

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**RESPUESTA DE LA DIVERSIDAD DE ARTRÓPODOS A LA
INTENSIDAD DE PASTOREO Y LA VARIACIÓN DEL SUELO
EN CAMPO NATURAL**

por

Mónica Beatriz URRUTIA ARDUIN

TESIS presentada como uno de los
requisitos para obtener el título de
Magíster en Ciencias Agrarias
Opción Ciencias Vegetales

MONTEVIDEO,
URUGUAY
Diciembre, 2018

Tesis aprobada por el tribunal integrado por Licenciado en Biología Dr. Miguel Simó (Facultad de Ciencias, Udelar), Ingeniero Agrónomo Dr. Jerson Guedes (Universidad Federal de Santa María, Brasil) y Licenciada Bioquímica MSc. Leticia Bao (Facultad de Agronomía, Udelar), el 14 de diciembre de 2018. Autora: Ingeniera Agrónoma Mónica Urrutia. Director Ingeniero Agrónomo Dr. Enrique Castiglioni, Co-director Ingeniero Agrónomo PhD Valentín Picasso.

Dedico este trabajo a Franco y Chiara, por las horas que les robé y las atenciones que no les di en estos últimos tiempos. Les quiero dejar, tal vez, lo más rico de esta tesis, que fue el esfuerzo que puse para lograr la meta. Y a los que ya no están, ejemplos de honestidad y sacrificio.

AGRADECIMIENTOS

A Valentín Picasso por su confianza.

A Enrique Castiglioni y Valentín Picasso por sus correcciones.

A Martín Claramunt por acompañarme el día de la instalación del ensayo.

A Richard Sosa por acompañarme en todo el trabajo de campo.

A Laura Jorajuría por prestarme la cámara para mantener los artrópodos congelados.

Al director y funcionarios de la Eefas.

A Leticia Bao por guiarme en el procedimiento del trabajo de campo y ayudarme en la identificación de artrópodos.

A Juan Pablo Burla por dedicarme su tiempo en el CURE (Rocha).

A Horacio Silva por ayudar en la identificación de artrópodos.

A Mónica Cadenazzi por acompañarme en la toma de decisiones importantes y en momentos difíciles; por aconsejarme y guiarme.

A Sylvia Saldanha por ayudarme en la tarea de la composición botánica.

A Nivia, maestra de Franco y Chiara.

A Juan Luis por su apoyo.

A ANII (Agencia Nacional de Investigación e Innovación).

TABLA DE CONTENIDO

	página
PÁGINA DE APROBACIÓN	II
DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS	IV
RESUMEN	IX
SUMMARY	X
1 <u>INTRODUCCIÓN</u>	1
1.1 EFECTO DE LA HETEROGENEIDAD DEL PAISAJE EN LOS ARTRÓPODOS	2
1.1.1 <u>Efecto de la intensificación agropecuaria sobre la diversidad de artrópodos</u>	3
1.1.2 <u>Influencia del pastoreo sobre la biodiversidad</u>	7
1.2 INDICADORES DE LA INCIDENCIA DEL PASTOREO SOBRE LOS ARTRÓPODOS	8
1.3 LOS ARTRÓPODOS COMO INDICADORES EN CAMPO NATURAL	9
1.3.1 <u>Muestreo de artrópodos</u>	10
1.3.2 <u>Grupos funcionales relevantes de artrópodos</u>	12
1.4 HIPÓTESIS	14
1.5 OBJETIVO GENERAL	17
1.5.1 <u>Objetivos específicos</u>	18
2 MATERIALES Y MÉTODOS	19
2.1 SITIO EXPERIMENTAL	19
2.2 DETERMINACIÓN DE LA COMPOSICIÓN BOTÁNICA	22
2.3 TÉCNICAS DE MUESTREO E IDENTIFICACIÓN DE TAXONES	24
2.3.1 <u>Trampas (Pitfall)</u>	24
2.3.2 <u>Aspirador portátil</u>	27
2.3.3 <u>Identificación de taxones</u>	27

2.4	ANÁLISIS ESTADÍSTICOS E ÍNDICES DE DIVERSIDAD	29
2.4.1	<u>Análisis de varianza</u>	29
2.4.2	<u>Índices de riqueza y diversidad</u>	30
3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	32
3.1	COMPOSICIÓN BOTÁNICA	32
3.2	VALORES OBSERVADOS DE OFERTA DE FORRAJE	34
3.3	COMPOSICIÓN DE ARTRÓPODOS CAPTURADOS CON DOS MÉTODOS DE MUESTREO	35
3.3.1	<u>Taxones recolectados con trampas Pitfall</u>	35
3.3.2	<u>Taxones recolectados con aspirador portátil</u>	39
3.3.3	<u>Abundancia de artrópodos en función de la oferta de forraje, tipo de suelo y fecha de muestreo</u>	43
3.3.4	<u>Análisis de los artrópodos según grupos funcionales</u>	61
3.3.4.1	Grupos capturados con trampas Pitfall	62
3.3.4.2	Grupos capturados con aspirador portátil	63
3.3.4.3	Respuesta de los grupos funcionales a la oferta de forraje, el tipo de suelo y fecha de muestreo	65
3.3.4.4	Fitófagos	68
3.3.4.5	Parasitoides	70
3.3.4.6	Predadores (excluido Arácnidos)	81
3.3.4.7	Arácnidos	83
3.3.4.8	Enemigos Naturales	87
3.3.4.9	Coprófagos	89
3.4	ANÁLISIS DE RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE ARTRÓPODOS	90
3.4.1	<u>Análisis de la diversidad en las recolecciones con trampas Pitfall</u>	91
3.4.2	<u>Análisis de la diversidad en las recolecciones con aspirador portátil</u>	94
4	CONCLUSIONES	98
5	BIBLIOGRAFÍA	100
6	ANEXOS	130
6.1	ARTHROPOD SEASONAL DIVERSITY IN NATURAL GRASSLAND SOILS UNDER GRAZING	130
6.2	FOTO POTRERO 44 Y CROQUIS DE PUNTOS DE MUESTREO	157
6.3	FOTO POTRERO 41 Y CROQUIS DE PUNTOS DE MUESTREO	158

6.4	TRATAMIENTO (10 KG DE MATERIA SECA/100 KG DE PESO VIVO/DÍA Y 6 KG DE MATERIA SECA/100 KG DE PESO VIVO/DÍA), NÚMERO DE MUESTRA Y TIPO DE SUELO	159
6.5	DATOS DE LA PASTURA (2015-2016)	160
6.6	NÚMERO DE TAXONES MÁS RELEVANTES MUESTREADOS CON TRAMPAS PITFALL	161
6.7	NÚMERO DE TAXONES MÁS RELEVANTES MUESTREADOS CON ASPIRADOR PORTÁTIL	161
6.8	CORRELACIÓN DE PEARSON PARA HEMÍPTERA FITÓFAGOS- HYMENÓPTERA PARASÍTICA POR TRATAMIENTO (ALTA Y BAJA OFERTA DE FORRAJE) (TRAMPAS PITFALL)	162
6.9	CORRELACIÓN DE PEARSON PARA HEMÍPTERA FITÓFAGOS- HYMENÓPTERA PARASÍTICA POR TRATAMIENTO (ALTA Y BAJA OFERTA DE FORRAJE) (ASPIRADOR PORTÁTIL)	162
6.10	PROMEDIO DE PARASITOIDES RECOLECTADOS CON TRAMPAS PITFALL EN LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS DE PASTOREO	163
6.11	PROMEDIO DE ENEMIGOS NATURALES RECOLECTADOS CON TRAMPAS PITFALL EN LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS DE PASTOREO	164
6.12	PROMEDIO DE FITÓFAGOS (TRAMPAS PITFALL)	165
6.13	PROMEDIO DE PREDADORES (TRAMPAS PITFALL)	165
6.14	PROMEDIO DE PARASITOIDES (TRAMPAS PITFALL)	166
6.15	PROMEDIO DE ARÁCNIDOS (TRAMPAS PITFALL)	166
6.16	PROMEDIO DE ENEMIGOS NATURALES (TRAMPAS PITFALL)	167
6.17	PROMEDIO DE COPRÓFAGOS (TRAMPAS PITFALL)	167
6.18	PROMEDIO DE FITÓFAGOS (ASPIRADOR PORTÁTIL)	168
6.19	PROMEDIO DE PARASITOIDES (ASPIRADOR PORTÁTIL)	168

6.20 PROMEDIO DE ARÁCNIDOS (ASPIRADOR PORTÁTIL)	169
6.21 PROMEDIO DE ENEMIGOS NATURALES (ASPIRADOR PORTÁTIL)	169
6.22 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE OFERTA DE FORRAJE PARA EL MÉTODO TRAMPA PITFALL	170
6.23 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE OFERTA DE FORRAJE PARA EL MÉTODO ASPIRADOR PORTÁTIL	170
6.24 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE TIPO DE SUELO PARA EL MÉTODO TRAMPAS PITFALL	171
6.25 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE TIPO DE SUELO PARA EL MÉTODO ASPIRADOR PORTÁTIL	171
6.26 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE FECHA DE MUESTREO Y TRATAMIENTO (ALTA OFERTA DE FORRAJE) PARA EL MÉTODO TRAMPAS PITFALL	172
6.27 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE FECHA DE MUESTREO Y TRATAMIENTO (BAJA OFERTA DE FORRAJE) PARA EL TRATAMIENTO TRAMPAS PITFALL	172
6.28 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE FECHA DE MUESTREO Y TRATAMIENTO (ALTA OFERTA DE FORRAJE) PARA EL MÉTODO ASPIRADOR PORTÁTIL	173
6.29 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE FECHA DE MUESTREO Y TRATAMIENTO (BAJA OFERTA DE FORRAJE) PARA EL MÉTODO ASPIRADOR PORTÁTIL	173
6.30 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE FECHA DE MUESTREO PARA EL MÉTODO TRAMPAS PITFALL	174
6.31 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE FECHA DE MUESTREO PARA EL MÉTODO ASPIRADOR PORTÁTIL	174

RESUMEN

Los cambios en el uso de la tierra producidos por las actividades agrícola-pastoriles están causando pérdida de la biodiversidad en los ecosistemas. El bioma ca natural es el más importante en Uruguay (64,3%), sometido también a estos cambios. Los artrópodos se consideran buenos bioindicadores de calidad de los ecosistemas. Para evaluar el impacto de dos intensidades de pastoreo sobre la biodiversidad en un campo natural, se analizó la riqueza y abundancia de artrópodos de alta y baja oferta de forraje (baja y alta intensidad de pastoreo, respectivamente), en suelo profundo y superficial. En un experimento de manejo de pastoreo con vacas de cría, se efectuaron 13 muestreos con dos métodos de captura: trampas de caída (Pitfall) y aspirador portátil. Se realizaron análisis de varianza para comparar la frecuencia de los grupos funcionales y taxones de artrópodos en cada tratamiento y para los índices de biodiversidad: Riqueza específica (S), Shannon-Wiener (H') y Simpson (D). El modelo incluyó como variables: tratamiento (oferta de forraje), tipo de suelo (superficial-profundo), fecha de recolección, e interacción entre tratamiento y fecha de recolección. En las muestras con Pitfall, la abundancia de los grupos funci varió en función de la fecha de recolección; el grupo parasitoides presentó mayor abundancia en baja oferta y suelo profundo. Parasitoides y Enemigos Naturales variaron en función de la interacción entre tratamiento y fecha de recolección. Las abundancias en las capturas con aspirador, solo variaron en función de la fecha de recolección, resultando mayores en los períodos relativamente más cálidos. En las capturas con Pitfall hubo mayor abundancia de Acari, Curculionidae, Hymenoptera Parasítica y Gryllidae en baja oferta de forraje, mientras que Sternorrhyncha fueron mayores en alta oferta. El suelo superficial presentó mayor abundancia de Curculionidae, Gryllidae, Scorpiones, Sternorrhyncha, y Thysanoptera con trampas Pitfall, y Curculionidae con aspirador. En suelo profundo, la abundancia fue mayor para Hymenoptera Parasítica en trampas Pitfall, y para Acari, Diptera y otros Coleoptera con aspirador. Se encontró una mayor riqueza de taxones en suelo profundo con aspirador portátil.

Palabras clave: pastizal, suelo profundo, suelo superficial, oferta de forraje, artropodofauna.

ARTHROPOD DIVERSITY RESPONSE TO GRAZING INTENSITY AND SOIL VARIATION IN NATURAL GRASSLANDS

SUMMARY

Changes in land use produced by grazing activities are causing ecosystems biodiversity lose. The most important biome in Uruguay (64.3%), natural grasslands, are also subject to these changes. As arthropods are considered efficient ecosystem quality indicators, in order to assess the impact of two grazing intensities on biodiversity in a natural grassland, arthropods' richness and abundance were analysed in a low and high grazing intensity treatment and in deep and shallow soil. In a breeding cow management experiment, 13 samplings were done with two methods: Pitfall traps and Vacuum sampling. Analysis of variance compared the frequency of arthropod functional groups and taxa in each grazing treatment, and Biodiversity Indexes: Specific Richness Index (S), Shannon-Wiener Index (H') Simpson Index (D). The model included these variables: Grazing Treatment (Low and High Intensity), Soil Type (Shallow or Deep), Soil Type nested with Grazing Treatment, Sampling Date, and the interaction between Grazing Treatment and Sampling Date. Pitfall caught functional groups' abundance varied depending on sampling date. Parasitoids showed higher abundance in deep soil and in high grazing treatment; Parasitoids and Natural Enemies varied depending on the interaction between grazing treatment and sampling date. Vacuum sampled functional groups' abundances only varied according to sampling date, being higher in relatively warmer periods. Pitfall catches showed higher Acari, Curculionidae, Hymenoptera Parasitica and Gryllidae abundance in low grazing treatment, while higher Sternorrhyncha abundance in high grazing treatment. Shallow soil exhibited greater Pitfall caught Curculionidae, Scorpiones, Sternorrhyncha, Gryllidae and Thysanoptera abundance, and greater vacuum sampled Curculionidae abundance. Deep soil presented higher Pitfall caught Hymenoptera Parasitica abundance and higher Vacuum sampled Acari, Diptera and Other Coleoptera abundance. A greater Vacuum sampled taxa richness was found in deep soil.

Keywords: pastures, deep soil, shallow soil, grazing treatment, arthropodofauna.

1. INTRODUCCIÓN

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) y, en Uruguay, representan al bioma más importante del país (64,3%) (MGAP-DIEA, Censo General Agropecuario 2011; Bajsa, 2008). Los pastizales de Sudamérica están experimentando una pérdida muy importante de biodiversidad debido a los cambios en el uso de la tierra, sobre todo por el exceso de pastoreo, la agricultura mecanizada y el desarrollo urbano, en combinación con la escasez de áreas naturales protegidas (Suertegaray Fontana *et al.*, 2016).

Como los productores buscan que las praderas cumplan con sus intereses agronómicos y financieros (Jerrentrup *et al.*, 2014), se vuelve imprescindible que la gestión de estos ecosistemas llegue a un balance entre los objetivos de conservación y el rédito para los productores. Para que este balance se logre, es esencial que la producción sea compatible con la conservación del campo natural y, para ello, se necesita de un conocimiento sólido sobre la heterogeneidad vegetal de las praderas y sobre la estructura y funcionalidad de estos ecosistemas (Ayala, 2011).

