de cortes en pasturas, como Jonsen y Fahrig (1997), quienes encontraron para muestras de Cicadellidae recolectadas con red, un efecto negativo en la abundancia de estos insectos con aumentos en la frecuencia de cortes en pasturas. Sanders et al. (2008), determinaron que los cambios en la estructura vegetal (cortada), afectan fuertemente a los Auchenorrhynchas, y hallaron una mayor movilidad y dispersión en los insectos adultos en comparación a estados inmaduros al efectuarse el corte. Por otra parte, Littlewood et al. (2012) observaron efectos negativos del pastoreo sobre la abundancia de Auchenorrhyncha recolectados con el método de muestreo por succión, mientras que en muestras capturadas con red también encontraron efectos negativos del pastoreo, pero no fueron resultados estadísticamente significativos.

Cuadro No. 7. Respuesta en la abundancia de Cicadellidae y Delphacidae a la interacción bloque*altura y altura.

	Familia	Bloque*Altura p-valor
	Cicadellidae	0.02635*
	Delphacidae	0.0008049*
Días post pastoreo y altura promedio del forraje (cm)	Familia	Altura p-valor
31 días (Bloque I con 12 cm)	Cicadellidae	0.3119
	Delphacidae	0.0158*
16 días (Bloque II con 9 cm)	Cicadellidae	0.008609*
	Delphacidae	0.05212
1 día (Bloque III con 5 cm)	Cicadellidae	0.4439
	Delphacidae	0.3829
0 día (Bloque IV con 8 cm)	Cicadellidae	0.8988
	Delphacidae	0.04782*

I: 31, II: 16, III: 1 y IV: 0 días post pastoreo respectivamente

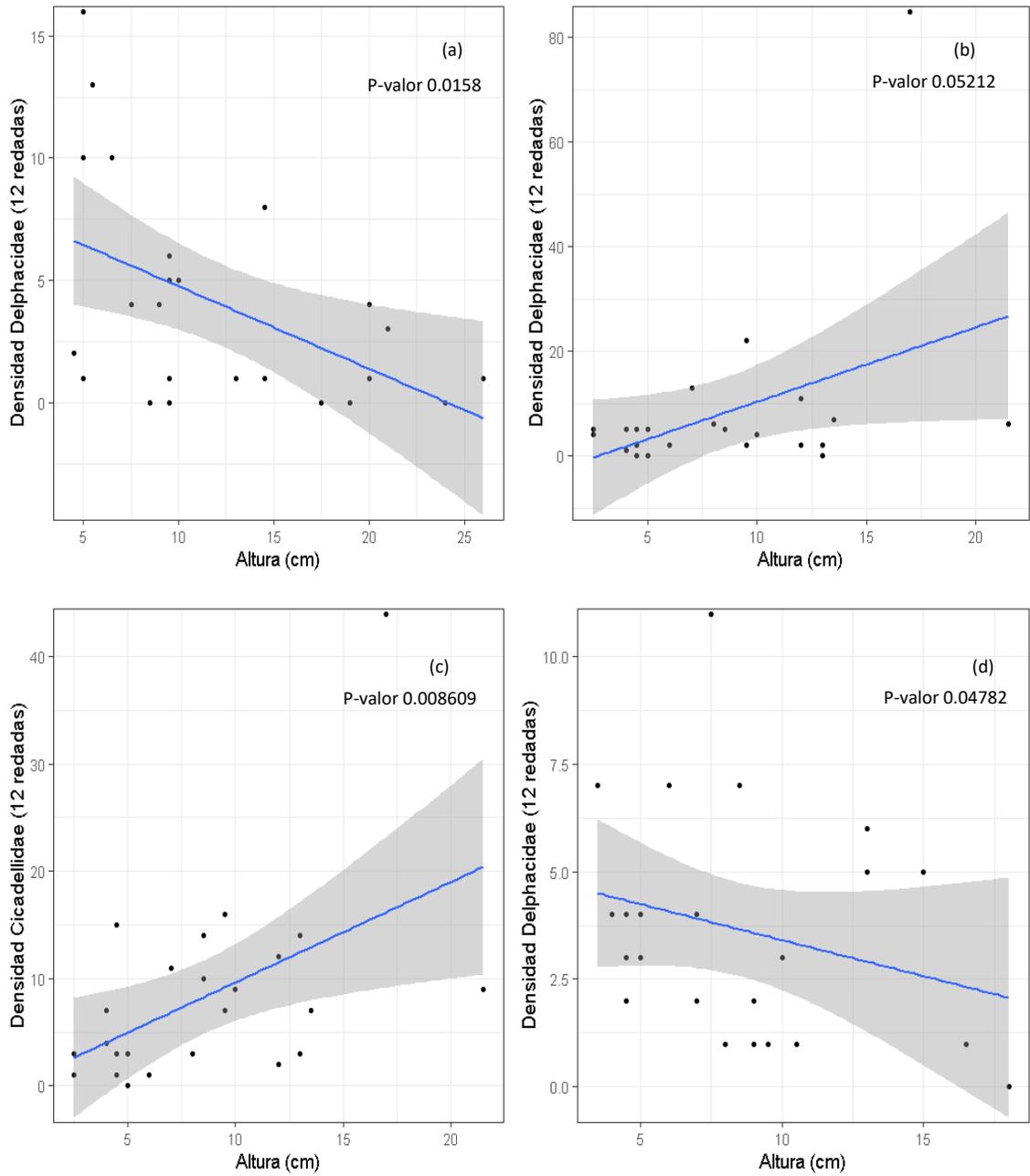


Figura No. 7. Regresión entre densidad (individuos/ 12 redadas) de Cicadellidae (c) y Delphacidae (a, b y d) y la altura (cm) en (a) bloque 1, (b) y (c) bloque 2 y (d) bloque 4.

4.1.2.6 Abundancia de especies fitófagas con potencial de plaga en forrajeras: *N. simulans* y *H. pygmaeus* según tratamientos

En relación a las especies que se han considerado perjudiciales para forrajeras en algunas ocasiones, el tratamiento con incorporación de leguminosas fue el que presentó mayor abundancia total de hemípteros con 707 individuos, siendo similar la cantidad entre *N. simulans* y *H. pygmaeus*, con 354 y 329 individuos, respectivamente (Figura No. 8. Anexo 9.7). Ambas especies de chinches fitófagas fueron significativamente superiores en parcelas con inclusión de leguminosas, demostrando su preferencia por las especies de plantas que integran esta familia (Cuadros No. 8 y 9).

H. pygmaeus se comporta principalmente como plaga esporádica de leguminosas forrajeras (Carrizo, 1999a, Alzugaray, 2004); y es más frecuente en primavera (Alzugaray, 1996) lo que coincide con la fecha de muestreo de este trabajo. Pero Alzugaray (2004) en Uruguay, encontró individuos de *H. pygmaeus* a veces con poblaciones importantes en leguminosas forrajeras, en capturas realizadas en primavera-verano y en invierno. También observó un efecto negativo de los fenómenos de sequía en la población de este insecto, detectada en su trabajo en la primavera verano en el periodo 2000-2001. Usualmente, los muestreos con red son eficientes para determinar las poblaciones de estos míridos, pero esta técnica presenta dificultad para detectar poblaciones en cultivos con escaso follaje, recién pastoreados, cortados o en la implantación, etapa en la que el ataque de este insecto puede generar un efecto grave sobre las plántulas (Alzugaray, 2004). Coincidentemente, *H. pygmaeus* fue la especie más abundante en los cuatro tratamientos con el método de aspirado; y particularmente en el tratamiento con campo natural donde su presencia fue muy superior a la detectada con red (Figuras No. 8 y 9. Anexo 9.7). La abundancia detectada con aspirado fue marcadamente superior lo que indicaría la adecuación de esta técnica para el muestreo de esta especie.

La segunda especie con potencial de plaga detectada en los muestreos, *N. simulans* reanuda su actividad en primavera, emergiendo desde setiembre hasta diciembre. Este insecto presenta un amplio rango de plantas hospederas, tanto cultivadas como espontáneas, registrando poblaciones desde hospederos cultivados como trigo, maíz, sorgo, girasol, colza y hasta malezas de hoja ancha como *Gamochaeta sp.*; *Capsella bursa-pastoris*, cardos, entre otras (Molinari y Gamundi, 2010, Carmona et al., 2015). Si bien no se manejan umbrales de daño económico para *N. simulans*, Molinari y Gamundi (2010) en Argentina, consideran que más de 5 chinches/metro de surco es un umbral de daño económico razonable en cultivos de soja.

En las muestras recolectadas con red entomológica en el campo natural se registró un total de 199 individuos, donde *Nysius simulans* tuvo el 73% de las capturas totales de los heterópteros. En el tratamiento CM la abundancia fue mayor, pero la importancia relativa de esta especie es menor (50%), debido a la alta densidad de población alcanzada el otro fitófago de importancia económica, *H. pygmaeus*. Por otra parte, y al contrario de lo que sucede con *H. pygmaeus*, en las capturas realizadas con aspirado, la abundancia de *N. simulans* fue menor que en red, y solo fue importante su presencia en CM. De esta forma se puede inferir que los métodos de captura de fitófagos en el follaje pueden tener sesgos hacia alguna especie en particular, aun tratándose de especies con un hábito alimenticio y un tamaño similar.

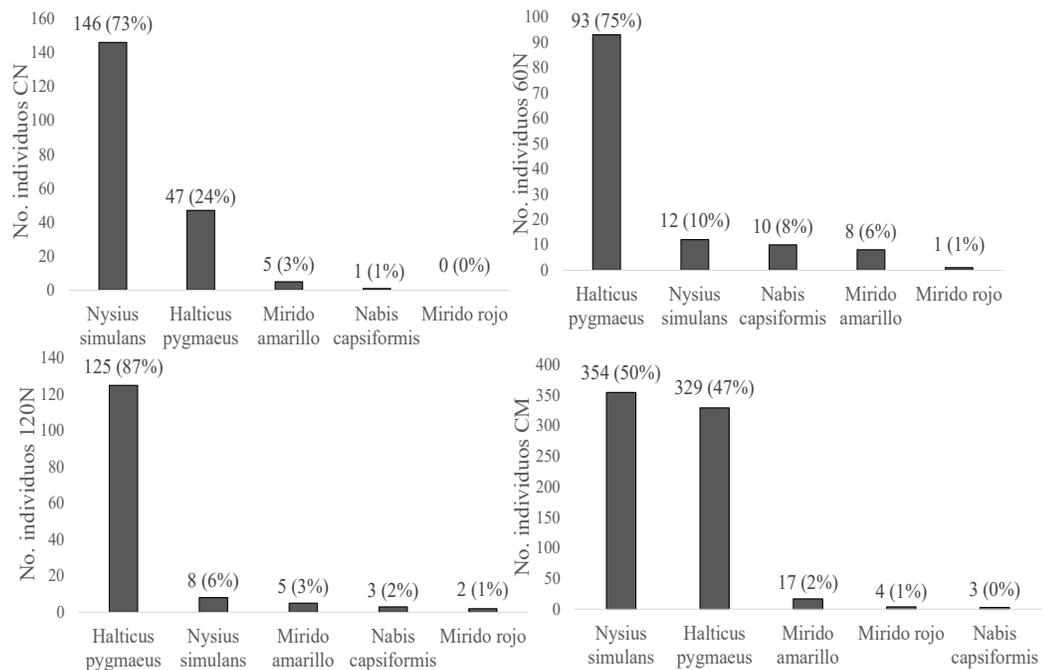


Figura No. 8. Abundancia de *H. pygmaeus*, *N. simulans*, *N. capsiformis*, *M. amarillo* (Morfoespecie 1) y *M. rojo* (Morfoespecie 2) muestreados con red en los distintos tratamientos.