La biodiversidad provee una base de información sobre distribución, riqueza de especies y abundancia relativa de taxones que colaboran en la toma de decisiones de conservación. La abundancia de especies se define como la representación relativa de una especie en una comunidad particular (Wright, 1991) y, generalmente, se mide como el número de individuos que se encuentran por muestra (Martin, 2016); y la riqueza de especies es la cantidad total de especies que ocurren en una determinada locación (Lande, 1996). Por su parte, la diversidad de especies refiere a un número que matemáticamente combina riqueza y abundancia, es decir, es la cantidad de especies diferentes en la comunidad, incluyendo tanto aquellas abundantes como las poco comunes (Kohli *et al.*, 2007), y se puede calcular de distintas maneras, mediante los índices de Shannon-Wiener y de Simpson (ver sección 3.4.1 y 3.4.2). La diversidad de artrópodos es importante en todos los ecosistemas por su número de especies y biomasa (Cava, 2013), además de que son el grupo eucariota más rico en

especies, son representantes del taxón más diverso y evolucionado, y proveen innumerables servicios al ecosistema, al ser excelentes polinizadores, descomponedores, estructuradores y enriquecedores del suelo, y al ser el alimento de gran parte de los organismos vivientes (Navas *et al.*, 2011). Los artrópodos representan alrededor del 65% de las especies de todos los organismos multicelulares (Hammond, 1992) y son altamente receptivos al cambio climático, (Prather *et al.*, 2013), además de tener un lugar primordial en todas las cadenas alimenticias terrestres (Seastedt y Crossley, 1984).

1.1 EFECTO DE LA HETEROGENEIDAD DEL PAISAJE EN LOS ARTRÓPODOS

Si bien existe poca información empírica que brinde una visión sobre cómo la estructura del paisaje determina la diversidad e interacción de las comunidades (Steffan-Dewenter *et al.*, 2002), algunos estudios han sugerido que la heterogeneidad, la conexión y la proporción de elementos naturales en los paisajes agrícolas ejercen una influencia positiva en la abundancia y riqueza de especies (Steffan-Dewenter *et al.*, 2002; Williams y Kremen, 2007; Záhlová *et al.*, 2009). Los hábitats heterogéneos brindan mayor cantidad de recursos, o nichos, lo que permite que coexistan más cantidad de especies (Záhlová *et al.*, 2009), además de que la estructura del paisaje es un elemento importante, al facilitar o impedir el movimiento de los organismos por sus hábitats (Tischendorf y Fahrig, 2000).

En el contexto de los artrópodos como biodiversidad importante en casi todos los ecosistemas, varios estudios han mostrado que la riqueza de artrópodos está positivamente asociada con la complejidad del hábitat, considerada ésta como la heterogeneidad en el arreglo de la estructura física del ambiente (Cava, 2013). La teoría de la heterogeneidad del hábitat establece que su complejidad provee más nichos ambientales y formas diversas de explotar sus recursos, lo que lleva a un incremento en la diversidad de especies (Cava, 2013). Zerbino (2004) establece que los patrones espaciales del paisaje afectan a la biología de los artrópodos de forma

directa e indirecta, afectando, en consecuencia, a la abundancia y diversidad de enemigos naturales y a la magnitud de la incidencia de insectos plagas.

Molina (2014), en La Pampa Ondulada, al noroeste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina, concluyó que la intensificación de las prácticas agrícolas relacionadas al cultivo y homogenización del hábitat provoca que la diversidad de especies de artrópodos se reduzca. Algo similar concluyó Cordero Veas (2008), también en la región, quien establece que cuanto mayor sea la diversidad vegetal en un sitio, mayor será la abundancia de artrópodos. Por su parte Cava (2013), concluyó que los sitios con mayor heterogeneidad en la estructura del paisaje tienen una artropodofauna más diversa, y que esto, posiblemente, se deba a factores que tienen que ver con las interacciones de la biota, la dispersión, la actividad antrópica y los diferentes requerimientos ambientales de las especies.

1.1.1. Efecto de la intensificación agropecuaria sobre la diversidad de artrópodos

Si bien se sabe que la intensificación agropecuaria es una de las principales amenazas de degradación de ecosistemas y pérdida de biodiversidad (Olmedo y Zuleta, 2015), en la región, el conocimiento sobre el impacto de la transformación de las praderas nativas sobre la biodiversidad terrestre es escaso y, 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 pampera, 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).

Una intensificación excesiva de las actividades agrícolas transforma drásticamente el paisaje, empobrece los suelos y acelera los procesos de erosión (Sans, 2007). Esta intensidad en el uso del suelo afecta a la abundancia de varios grupos de artrópodos y su composición en la comunidad (Díaz Porres *et al.*, 2014). Según Landeros *et al.*

(2015), las actividades agrícolas de poca intensidad, como el pastoreo, modifican los procesos y la composición de la fauna, la flora y los microorganismos que habitan los ecosistemas naturales. Las actividades más intensivas, como la agricultura, pueden alterar las funciones de los ecosistemas a nivel de paisaje, ya que generan que ciertas características de éste se eliminen (Andren, 1994) y modifican el ambiente edáfico influyendo, así, en el comportamiento, desarrollo y supervivencia de los artrópodos que habitan el suelo (Lietti *et al.*, 2008).

Teniendo en cuenta a la transformación de la vegetación, las prácticas agrarias que brindan un ambiente más diverso y con mayores recursos alimenticios y de hábitat presentan menores problemas, mientras que aquellas prácticas que llevan a una simplificación del hábitat derivan en una colonización más lenta de los organismos benéficos, y una supervivencia y multiplicación menores (Zerbino y Leoni, 2012). Zerbino (2009) concluyó que la composición de la cobertura vegetal es clave para las comunidades de la macrofauna del suelo. Díaz Porres *et al.* (2014) concluyeron que la composición y densidad de los macroartrópodos en campos naturales se determinan, de forma positiva, según la disponibilidad de alimento y, de forma negativa, según la intensificación agropecuaria. Teniendo en cuenta otros aspectos de la intensificación agropecuaria, Varni *et al.* (2010) concluyeron que el nivel de supervivencia de insectos predadores en áreas tratadas con pesticidas es mayor cuando se conserva la vegetación de los márgenes sin tratar. Por ende, para mantener el control biológico se necesitan estos manejos conservacionistas para que los predadores puedan trasladarse desde los márgenes hacia las áreas aplicadas.

Grönberg (2011), utilizó los índices de Shannon-Wiener y de Simpson para evaluar el efecto de praderas con diferente proporción de leguminosas y gramíneas, con y sin pastoreo sobre la diversidad de artópodos. Ambos índices indicaron que las praderas con 100% leguminosas fueron más diversas en Carabidae (Simpson 0,86– Shannon 3,17) y Miridae (Simpson 0,64 – Shannon 1,59), las praderas con 91% de leguminosas y 9% de otras hierbas fueron más diversas en arañas (Simpson 0,96– Shannon 4,93).

En tres praderas calcáreas de Suiza con diferente intensidad de pastoreo, Baur *et al.* (1996) determinaron que la riqueza específica de arañas, carábidos, saltamontes y grillos fue similar en los 3 sitios, y la de ácaros oribátidos fue igual en todos los sitios (18 especies). La riqueza de diplópodos y de lepidópteros, por otro lado, fue menor en el sitio con alta intensidad de pastoreo.

En la región, la mayoría de los estudios sobre biodiversidad en agroecosistemas se han centrado en algunos taxones o grupos específicos en particular. Por ejemplo, Avalos *et al.* (2009) se propusieron conocer la riqueza y estructura de la comunidad de arañas, y describir su diversidad en dos unidades ambientales (bosque y pastizales –sometidos al pastoreo-) en tres sitios de muestreo, en Corrientes, Argentina, concluyendo que la diversidad de especies era mayor en bosques que en pastizales.

También en Argentina, Catalano *et al.* (2012) realizaron un estudio sobre hormigas en un predio agrícola ganadero en la localidad de Saladillo, para determinar variaciones en la diversidad presente en cultivo de soja, pastura implantada y campo natural. Estos autores observaron que el campo natural presentó el menor valor del índice de Shannon-Wiener (0,230), en comparación con la pastura implantada (0,715) y el cultivo de soja (0,90).

Por su parte, Pocco *et al.* (2010) utilizaron los índices de Shannon-Wiener y de Simpson para determinar la diversidad específica y abundancia de las comunidades de ortópteros en dos pastizales de la provincia de El Chaco, Argentina; uno con pastoreo intenso de ganado bovino y predominancia de especies vegetales nativas (pastizal 1), y otro libre de pastoreo con predominancia de especies vegetales introducidas (pastizal 2). Los autores concluyeron que el sitio sometido a pastoreo intenso presentó mayor diversidad de ortópteros (Índice de Shannon: pastizal 1= 2,49, pastizal 2 = 1,81), y el sitio libre de pastoreo presentó mayor dominancia (Índice de Simpson: pastizal 1=0,10, pastizal 2=0,25). También, Phifer *et al.* (2017) estudiaron la diversidad de abejas en 4 sistemas diferentes: bosque nativo, sistema agro/ganadero, sistema forestado con Eucaliptus y sistema con cultivos agrícolas. El sistema que presentó mayor equitatividad fue el sistema con campo ganadero (índice

de Shannon = 3,15) en comparación al resto (bosque nativo =2,70; Eucaliptus = 2,47; cultivos = 2,51), y también mostró tener la comunidad de abejas más diversa (índice de Simpson =0,07) en comparación con los otros sistemas (bosque nativo =0,11; Eucaliptus = 0,10; cultivos = 0,23).

En Brasil, Niederauer *et al.* (2017) utilizaron el índice de Shannon-Wiener para analizar a las comunidades de coleópteros en 5 sistemas diferentes: bosque nativo, bosques de Eucaliptus, pasturas perennes, integración de pastoreo y cultivos, y siembra directa. Estos autores observaron que el índice de Shannon-Wiener fue mayor en los pastizales perennes en verano (2,12), y en el sistema de siembra directa, en invierno (1,57). Por su parte, también en Brasil, Fiss *et al.* (2013) utilizaron el índice de Shannon-Wiener y el de Simpson para evaluar el efecto del cultivo de arroz sobre la fauna edáfica, comparando los resultados de sitios cultivados con los de campo natural. El índice de Shannon-Wiener mostró el mayor valor en campo natural mientras que la dominancia fue la menor.

En el país, Zerbino *et al.* (2016) estudiaron la diversidad de acrídidos en pastizales del centro-sur de Uruguay, mientras que Jorge (2013) estudió la diversidad de la araneofauna en un bosque de pino con matriz de campo natural.

Como expresan Prober y Smith (2009), la conservación de la biodiversidad en paisajes explotados por actividades agrícolas depende de que se puedan comprender y sobrellevar los límites de permanencia de las comunidades ecológicas y las especies que las componen. Es decir, para poder desarrollar actividades de conservación de la biodiversidad en paisajes que están siendo explotados por alguna actividad agropecuaria, es esencial comprender hasta dónde las especies pertenecientes a una o varias comunidades ecológicas permanecen en el ecosistema al verse éste afectado por dicha actividad.

1.1.2. Influencia del pastoreo sobre la biodiversidad

Nai-Bregaglio *et al.* (2002) estudiaron el efecto que el pastoreo tiene sobre la composición y diversidad florística y estructural en pastizales nativos de las sierras de Córdoba, Argentina. Concluyeron que el pastoreo, si bien promueve una formación de pastizales con gran diversidad florística, simplifica la estructura comunitaria de los pastizales lo que, probablemente, afecte a otros niveles tróficos del ecosistema, como los artrópodos.

Asimismo, Balsa (2008) estudió el efecto que tiene el pastoreo bovino en pradera natural sobre la diversidad bacteriana concluyendo que esta actividad cambió el tamaño y la composición de la comunidad bacteriana y que, como el uso de praderas naturales modifica a los diferentes aspectos de su funcionamiento y estructura, se ve afectada la capacidad de este ecosistema para brindar servicios ecosistémicos básicos. Esto da la pauta de que, si los servicios ecosistémicos básicos de la pradera natural se ven perjudicados, la biodiversidad, que necesita de estos servicios, también lo hará.

Por su parte, Carvalho *et al.* (2008) se plantearon como objetivo observar los patrones de comportamiento de plantas y animales en respuesta a la intensidad de pastoreo en campos de Brasil, donde el pastoreo no solamente es la actividad productiva más común, sino que también es la fuente de alteración del ecosistema más habitual. Estos autores resaltan la importancia de entender cómo funciona la pradera natural como ecosistema para poder establecer prácticas de gestión que conserven a la biodiversidad del mismo. Según sus conclusiones, para establecer prácticas de gestión de pastoreo coherentes con las demandas económicas y ecológicas de un mundo cambiante, se necesita una interpretación de la calidad pastoril y el comportamiento animal, además de un estudio de indicadores como la química y física del suelo. De esta forma, la intensidad y distribución del pastoreo asumiría una nueva dimensión, como medios para construir ambientes de pastoreo

adecuados que permitan aprovechar los beneficios que aportan los animales de pastoreo, reducir los costos y conservar los recursos naturales.

Tonelli *et al.*, 2017, en un estudio sobre el efecto del pastoreo sobre la comunidad de escarabeidos, concluyó que un manejo incorrecto del pastoreo en pastizales puede tener un gran efecto negativo sobre la biomasa, la cantidad y la composición de las especies de estos escarabajos; por ejemplo, este autor encontró ensamblajes composicionalmente diferentes entre los distintos tratamientos de intensidad de pastoreo. Esto afecta, a su vez, a los aportes que realizan estos artrópodos en los procesos del ecosistema, como el ciclo de nutrientes, el desarrollo de la vegetación, la dispersión de semillas y el control de parásitos. Para estos autores, un manejo correcto para mantener una mayor diversidad y biomasa de escarabeidos en pastizales es el uso de un régimen de pastoreo con intensidad moderada y sin utilización de productos médicos veterinarios.

1.2 INDICADORES DE LA INCIDENCIA DEL PASTOREO SOBRE LOS ARTRÓPODOS

Resulta vital conocer qué sucede con los artrópodos cuando se pastorea, en este caso, en campo natural. Si bien se tiene conocimiento de que la intensidad alta de pastoreo contribuye al deterioro de la diversidad de artrópodos (Vickery *et al.*, 2001; Stoate *et al.*, 2009), aún no se tiene preciso conocimiento de qué nivel de intensidad de pastoreo sería apropiado para la conservación de estos artrópodos y mediante qué procesos la intensidad del pastoreo los afecta (Jerrentrup *et al.*, 2014). Por otra parte, la variación en la calidad de las plantas también puede tener efectos negativos sobre la habilidad de estos organismos para acceder a los recursos adecuados, influyendo así en el tamaño de sus poblaciones, su ciclo de vida y su comportamiento (Prather *et al.*, 2013).

La diversidad de plantas (Haddad *et al.*, 2009) y su estructura (Wallis DeVries *et al.*, 2007) son indicadores que pueden contribuir a explicar cómo afecta el pastoreo a los

artrópodos. Esto se debe a que para éstos, los tipos de vegetación corta y alta proveen diferentes condiciones abióticas, recursos alimenticios y riesgos de depredación. Los artrópodos difieren en su sensibilidad ante los cambios en sus hábitats y tienen, según su especie, diferentes requerimientos para los mismos (Dauber *et al.*, 2005). Otros indicadores pueden ser los cambios de temperatura y humedad que produce el pastoreo (Lavelle y Spain, 2005). Según Clapperton *et al.* (2002) el pastoreo intenso reduce la humedad y aumenta la temperatura del suelo, afectando a los artrópodos.

Por su parte, la mayor presencia de estafinílicos y lombrices podría ser otro indicador de cómo afecta el pastoreo a los ecosistemas, ya que esta actividad agrícola convierte gran parte de la producción de la superficie en estiércol, que es un recurso de alta calidad para la fauna del suelo y fomenta el desarrollo de comunidades de invertebrados de suelo, especialmente de lombrices (Lavelle y Spain, 2005) y estafinílicos, que también están asociados a los excrementos frescos en campo natural (Zerbino, 2009).

Castiglioni *et al.* (2017), en el este del país, estudiaron el valor potencial de arañas y carábidos como indicadores de biodiversidad y calidad ambiental en tres áreas con diferentes formaciones vegetales y de intervención antrópica, en matriz de pastizal. Los autores determinaron que una especie de arañas del género *Mesabolivar* presentó valor indicativo de baja intensidad de pastoreo en campo natural, mientras que cuatro especies de carábidos mostraron potencial como indicadoras del sistema ganadero intensificado con inclusión de agricultura.

1.3 LOS ARTRÓPODOS COMO INDICADORES EN CAMPO NATURAL

Los bioindicadores son taxones cuya diversidad puede reflejar la de otros grupos funcionales (Rainio y Niemelä, 2003) y se utilizan para evaluar la riqueza de especies en su comunidad. Cuando se comenzó a incorporar la biodiversidad en el planeamiento de una gestión que la preserve, los expertos se focalizaron en taxones

cuyas características ya eran conocidas; sin embargo, la gran mayoría de especies y funciones del ecosistema que se ven afectadas por ellas, se pueden observar en grupos de los que poco se conoce (Langor y Spence, 2006) o a los que se les presta poca atención, como los artrópodos.

Los artrópodos, a pesar de su relevancia social y económica para el ser humano (Johnson y Jones, 2017), no son tomados como prioridad en los estudios sobre campo natural (Van Klink *et al.*, 2015) porque, muchas veces, se los ve de forma negativa debido a que pueden causar enfermedades o dañar los cultivos (Prather *et al.*, 2013).

No obstante, si estas especies se reducen en su diversidad, ya sea por la gestión humana de sus hábitats o por el cambio climático, los servicios del ecosistema se verían afectados. Por ejemplo, pueden incidir en el flujo hidrológico en un ecosistema, ya que los invertebrados influyen en el movimiento de aguas dentro y entre los ecosistemas (Prather *et al.*, 2013). Asimismo, algunos invertebrados realizan actividades que ayudan a mejorar la infiltración, como los Lumbricidae, que aumentan la porosidad del suelo (Lavelle *et al.*, 2004) o como los detritívoros, que reducen la cantidad de desechos (Wardle, 2002).

1.3.1 Muestreo de artrópodos

Para caracterizar la composición de los artrópodos en un ecosistema dado, se realizan recolecciones con diferentes técnicas. Lo ideal es combinar métodos complementarios que permitan tomar muestras de microhábitats diferentes. Como ejemplo, las trampas de caída (Pitfall) operan en la captura de especies que habitan el suelo y que son más grandes y activas, mientras que el aspirador portátil captura especies más pequeñas, que viven en la vegetación (Merret, 1983).

La recolección de las trampas de caída depende, en parte, de la actividad de los individuos y las características de su hábitat (Borges y Brown, 2003), por lo que no

se pueden estimar medidas absolutas sobre la densidad de especies solamente con este método. Estas trampas se han utilizado ampliamente para la captura de invertebrados que habitan el suelo, como Araneae (Bultman, 1992; Koponen, 1995; Bauchhness, 1995), Collembola (Budaeva, 1993), Chilopoda y Diplopoda (Kurnik, 1988), Formicidae (Abensperg-Traun y Steven, 1995) y escarabajos, especialmente Carabidae (Kowalski, 1976; Uetz, 1977).

La recolección con aspirador, por su parte, tiene limitaciones para recolectar estos tipos de artrópodos de suelo, por eso funcionan bien como técnicas complementarias con las trampas de caída. Borges y Brown (2003) establecen que ambos métodos usados complementariamente les permitieron muestrear 90% de los gremios presentes en el hábitat que estudiaron (pastizales de la región de Azores, Portugal). Con el aspirador, recolectaron algunas especies de arañas y fitófagos, y con las trampas de caída otras especies de los mismos gremios. También, Merret (1983), en una caracterización de arañas en un ecosistema de bosque al sudeste de Inglaterra en la que usó ambos métodos, observó que recolectaron diferentes familias, debiéndose, según sus conclusiones, al distinto comportamiento ecológico de las especies que las hace más propicias a recolectarse con un método o con el otro.

Además, el tiempo de actuación de estos métodos también es diferente; mientras que el aspirador portátil se aplica en un tiempo fijo en minutos y durante el día, las trampas Pitfall actúan de modo continuo durante largos períodos de tiempo y están activas día y noche (De Mas Castroverde, 2007). Asimismo, la técnica de aspirado permite obtener una cantidad mayor de muestras en menor tiempo, previene que se pierdan especímenes o que éstos puedan muestrearse sin daño y regresarse a su hábitat (Borges y Brown, 2003), por lo que está ganando cada vez más terreno gracias a la creciente necesidad de gestores y conservacionistas para caracterizar sitios mediante el muestreo práctico de la fauna de artrópodos (Buffington y Redak, 1998).

1.3.2 Grupos funcionales relevantes de artrópodos

Un grupo funcional es un conjunto de organismos que utiliza un recurso de la misma forma (Root, 1973; Cárdenas *et al.*, 2011). La utilidad de este concepto deriva de dos nociones claves; en primer lugar, permite dividir comunidades biológicas complejas en unidades funcionales para realizar un estudio más preciso y, en segundo lugar, no se restringe por relaciones taxonómicas (Adams, 1985). De esta forma, pueden considerarse como grupos funcionales a los conjuntos de organismos con funciones de predadores, parasitoides, detritívoros, polinizadores, entre otras.

Los fitófagos son artrópodos herbívoros, se alimentan de plantas vivas. Según Chapman (2007), el 75% de todos los artrópodos terrestres se alimentan de plantas de un rango limitado de especies; algunos, llamados monófagos, se alimentan solamente de una especie particular, otros se alimentan de una variedad de plantas pero que se restringen dentro de una misma familia, llamados oligófagos, y a los que se alimentan de plantas pertenecientes a más de una familia se les llama polífagos. Estos artrópodos son comúnmente considerados plagas, sin embargo, su función ecológica va más allá, siendo organismos que aumentan la productividad primaria a través de la poda, el afinamiento y la estimulación del ciclo de nutrientes en el ecosistema (Schowalter *et al.*, 2007).

Los predadores, en su mayoría, son carnívoros a lo largo de todo su ciclo de desarrollo, aunque en algunos grupos, la depredación está confinada exclusivamente a los estadios juveniles o de adultos (Urbaneja *et al.*, 2005). En comparación con los herbívoros, el rol de los artrópodos predadores en praderas ha sido menos estudiado (Whiles y Charlton, 2006). Estos artrópodos proveen servicios ecosistémicos como, por ejemplo, la reducción de poblaciones de plagas, es decir, tienen la función ecológica de control biológico (Unstad, 2012). Es que, al alimentarse de varias presas, ya sean de la misma o de distinta especie, para completar su ciclo biológico

(Urbaneja *et al.*, 2005), funcionan como controladores de plagas pudiendo reducir, por tanto, el uso y los costos asociados con los pesticidas (Unstad, 2012).

A diferencia de los depredadores, para completar su ciclo, los parasitoides necesitan tan solo un huésped, al que además matan en el transcurso de su fase preimaginal (Urbaneja *et al.*, 2005), pero también tienen la función ecológica de controlar las poblaciones de especies pertenecientes a distintos grupos tróficos (Sánchez y Amat, 2005). Los parasitoides han sido ampliamente utilizados como agentes de control biológico (Urbaneja *et al.*, 2005), ya que cumplen un rol fundamental como reguladores naturales (Nájera y Souza, 2010).

Los arácnidos, por su parte, son de los artrópodos más dominantes en ecosistemas terrestres (Štokmane y Spunģis, 2016). Las arañas depredadoras son componentes importantes de los ecosistemas naturales (Uetz, 1991), al considerarse enemigos naturales de un gran rango de artrópodos plaga y siendo los artrópodos depredadores dominantes en los ecosistemas agrícolas (Tahir *et al.*, 2017). Este grupo funcional cumple la función ecológica de control de plagas de artrópodos herbívoros (Clausen, 1986) y, por tanto, tienen un rol vital en la estructuración de las comunidades de artrópodos y en el balance de los ecosistemas (Štokmane y Spunģis, 2016).

Los coprófagos son organismos que colonizan el estiércol del ganado; pueden ser hongos, nemátodos, lombrices o artrópodos. Estos últimos, según Floate (2011), son los miembros más prominentes de las comunidades coprófagas en los ecosistemas, y los taxones más estudiados de este grupo funcional son Muscidae y Coleoptera. Los coleópteros coprófagos representan un grupo rico y abundante con gran importancia para el funcionamiento de los ecosistemas terrestres (González-Vainer *et al.*, 2012) y tienen la función ecológica de eliminar el estiércol, la excavación del suelo y la dispersión de semillas (Braga *et al.*, 2013).

1.4 HIPÓTESIS

En este trabajo se plantearon las siguientes hipótesis: (1) la riqueza y abundancia de artrópodos es mayor en un régimen de alta oferta de forraje (baja intensidad de pastoreo) por la mayor biomasa y diversidad vegetal; (2) la riqueza y abundancia de artrópodos es mayor en suelo profundo que en suelo superficial.

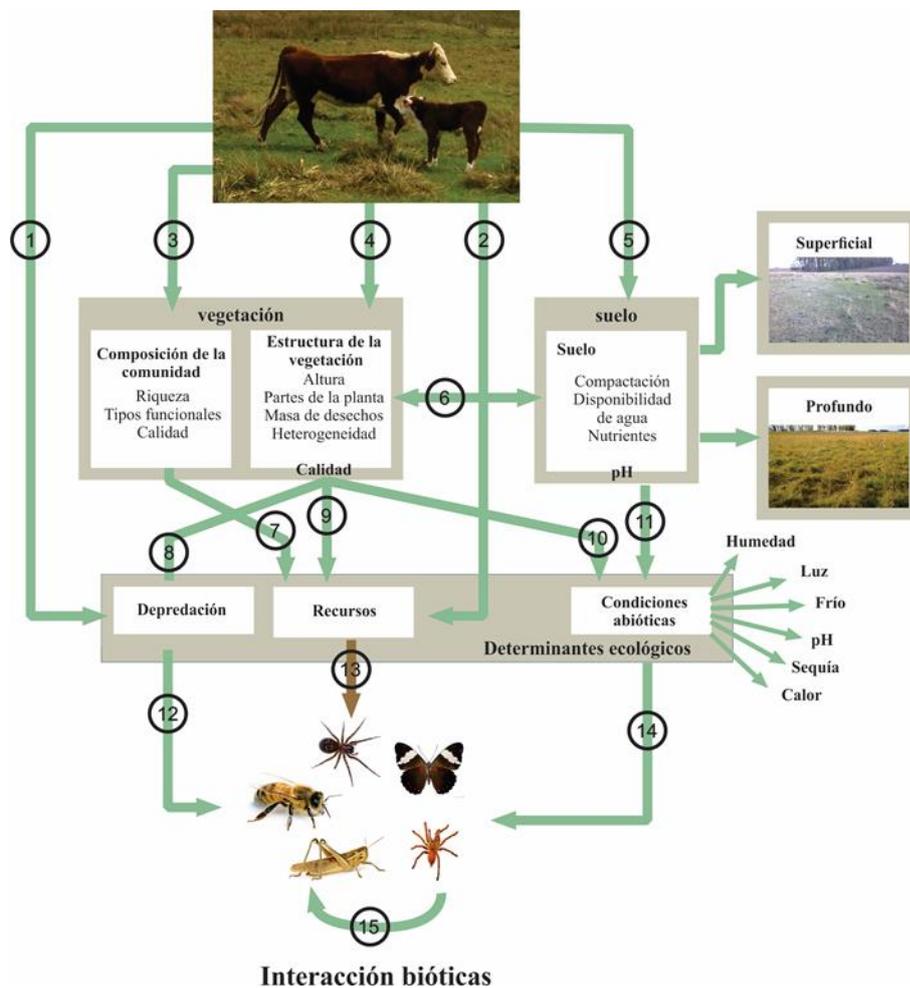


Figura 1. Marco conceptual de las vías mediante las que el pastoreo afecta, directa o indirectamente, a la diversidad de artrópodos. (Adaptado de Van Klink *et al.*, 2015.)

Las flechas indican los mecanismos: (1) efectos directos: pisoteo y depredación no intencional, (2) efectos directos que crean recursos para ciertos artrópodos: estiércol

(coprófagos), cadáveres (saprófagos), tejido vivo (fitófagos), (3) aumento y disminución de la riqueza de especies de plantas, cuya dirección depende de la densidad de animales de pastoreo y de las propiedades del ecosistema, (4) cambios en la estructura de la vegetación: reducción de la altura a través de la defoliación y cambios en la heterogeneidad horizontal que resulta de la selectividad de los animales de pastoreo, (5) cambios en las condiciones del suelo (ph, densidad, disponibilidad de agua, nutrientes, compactación y temperatura), (6) los cambios en las condiciones del suelo pueden afectar las características de la vegetación, (7) los cambios en la riqueza de especies de plantas pueden afectar a la riqueza de los artrópodos herbívoros asociados, (8) una reducción en la altura de la vegetación puede aumentar el riesgo de depredación por parte de los vertebrados depredadores. (9) Competencia directa por recursos entre la base de la cadena alimenticia de los artrópodos y del ganado. (10) Una reducción en la altura de la vegetación aumenta la temperatura de la superficie y disminuye los refugios que protegen de situaciones climáticas extremas y que son esenciales para la deposición de huevos o la construcción de redes. (11) El cambio de las propiedades del suelo puede afectar a los artrópodos que pasan parte de sus vidas bajo el suelo. (12-14) Los cambios combinados de las condiciones abióticas, los recursos y la depredación determinan los efectos sobre cada especie de artrópodos, afectando así la riqueza de especies. (15) Debido a las interacciones entre especies de artrópodos, los cambios en las abundancias de especies pueden tener efectos de cascada sobre otras especies, con efectos finales en la riqueza total de especies de artrópodos.

El mecanismo 3 representa la relación entre el pastoreo, las propiedades del ecosistema y la riqueza de especies de plantas, es decir, la composición botánica del mismo. Como establece Millot (1997), las especies vegetales conviven en competencia por los mismos recursos energéticos y con otros factores importantes como la fauna autóctona, constituida por macro-organismos herbívoros y carnívoros e invertebrados representados por micro y meso-organismos.

Los animales de pastoreo modifican la composición de las comunidades vegetales al cambiar la abundancia de distintos grupos funcionales de plantas (Van Klink *et al.*, 2015), lo que puede impactar también en las comunidades de artrópodos. Además, el pastoreo no solo se relaciona con la riqueza de especies de plantas de una comunidad, sino también con su estructura (interacción 4) ya que las distintas estructuras de vegetación proveen diferentes condiciones abióticas, recursos alimenticios y riesgo de depredación para estos (Van Klink *et al.*, 2015). En esta interacción se basa la primera hipótesis.

Por su parte, el tipo de suelo también condiciona la estructura y diversidad vegetal de un sitio y éste, a su vez, está determinado por los organismos presentes que constituyen una parte fundamental en ecosistemas pastoriles, ya que intervienen en procesos de degradación de la materia orgánica, nitrificación y absorción de nutrientes (Millot, 1997). Según Berretta y Bemhaja (1997), en suelos de basalto predominan especies de ciclo estival. En los suelos profundos predominan pastos finos, tiernos y tiernos-ordinarios, cespitosos, mientras que en los superficiales son más frecuentes los pastos ordinarios, malezas enanas y menores, todos de baja producción. Esta afirmación confirma lo establecido por Van Klink *et al.* (2015), de que las condiciones del suelo cambian a la comunidad de plantas y éstas tienen efectos directos sobre los artrópodos. Se justifica, por tanto, la segunda hipótesis de que en suelo profundo la abundancia y riqueza de artrópodos es mayor.