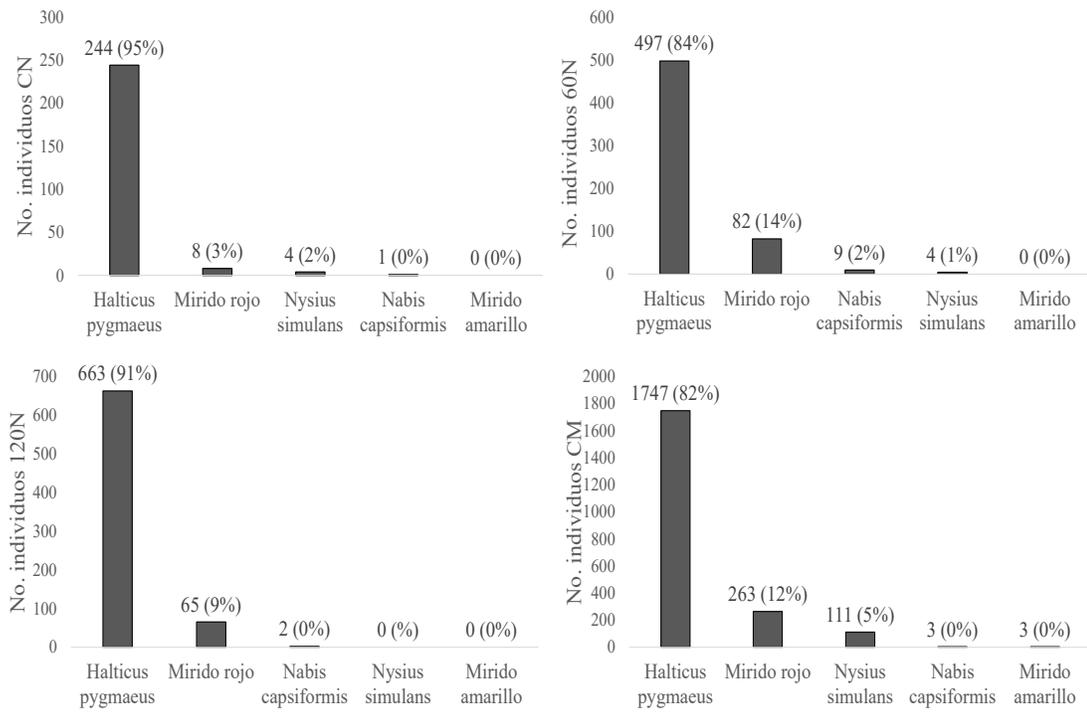


Figura No. 9. Abundancia de *H. pygmaeus*, *N. simulans*, *N. capsiformis*, M. amarillo (Morfoespecie 1) y M. rojo (Morfoespecie 2) muestreados con aspirado en los distintos tratamientos.

Cuadro No. 8. Abundancia de especies de Heteroptera capturados con red entomológica (Test de Tukey: medias seguidas de diferente letra difieren estadísticamente p-valor <0,05).

Abundancia Nabis capsiformis			Abundancia Mirido rojo			Abundancia Mirido amarillo		
Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard
60N	2,5 a	2,18	CM	1,0 a	0,41	CM	4,25 a	3,59
120N	0,75 a	0,48	120N	0,5 a	0,29	60N	2 a	1,23
CM	0,75 a	0,48	60N	0,25 a	0,25	120N	1,25 a	0,63
CN	0,25 a	0,25	CN	0 a	0	CN	1,25 a	0,48

Abundancia Halticus pygmaeus			Abundancia Nysius simulans		
Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard
CM	82,25 a	28,04	CM	88,5 a	70,53
120N	31,25 b	9,31	CN	36,5 b	34,85
60N	23,25 b	6,02	60N	3,0 c	1,08
CN	11,75 c	2,63	120N	2,0 c	0,58

CN= tratamiento testigo con campo natural; CM= siembra de trebol rojo (*T. pratense*) y lotus (*L. tenuis*) con agregado anual de 40 unidades de P₂O₅; 60N= agregado de 60 unidades de nitrógeno y 40 unidades de P₂O₅ anual; 120N= agregado de 120 unidades de nitrógeno y 40 unidades de P₂O₅ anual.

Cuadro No. 9. Abundancia de especies de Heteroptera capturados con aspirado (Test de Tukey: medias seguidas de diferente letra difieren estadísticamente p-valor <0,05).

Abundancia Nysius simulans			Abundancia Mirido amarillo			Abundancia Halticus pygmaeus		
Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard
CM	27,75 a	27,42	CM	0,75 a	0,75	CM	436,75 a	91,75
CN	1 b	0,58	60N	0a	0	120N	165,75 b	27,10
60N	1 b	0,71	120N	0a	0	60N	124,25 c	25,32
120N	0 b	0	CN	0a	0	CN	61 d	25,44

Abundancia Nabis capsiformis			Abundancia Mirido rojo		
Tratamiento	Media	Error standard	Tratamiento	Media	Error standard
60N	2,25 a	1,44	CM	65,75 a	26,75
CM	0,75 a	0,25	60N	20,5 b	13,91
120N	0,5 a	0,29	120N	16,25 b	7,09
CN	0,25 a	0,25	CN	2 c	1,69

CN= tratamiento testigo con campo natural; CM= siembra de trebol rojo (*T. pratense*) y lotus (*L. tenuis*) con agregado anual de 40 unidades de P₂O₅; 60N= agregado de 60 unidades de nitrógeno y 40 unidades de P₂O₅ anual; 120N= agregado de 120 unidades de nitrógeno y 40 unidades de P₂O₅ anual.

4.1.2.7 Especies fitófagas y el depredador *Nabis capsiformis* según días post pastoreo

Analizando las Morfoespecies de míridos, a pesar de su bajo número, los míridos amarillos fueron los que presentaron respuesta significativa a los días de descanso (Cuadro No. 2) registrándose un mayor número de individuos en el bloque 1. Estos últimos fueron mayores en abundancia que los míridos rojos, cabe destacar que la participación de los míridos rojos fue muy escasa, pero con la particularidad que su distribución fue opuesta a los amarillos, no registrándose individuos en el bloque 1 (Anexo No 9.10).

La distribución del depredador generalista *Nabis capsiformis* tuvo una abundancia mayor en el área con más días de descanso y nula en el área pastoreada recientemente (Cuadro No. 2. Anexo No. 9.11). Los efectos de los vacunos se vuelven más complejos en el caso de insectos depredadores, donde es difícil distinguir si las alteraciones en la abundancia se deben a la acción directa de falta de hábitat, a la perturbación de los herbívoros de gran tamaño o a la disminución en la cantidad de presas disponibles.

Analizando el efecto de los días post pastoreo sobre *N. simulans*, a pesar de que no se evidenció diferencias significativas (p-valor 0.0913), su participación fue prácticamente nula en el área pastoreada (Anexo No. 9.12).

4.1.2.8 Relación entre depredadores y fitófagos

La familia Cicadellidae presentó una relación estadísticamente significativa directa con el orden Araneae e indirecta con *Nabis capsiformis*; también se encontró asociación entre la morfoespecie 1 (Mírido amarillo) y *Nabis capsiformis*. Mientras que para la familia Delphacidae y el resto de especies de chinches fitófagas, no se encontraron asociaciones con los dos grupos de depredadores (Cuadro No. 10, Figura No. 10).

Varios estudios han demostrado que las arañas están asociadas significativamente con la densidad de sus presas. Lang et al. (1999) encontraron asociaciones en cultivos de maíz entre arañas y la familia Cicadellidae y observaron que las poblaciones de Cicadellidae se veían deprimidas por la acción de las arañas. Por otro lado, Fagan et al. (1998) determinaron que las arañas lobo (*Lycosa sp.*) disminuían las densidades de herbívoros chupadores (Cicadellidae y Delphacidae) en arrozales tropicales. Riechert y Lawrence (1997) en Tennessee, informaron que tanto arañas tejedoras como cazadoras limitaron las poblaciones de Homópteros en un campo viejo. Sanders et al. (2008) demostraron que las poblaciones de Cicadellidae aumentan significativamente cuando se liberan de la depredación de las arañas, por otra parte, Riechert y Lawrence (1997) observaron que el número de herbívoros homópteros fue significativamente superior en parcelas donde se había quitado las arañas, en relación a parcelas que contenían arañas. La relación indirecta entre especies de Cicadellidae y *Nabis capsiformis* podría estar mediada por la intervención de las arañas como depredador principal, pero este efecto de interacción intra guild debería ser más estudiado en otros trabajos.

Cuadro No. 10. Relación entre depredadores (*Araneae* y *Nabis capsiformis*) y fitófagos. Modelo lineal simple.

Fitófagos	Depredadores	
	Araneae p-valor	Nabis capsiformis p-valor
Cicadellidae	0.00439*	0.01588*
Delphacidae	0.7027	0.1667
Halticus pygmaeus	0.3701	0.146
Nysius simulans	0.5703	0.648
Mirido amarillo	0.4089	0.0108*
Mirido rojo	0.2713	0.404

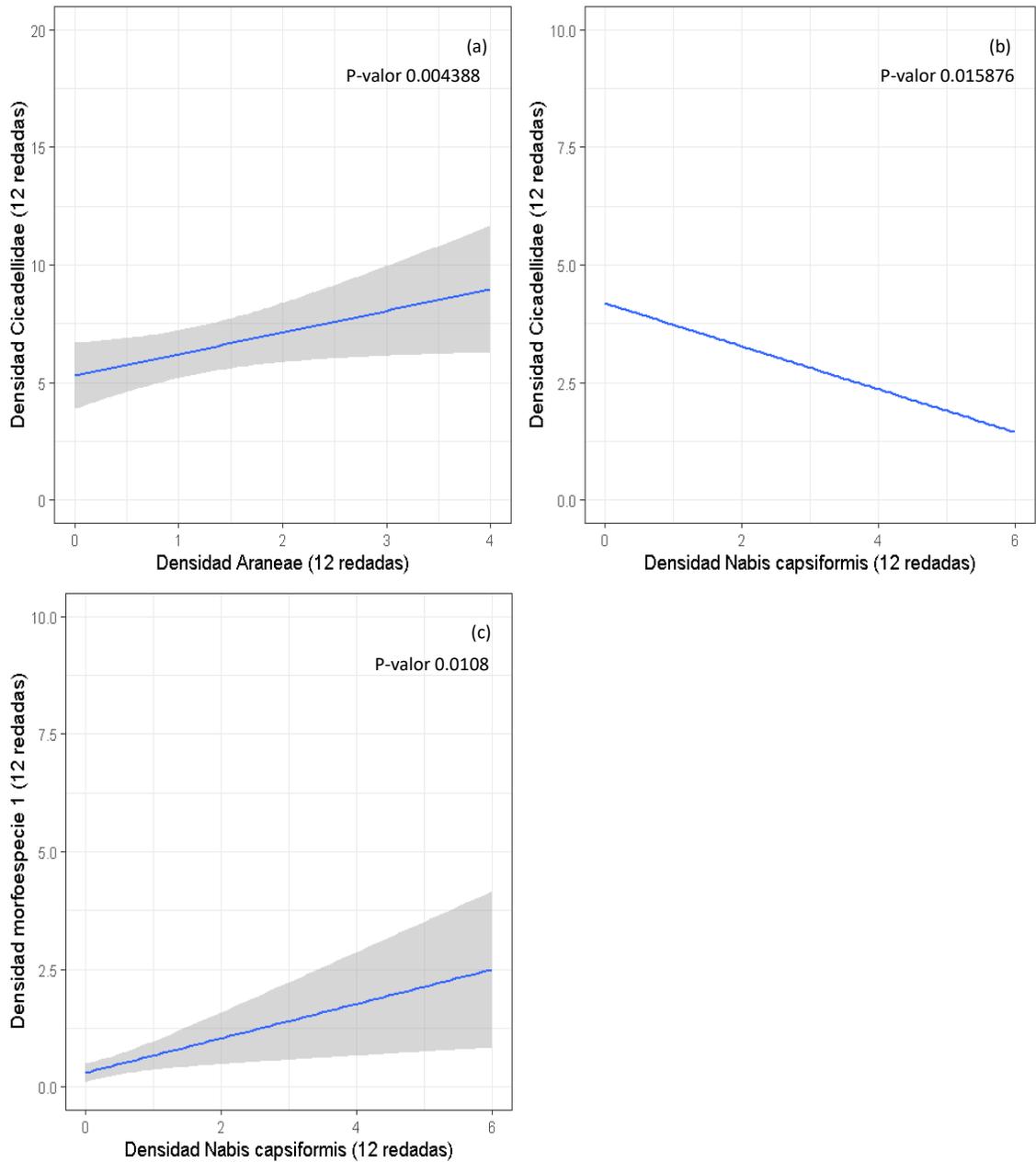


Figura No. 10. Densidad (individuos/ 12 redadas) de Cicadellidae en función de Araneae (a) y en función de *Nabis capsiformis* (b) y Morfoespecie 1 (Mírido amarillo) en función de *Nabis capsiformis* (c).

4.2 ANÁLISIS DE RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE AUCHENORRHYNCHA Y ARAÑAS EN LAS RECOLECCIONES CON RED ENTOMOLÓGICA

Para estimar la diversidad de taxones se utilizaron los siguientes índices: riqueza específica (S), Shannon-Wiener y Simpson, con la técnica de recolección con red entomológica (Anexo 9.14).

Los hábitats heterogéneos proporcionan una mayor cantidad de recursos y un aumento en la heterogeneidad del hábitat puede lograr una mayor migración de especies desde los alrededores, permitiendo una coexistencia mayor en el número de especies (Záhlavová et al., 2009). Por esto se podría suponer que si algún tratamiento tiende a la pérdida de especies vegetales o sustitución de una proporción de ellas, también tendría una riqueza alterada de las especies de fitófagos asociados. Los tres índices de diversidad estimados con datos obtenidos con red entomológica no fueron afectados significativamente por el tratamiento de mejoramiento de campo natural para Cicadellidae (Cuadro No. 11. Figura No. 11), Delphacidae (Cuadro No. 11. Figura No. 12) y Araneae (Cuadro No. 11. Figura No. 13).

De igual forma, la diversidad beta no tuvo diferencias significativas, lo que indica que no hay comunidades diferentes entre los tratamientos. Por lo que las diferencias entre tratamientos quedaron restringidas únicamente a la abundancia de las especies, pero no a la composición de la comunidad. Los resultados han sido variables en estudios de esta naturaleza, habiendo casos en los que la reducción en la fertilización aumentó la riqueza de especies de Auchenorrhyncha (Nickel y Achtziger, 2005), la riqueza de fitófagos y depredadores (Haddad et al., 2000), y la riqueza de especies de arañas (Hendrickx et al., 2007). Smith DiCarlo y DeBano (2019) por el contrario, hallaron una mayor riqueza de arañas en sitios nativos y restaurados en comparación con ambientes degradados. Por otra parte, en algunos estudios no se encontraron efectos sobre la riqueza y diversidad ante el aporte de nitrógeno sobre la diversidad de hemípteros fitófagos (Hartley y Jones, 2003).

Los resultados de este trabajo, coinciden con el estudio de Birkhofer et al. (2017), sobre diversidad de artrópodos en pastizales y bosques de Alemania con gradientes de intensidad de uso del suelo, cuyos datos de diversidad no mostraron respuesta a la intensidad de uso del suelo; pero sí hallaron respuesta al tipo de uso del suelo, siendo mayor la diversidad de Auchenorrhyncha y Araneae en comunidades forestales. De igual forma en Argentina, Pinto et al. (2021) hallaron respuesta al tipo de

uso del suelo, cuyos datos de riqueza para Araneae fue mayor en campo natural respecto a tres tipos de uso del suelo distintos. Por otra parte, Simó et al. (2011) observaron que la mayor heterogeneidad en la vegetación nativa estaba asociada a una mayor riqueza específica de arañas, debido principalmente a la mayor oferta de microhábitats, mayor soporte y refugio para el establecimiento de las especies en ambientes con mayor heterogeneidad. La sustitución de ambientes naturales por agroecosistemas genera un cambio en las comunidades de arañas locales, debido a su sensibilidad a los cambios antrópicos (Avalos et al., 2007), sin embargo, según lo encontrado en el presente trabajo, los cambios y alteraciones provocados por un proceso de mejoramiento con N o siembra de leguminosas no parecen ser tan drásticos como para tener implicancias en la riqueza y diversidad, aunque sí afectan la cantidad de individuos por especie.

Cuadro No. 11. Índices de diversidad para Cicadellidae, Delphacidae y Araneae calculados con INEXT con un intervalo de confianza del 95%.

		Índice de diversidad calculado con INEXT \pm 95% confianza						
		Shannon-Wiener		Simpson		Riqueza específica		
Variable	Tratamiento	Observado	Error standard	Observado	Error standard	Observado	Error standard	p-valor
Delphacidae	60N	4	0,45	2	0,30	8	0,72	0,955
	120N	4	0,27	4	0,26	7	2,22	
	CM	4	1,07	4	0,55	8	11,42	
	CN	4	0,79	3	0,51	7	7,03	
Cicadellidae	60N	11	1,19	8	0,66	21	10,21	0,544
	120N	10	1,09	8	0,70	20	10,21	
	CM	11	1,37	7	0,92	22	7,43	
	CN	12	0,86	9	0,73	23	2,50	
Araneae	60N	10	5,21	9	3,45	12	16,52	0,725
	120N	10	5,80	9	4,97	12	12,55	
	CM	10	2,44	9	2,49	12	2,09	
	CN	12	2,19	10	2,61	14	2,88	

CN= tratamiento testigo con campo natural; CM= siembra de trebol rojo (*T. pratense*) y lotus (*L. tenuis*) con agregado anual de 40 unidades de P₂O₅; 60N= agregado de 60 unidades de nitrógeno y 40 unidades de P₂O₅ anual; 120N= agregado de 120 unidades de nitrógeno y 40 unidades de P₂O₅ anual.

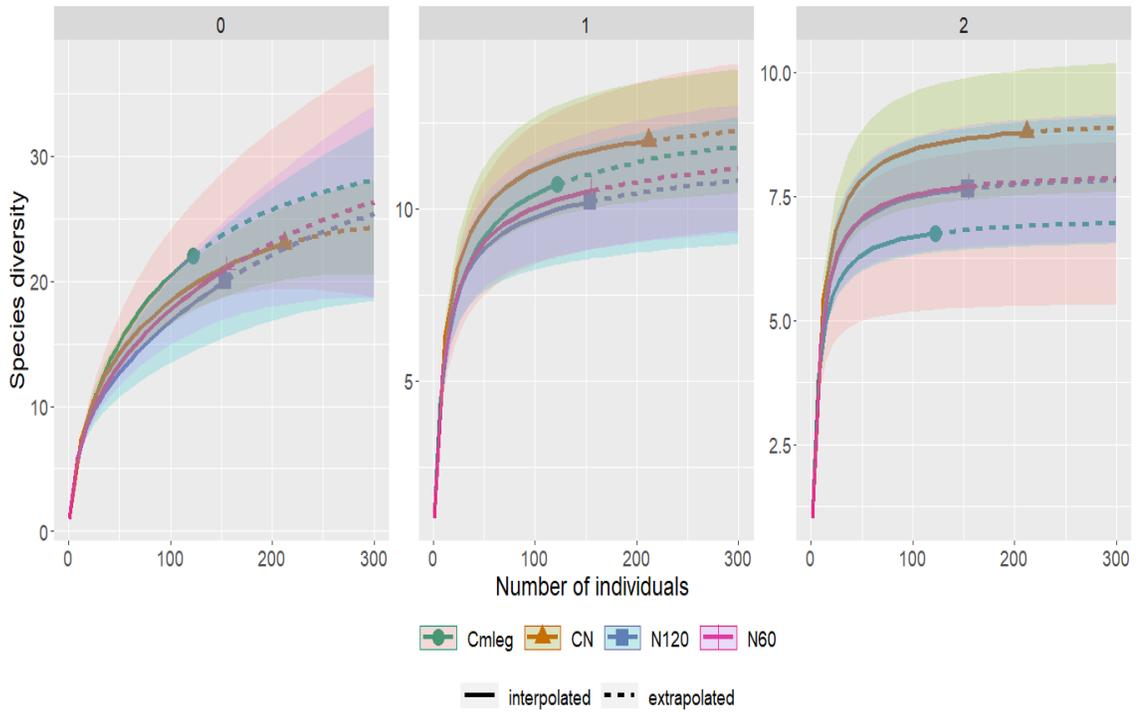


Figura No. 11. Análisis de diversidad para Cicadellidae (Q0: Riqueza específica, Q1: Shannon-Wiener y Q3: Simpson).

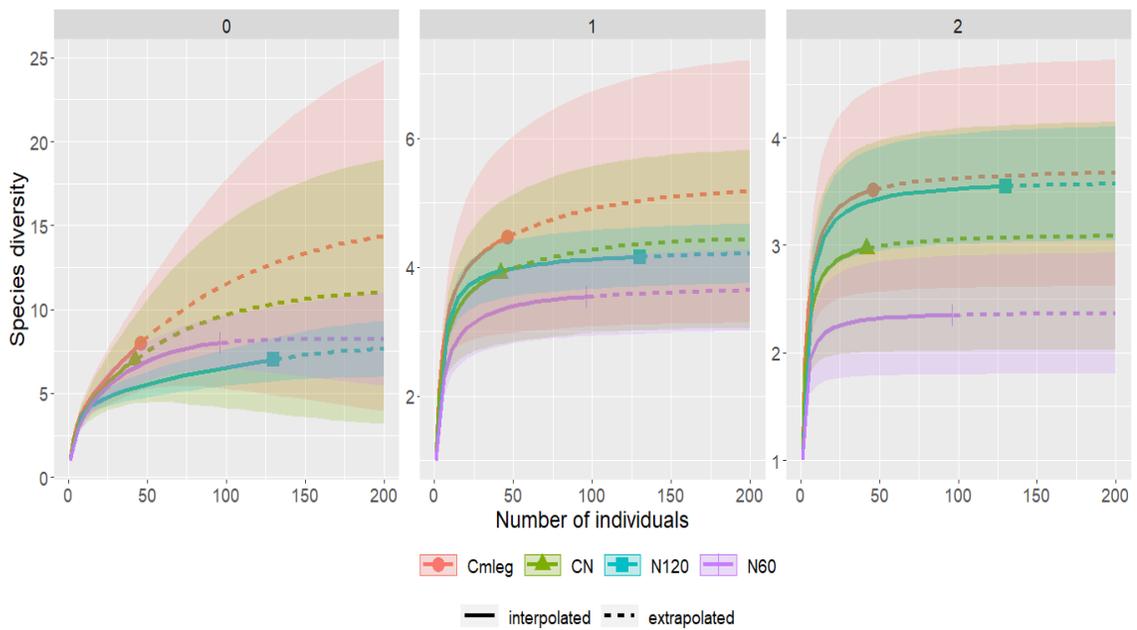


Figura No. 12. Análisis de diversidad para Delphacidae (Q0: Riqueza específica, Q1: Shannon-Wiener y Q3: Simpson).

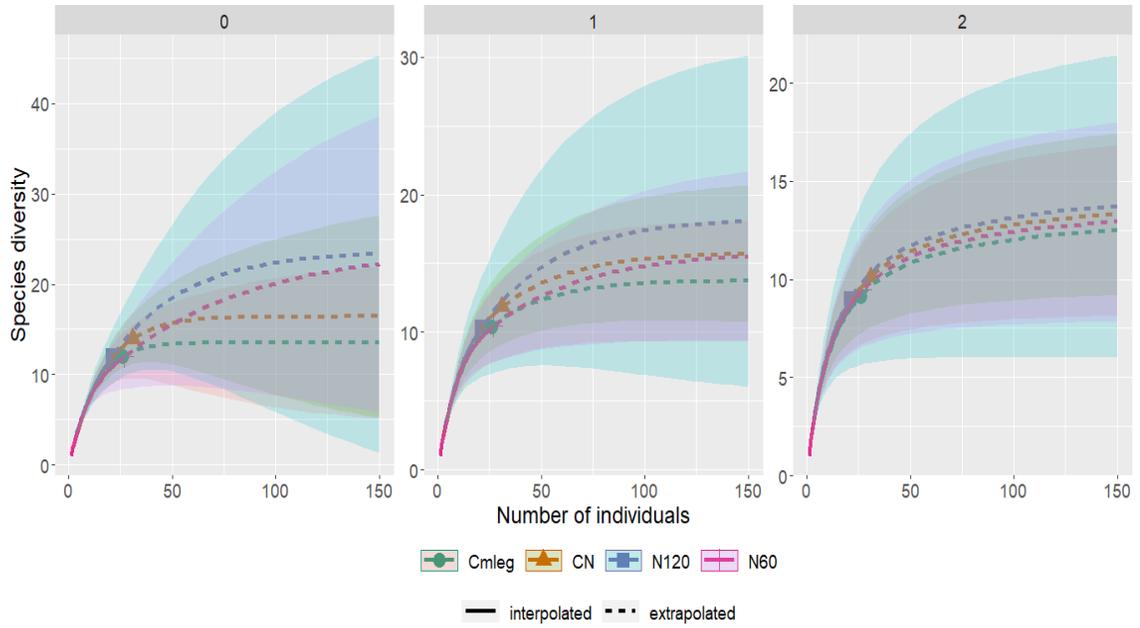


Figura No. 13. Analisis de diversidad para Araneae (Q0: Riqueza específica, Q1: Shannon-Wiener y Q3: Simpson).

5. CONCLUSIONES

Se encontró una asociación entre las dos técnicas de muestreo utilizadas para todos los taxones analizados, lo que permitió profundizar algunos análisis con la técnica de red entomológica, la cual requiere menor esfuerzo de muestreo, procesamiento y menor costo.

La respuesta de los distintos taxones analizados en los mejoramientos con leguminosas y fertilización de campo natural fue muy variada por lo que los estudios deberían profundizarse siempre en relación a grupos o especies bien definidos.

Los Auchenorrhyncha presentan respuestas diferentes ante los mejoramientos de campo natural donde se favorece la abundancia de Cicadellidae en el tratamiento testigo sin mejorar, y la mayor cantidad de Delphacidae ocurre ante el agregado de N (60 y 120 kg N/ha) y P₂O₅ (40 kg/ha).

Las abundancias de arañas parecen depender más de la abundancia de sus presas (cicadélidos) y de los días post pastoreo que del tipo particular de mejoramiento o conservación de la base botánica.

El campo mejorado con leguminosas tiene mayor abundancia de hemípteros que pueden ser plagas potenciales de pasturas, *H. pygmaeus* y *N. simulans* por lo que la inclusión de especies forrajeras de calidad no siempre se ve acompañada de beneficios únicamente sino que existen efectos indeseados.

Por el contrario el orden Hymenoptera con una alta proporción de polinizadores y parasitoides, se favorece en los tratamientos con leguminosas, y el agregado de N tuvo efecto negativo en su abundancia, este efecto se incrementó con niveles más altos de N.