Los artrópodos interactúan como comunidad con relaciones directas e indirectas según vínculos alimenticios. Una comunidad ecológica de especies interactuantes se conceptualiza como una cadena alimenticia o cadena trófica, a través de la que se dan interacciones tróficas directas e indirectas (Figura 1). Estas interacciones pueden darse entre especies en el mismo nivel trófico o de distinto nivel trófico (Price *et al.*, 2002). Por ejemplo, los fitófagos se alimentan de la vegetación y los predadores de fitófagos o de otros predadores, y así sucesivamente.

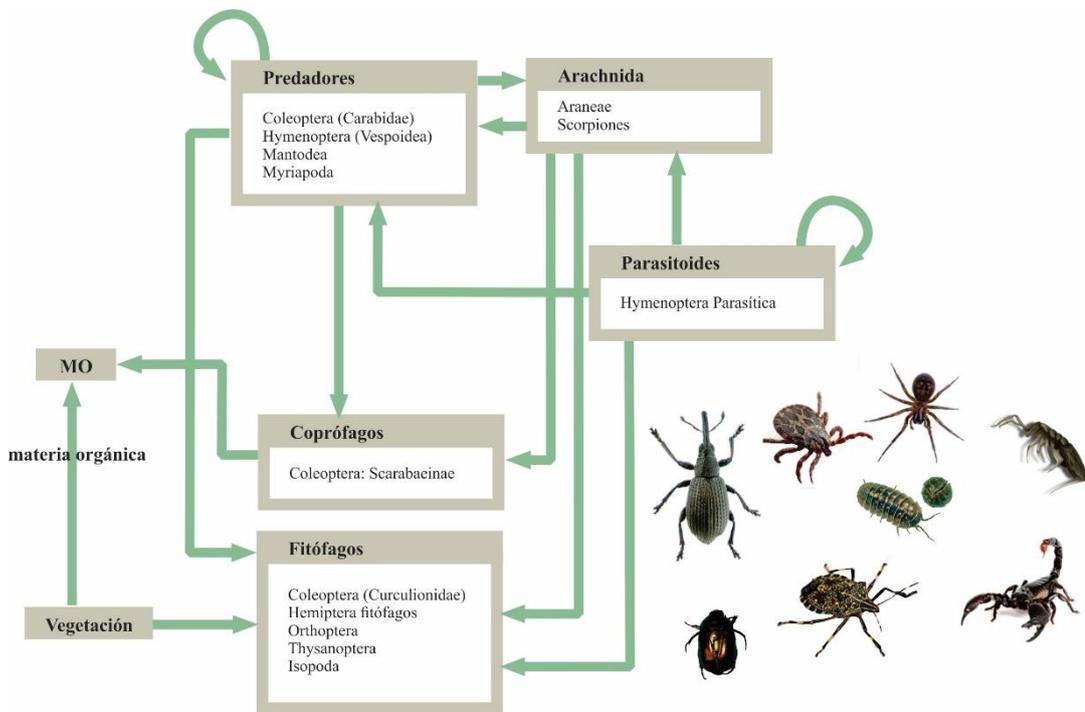


Figura 2. Diferentes grupos funcionales y sus relaciones en la cadena trófica. Adaptado de Packham y Harding (1982).

La vegetación es el producto primario, genera biomasa vegetal disponible para la alimentación de organismos (Price *et al.*, 2002), se puede modificar con el pastoreo y, por ende, puede afectar el comportamiento de los diferentes grupos funcionales.

1.5 OBJETIVO GENERAL

Para poner a prueba las hipótesis planteadas, este estudio tuvo como objetivo la caracterización de la composición de artrópodos en sistemas ganaderos con dos ofertas de forraje (alta y baja oferta; baja y alta intensidad de pastoreo, respectivamente) en campo natural y en dos tipos de suelo (superficial y profundo) de basalto.

1.5.1 Objetivos específicos

1. Determinar la riqueza y diversidad de artrópodos bajo dos ofertas de forraje.
2. Estudiar si la riqueza y diversidad de estos artrópodos se ve afectada por el tipo de suelo.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. SITIO EXPERIMENTAL

El área de estudio se sitúa en la Estación Experimental de la Facultad de Agronomía en Salto (EEFAS), República Oriental del Uruguay (-31.382283 -57.764618), ubicada sobre suelos Basálticos de las unidades Cuchilla de Haedo - Paso de los Toros e Itapebí - Tres Árboles. Allí funciona, desde marzo de 2009, un experimento de oferta de forraje de pastoreo continuo, con un rodeo de entre 70 y 80 vacas Hereford. En este experimento, con un diseño de bloques aleatorios, con dos repeticiones (potreros 44 y 41) (Anexo 6.2 y 6.3) y dos tratamientos de oferta de forraje (1: alta y 2: baja), se diseñó un plan de muestreo de artrópodos, que consistió en 40 puntos: 10 puntos de muestreo en cada tratamiento y repetición. Desde el 29/05/2015 al 27/05/2016 se realizaron 13 recolecciones, utilizando dos métodos complementarios de captura de artrópodos: trampas de caída (Pitfall) y aspirador portátil (Cuadro 1).

Cuadro 1. Fechas de recolección de artrópodos.

Trampas Pitfall	Aspirador Portátil
29/5/2015	29/5/2015
12/6/2015	26/6/2015
26/6/2015	24/7/2015
24/7/2015	22/8/2015
22/8/2015	27/9/2015
27/9/2015	27/10/2015
27/10/2015	25/11/2015
25/11/2015	11/1/2016
23/12/2015	25/1/2016
25/1/2016	25/2/2016
1/4/2016	11/3/2016
30/4/2016	30/4/2016
27/5/2016	27/5/2016

Este muestreo consideró dos estratos de diferente tipo de suelo [suelo profundo (>30 cm) y suelo superficial (<30 cm)], que aparecían como manchas imposibles de separar a la escala del experimento base. El muestreo representó cada tipo de suelo en cada parcela, resultando un número diferente de muestras para cada caso (Cuadro 2) (Anexo 6.2, 6.3 y 6.4).

Cuadro 2. Número de sitios con suelo superficial y suelo profundo en el Potrero 44 y el Potrero 41.

	Alta oferta de forraje 8 kg MS/100 kg peso vivo/día		Baja oferta de forraje 6 kg MS/100 kg peso vivo/día	
	Suelo superficial	Suelo profundo	Suelo superficial	Suelo profundo
Potrero 44	2	8	3	7
Potrero 41	2	8	3	7

Los promedios objetivos preestablecidos para la oferta anual de forraje fueron de 10 kg MS/100 kg de peso vivo/día para el tratamiento 1 (Oferta Alta - baja intensidad de pastoreo) y de 6 kg MS/100 kg de peso vivo/día para el tratamiento 2 (Oferta Baja - alta intensidad de pastoreo). Los valores reales observados difirieron de los valores objetivo, principalmente en el tratamiento de alta oferta de forraje (Cuadro 3).

Cuadro 3. Oferta real de forraje registrada en los tratamientos de alta y baja oferta y en ambas repeticiones (Potreros 44 y 41). Valores expresados en kg MS/100 kg de peso vivo/día.

Fecha	Potrero 44 Oferta real alta	Potrero 41 Oferta real alta	Potrero 44 Oferta real baja	Potrero 41 Oferta real baja
1/5/2015	8	8	7	5
1/6/2015	6	7	4	4
1/8/2015	5	3	5	4
1/11/2015	4	5	5	5
1/12/2015	18	19	13	15
1/1/2016	8	6	4	5
1/2/2016	6	7	4	4
1/5/2016	8	10	4	3
Promedio	8	8	6	6
Desvío estándar	4	5	3	4

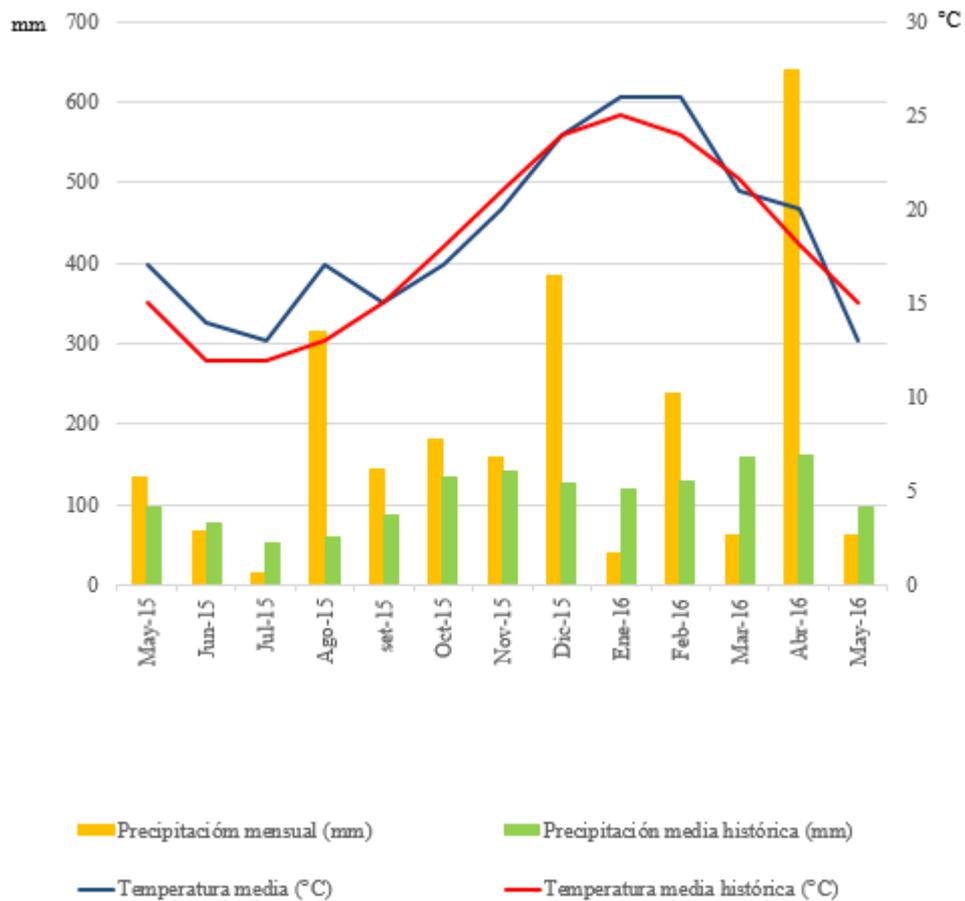


Figura 3. Condiciones climáticas durante el período (mayo 2015 a mayo 2016).
 Datos obtenidos en el Parque Agrometeorológico de la EEFAS

La figura 3 muestra las condiciones climáticas del período de muestreo (13 fechas de recolección de artrópodos), apreciándose un año con mayor temperatura media que el promedio histórico y con mayor precipitación que el promedio histórico.

2.2. DETERMINACIÓN DE LA COMPOSICIÓN BOTÁNICA

Se realizó la descripción de la vegetación de cada punto de muestreo de artrópodos, en agosto de 2016. Se utilizó un aro con un diámetro de 1 metro realizado en alambre fino para delimitar la zona alrededor del punto de muestreo, siendo la unidad de muestreo un punto (la mínima superficie), que se marcó con un alambre fino, y

tomándose como variable en el campo a la presencia o ausencia de una especie. La variable que se calculó es la contribución específica por presencia de cada especie (CEP) que, según Berretta (1988), se define como la relación expresada en porcentaje entre la frecuencia de una especie y la suma de las frecuencias de todas las especies. La frecuencia específica de cada especie (FE) es el número de muestras en que ha sido registrada una especie (Sylvia Saldanha, comunicación personal, 6 de octubre de 2017). Por tanto, se realizó el siguiente cálculo:

$$CEP = \frac{FE_i}{\sum FE_i} * 100.$$



Figura 4. Técnica de caracterización de la composición botánica del tapiz.

Luego se agruparon las especies por características en común: presencia en un tipo de suelo, hábito de vida, ciclo de vida, grupo morfotaxonomico o características morfológicas.

La composición botánica de los diferentes puntos se sometió a análisis de varianza, según el modelo: $Y = \text{media} + \text{tratamiento (oferta de forraje)} + \text{suelo (tratamiento)} + \text{error}$.

2.3. TÉCNICAS DE MUESTRO E IDENTIFICACIÓN DE TAXONES

2.3.1 Trampas Pitfall

Cada trampa Pitfall se formó con dos recipientes de poliestireno de 11,2 cm de diámetro superior y 17 cm de profundidad, con la abertura superior posicionada al nivel de la superficie del suelo (Figura 5). El recipiente exterior se perforó en su base y se dejó dentro del suelo durante todo el período de muestreo. El segundo recipiente (de captura) se introdujo en el interior perforado, conteniendo 100 ml de una solución fijadora compuesta por 1,5 L ácido acético 4%, 2 kg de sal, completando con agua hasta a un volumen final 10 L. Las trampas se cubrieron individualmente con una estructura de hierro con un techo de cartón-plast para protegerlas del ingreso de agua de lluvia.



Figura 5. Trampa Pitfall y protección de estructura de hierro y cartón-plast.



Figura 6. Trampa Pitfall con detalle de artrópodos recolectados en su interior.

Se colocaron 10 trampas en cada oferta de forraje, separadas 10 metros entre sí y estratificadas por suelo superficial y profundo. Las trampas se dejaron actuar en períodos de dos semanas, procediéndose a la recolección de las muestras contenidas y al reemplazo del líquido fijador. Las muestras se conservaron en alcohol 70%, debidamente individualizadas e identificadas. Factores como períodos de precipitaciones abundantes y roturas por pisoteo de los vacunos incidieron en cambios imprevistos en las fechas de muestreo planificadas.



Figura 7. Problemas de la técnica (pisoteo por animales) en áreas de pastoreo.



Figura 8. Problemas de la técnica (desplazamiento por exceso de precipitaciones).

2.3.2 Aspirador portátil

El método de muestreo con aspirador portátil motorizado es efectivo en vegetación seca, erguida y de menos de 15 cm de altura. Las recolecciones con esta técnica se realizaron con un aspirador de jardín de combustión (Husqvarna 125 BV), al que se le adicionó una tela blanca en el caño de entrada (Figura 9), cuya función fue retener el material aspirado. Se realizan 10 puntos de aspirado en cada parcela de oferta de forraje durante un tiempo controlado de un minuto por punto. El contenido de cada recolección se volcó en una bolsa rotulada con el número de parcela y la fecha. Estas bolsas se guardaron en congelador hasta su identificación en el laboratorio.



Figura 9. Técnica de muestreo con aspirador motorizado portátil.

2.3.3 Identificación de taxones

Los artrópodos se clasificaron, en general, a nivel de orden, dado el elevado número de muestras (total 1009 muestras: 520 de aspirado; 489 de trampas Pitfall). En la etapa de laboratorio, los taxones fueron identificados a nivel de Orden y de Familia

siempre que fue posible llegar a este nivel: Carábidos (Coleoptera: Carabidae); Curculiónidos (Coleoptera: Curculionidae); Coprófagos (Coleoptera Scarabaeinae); Otros Coleópteros; Arañas (Arachnida: Araneae); Hemiptera fitófagos (Auchenorrhyncha y Sternorrhyncha); Grillos (Orthoptera: Gryllidae); Langostas (Orthoptera: Acridoidea); Otros Ortópteros; Avispas (Hymenoptera: Vespoidea); Parasitoides (Hymenoptera Parasitica); Abejas (Hymenoptera: Apoidea); Hormigas (Hymenoptera: Formicidae); Isópodos (Crustacea: Isopoda); Cucarachas (Hexapoda: Blattaria); Hemípteros (Hemiptera: Heteroptera); Miriápodos (Myriapoda); Lepidópteros (Hexapoda Lepidoptera); Trips (Hexapoda: Thysanoptera); Dípteros (Hexapoda: Diptera); Ácaros (Arachnida: Acari); Colémbolos (Collembola). La identificación de estos taxones se basó en claves de órdenes y familias (Bentancourt *et al.*, 2009). Una vez identificados, los ejemplares se guardaron en frascos de poliestireno y tubos Eppendorf, en cajas rotuladas con la fecha de captura y tratamiento de origen. Este material se encuentra en la localidad de José Enrique Rodó (33° 41' 46.72'' S y 57° 32' 05.62'' O), departamento de Soriano.