Los días post pastoreo afectan significativamente la abundancia de la mayoría de los taxones, presentando su menor valor en las áreas recientemente pastoreadas (menor tiempo post pastoreo).

La familia Delphacidae presentó asociación negativa con la altura del forraje en las áreas con más tiempo de descanso, en áreas con pastoreo reciente o con menos días de descanso la relación positiva. Cicadellidae en general no mostró una asociación clara con la altura del forraje. La altura del forraje afecta a los delfácidos pero no parece tener

efectos sobre los cicadélidos. Para ambas familias, el pastoreo de los animales resulta en un factor de dispersión de la población.

Los índices de Riqueza específica, Shannon-Wiener y Simpson, no indicaron cambios en la diversidad para las familias Cicadellidae y Delphacidae, ni para el orden Araneae, en los distintos mejoramientos del campo natural evaluados. En la escala analizada, los mejoramientos del campo natural no cambian la composición de la comunidad de Cicadellidae, Delphacidae y Araneae, aunque sí afectan la abundancia de algunas de estas especies.

6. RESUMEN

Los cambios en el uso del suelo producidos por las actividades agropecuarias son los principales impulsores de la pérdida de biodiversidad en los ecosistemas. El bioma campo natural es el más importante en Uruguay (64,3 %), sometido a estos cambios. En el siglo XXI se han acelerado las transformaciones de este bioma. Para evaluar el impacto de mejoramientos de campo natural sobre la biodiversidad, se analizó la riqueza de Cicadellidae, Delphacidae y Araneae y la abundancia de artrópodos a largo plazo (9 años) en parcelas con: campo nativo, 60 kg N/ha/año, 120 kg N/ha/año y campo con *Trifolium pratense* y *Lotus tenuis*. El experimento se realizó en el potrero número 18, ubicado en EEMAC, Paysandú. En el experimento se efectuaron 96 muestreos con red entomológica, (12 redadas por punto de muestreo) y 96 muestreos con aspirado, cada técnica ocupó un metro cuadrado de superficie. Los datos fueron analizados mediante modelos mixtos y test de Tukey (p-valor <0,05) para comparar la frecuencia de los taxones en cada tratamiento, la variable de análisis fue la abundancia de los diferentes grupos de artrópodos, la abundancia de Cicadellidae y Delphacidae se analizó solamente en recolecciones realizadas con red. Ambas familias se ajustaron en un modelo de regresión simple en función de la variable independiente altura del forraje. Se estimaron los índices de diversidad: Riqueza específica, Shannon-Wiener y Simpson para comparar la riqueza de Morfoespecies de Cicadellidae, Delphacidae y Araneae capturadas con red en cada tratamiento. En campo natural el promedio de Cicadellidae fue significativamente mayor, mientras que Delphacidae fue estadísticamente superior en parcelas con 60 y 120 kg N/ha. La abundancia de arañas fue estadísticamente superior en el tratamiento con 60 kg N/ha respecto al tratamiento con leguminosas en capturas con la técnica de aspirado. El promedio de Hemiptera, *H. pygmaeus* y *N. simulans* fue significativamente mayor en parcelas sembradas con leguminosas evaluadas con ambos métodos de recolección. Los Cicadellidos y Delphacidos variaron en función de la interacción entre altura y días post pastoreo. Los Delphacidae ajustaron su distribución según la altura del forraje, los Cicadellidos mostraron asociación solamente en el bloque 2 (16 días post pastoreo). Se encontró regresión significativa entre el predador *Nabis capsiformis* y los fitófagos Cicadellidae y Morfoespecie 1 (Miridae), también se observó regresión significativa entre Araneae y Cicadellidae. La riqueza de los taxones analizados no difirió entre tratamientos.

Palabras clave: campo natural, mejoramiento de campo natural, abundancia de artrópodos, altura del forraje, riqueza de artrópodos

7. SUMMARY

Changes in land use caused by agricultural activities are the main drivers of biodiversity loss in ecosystems. The natural field biome is the most important biome in Uruguay (64.3%), subject to these changes. In the 21st century, the transformations of this biome have accelerated. To evaluate the impact of natural field improvements on biodiversity, the richness of Cicadellidae, Delphacidae and Araneae and the abundance of arthropods were analyzed in the long term (9 years) in plots with: native field, 60 kg N/ha/year, 120 kg N/ha/year and field with *Trifolium pratense* and *Lotus tenuis*. The experiment was conducted in paddock number 18, located in EEMAC, Paysandú. In the experiment, 96 samples were taken with entomological nets (12 raids per sampling point) and 96 samples with aspirates, each technique occupied one square meter of surface. The data were analyzed using mixed models and Tukey's test (p -value <0.05) to compare the frequency of taxa in each treatment, the variable of analysis was the abundance of the different groups of arthropods, the abundance of Cicadellidae and Delphacidae was analyzed only in collections made with net. Both families were fitted in a simple regression model as a function of the independent variable forage height. Diversity indices: Specific richness, Shannon-Wiener and Simpson were estimated to compare the richness of Morphospecies of Cicadellidae, Delphacidae and Araneae captured with nets in each treatment. In the natural field the average Cicadellidae was significantly higher, while Delphacidae was statistically higher in plots with 60 and 120 kg N/ha. The abundance of spiders did not differ between treatments with netting, but was statistically higher in the 60 kg N/ha treatment than in the legume treatment with the aspiration technique. The average of Hemiptera, *Halticus pygmaeus* and *Nysius simulans* was significantly higher in plots planted with legumes with both collection methods. Cicadellids and Delphacidae varied as a function of the interaction between height and days post grazing. Delphacidae adjusted their distribution according to forage height, Cicadellidae showed association only in block 2. Significant regression was found between the predator *Nabis capsiformis* and the phytophagous Cicadellidae and Morphospecies 1 (Miridae), significant regression was also observed between Araneae and Cicadellidae. The richness of the taxa analyzed did not differ between treatments.

Keywords: natural field, natural field improvement, arthropod abundance, forage height, arthropod richness

8. BIBLIOGRAFÍA

1. Abbate, S.; Madeira, F.; Silva, H.; Altier, N.; Pons, X. 2022. Association between landscape composition and the abundance of predator and herbivore arthropods in Bt and non-Bt soybean crops. (en línea). Agriculture, Ecosystems & Environment. 336: 108027. Consultado dic. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108027>
2. Ahmed, K.; Volpato, A.; Day, M.; Mulkeen, C.; O'Hanlon, A.; Carey, J.; Williams, C.; Ruas, S.; Moran, J.; Rotchés-Riblata, R.; ÓhUallacháin, D.; Stout, J.; Hodge, S.; White, B.; Gormally, M. 2020. Linear habitat across a range farmind intensities contribute differently to dipteran abundance and diversity. (en línea). Insect Conservation and Diversity. 14(3): 335 - 347. Consultado dic. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1111/icad.12455>
3. Alzugaray, R. 1996. Seguimiento de poblaciones de insectos en semilleros de leguminosas forrajeras. In: Risso, D. F.; Berretta, E. J.; Morón, A. eds. Producción y manejo de pasturas. Montevideo, INIA. pp. 57 - 75. (Serie Técnica no. 80).
4. _____.; Ribeiro, A. 2000. Insectos en pasturas. In: Zerbino, M. S.; Ribeiro, A. eds. Manejo de plagas en pasturas y cultivos. Montevideo, INIA. pp. 13 - 30. (Serie Técnica no. 112).
5. _____. 2004. Daños por insectos en la producción de semilla de leguminosas forrajeras: avispita, epinotia, apion, míridos. Montevideo, INIA. 23 p. (Serie Técnica no. 141).
6. Anderson, A.; McCormack, S.; Helden, A.; Sheridan, H.; Kinsella, A.; Purvis, G. 2011. The potential of parasitoid Hymenoptera as bioindicators of arthropod diversity in agricultural grasslands. (en línea). Journal of Applied Ecology. 48(2): 382 - 390. Consultado dic. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01937.x>
7. Avalos, G.; Rubio, G. D.; Bar, M. E.; González, A. 2007. Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. Revista de Biología Tropical. 55(3-4): 899 - 909.

8. Aviron, S.; Burel, F.; Baudry, J.; Schermann, N. 2005. Carabid assemblages in agricultural landscape: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture, Ecosystem y Environment*. 108(3): 205 - 217.
9. Backus, E. A. 1985. Anatomical and sensory mechanism of planthopper and leafhopper feeding behavior. *In*: Nault, L.; Rodriguez, J. eds. *The Leafhoppers and Planthoppers*. New York, John Wiley and Sons. pp. 163 - 194.
10. Bakelaar, R. G.; Odum, E. P. 1978. Community and population level responses to fertilization in an old-field ecosystem. (en línea). *Ecology*. 59(4): 660 - 665. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.2307/1938767>
11. Bell, J.; Bohán, D.; Shaw, E.; Weyman, G. 2005. Ballooning dispersal using silk: world fauna, phylogenesis, genetics and models. *Bulletin of Entomological Research*. 95(2): 69 - 114.
12. Berretta, E. 2009. Algunos aspectos sobre la biodiversidad de los campos naturales. *Revista INIA*. no. 20: 21 - 25.
13. Birkhofer, K.; Gossner, M. M.; Diekotter, T.; Drees, C.; Ferlian, O.; Maraun, M.; Scheu, S.; Weisser, W. W.; Wolters, V.; Wurst, S.; Zaitsev, A. S.; Smith, H. G.; Woodcock, B. 2017. Land-use type and intensity differentially filter traits in above-and below-ground arthropod communities. (en línea). *Journal of Animal Ecology*. 86(3): 511 - 520. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12641>
14. Blondel, J. 2003. Guilds or functional groups: does it matter? (en línea). *Oikos*. 100(2): 223 - 231. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12152.x>
15. Brown, J. H.; Kodric-Brown, A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. (en línea). *Ecology*. 58(2): 445 - 449. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.2307/1935620>

16. Carey, J.; Brien, S.; Williams, C.; Gormally, M. 2017. Indicators of Diptera diversity in wet grassland habitats are influenced by environmental variability, scale of observation, and habitat type. (en línea). *Ecological Indicators*. 82: 495 - 504. Consultado nov. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.030>
17. Carmona, D.; Dughetti, A.; Rodríguez, G.; Quiroz, F.; Manetti, P. 2015. La “Chinche diminuta”, *Nysius simulans* Stal, problema emergente en cultivo de girasol. (en línea). Balcarce, INTA. 8 p. Consultado dic. 2022. Disponible en https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_-_la_chinche_diminuta.pdf
18. Carrizo, P. I. 1999a. Estudios biológicos preliminares sobre *Halticus pygmaeus* (Miridae: Hemiptera): I. Ciclo biológico y descendencia sobre *Medicago sativa*. *Revista Facultad de Agronomía*. 19(1): 111 - 115.
19. _____. 1999b. Estudios biológicos preliminares sobre *Halticus pygmaeus* (Hemiptera: Miridae): II. Preferencias sobre leguminosas forrajeras. *Agrociencia (Uruguay)*. 3(1): 27 - 30.
20. Chapman, R. F. 2009. Foraging and Food Choice in Phytophagous Insects. In: Hardege J. D. ed. *Chemical Ecology: Encyclopedia of Life Support Systems*. Oxford, Eolss. pp. 72 - 101.
21. Clough, Y.; Kruess, A.; Kleijn, D.; Tscharrntke, T. 2005. Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal of Biogeography*. 32(11): 2007 - 2014.
22. Cooper, R.; Whitmore, R. 1990. Arthropod sampling methods in Ornithology. (en línea). *Studies in Avian Biology*. no. 13: 29 - 37. Consultado nov. 2022. Disponible en https://sora.unm.edu/sites/default/files/SAB_013_1988%20P29-37_Arthropod%20Sampling%20Methods%20in%20Ornithology_Robert%20J.%20Cooper%20C%20Robert%20C.%20Whitmore.pdf
23. Cryan, J. R. 2005. Molecular phylogeny of Cicadomorpha (Insecta: Hemiptera: Cicadoidea, Cercopoidea and Membracoidea): adding evidence to the controversy. *Systematic Entomology*. 30(4): 563 - 574.

24. Day, W. H.; Saunders, L. B. 1990. Abundance of the garden fleahopper (Hemiptera: Miridae) on alfalfa and parasitism by *Leiophron uniformis* (Gahan) (Hymenoptera: Braconidae). *Journal of Economic Entomology*. 83(1): 101 - 106.
25. Díaz, R.; Jaurena, M.; Ayala, W. 2008. Impacto de la intensificación productiva sobre el campo natural en Uruguay. *Revista INIA*. no. 14: 16 - 21.
26. Dietrich, C. H. 2005. Keys to the families of Cicadomorpha and subfamilies and tribes of Cicadellidae (Hemiptera: Auchenorrhyncha). *Florida Entomologist*. 88(4): 502 - 517.
27. Dirzo, R.; Raven P. H. 2003. Global state of biodiversity and loss. (en línea). *Annual Review of Environment and Resources*. 28: 137 - 167. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>
28. Doxon, E. D.; Davis, C. A.; Fuhlendorf, S. D. 2011. Comparison of two methods for sampling invertebrates: vacuum and sweep-net sampling. (en línea). *Journal of Field Ornithology*. 82(1): 60 - 67. Consultado nov. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2010.00308.x>
29. Dunning, J. B.; Danielson, B. J.; Pulliam, H. R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. (en línea). *Oikos*. 65(1): 169 - 175. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.2307/3544901>
30. Fagan, W. F.; Hakim, A. L.; Ariawan, H.; Yuliyantiningsih, S. 1998. Interactions between biological control efforts and insecticide applications in tropical rice agroecosystems: the potential role of intraguild predation. *Biological Control*. 13(2): 121 - 126.
31. Freytag, P. H.; Sharkey, M. J. 2002. A preliminary list of the leafhoppers (Homoptera: Cicadellidae) of Colombia. *Biota Colombiana*. 3(2): 235 - 283.
32. García, J. A. 1995. Estructura del tapiz de praderas. Montevideo, INIA. 10 p. (Serie Técnica no. 66).

33. Gessé, F.; Monleón-Getino, T.; Goula, M. 2014. Biodiversity analysis of true bug assemblages (Hemiptera, Heteroptera) in four habitats in the Garraf Natural Park (Barcelona, Spain). (en línea). *Journal of Insect Science*. 14(1): 283. Consultado dic. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1093/jisesa/ieu145>
34. Haddad, N. M.; Haarstad, J.; Tilman, D. 2000. The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. *Oecologia*. 124(1): 73 - 84.
35. Hamilton, K. G. A. 1984. The tenth largest family? Tymbal: Auchenorrhyncha Newsletter. no. 3: 4 - 5.
36. Hanski, I. 1994. Spatial scale, patchiness and population dynamics on land. (en línea). *Philosophical Transactions of the Royal Society of London: Series B: Biological Sciences*. 343(1303): 19 - 25. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0003>
37. Harper, C.; Guynn, D. 1998. A terrestrial vacuum sampler for macroinvertebrates. (en línea). *Wildlife Society Bulletin*. 26(2): 302 - 306. Consultado nov. 2022. Disponible en https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/ja/ja_harper001.pdf
38. Hartley, S. E.; Jones, T. H. 2003. Plant diversity and insect herbivores: effects of environmental change in contrasting model systems. (en línea). *Oikos*. 101(1): 6 - 17. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12566.x>
39. Hendrickx, F.; Maelfait, J. P.; Van Wingerden, W.; Schweiger, O.; Speelmans, M.; Aviron, S.; Augenstein, I.; Billeter, R.; Bailey, D.; Bukacek, R.; Burel, F.; Diekötter, T.; Dirksen, J.; Herzog, F.; Liira, J.; Roubalova, M.; Vandomme, V.; Bugter, R. 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. (en línea). *Journal of Applied Ecology*. 44(2): 340 - 351. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01270.x>
40. Hines, H. M.; Hendrix, S. D. 2005. Bumble bee (Hymenoptera: Apidae) diversity and abundance in tallgrass prairie patches: effects of local and landscape floral resources. (en línea). *Environmental Entomology*. 34(6): 1477 - 1484. Consultado dic. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1603/0046-225X-34.6.1477>

41. Hogenhout, S. A.; Ammar, E. D.; Whitfield, A. E.; Redinbaugh, M. G. 2008. Insect vector interactions with persistently transmitted viruses. *Annual Review of Phytopathology*. 46: 327 - 359.
42. Jerrentrup, J. S.; Wrage-Mönnig, N.; Röver, K. U.; Isselstein, J. 2014. Grazing intensity affects insect diversity via sward structure and heterogeneity on a long-term experiment. (en línea). *Journal of Applied Ecology*. 51(4): 968 - 977. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12244>
43. Jonsen, I. D.; Fahrig, L. 1997. Response of generalist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecology*. 12(3): 185 - 197.
44. Kajzer-Bonk, J.; Szpiłyk, D.; Woyciechowski, M. 2016. Invasive goldenrods affect abundance and diversity of grassland ant communities (Hymenoptera: Formicidae). *Journal of Insect Conservation*. 20(1): 99 - 105.
45. Kent, C.; Pelle, A.; Sherry, T. 2019. Comparing four simple, inexpensive methods for sampling forest arthropod communities. (en línea). *Journal of Field Ornithology*. 90(1): 57 - 69. Consultado nov. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1111/jof.12278>
46. Knops, J. M.; Tilman, D.; Haddad, N. M.; Naeem, S.; Mitchell, C. E.; Haarstad, J.; Ritchie, M. E.; Howe, K. M.; Reich, P. B.; Siemann, E.; Groth, J. 1999. Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundance and diversity. (en línea). *Ecology Letters*. 2(5): 286 - 293. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.1999.00083.x>
47. Lang, A.; Filser, J.; Henschel, J. R. 1999. Predation by ground beetles and wolf spiders on herbivorous insects in a maize crop. *Agriculture, ecosystems & environment*. 72(2): 189 - 199.
48. Lee, C.; Kwon, T. S.; Ji, O. Y.; Kim, S. S.; Park, G. E.; Lim, J. H. 2015. Prediction of abundance of forest flies (Diptera) according to climate scenarios RCP 4.5 and RCP 8.5 in South Korea. (en línea). *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*. 8(4): 349 - 370. Consultado nov. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.japb.2015.10.009>

49. Leite, G. L. D.; Von dos Santos Veloso, R.; Zanuncio, J. C.; Alonso, J.; Ferreira, P. S. F.; Jatnel, P. S.; Almeida, C. I. M.; Fernandes, G. W.; Serrao, J. E. 2016. Diversity of Hemiptera (Arthropoda: Insecta) and their natural enemies on *Caryocar brasiliense* (Malpighiales: Caryocaraceae) trees in the Brazilian Cerrado. *Florida Entomologist*. 99(2): 239 - 247.
50. Lenné, J. M. 2011. Management of Crop-associated Biodiversity Above-ground. *In*: Lenné, J. M.; Wood, D. eds. *Agrobiodiversity management for food security: a critical review*. Oxfordshire, CAB International. pp. 111 - 133.
51. Liljeström, G.; Minervino, E.; Castro, D.; González, A. 2002. La comunidad de arañas del cultivo de soja en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Neotropical Entomology*. 31(2): 197 - 210.
52. Littlewood, N. A.; Pakeman, R. J.; Pozsgai, G. 2012. Grazing impacts on Auchenorrhyncha diversity and abundance on a Scottish upland estate. (en línea). *Insect Conservation and Diversity*. 5(1): 67 - 74. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00135.x>
53. Magurran, A. E. 2005. Biological diversity. (en línea). *Current Biology*. 15(4): 116 - 118. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.cub.2005.02.006>
54. Maloney, D.; Drummond, F. A.; Alford, R. 2003. Spider predation in agroecosystems: can spiders effectively control pest populations? Maine, University of Maine. 32 p. (Maine Agricultural and Forest Experiment Station Technical Bulletin no. 190).
55. Medan, D.; Torretta, J. P.; Hodara, K.; De La Fuente, E. B.; Montaldo, N. H. 2011. Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodiversity and Conservation*. 20(13): 3077 - 3110.
56. Melo, M. C.; Dellapé, P. M.; Carpintero, D. L.; Coscarón, M. D. C. 2004. Reduviidae, Miridae y Lygaeoidea (Hemiptera) recolectados en Colonia Carlos Pellegrini (Esteros de Iberá, Corrientes, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. 63(1-2): 59 - 67.

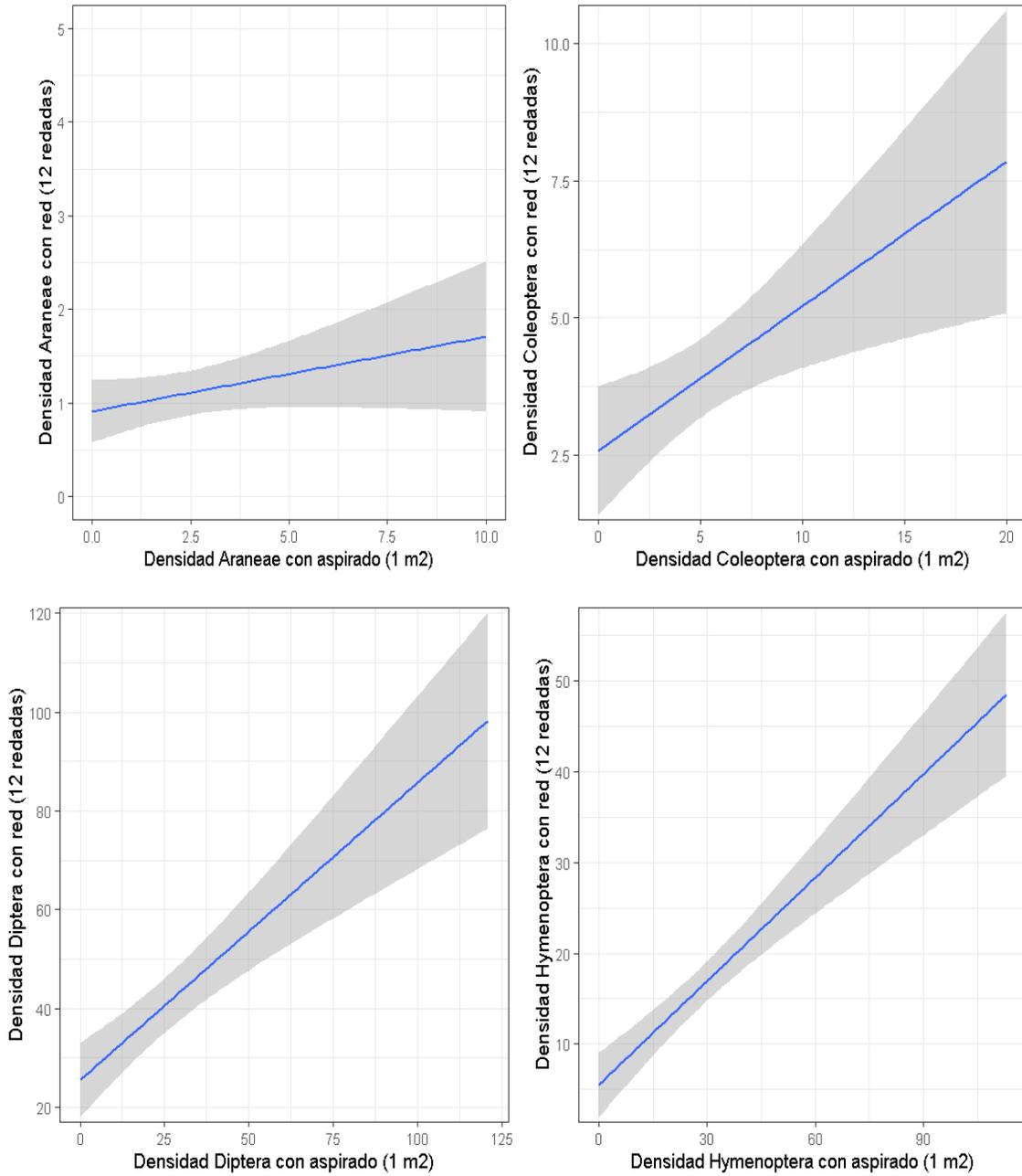
57. MGAP. DIEA (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección de Investigaciones Estadísticas y Agropecuarias, UY). 2011. Censo General Agropecuario 2011: resultados definitivos. Montevideo. 146 p.
58. Molinari, A. M.; Gamundi, J. C. 2010. La “chinche diminuta” *Nysius simulans* en soja. (en línea). Para mejorar la producción. no. 45: 117 - 119. Consultado dic. 2022. Disponible en <https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-la-chinche-diminuta-nysius-simulans-en-soja.pdf>
59. Moran, M. D. 2014. Bison grazing increases arthropod abundance and diversity in a tallgrass prairie. (en línea). Environmental Entomology. 43(5): 1174 - 1184. Consultado dic. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1603/EN14013>
60. Morris, M. G. 1971. Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland: IV. Abundance and diversity of Homoptera-Auchenorrhyncha. (en línea). Journal of Applied Ecology. 8(1): 37 - 52. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.2307/2402126>
61. Nault, L. R.; Ammar, E. D. 1989. Leafhopper and planthopper transmission of plant viruses. Annual review of entomology. 34(1): 503 - 529.
62. Nickel, H.; Achtziger, R. 2005. Do they ever come back?: responses of leafhopper communities to extensification of land use. Journal of Insect Conservation. 9(4): 319 - 333.
63. Nielson, M. W. 1979. Taxonomic relationships of leafhopper vectors of plant pathogens. In: Maramorosh, K. ed. Leafhopper vectors and plant disease agents. New York, Academic Press. pp. 3 - 27.
64. _____. 1985. Leafhoppers Systematics. In: Nault, L. R.; Rodriguez, J. G. eds. The leafhoppers and Planthoppers. New York, John Wiley and Sons. pp. 11 - 39.
65. Pérez, J. 2020. El estado del campo natural en Uruguay. (en línea). Montevideo, FAO, MVOTMA, MGAP. 170 p. Consultado dic. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.4060/cb0989es>