Además del análisis individual de estos taxones, se analizaron conformando los siguientes grupos funcionales: Predadores (Carabidae; Vespoidea; Mantodea; Myriapoda), Parasitoides (Hymenoptera Parasitica), Arácnidos (Araneae; Scorpiones), Fitófagos (Curculionidae; Auchenorrhyncha; Sternorrhyncha; Orthoptera; Thysanoptera; Isopoda), Coprófagos, Enemigos Naturales (Predadores + Arañas + Parasitoides).

Para el caso de los taxones más abundantes (Acari y Collembola), cuyo conteo resultó inviable, se establecieron categorías de abundancia. Los Acari se categorizaron en: 1) 0 a 100; 2) de 100 a 300; 3) más de 300. Los Collembola se categorizaron en: 1) 0 a 50; 2) de 50 a 100; 3) de 100 a 300 y 4) más de 300.

2.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS E ÍNDICES DE DIVERSIDAD

2.4.1 Análisis de varianza

El análisis de la información se realizó mediante análisis de varianza y contrastes utilizando el test de Tukey con un nivel de significancia del 5%. Las variables analizadas fueron la proporción de artrópodos reunidos en los grupos funcionales: Fitófagos; Predadores; Parasitoides; Arácnidos; Coprófagos y Enemigos Naturales. En forma independiente, se estudió la proporción de Acari y Collembola. Los factores considerados en el modelo fueron los tratamientos de oferta de forraje, los tipos de suelo y las fechas de muestreo. Las fechas de muestreo se consideraron factores cruzados con los tratamientos, estimándose entonces la interacción entre ambos. También se analizó la abundancia de cada artrópodo recolectado y el comportamiento frente a los factores considerados.

Se utilizaron los paquetes estadísticos SAS e Infostat.

$$Y_{ijklm} = \mu + \tau_i + \gamma_j + (\tau\gamma)_{ij} + \alpha_k + \beta_l + \varepsilon_{(ijkl)m}$$

Donde:

μ : media general

τ_i : efecto del manejo del pastoreo

γ_j : efecto de la fecha de colecta de artrópodos

$(\tau\gamma)_{ij}$: efecto de la interacción entre
manejo de pastoreo y fecha de recolección

α_k : efecto del tipo de suelo

β_l : efecto del bloque

$\varepsilon_{(ijkl)m}$: error usual

$\left\{ \begin{array}{l} i=6\text{kgMS}/100\text{kgPV}, \\ 8\text{kgMS}/100\text{kgPV} \\ j= \text{fecha de} \\ \text{recolección (1 a} \\ 13) \\ k=\text{profundo,} \\ \text{superficial} \\ l= 1, 2 \end{array} \right.$

2.4.2 Índices de riqueza y diversidad

La biodiversidad es difícil de cuantificar de forma precisa, principalmente por su carácter multidimensional. Por ello, se han propuesto índices que tienen como objetivo describir las propiedades generales de las comunidades para, así, poder comparar entre diferentes taxones, especies, niveles tróficos y regiones (Morris *et al.*, 2014). Son fundamentales para la conservación de la biodiversidad al permitir estimar la diversidad, uniformidad y riqueza de las familias y especies (Cheli *et al.*, 2010).

Para estimar la diversidad de taxones, se utilizaron los índices de riqueza específica, de Shannon-Wiener y de Simpson.

Los índices de diversidad resultan por lo general difíciles de interpretar en sí mismos. Es conveniente, por tanto, conocer valores de la riqueza de la comunidad, pero también de su estructura (Moreno, 2001). Se calculó la riqueza específica (número de taxones) de artrópodos en dos tratamientos de oferta de forraje [Alta Oferta (baja intensidad de pastoreo) y Baja Oferta (alta intensidad de pastoreo)] y en dos tipos de Suelos (Suelo Profundo y Suelo Superficial), para poner a prueba la primera y segunda hipótesis de esta investigación, que establecen que la diversidad de artrópodos cambia con distintas ofertas de forraje por mayor biomasa y diversidad vegetal y en suelos de diferente profundidad.

La riqueza específica es el número total de especies obtenido por un censo de la comunidad, siendo la forma más sencilla de medir la biodiversidad, ya que se basa únicamente en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas (Moreno, 2001).

Por último, se realizaron el análisis de equidad de Shannon-Wiener y el análisis de dominancia de Simpson para comprender a la estructura de la comunidad a nivel de órdenes o familias, en las dos ofertas de forraje y en suelo profundo y superficial.

Según la clasificación de Peet (1974), los índices de abundancia de las especies se clasifican en índices de equidad (v.g. Shannon-Wiener) e índices de heterogeneidad (v.g. Simpson). El índice de Simpson resalta la posible dominancia de uno o varios

taxones, mientras que el índice de Shannon-Wiener se enfatiza en la equitatividad o uniformidad y resalta el grado de equidad entre los diferentes taxones, es decir, asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Moreno, 2001). El índice de Shannon-Wiener adquiere valores entre 0, cuando hay una sola especie en la muestra, y el logaritmo de S, $\ln(S)$, cuando todas las especies están representadas, es decir, cuando la comunidad es completamente equitativa (Moreno, 2001).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 COMPOSICIÓN BOTÁNICA

La caracterización de la composición botánica del sitio experimental correspondió a las condiciones generales de los suelos de campo natural de basalto (Cuadro 4).

Cuadro 4. Composición botánica proporcional de los puntos de muestreo.

Oferta de forraje	Tipo de Suelo	% Perennes	% Anuales	% Invernales	% Estivales	% Gramíneas	% Leguminosas	% Gramíneas perennes	% Gramíneas anuales	% Gramíneas estivales	% Gramíneas invernales	Tipo productivo				
												% Duro	% Tierno	% Fino	% Ordinario	% Malezas
Alta	Superficial	80 b	20 a	52 a	48 b	99	1	90 b	10 a	75	25	5	33 b	2	23	33 a
	Profundo	98 a	2 b	36 b	64 a	94	6	99 a	1 b	86	14	5	49 a	12	17	17 b
Baja	Superficial	82 b	18 a	48	52	99	1	87	13	66	34	2	41	4 b	27	26
	Profundo	94 a	6 b	41	59	92	8	96	4	78	22	3	49	11 a	23	15

Las medias con diferentes letras entre suelos (dentro de cada oferta de forraje) son diferentes con $\alpha = 0.05$.

En suelo profundo hay más especies perennes mientras que en suelo superficial hay más especies anuales, independientemente de la oferta de forraje. Hay más especies invernales en suelo superficial y más especies estivales en suelo profundo en los potreros con alta oferta de forraje. No se encontraron diferencias para las gramíneas y leguminosas para los tratamientos de oferta de forraje y en tipo de suelo.

En cuanto al tipo productivo se verificó mayor cantidad de hierbas tiernas en suelo profundo en alta oferta de forraje, más hierbas finas en suelo profundo en baja oferta de forraje y más malezas en suelo superficial en alta oferta de forraje. No se encontraron diferencias para hierbas duras y hierbas ordinarias en los tratamientos de oferta de forraje y en tipo de suelo.

Las especies perennes, estivales mas frecuentes en suelo profundo fueron: *Paspalum notatum*, *Paspalum dilatatum* y *Panicum milloides*. Las especies anuales, invernales mas frecuentes en suelo superficial fueron: *Soliva pterosperma*, *Poa annua* y *Cerastium glomeratum* (Cuadro 5).

Cuadro 5. Frecuencia de aparición de especies en porcentaje según tipo de suelo.

Especie	Ciclo de vida	Habito de vida	Tipo productivo	Suelo profundo	Suelo superficial
<i>Alophia amoena</i>	Invernal	Perenne	Ordinario	2	2
<i>Axonopus affinis</i>	Estival	Perenne	Tierno ordinario	3	0
<i>Baccharis coridifolia</i>	Estival	Perenne	Maleza de campo sucio	2	0
<i>Bothriochloa laguroides</i>	Estival	Perenne	Ordinario	3	5
<i>Carex bonaerensis</i>	Invernal	Perenne	Ordinario	11	4
<i>Chloris bahiensis</i>	Estival	Perenne	Ordinario	0	5
<i>Coelhorachis selloana</i>	Estival	Perenne	Tierno	4	0
<i>Dichondra sp.</i>	Estival	Perenne	Maleza enana	3	2
<i>Eleusine tristachya</i>	Estival	Perenne	Ordinario	0	3
<i>Eragrostis lugens</i>	Estival	Perenne	Ordinario	0	4
<i>Eryngium horridum</i>	Invernal	Perenne	Maleza de campo sucio	2	0
<i>Eryngium nudicaule</i>	Invernal	Perenne	Maleza enana	0	2
<i>Leptocoryphium lanatum</i>	Estival	Perenne	Tierno	3	0
<i>Nothoscordum sp.</i>	Invernal	Perenne	Maleza menor	0	2
<i>Oxalis sp</i>	Invernal	Perenne	Maleza enana	3	8
<i>Panicum miloides</i>	Estival	Perenne	Tierno	4	6
<i>Paspalum dilatatum</i>	Estival	Perenne	Fino	9	3
<i>Paspalum notatum</i>	Estival	Perenne	Tierno	18	10
<i>Poa annua</i>	Invernal	Anual	Tierno	0	5
<i>Setaria geniculata</i>	Estival	Perenne	Tierno	2	3
<i>Soliva pterosperma</i>	Invernal	Anual	Maleza enana	2	7
<i>Sporobolus indicus</i>	Estival	Perenne	Duro	3	4
<i>Stipa setigera</i>	Invernal	Perenne	Tierno Fino	4	7
<i>Trifolium polymorphum</i>	Invernal	Perenne	Tierno	5	0

3.2 VALORES OBSERVADOS DE OFERTA DE FORRAJE

Los valores reales de los niveles alto y bajo del tratamiento de oferta de forraje no difirieron significativamente ($p = 0,1087$) (Cuadro 6; Anexo 6.5). El cuadro 6 muestra el análisis de varianza para biomasa disponible y altura de pasto. El modelo es $Y = \text{media} + \text{tratamiento (oferta de forraje)} + \text{error}$.

Cuadro 6. Biomasa disponible y altura de forraje en los niveles de alta y baja oferta de forraje.

	Biomasa Disponible (kg de materia seca)				Altura Disponible (cm)			
	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
Alta Oferta de Forraje	3362,5	2438,6	3094,5	3766,5	10,73	8,65	10,05	14,35
Baja Oferta de Forraje	3353,1	2511,4	3527,2	4114,7	11,08	10	11,08	15,75

En ambos niveles de oferta, la materia seca disponible difirió significativamente en función de la fecha ($p < 0,0001$) (Cuadro 7).

Cuadro 7. Oferta promedio real de forraje (kg de MS) en los tratamientos de alta y baja oferta, según la fecha.

Alta oferta		Baja oferta	
Fecha	Media (kg de materia seca)	Fecha	Media (kg de materia seca)
1/12/2015	18,87 a	1/12/2015	14,20 a
1/5/2016	9,15 b	1/5/2015	6,22 b
1/5/2015	8,15 bc	1/11/2015	4,97 b
1/1/2016	6,64 bcd	1/1/2016	4,66 b
1/2/2016	6,49 bcd	1/8/2015	4,36 b
1/6/2015	6,35 bcd	1/2/2016	4,11 b
1/11/2015	4,72 cd	1/6/2015	3,76 b
1/8/2015	4,05 d	1/5/2016	3,66 b

3.3 COMPOSICIÓN DE ARTRÓPODOS CAPTURADOS CON DOS MÉTODOS DE MUESTREO

3.3.1 Taxones recolectados con trampas Pitfall

Los Acari y Collembola fueron los artrópodos más abundantes, al punto de inviabilizar su conteo, razón por la cual se establecieron categorías de abundancia (apéndice 2.3.3). Dentro del resto, Hymenoptera, Isopoda y, en menor medida Araneae, fueron proporcionalmente más abundantes. Dentro de Hymenoptera, Formicidae fue la familia más abundante (Figura 10).

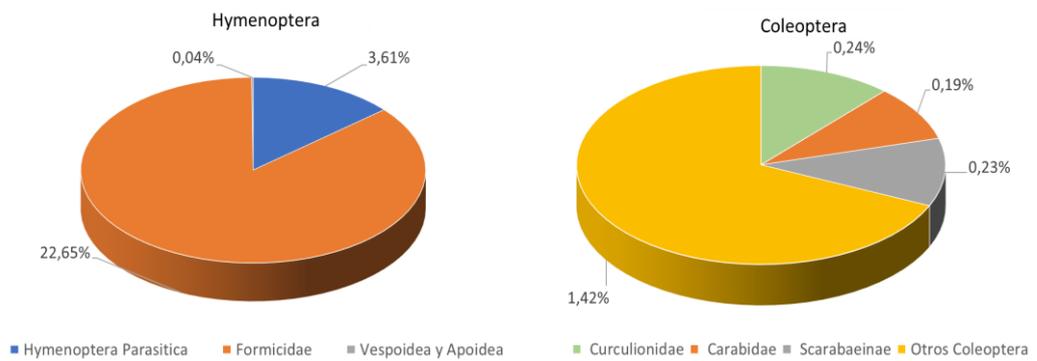
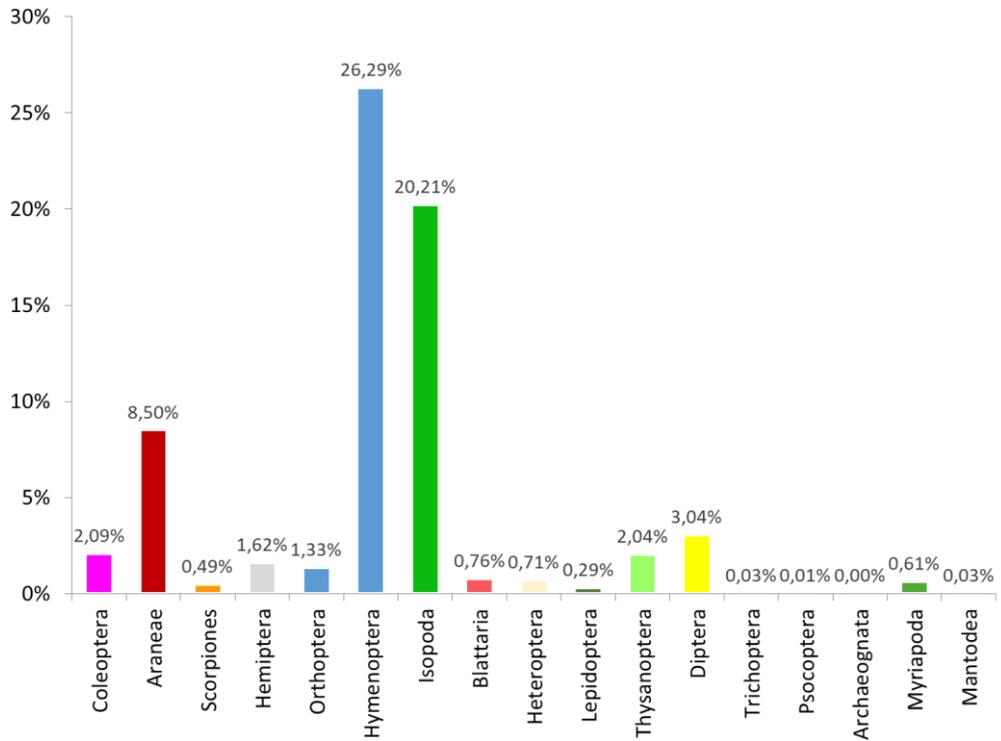


Figura 10. Porcentaje de taxones recolectados con trampas Pitfall en el total de fechas y repeticiones (arriba) y composición proporcional de Hymenoptera y Coleoptera (abajo). (No incluye Acari y Collembola).

Las hormigas son un grupo de artrópodos sociales que representan un grupo faunístico de especial interés para la conservación (Bustos, 2007). En los pastizales cumplen funciones relevantes al comportarse como consumidoras primarias, tomando partes de plantas, y como secundarias, al depredar pequeños invertebrados y proteger especies plaga como los pulgones. Las hormigas han sido ampliamente utilizadas para evaluar los efectos de diferentes usos de la tierra y de las prácticas en agroecosistemas; en este estudio, un 22,65 % del total de los artrópodos recolectados con el método trampas Pitfall corresponden a este taxón, que se conservaron para futuros análisis. Son organismos termofílicos, por lo que las condiciones de temperatura y humedad afectan el comportamiento de sus especies, factor que puede influir en la recolección de las mismas en diferentes momentos del año. Según Rosado *et al.* (2013), la riqueza de especies de hormigas tiende a incrementarse a medida que la temperatura y las precipitaciones incrementan, como fue observado en las capturas de este trabajo (Anexo 6.6).

Cibils *et al.*, 2017 establecen que el crecimiento y la supervivencia de los Isopoda terrestres, el segundo grupo más abundante, están relacionados con los factores abióticos (temperatura y humedad), la disponibilidad de refugio y la calidad del alimento. Los isópodos son sensibles a la humedad, a la luz, a la temperatura (Broly *et al.*, 2012) y al régimen de precipitaciones (Quadros *et al.*, 2008), factores microclimáticos importantes que regulan la reproducción de estos artrópodos. Los isópodos terrestres, al ser fototácticos negativos, se orientan en dirección contraria a la luz y siempre buscan refugios con gran concentración de humedad. Los momentos en que se presentan mayores cantidades son aquellos en los que la temperatura supera los 11°C y la humedad relativa es superior al 45% (Fingini, 2008; Waller, 2012), condiciones que coinciden con los picos poblacionales registrados en esta investigación. Además, la temperatura y humedad regulan la reproducción de isópodos, que tienen sus picos en primavera y verano (Quadros *et al.*, 2008), estaciones en las que se verificaron las mayores abundancias de estos organismos (Anexo 6.6).

Según Zimmer y Topp (2000), los isópodos se alimentan principalmente de fuentes consideradas de baja calidad, como pueden ser las pasturas, en comparación con los cultivos. Sus aspectos biológicos dependen de la fuente de alimento disponible en el ecosistema, como por ejemplo su supervivencia, que está asociada con el contenido de nitrógeno del alimento que consumen (Faberi *et al.*, 2011). Faberi *et al.* (2011) concluyeron que aquellos isópodos cuya dieta se basó en girasol y avena tuvieron menores tasas de supervivencia que los que se alimentaron de soja o pasturas, alimentos que tienen mayor contenido de nitrógeno. Esto podría explicar la gran presencia de estos artrópodos en el campo natural estudiado.

Los Acari y Collembola se recolectaron en gran abundancia, por lo que se clasificaron en categorías (Figuras 11 y 12). A partir del número de muestras de cada categoría, la media de las inferiores y el mínimo de la categoría superior, se puede estimar de modo aproximado una recolección total mínima de 36750 Acari y 39900 Collembola.

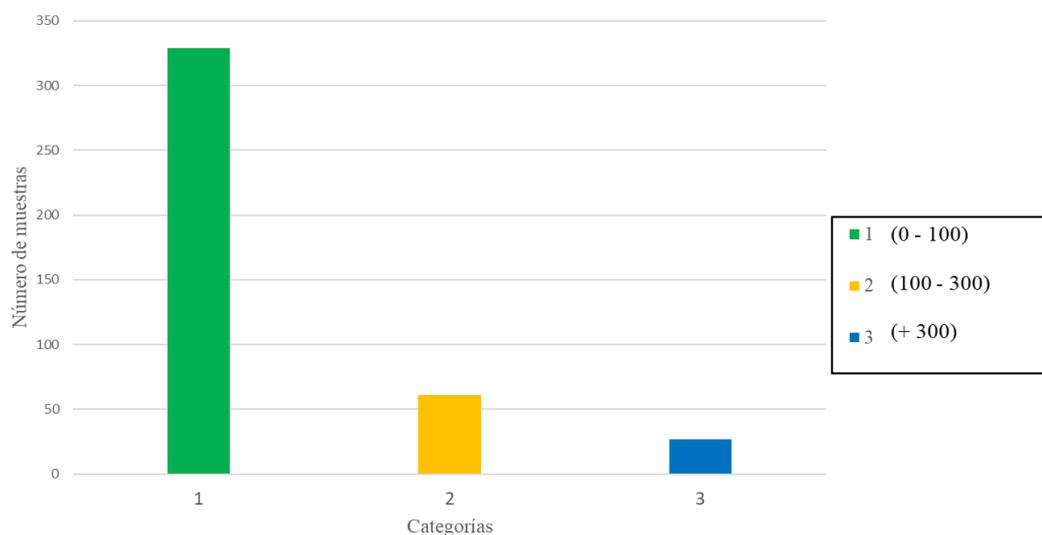


Figura 11. Número de muestras de Acari según categoría de abundancia, recolectados con trampas pitfall.

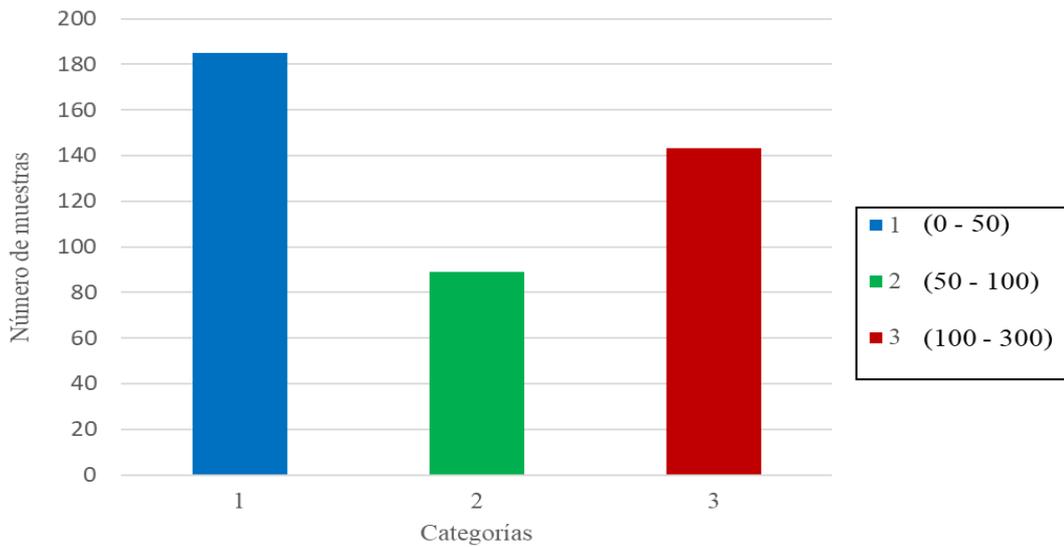


Figura 12. Número de muestras de Collembola según categoría de abundancia, recolectados con trampas pitfall.

Estas observaciones concuerdan con Bardgett y Cook (1998), quienes establecieron que ácaros y colémbolos son grupos presentes en la mayoría de los ecosistemas y en suelos de pradera son los artrópodos más abundantes (Wood, 1966). Según Seastedt (1984), estos llegan a representar hasta un 95% del total de microartrópodos en este ecosistema, mientras que Petersen y Luxton (1982) señalaron que la biomasa de estos dos grupos generalmente es similar entre ellas en praderas templadas.

3.3.2 Taxones recolectados con aspirador portátil

El orden Hymenoptera, al igual que con el método trampas Pitfall, también presentó la mayor abundancia, y Formicidae representó la mayor cantidad (23,41%) (Figura 13).

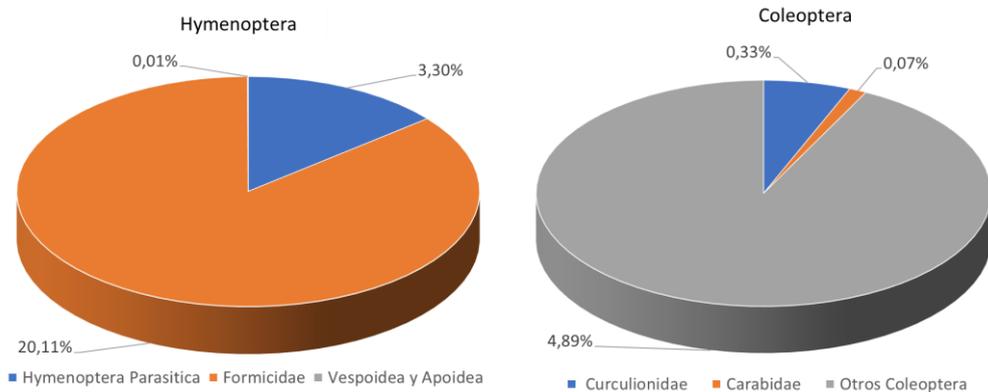
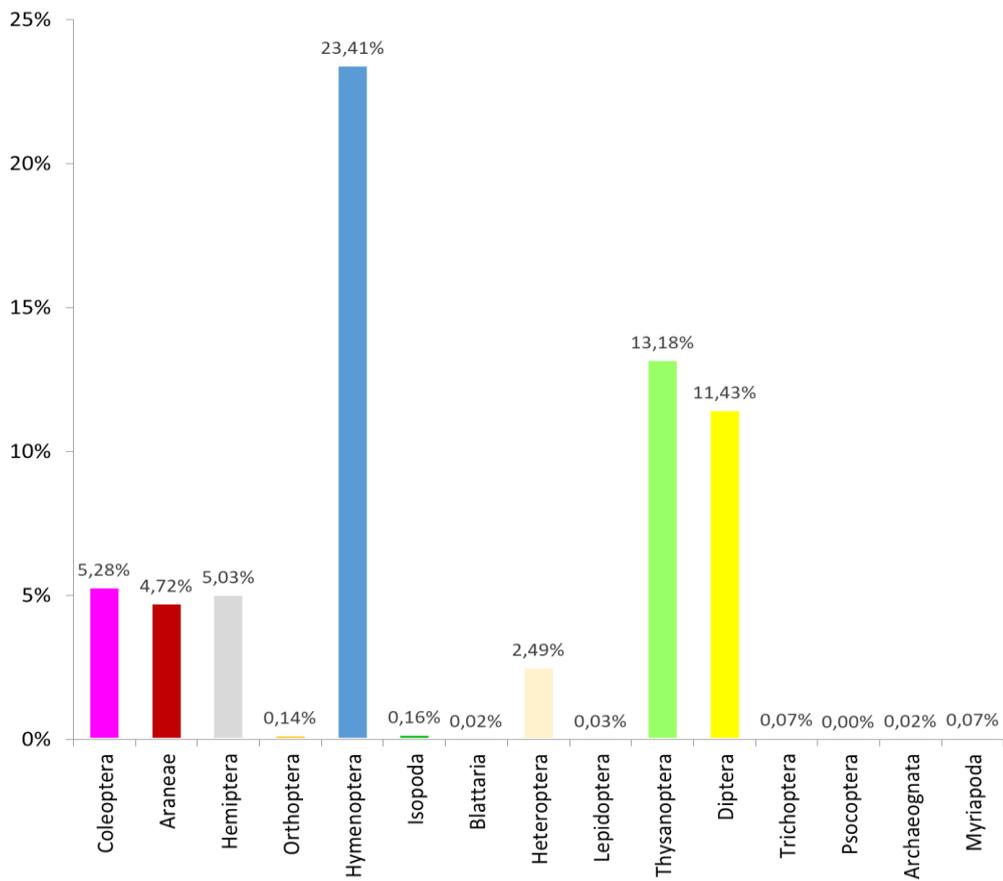


Figura 13. Porcentaje de taxones recolectados con aspirador portátil en el total de las fechas y repeticiones (arriba) y composición proporcional de Hymenoptera y Coleoptera (abajo). (No incluye Acari y Collembola).

La segunda mayor abundancia corresponde al Orden Thysanoptera (13,18 %), valor que puede estar relacionado con el hecho de que el aspirador portátil es útil para recolectar artrópodos que habitan la vegetación (De Mas Castroverde, 2007) y los Thysanoptera (trips) son frecuentes en flores y follaje (Richards y Davies, 1977). Rodríguez (2016) afirma que, si bien las poblaciones de trips pueden ser profundamente afectadas por diversos factores (malezas adyacentes, prácticas agrícolas, etc.), la temperatura y las precipitaciones son, finalmente, los factores que determinan la idoneidad del medio ambiente para el desarrollo y la dispersión de las poblaciones de trips en una manera que es en gran medida independiente de estos otros factores (Morsello *et al.*, 2009).

Según Lewis (1964), los tisanópteros migran en masas y es durante estos vuelos típicos que las capturas pueden ser hasta dos veces mayores que en un día típico de captura. Este autor establece que estos movimientos en masa ocurren cuando la temperatura aumenta de un día para el otro, generalmente en verano, pero también pueden ocurrir en primavera, en días soleados con una temperatura por sobre el promedio normal y precipitaciones por debajo del promedio normal. En este estudio, el pico más alto del orden Thysanoptera ocurrió el 25/01/2016, pleno verano, con 2590 individuos (Anexo 6.7). En esta fecha, la temperatura promedio fue de 26,1 °C y la precipitación acumulada fue de 39,6 mm con una humedad relativa del 66 %, condiciones que podrían estar indicando la acumulación de tisanópteros para su migración en masa.

Si bien los factores ambientales, como el clima y el tipo de suelo, pueden afectar a los métodos de recolección, sobretodo a las trampas Pitfall (Tuf, 2015), el método aspirador portátil, en general, se presentó más efectivo para la captura de Acari y Collembola, ya que se obtuvo un mayor número de muestras en las categorías de mayor abundancia, para ambos grupos (Figuras 14 y 15).