66. Pinto, C. M.; Pairo, P. E.; Bellocq, I.; Filloy, J. 2021. Different land-use types equally impoverish but differentially preserve grassland species and functional traits of spider assemblages. (en línea). *Scientific Reports*. 11(1): 10316. Consultado dic. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1038/s41598-021-89658-7>
67. Prestidge, R. A. 1982. The influence of nitrogenous fertilizer on the grassland Auchenorrhyncha (Homoptera). (en línea). *Journal of Applied Ecology*. 19(3): 735 - 749. Consultado jul. Disponible en <https://doi.org/10.2307/2403278>
68. Riechert, S. E.; Lockley, T. 1984. Spiders as biological control agents. (en línea). *Annual review of entomology*. 29: 299 - 320. Consultado dic. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1146/annurev.en.29.010184.001503>
69. _____; Lawrence, K. 1997. Test for predation effects of single versus multiple species of generalist predators: spiders and their insect prey. (en línea). *Entomologia Experimentalis et Applicata*. 84(2): 147 - 155. Consultado dic. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.1997.00209.x>
70. Ruan, H.; Wu, X.; Wang, S.; Yang, J.; Guo, Q.; Wang, L.; Wang, D. 2021. The responses of different insect guilds to grassland degradation in northeastern China. (en línea). *Ecological Indicators*. 133: 108369. Consultado nov. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108369>
71. Rypstra, A. L.; Carter, P. E.; Balfourd, R. A.; Marshall, S. D. 1999. Architectural features of agricultural habitats and their impact on the spider inhabitants. *The Journal of Arachnology*. 27(1): 371 - 377.
72. Sanders, D.; Nickel, H.; Grützner, T.; Platner, C. 2008. Habitat structure mediates top-down effects of spiders and ants on herbivores. (en línea). *Basic and Applied Ecology*. 9(2): 152 - 160. Consultado dic. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.baae.2007.01.003>
73. Sedlacek, J. D.; Barrett, G. W.; Shaw, D. R. 1988. Effects of nutrient enrichment on the Auchenorrhyncha (Homoptera) in contrasting grassland communities. (en línea). *Journal of Applied Ecology*. 25(2): 537 - 550. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.2307/2403842>

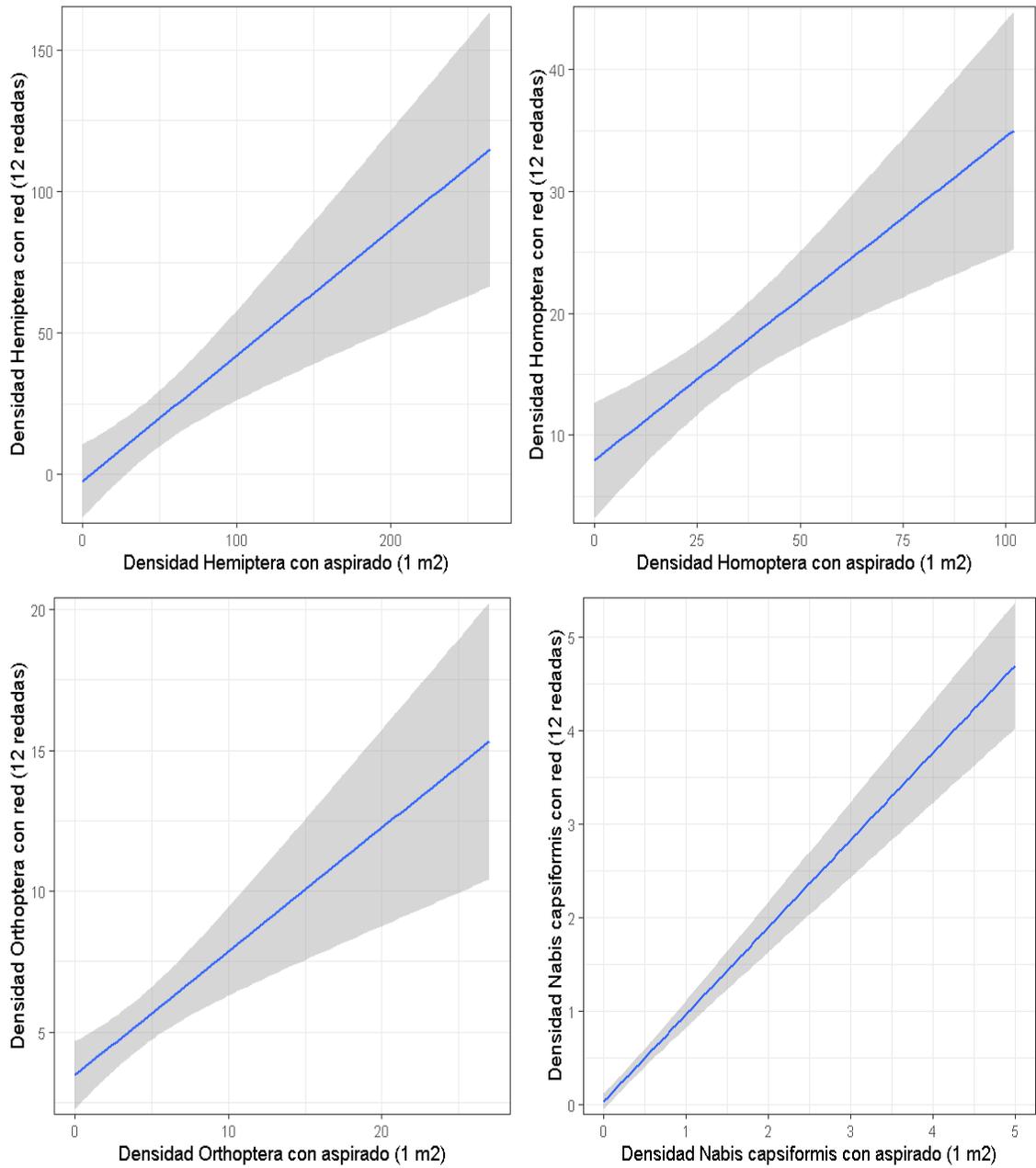
74. Siemann, E.; Tilman, D.; Haarstad, J.; Ritchie, M. 1998. Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. (en línea). *The American Naturalist*. 152(5): 738 - 750. Consultado dic. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1086/286204>
75. Simó, M.; Laborda, Á.; Jorge, C.; Castro, M. 2011. Las arañas en agroecosistemas: bioindicadores terrestres de calidad ambiental. (en línea). *Innotec*. no. 6: 51 - 55. Consultado dic. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.26461/06.11>
76. Smith DiCarlo, L. A.; DeBano, S. J. 2019. Spider community responses to grassland restoration: balancing trade-offs between abundance and diversity. *Restoration Ecology*. 27(1): 210 - 219.
77. Spafford, R.; Lortie, C. 2013. Sweeping beauty: is grassland arthropod community composition effectively estimated by sweep netting? (en línea). *Ecology and Evolution*. 3(10): 3347 - 3358. Consultado nov. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1002/ece3.688>
78. Taylor, P. D.; Fahrig, L.; Henein, K.; Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. (en línea). *Oikos*. 68(3): 571 - 573. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.2307/3544927>
79. Theodose, T. A.; Bowman, W. D. 1997. Nutrient availability, plant abundance, and species diversity in two alpine tundra communities. (en línea). *Ecology*. 78(6): 1861 - 1872. Consultado jul. 2022. Disponible en [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[1861:NAPAAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[1861:NAPAAS]2.0.CO;2)
80. Tilman, D. 1993. Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation? (en línea). *Ecology*. 74(8): 2179 - 2191. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.2307/1939572>
81. Tschardtke, T.; Gathmann, A.; Steffan-Dewenter, I. 1998. Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. (en línea). *Journal of Applied Ecology*. 35(5): 708 - 719. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.355343.x>

82. Unstad, K. M. S. 2012. Predictors of insect diversity and abundance in a fragmented tallgrass prairie ecosystem. Thesis MSc. Lincoln, Nebraska, United States. Faculty of the Graduate College. University of Nebraska. 253 p.
83. Waloff, N.; Solomon, M. G. 1973. Leafhoppers (Auchenorrhyncha: Homoptera) of acidic grassland. (en línea). *Journal of Applied Ecology*. 10(1): 189 - 212. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.2307/2404725>
84. Weyland, F.; Zaccagnini, M. E. 2008. Efecto de las terrazas sobre la diversidad de artrópodos caminadores en cultivos de soja. *Ecología austral*. 18(3): 357 - 366.
85. Wilson, J. B.; Peet, R. K.; Dengler, J.; Partel, M. 2012. Plant species richness: the world records. (en línea). *Journal of Vegetation Science*. 23(4): 796 - 802. Consultado jul. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x>
86. Young, O. P.; Lockley, T. 1985. The striped Lynx spider, *Oxyopes salticus* (Araneae: Oxyopidae), in agroecosystems. *Entomophaga*. 30: 329 - 346.
87. Záhlová, L.; Konvicka, M.; Fric, Z.; Hula, V.; Filipova, L. 2009. Landscape heterogeneity and species richness and composition: a middle scale study. *Ekológia*. 28(4): 346 - 362.
88. Zschokke, S.; Dolt, C.; Rusterholz, H. P.; Oggier, P.; Braschler, B.; Thommen, G. H.; Ludin, E.; Erhardt, A.; Baur, B. 2000. Short-term responses of plants and invertebrates to experimental small- scale grassland fragmentation. *Oecologia*. 125(4): 559 - 572.