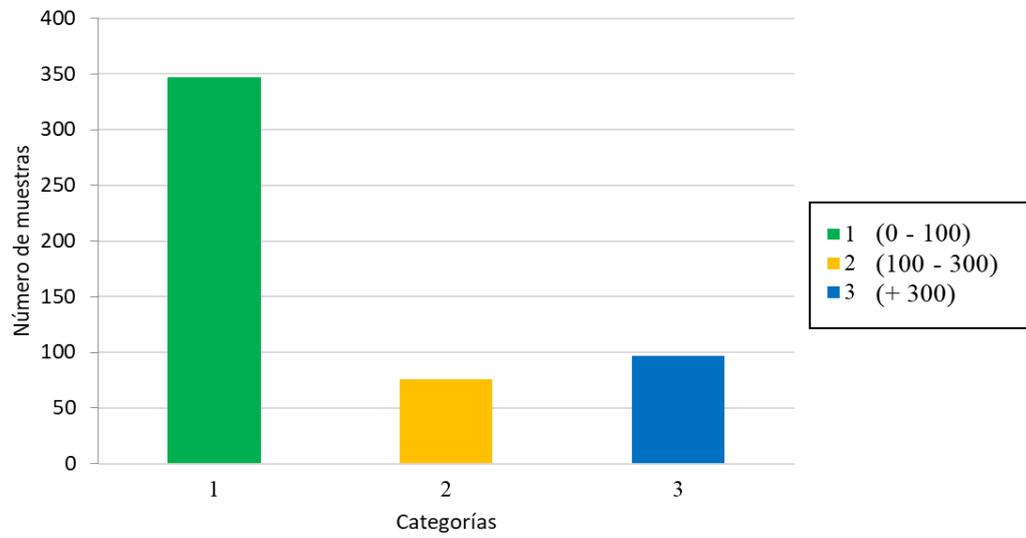


Figura 14. Número de muestras por categoría de abundancia de Acari capturados con aspirador portátil.

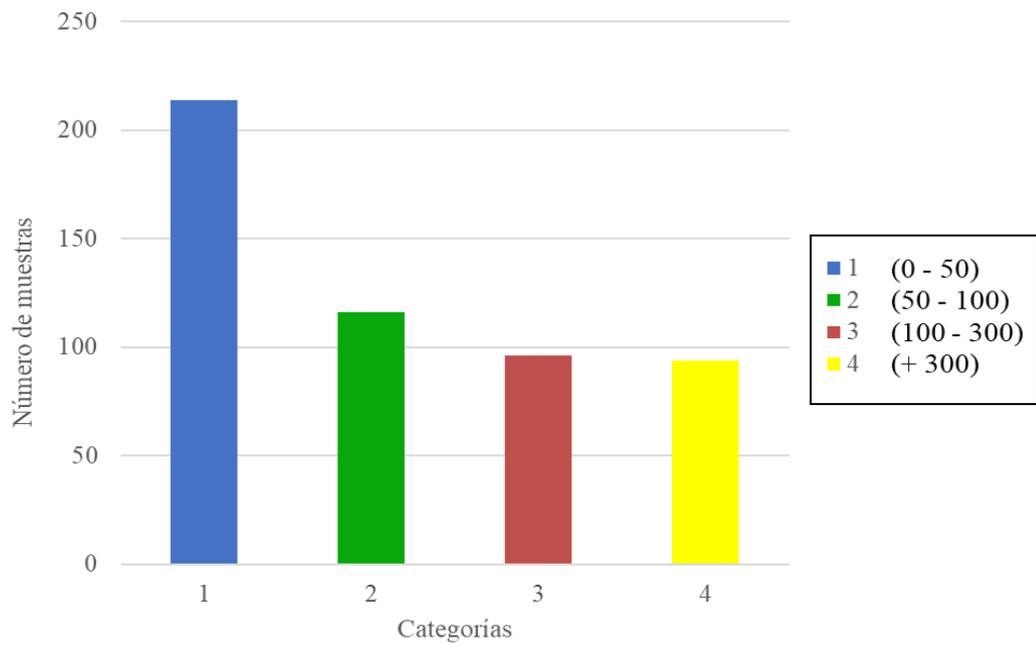


Figura 15. Número de muestras por categoría de abundancia de Collembola capturados con aspirador portátil.

Es necesario resaltar que estos métodos operan en distintos microhábitats; las trampas Pitfall operan en la captura de especies que habitan el suelo y que son más grandes y activas, mientras que el aspirador portátil captura especies más pequeñas, que viven en la vegetación (Merret, 1983). Además, el tiempo de actuación de estos métodos también es diferente; mientras que el aspirador portátil se aplica a un tiempo fijo en minutos (en este caso un minuto de duración) durante el día, las trampas Pitfall actúan de modo continuo durante largos períodos de tiempo y están activas día y noche (De Mas Castroverde, 2007).

3.3.3 Abundancia de artrópodos en función de la oferta de forraje, tipo de suelo y fecha de muestreo

La mayoría de los taxones capturados variaron en función de la fecha de muestreo (Cuadro 8). Esto es esperable dado que la actividad de los artrópodos varía en función de factores climáticos (Gaston *et al.*, 1993; Gasnier *et al.*, 2002; Mineo *et al.*, 2010) y procesos como el desarrollo y la diapausa se relacionan íntimamente con los cambios de temperatura (Wolda, 1988).

Cuadro 8. Anova para los taxones y para todas las variables.

	Variable	Grupo Funcional	Fecha de muestreo		Tratamiento (Oferta)		Tipo de suelo		Fecha*Tratamiento	
			Pitfall	Aspirado	Pitfall	Aspirado	Pitfall Profundo Superficial	Aspirado Profundo Superficial	Pitfall	Aspirado
Coleoptera	Carabidae	Predador	0,0842	0,0012	0,1677	0,2955	0,6593	0,0965	0,2727	0,0064
	Curculionidae	Fitófago	<0,0001	<0,0001	0,0215	0,0905	<0,0001	0,0007	0,0002	<0,0001
	Otros Coleópteros	n/d	<0,0001	<0,0001	0,207	0,8409	0,1507	0,003	<0,0001	<0,0001
	Coprófagos	Coprófago	0,0007	s/d	0,8347	s/d	0,5906	s/d	0,0018	s/d
Arachnida	Arañas	Predador	<0,0001	<0,0001	0,5224	0,1215	0,6258	0,0736	<0,0001	<0,0001
	Escorpiones	Predador	<0,0001	s/d	0,328	s/d	0,0299	s/d	<0,0001	s/d
	Ácaros	n/d	<0,0001	<0,0001	0,003	0,4381	0,1682	0,0005	<0,0001	<0,0001
Hemiptera	Heteroptera	n/d	<0,0001	<0,0001	0,1434	0,187	0,303	0,4935	<0,0001	<0,0001
	Sternorrhyncha	Fitófago	0,0576	<0,0001	0,0236	0,28	0,0064	0,1487	0,0164	<0,0001
	Auchenorrhyncha	Fitófago	<0,0001	<0,0001	0,8141	0,1012	0,0892	0,8382	<0,0001	<0,0001
Orthoptera	Grillos	Fitófago	<0,0001	0,068	0,0125	0,8722	0,0013	0,1139	<0,0001	0,2357
	Langostas	Fitófago	<0,0001	0,0281	0,2595	0,4647	0,3964	0,5546	<0,0001	0,0411
	Otros Ortópteros	Fitófago	0,3442	0,4562	0,0863	0,3183	0,2546	0,5381	0,4403	0,4728
	Avispas	Predador	0,0004	0,5298	0,8599	0,1571	0,1998	0,4143	0,0236	0,5207
Hymenoptera	Abejas	Polinizador	0,5964	0,4476	0,3098	0,3178	0,0637	0,5642	0,5526	0,4651
	Parasitoides	Parasitoide	<0,0001	<0,0001	0,0222	0,8495	0,0448	0,4319	<0,0001	<0,0001
	Hormigas	n/d	<0,0001	<0,0001	0,092	0,4061	0,2725	0,9561	<0,0001	<0,0001
	Blattaria	n/d	<0,0001	0,4476	0,6918	0,3178	0,2472	0,5642	<0,0001	0,4651
Otros	Crustacea	Fitófago	<0,0001	0,0002	0,4233	0,4058	0,0984	0,6892	<0,0001	0,0003
	Lepidoptera	n/d	<0,0001	0,0883	0,9614	>0,9999	0,0074	0,5612	<0,0001	0,0523
	Thysanoptera	Fitófago	<0,0001	<0,0001	0,1045	0,855	0,0355	0,7671	<0,0001	<0,0001
	Diptera	n/d	<0,0001	<0,0001	0,7026	0,799	0,684	0,0184	<0,0001	<0,0001
	Mantodea	Predador	0,3952	0,4476	0,0695	0,3178	0,8367	0,5642	0,4878	0,4651
	Myriapoda	Predador	<0,0001	0,4476	0,184	0,3178	0,6885	0,5642	<0,0001	0,4651
	Diplopoda	n/d	<0,0001	s/d	0,0954	s/d	0,1134	s/d	0,0001	s/d
	Psocoptera	n/d	0,1014	0,5298	0,1093	0,1571	0,5251	0,4143	0,0192	0,5207
	Trichoptera	n/d	0,0155	0,2082	0,2893	0,16	0,6707	0,3217	0,0649	0,4044
	Archaeognatha	n/d	0,3705	0,4476	0,9811	0,3178	0,0085	0,5642	0,2781	0,4651
	Collembola	n/d	<0,0001	<0,0001	0,0889	0,5964	0,1319	0,1704	<0,0001	<0,0001

n/d=no determinado; s/d=sin dato

Solamente algunos de los taxones tuvieron respuesta al tratamiento de oferta de forraje, en interacción o no con la fecha de captura y, fundamentalmente, en las recolecciones realizadas con trampas Pitfall (Cuadro 8). Los organismos que tuvieron respuesta a la baja oferta de forraje (alta intensidad de pastoreo) fueron Acari, Curculionidae, Hymenoptera Parasitica y Gryllidae, y solamente Sternorrhyncha mostró respuesta en la alta oferta de forraje (baja intensidad de pastoreo).

La abundancia de Curculionidae, Gryllidae, Scorpiones, Sternorrhyncha y Thysanoptera fue mayor en suelo superficial; en cambio, la abundancia de Hymenoptera Parasitica fue mayor en suelo profundo, con el método de recolección trampas Pitfall. Mientras tanto, en las recolecciones con aspirado, la familia

Curculionidae presentó mayor abundancia en suelo superficial y Acari, otros Coleoptera y Diptera fueron más abundantes en suelo profundo.

Curculionidae representa uno de los grupos con mayor número de especies del reino animal (Morrone, 2014). Son fitófagos considerados como plagas en pasturas y en la mayoría de los cultivos (Fik, 2014), ya que las distintas especies atacan todas las partes de las plantas, desde la raíz a las semillas y muchas dependen de estos artrópodos para su polinización. Éstos son un grupo económicamente muy importante por ser plagas graves de plantas forestales, ornamentales y agrícolas (Anderson, 2002).

En las recolecciones realizadas con trampas Pitfall se observó mayor presencia de Curculionidae en baja oferta (alta intensidad de pastoreo). Con ambas técnicas de muestreo, se verificó que la presencia de Curculionidae fue mayor en suelo superficial. Estos resultados sugieren que prefieren una menor estructura vegetacional en suelos más secos. Esto concuerda con el estudio de Greenberg *et al.* (2004) sobre las respuestas de estos artrópodos en distintos tipos de suelo. Los autores concluyeron que había mayor supervivencia de curculiónidos en suelos más secos y superficiales que en aquellos con más humedad y más profundos, y que esto se debe a la reducción en la disponibilidad de oxígeno de los suelos más compactos y profundos.

Los números máximos de Curculionidae fueron recolectados el 22/08/2015 con trampas Pitfall y el 30/04/2016 con aspirador. Doskocili y Brandenburg (2012), en pastizales de Carolina del Norte, observaron que los picos de este taxón se dan a finales del verano, principios del otoño, y a principios de la primavera, cuando los pastizales todavía se están recuperando del invierno. En el norte de Uruguay, es frecuente que en agosto se presenten temperaturas anormalmente altas para el invierno, lo que pudo influir en la alta captura verificada. Landero *et al.* (2015) observaron que los curculiónidos son más abundantes en épocas lluviosas, debido a que, cuando llueve mucho, las fibras vegetales utilizadas por las larvas para pupar se vuelven blandas y son abiertas fácilmente por los artrópodos cuando emergen. Tanto

el mes de abril de 2016 como agosto de 2015 estuvieron marcados por lluvias abundantes que superaron la media histórica (más de 600 mm y 314 mm, respectivamente). También, según Stejskal *et al.* (2014), a finales del otoño es cuando se ven especímenes adultos, ya que éstos se quedan en las plantas hospederas donde pasan inmóviles la mayoría de su tiempo, lo que también explicaría la mayor recolección con aspirado en esa estación. También Barratt *et al.* (2000) observaron, en pasturas de Nueva Zelanda, que el otoño fue la época en que se registró mayor cantidad tanto de adultos como de larvas de curculiónidos en varios años de estudio. Los resultados sugieren que en otoño o fines del invierno/principios de la primavera en suelo superficial parecerían ser los momentos apropiados para muestrearlos en campo natural.

Los ácaros (Acari), miembros de la clase arácnidos, son uno de los grupos de invertebrados más abundantes del suelo (Manu *et al.*, 2016) y son considerados el grupo más diverso y abundante en praderas (Behan-Pelletier y Kanashiro, 2010; O'Lear y Blair, 1999). Los ácaros que habitan praderas abarcan una gran variedad de gremios alimenticios, ya sea predadores especializados y polífagos, parásitos, herbívoros, fungívoros, microbívoros, detritívoros, necrófagos y omnívoros (Behan-Pelletier y Kanashiro, 2010). Como ya se mencionó, debido a su gran abundancia y la inviabilidad de su contabilización, los Acari fueron clasificados en categorías de abundancia: 1) 0 a 100; 2) de 100 a 300; 3) más de 300.

Su abundancia fue mayor en el tratamiento de baja oferta de forraje (alta intensidad de pastoreo), aunque este efecto se observó solo en las capturas con trampas Pitfall (Figura 16). Probablemente, el hecho de que un sitio con mayor intensidad de pastoreo tenga una menor estructura vegetacional permite que los Acari se desplacen más por el suelo y caigan dentro de las trampas. El efecto del suelo profundo (Figura 17), por el contrario, se observó en las capturas con aspirado, que fueron comparativamente más abundantes que las de las trampas Pitfall.

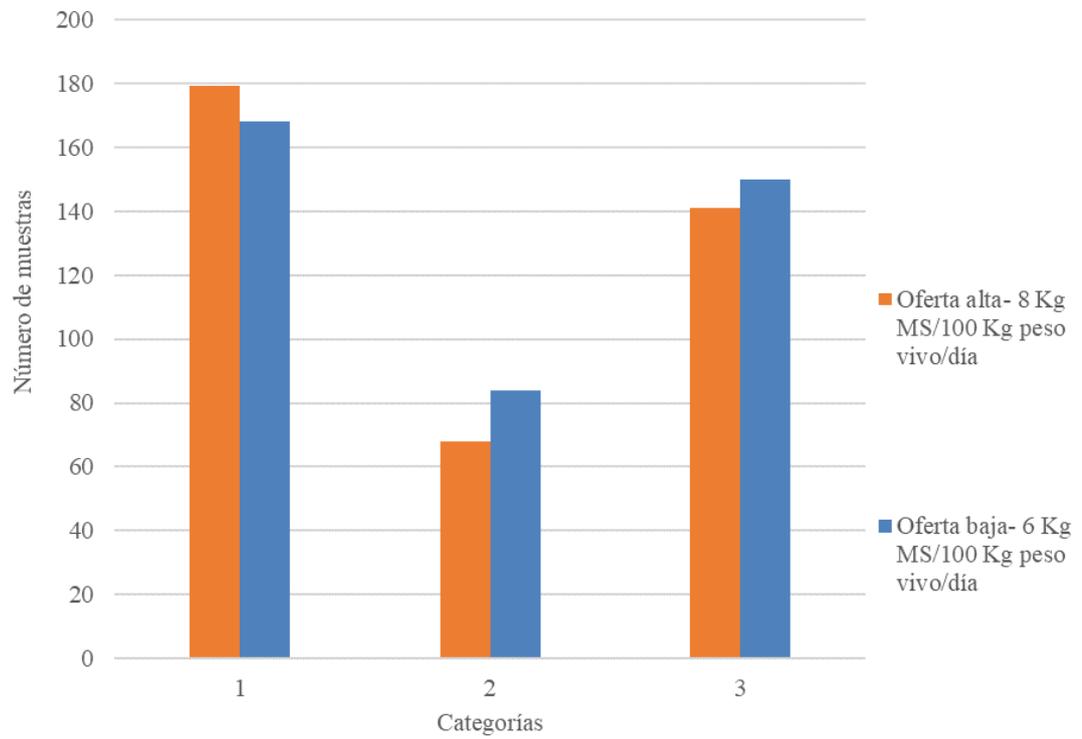


Figura 16. Número de muestras por categoría de abundancia (1, 2 y 3) de Acari recolectados con trampas Pitfall en los tratamientos de baja y alta oferta de forraje.