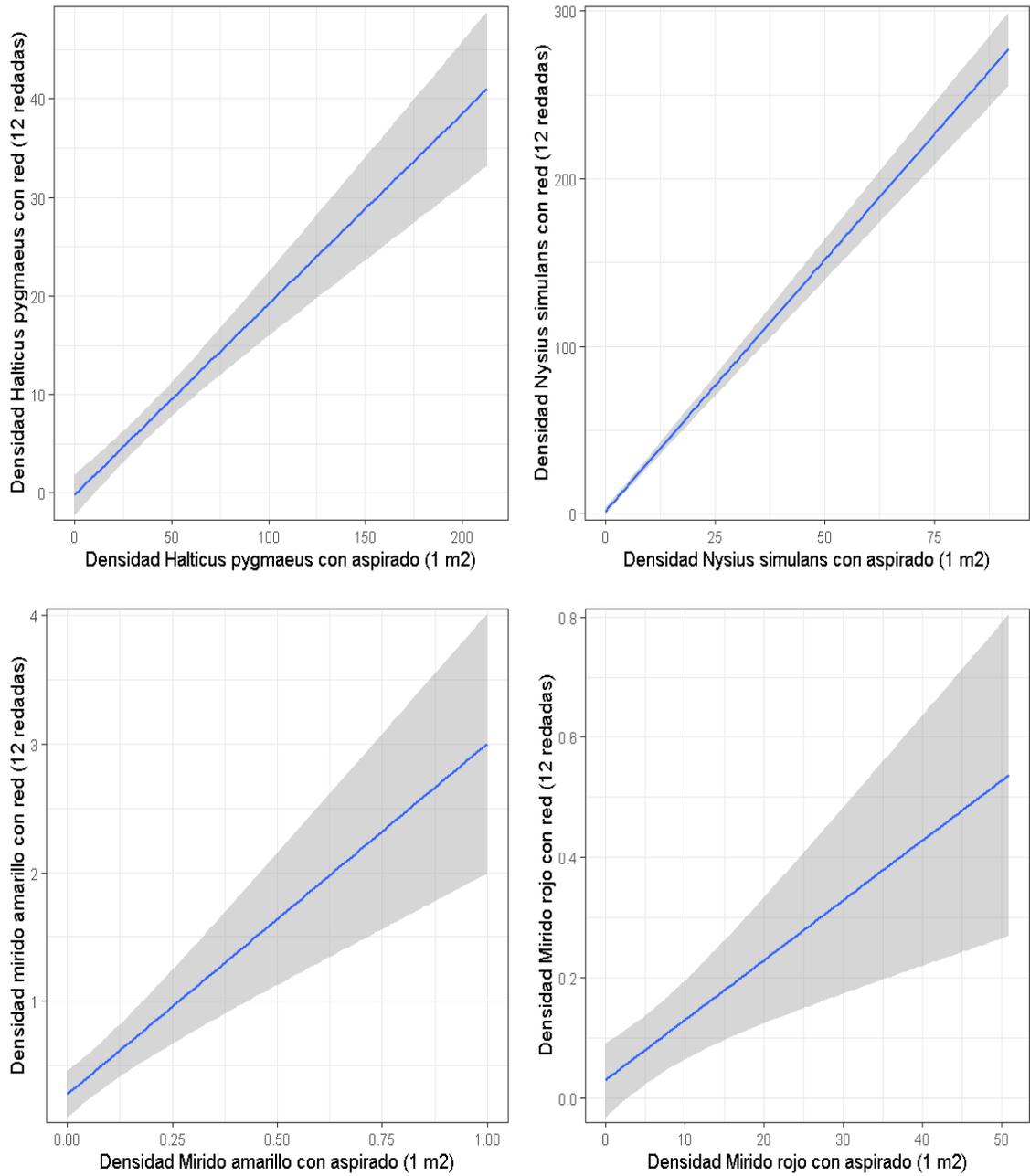
9. ANEXO



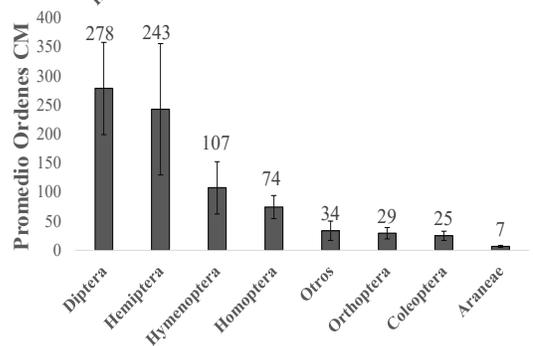
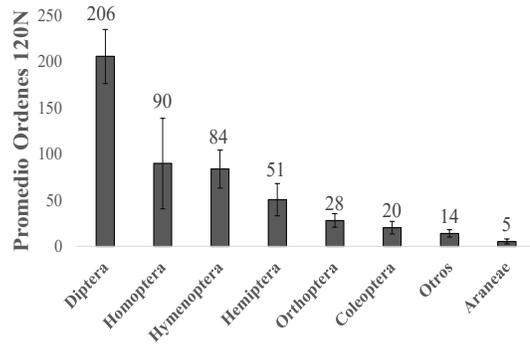
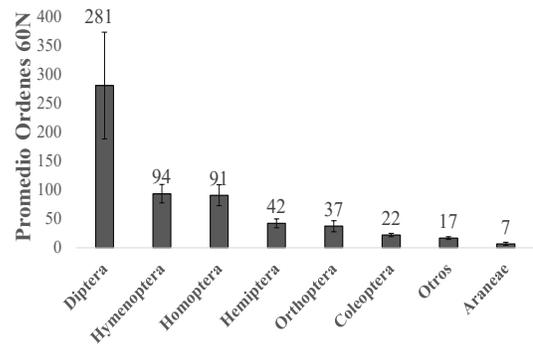
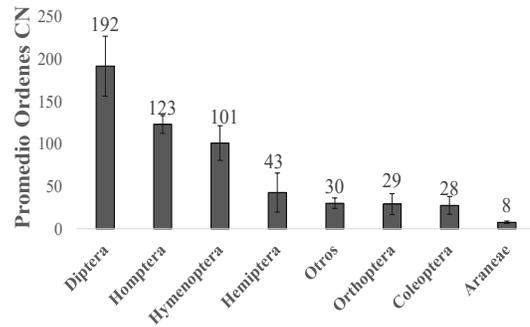
Anexo 1. Regresión entre las dos técnicas de muestreo para Araneae, Coleoptera, Diptera e Hymenoptera.



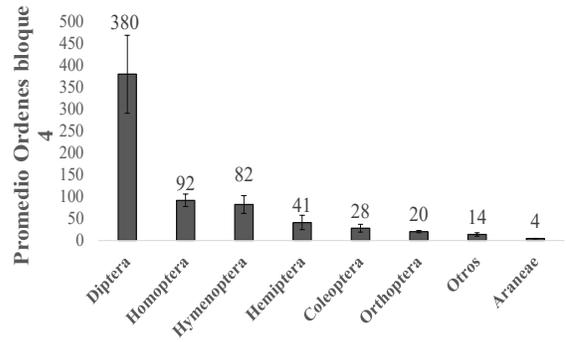
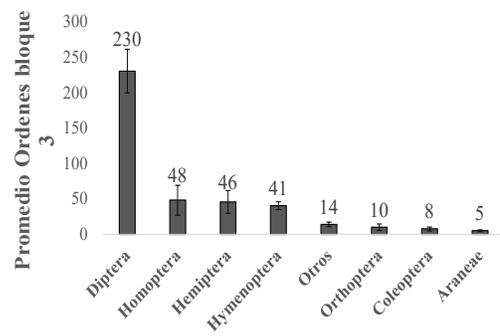
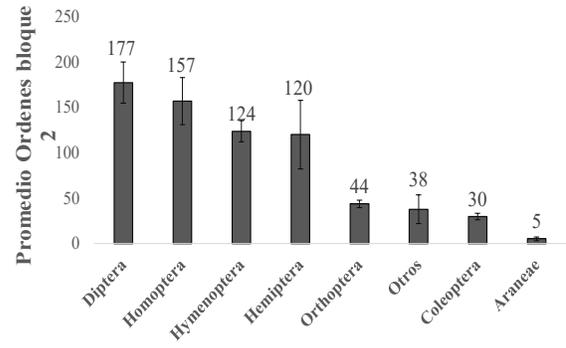
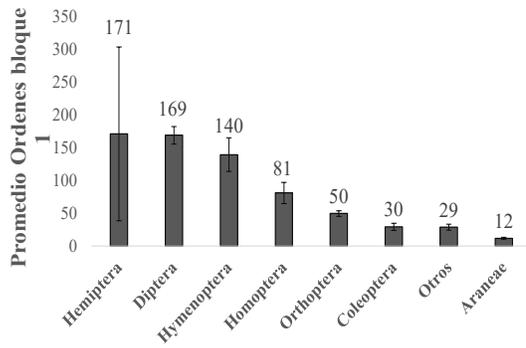
Anexo 2. Regresión entre las dos técnicas de muestreo para Hemiptera, Homoptera, Orthoptera y *Nabis capsiformis*.



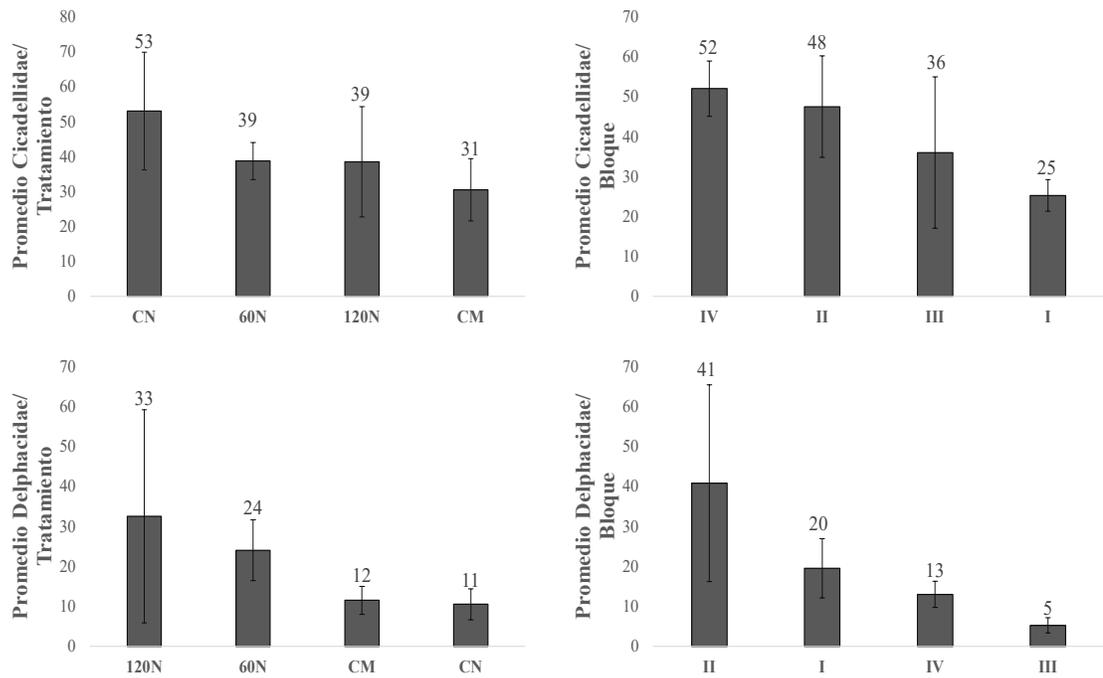
Anexo 3. Regresión entre las dos técnicas de muestreo para *Halticus pygmaeus*, *Nysius simulans*, Mirido amarillo y Mirido rojo.



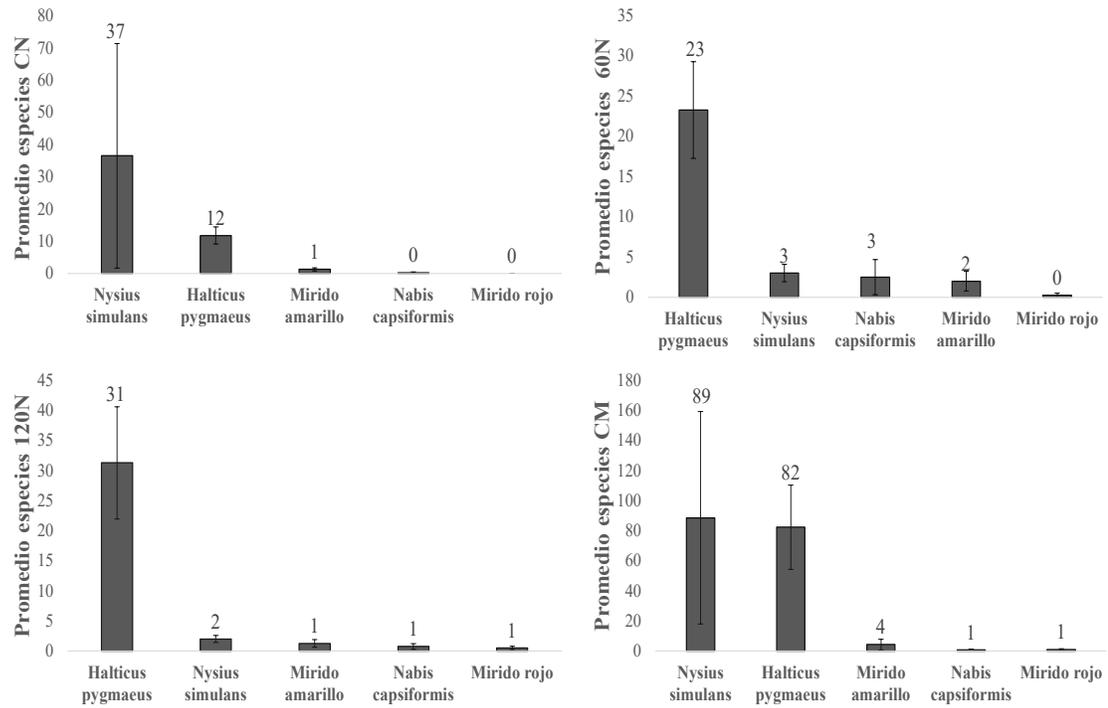
Anexo 4. Promedio de los taxones muestreados con red en los diferentes tratamientos.



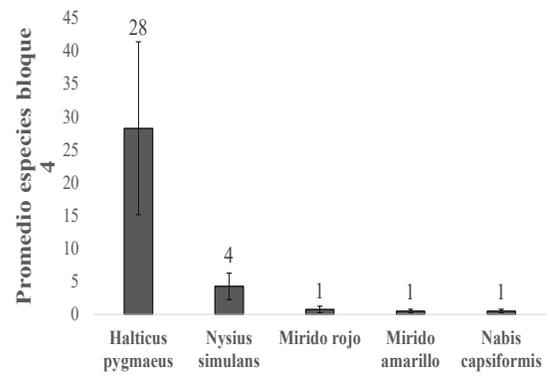
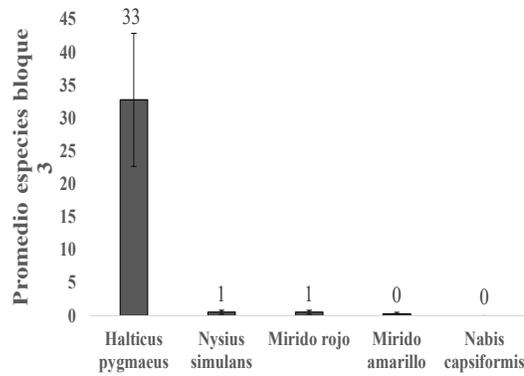
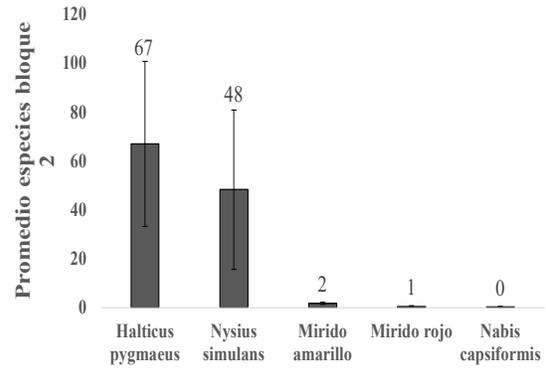
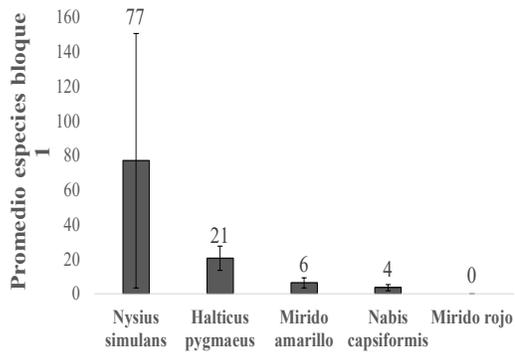
Anexo 5. Promedio de los taxones muestreados con red según bloque (días post pastoreo).



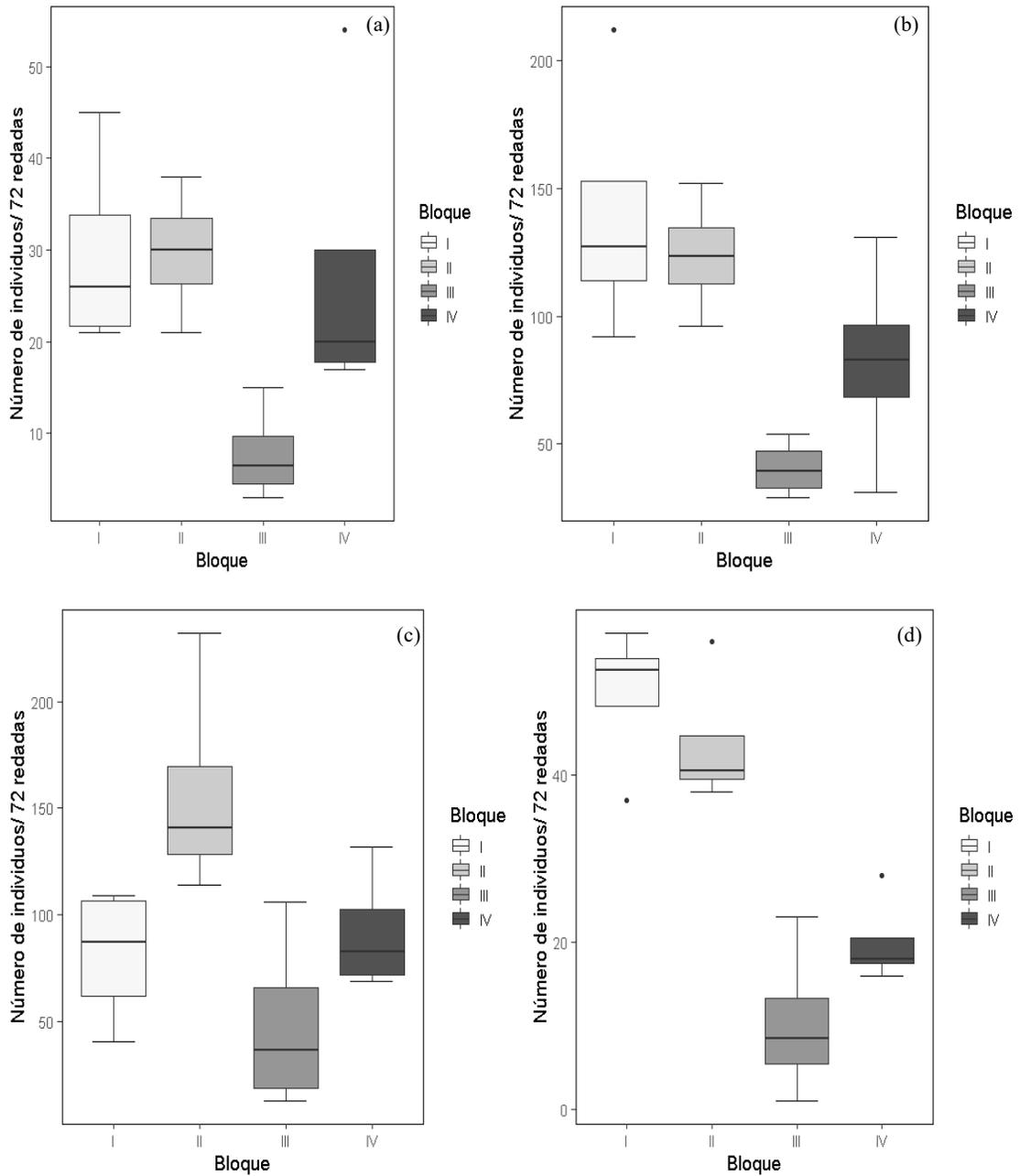
Anexo 6. Promedio de las familias Cicadellidae y Delphacidae muestreadas con red en los distintos tratamientos y bloques.



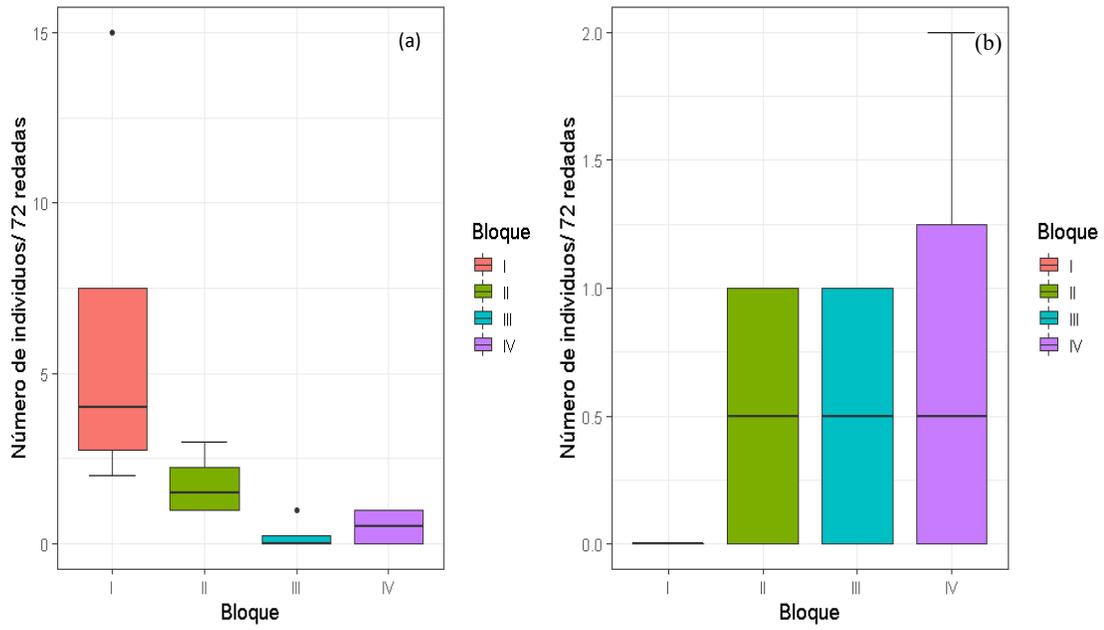
Anexo 7. Promedio de *H. pygmaeus*, *N. simulans*, *N. capsiformis*, *M. amarillo* (Morfoespecie 1) y *M. rojo* (Morfoespecie 2) muestreados con red en los distintos tratamientos.



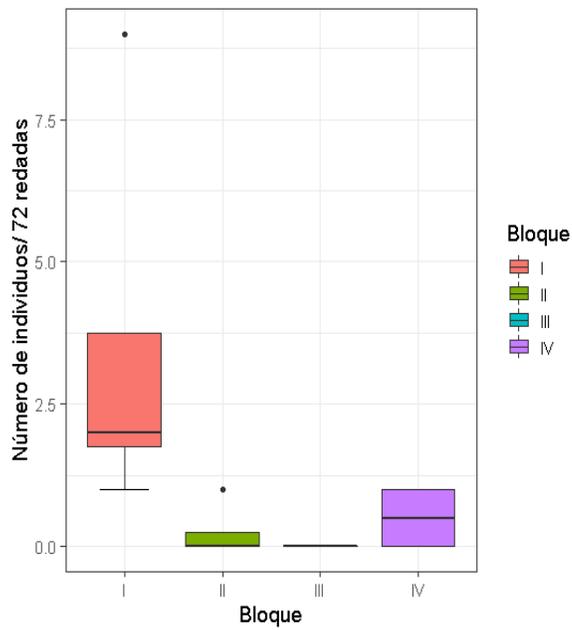
Anexo 8. Promedio de *H. pygmaeus*, *N. simulans*, *N. capsiformis*, *M. amarillo* (Morfoespecie 1) y *M. rojo* (Morfoespecie 2) muestreados con red en los distintos bloques.



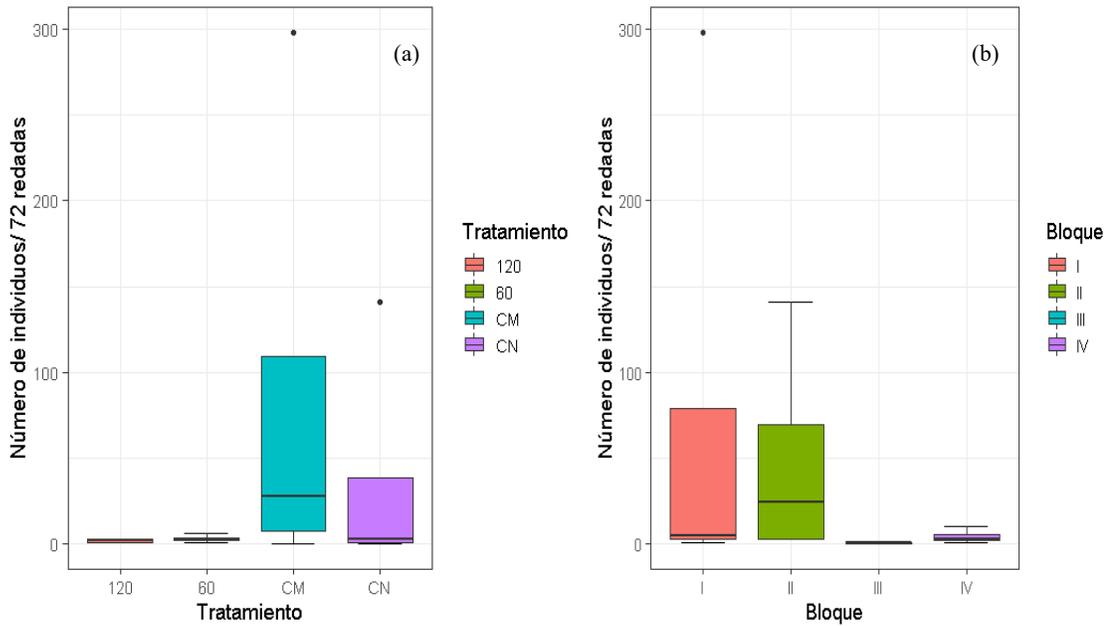
Anexo 9. Densidad de (a) Coleoptera, (b) Hymenoptera, (c) Homoptera y (d) Orthoptera en los distintos bloques muestreados con red.



Anexo 10. Densidad de (a) Mirido amarillo y (b) Mirido rojo en los distintos bloques muestreados con red.



Anexo 11. Densidad de *Nabis capsiformis* en los distintos bloques muestreados con red.



Anexo 12. Densidad de *Nysius simulans* por tratamiento (a) y por bloque (b) muestreados con red.

		Bloque*Altura
Diptera		0.0008233*
Hemiptera		0.007588*
Hymenoptera		0.000000106*
		Altura
Bloque 1	Diptera	0.4508
	Hemiptera	0.4855
	Hymenoptera	0.2464
Bloque 2	Diptera	0.2888
	Hemiptera	0.382
	Hymenoptera	0.9531
Bloque 3	Diptera	0.2478
	Hemiptera	0.2838
	Hymenoptera	0.661
Bloque 4	Diptera	0.9813
	Hemiptera	0.6904
	Hymenoptera	0.5067

Anexo 13. Relación entre los órdenes Diptera, Hymenoptera y Hemiptera y la altura del forraje en recolecciones con red entomológica.

Variable	Tratamiento	Índice de diversidad		
		Shannon-Wiener	Simpson	Inversa de Simpson
Cicadellidae	CM	2,19	0,84	6,12
	CN	2,45	0,88	8,62
	120N	2,27	0,87	7,46
	60N	2,26	0,86	7,31
Delphacidae	CM	1,42	0,7	3,37
	CN	1,36	0,66	2,97
	120N	1,42	0,72	3,55
	60N	1,22	0,57	2,3
Araneae	CM	0,85	0,89	9,14
	CN	0,43	0,88	8,52
	120N	0,93	0,86	7,04
	60N	0,32	0,89	9,47

Anexo 14. Índices de diversidad para Cicadellidae, Delphacidae y Araneae.