Figura 17. Promedio de categorías (1, 2 y 3) de abundancia de Acari para las 13 fechas de muestreo para suelo profundo y suelo superficial, capturados con aspirador portátil.

Resultados similares indicaron Clapperton *et al.* (2002), quienes estudiaron los cambios en la diversidad y abundancia de micro artrópodos asociados a diferentes intensidades de pastoreo y verificaron que la mayor abundancia de la principal familia de ácaros recolectados se encontró en la parcela con mayor intensidad de pastoreo (4.8 UA ha⁻¹ – 1 UA = 600 kg peso vivo). Estos autores también observaron que el pastoreo con ganado afecta la calidad y cantidad de la materia orgánica en el suelo, cambios que influyen en el ciclo de descomposición y de nutrientes a través de cambios en la disposición y función de los artrópodos bajo suelo que, eventualmente, también afecta la organización de la comunidad y la productividad. Este efecto de cambio en la estructura de nutrientes del suelo también puede explicar la incidencia del tipo de suelo en las recolecciones de estos organismos. Los ácaros son artrópodos edáficos (Subías y Shtanchaeva, 2011) y, en su mayoría, son descomponedores de materia orgánica (Socarrás, 2013) o tienen

hábitos de vida saprófagos (Subías y Shtanchaeva, 2011). Habitan el suelo y eligen sus hábitats según el tipo de vegetación, su estado de descomposición y la cantidad libre de agua disponible en el suelo, entre otras condiciones (Crespo, 2013). Por lo tanto, la mayor disponibilidad de agua y nutrientes de los suelos profundos (Rodríguez y Ramos, 2010) podría ser un factor de explicación de la mayor abundancia de Acari ante un tratamiento de alta intensidad de pastoreo, que modifica la calidad y cantidad de nutrientes en el suelo superficial.

Al analizar la variable fecha, se observaron resultados para Pitfall el 25/01/2016 y para aspirado el 30/04/2016. Como los distintos métodos tuvieron mayor presencia de Acari en diferentes fechas, se podría considerar que cada uno recolecta especímenes en diferentes etapas de su ciclo. Hay (1995) observó que el aspirador recolecta mejor los huevos y especímenes en fase inmadura, y que las trampas Pitfall no muestrean estas etapas inmóviles o poco móviles. Sin embargo, Sabu *et al.* (2011), observaron que las trampas Pitfall fueron útiles para recolectar ácaros en todas las etapas de su ciclo de vida. La presencia de más ácaros también en verano, por otra parte, coincide con las observaciones de Skubala (2004), quien establece que estos artrópodos se muestrean en pastizales durante todo el año, teniendo más picos en invierno y verano.

Los Collembola, que también fueron clasificados en categorías por su abundancia (1= 0 a 50; 2= de 50 a 100; 3= de 100 a 300 y 4= más de 300), dominan la fauna de la mayoría de los suelos (Decaëns *et al.*, 2006) y brindan un valioso servicio ecosistémico, ya que se alimentan de una gran variedad de recursos, como hongos, bacterias, moho, polen, esporas, plantas y detritos (Castaño *et al.*, 2004). Estos organismos realizan una contribución significativa en muchos procesos del suelo, como ciclos de materia y energía, formación y respiración del suelo, mineralización y filtración del carbono orgánico disuelto (Usman Asif *et al.*, 2016; Chauvat *et al.*, 2007). Otros, como la pulgilla de alfalfa, pueden causar daños en los cultivos (Cibils y Zerbino, 2017).

No se constataron diferencias en la oferta de forraje para la abundancia de Collembola recolectados con trampas Pitfall ni aspirado. Tampoco al analizar la variable suelo. Cuando se analizó la fecha con el tratamiento, las fechas 24/7/2015 y

22/8/2015 para baja oferta de forraje, es decir, alta intensidad de pastoreo con el método trampas Pitfall mostraron mayor abundancia. Esto podría explicar que los colémbolos se benefician con el pastoreo. Por ejemplo, Uteseny *et al.* (2010), en su estudio sobre los patrones de distribución de los colémbolos ante el pastoreo intensivo, observaron valores significativamente mayores en la riqueza y abundancia de las especies hemiedáficas en aquellas parcelas con pastoreo que en las sin pastorear. Por su parte King *et al.* (1976), en su estudio sobre el efecto del pastoreo de ovejas sobre una comunidad de colémbolos en pastizales, observaron que solo una de las especies hemiedáficas (*Isotomodes productus*) se reducía a medida que el pastoreo se hacía más intensivo, y que las euedáficas, no se vieron afectadas por la intensidad de pastoreo.

Cuando se analizó la variable fecha, se observaron diferencias para las fechas 25/1/2016, 24/7/2015 y 22/8/2015 para Pitfall, y 30/4/2016, 27/10/2015 y 27/5/2016 para aspirado. Como establecen Usman Asif *et al.* (2016), los colémbolos son particularmente sensibles a los cambios ambientales; la variación de la humedad en el suelo, las precipitaciones, las sequías, el calentamiento global, el pH y la temperatura del suelo pueden causar cambios en su densidad, diversidad, supervivencia, comportamiento, actividad y reproducción. Las poblaciones de colémbolos responden a los cambios en su ambiente (climáticos, tipo de vegetación, uso de la tierra, la disponibilidad de alimento) de forma rápida porque su actividad vital, reproducción, fecundidad y mortalidad se ven influenciadas por los mismos (Gope, 2012).

Las fechas que mostraron diferencias, pertenecientes a las estaciones del año (enero, abril, mayo, julio, agosto y octubre), indicarían que los Collembola están presentes en baja oferta de forraje durante todo el año. Ahora bien, la oferta de forraje baja no fue la misma durante todo el año (Cuadro 7), siendo el 1/12/2015 la fecha que se despega de las demás con 14,20 kg de materia seca. Según Block y Zettel (2003), los colémbolos tienen ciclos de vida de alrededor de 2 años y sobreviven a condiciones abióticas extremas tanto en el invierno como en el verano, ya que poseen mecanismos fisiológicos bien desarrollados para sobrellevar los problemas de frío y

precipitaciones en el invierno, y de calor y falta de precipitaciones en el verano. Además, las especies hemiedáficas tienden a escapar a capas más profundas del suelo para ser menos afectados por situaciones climáticas extremas, como congelamiento, sequía o inundaciones (Pollierer y Scheu, 2017). Por ejemplo, Gudleifsson y Bjarnadottir (2008), estudiaron a los colémbolos en pasturas durante todas las estaciones y observaron que algunas especies eran más abundantes a finales del verano, principios del otoño; otras fueron más abundantes a fines del invierno, principios de la primavera.

El uso de métodos de muestreo complementarios también pudo haber influido en el hecho de que se recolectaran Collembola en todas las estaciones del año. Por ejemplo, Ireson (1993), muestreó colémbolos en cultivos y pastizales con trampas Pitfall y aspirador, y observó que, aquellos recolectados con Pitfall presentaban picos de presencia en setiembre que, en el hemisferio norte, es a finales del verano-principios del otoño, aunque no tomaron muestras durante el invierno. Teniendo en cuenta que se perdieron las trampas Pitfall de febrero y marzo, los resultados coinciden con los de estos autores. Las muestras tomadas con aspirado por estos autores mostraron una leve tendencia de más colémbolos durante el otoño (77 especies) y la primavera (60 especies) (invierno 55 especies – verano 47 especies), lo que indicaría que el aspirado es buena técnica para la recolección de estos artrópodos en esas dos estaciones del año. Posiblemente, esto se deba a que el aspirador recolecta mejor artrópodos que están dentro de la vegetación en etapas poco activas o inactivas de su ciclo.

Los Hemiptera del suborden Sternorrhyncha (pulgones o áfidos), al ser artrópodos fitófagos, influyen en los procesos y funciones de los ecosistemas de pradera al alterar las poblaciones y dinámicas de las comunidades vegetales (Shorthouse y Larton, 2010). Ingieren la savia que circula por el floema, inyectan saliva con sustancias tóxicas deformando los tejidos vegetales atacados (agallas, enrollado de hojas) (Bentancourt *et al.*, 2009) y, como los Hemiptera del orden Auchenorrhyncha (chicharritas), producen secreciones azucaradas que brindan nutrientes al ecosistema

(McBride, 2013) y sirven de alimento a las hormigas con quienes se asocian para protección de los depredadores (Newton *et al.*, 2011).

Los Sternorrhyncha recolectados con Pitfall fueron más numerosos en alta oferta de forraje, es decir, baja intensidad de pastoreo. Según Louis (2016), las poblaciones de áfidos se desarrollan mejor en parcelas sin pastoreo o con pastoreo moderado, como en este caso. Diehl *et al.* (2013), establecen que esto se debe a que los sitios con pastoreo moderado tienen mayor biomasa y complejidad vegetal, mayor humedad y menor velocidad de los vientos, todos factores que brindan mejores condiciones para la propagación de los áfidos. A su vez, se verificó una mayor ocurrencia en suelo superficial. Según el análisis de la composición botánica, los sitios con suelo superficial en este estudio tienen gran presencia de la planta *S. pterosperma* (Cuadro 5) que es una de las especies en cuyo interior hibernan los pulgones (*Rhopalosiphum rufiabdominale*) (Vargas de Oliveira *et al.*, 2011). Además, en el suelo superficial se encontró *Eragrostis lugens*, planta hospedera de pulgones *Rhopalosiphum padi*, y *L. multiflorum*, hospederas de los pulgones *Geoica lucifuga* (Dughetti, 2012).

El pico máximo de recolección en la oferta alta de forraje se dio en las fechas 26/6/2015 con la técnica trampas Pitfall, mientras que el máximo con aspirado se recolectó el 27/10/2015, técnica apropiada para la recolección de áfidos, que son pequeños y están dentro de la vegetación (Borges y Brown, 2003). Esto puede deberse al ciclo reproductivo de los áfidos en regiones templadas, donde su reproducción ocurre en otoño, resultando en la producción de huevos hibernantes que eclosionan en primavera iniciando un nuevo ciclo (Kindlmann y Dixon, 2010). Entonces, posiblemente las trampas Pitfall recolectaron especímenes adultos y el aspirador, aquellos más jóvenes recién comenzando su ciclo de vida.

Las chicharritas (suborden Auchenorrhyncha) forman un componente importante de la fauna de praderas (Nickel y Hildebrandt, 2003) y ocurren en gran cantidad de especies e individuos en este ecosistema, siendo una proporción significativa de la biomasa y la riqueza de especies de los artrópodos de praderas templadas (Korosi *et al.*, 2011). Este suborden tiene un rol funcional importante como herbívoro en este

ecosistema (Maczey *et al.*, 2005), además de la contribución de una fuente de nutrientes rica y estable que deriva de sus secreciones (Delabie, 2001).

Este taxón solo mostró presencia el 30/4/2016 para aspirado en oferta baja, es decir, alta intensidad de pastoreo, no esperable en función de que estos artrópodos se ven afectados negativamente por el pastoreo intensivo (Littlewood *et al.*, 2012; Vickery *et al.*, 2001), ya que la vegetación abierta que genera el pastoreo debido a la reducción de la biomasa vegetal disponible (Littlewood *et al.*, 2012) y de la heterogeneidad estructural de las plantas (Kruess y Tschardt, 2002) ofrecen mayores oportunidades de depredación a sus enemigos naturales. Sin embargo, es posible que las altas precipitaciones durante abril (639 mm) sumadas a una temperatura media (20 °C), puedan haber colaborado para que la biomasa y estructura vegetal no se vieran tan disminuidas por el pastoreo en esa fecha. Además, según Nickel y Hildebrandt (2003), los picos de este taxón dependen de la etapa de hibernación, pero suelen ser a principios y finales del verano. Por su parte, Maczey *et al.* (2005), establece que los picos de Auchenorrhyncha en pastizales se dan en verano cuando llueve mucho, porque ello les permite, sumado a temperaturas altas, terminar su ciclo de vida antes de lo previsto.

Los Gryllidae, artrópodos de hábitos fitófagos, cumplen un rol importante para el funcionamiento de sistemas subterráneos (Fong, 2011) al cavar sus madrigueras bajo suelo, consumiendo las raíces de las plantas y aportando nutrientes al suelo (Gawalek *et al.* 2014). En este caso, la mayor presencia de estos ortópteros se observó en alta intensidad de pastoreo (oferta baja) y en suelo superficial con el método trampas Pitfall. Esto puede deberse a que los animales de pastoreo mejoran las condiciones necesarias para la vida de los grillos (Jerrentrup *et al.* 2014). Según Gawalek *et al.* (2014), la altura baja de la vegetación en praderas pastoreadas, provee de lugares con suelo expuesto al sol, lo que permite que el suelo tenga mayor temperatura para que los adultos escarben. Además, las plantas debilitadas por el pastoreo se vuelven más disponibles como alimento para grillos y otros artrópodos herbívoros. Estos autores concluyeron que la reducción de la estructura vegetal que produce el pastoreo tiene un impacto positivo sobre la biodiversidad de grillos en praderas y puede ser un

factor importante en la protección de sus poblaciones tanto en praderas, como en áreas agrícolas.

Las respuestas observadas en alta intensidad de pastoreo en invierno (22/8/2015) pueden tener que ver con el ciclo de los grillos en áreas templadas. Según Walker (2001), la mayoría de los grillos de campo solo produce una generación por año; la hembra incuba a finales de la primavera o principios del verano, y los individuos en estado maduro comienzan a emerger a finales del otoño. Para éstos, como para muchos otros artrópodos, el fotoperíodo es muy importante por ser un factor principal para el comienzo de la diapausa; su maduración se demora en los días largos de verano y se acelera a medida que se van acortando los días en otoño/invierno (Masaki, 1967). Estos especímenes adultos comienzan la temporada de reproducción luego del invierno y dejan cientos de huevos en el suelo durante la primavera y viven hasta finales del verano (Gawalek *et al.*, 2014), dependiendo también de las temperaturas y de cuán lluvioso sea ese verano (Walker, 2001). Según Olvido *et al.* (2003), las temperaturas cálidas y los días largos típicos del verano tienden a producir macrópteros adultos como grillos y saltamontes, lo que podría explicar que, cuando se evaluó solamente la variable fecha, dio más para el 25/1/2016 para Pitfall. Para aspirado, no se apreció efecto de las variables, lo que puede estar explicado por la menor adecuación de esta técnica para la captura de artrópodos de gran porte y que difícilmente se encuentran sobre las plantas.

Las Acridoidea, o langostas, también son un componente esencial de los ecosistemas de pradera; estimulan el crecimiento vegetal, participan en el ciclo de nutrientes y cumplen un rol importante en las cadenas alimenticias (Latchininsky *et al.*, 2011). En este caso, sus recolectas no fueron significativamente mayores en ninguno de los tratamientos de oferta de forraje, ni en suelo superficial o profundo. No obstante, sí se recolectó mayor abundancia de langostas con trampas Pitfall el 29/05/2015 y, con aspirado, el 25/1/2016. El hecho de que las abundancias recolectadas con ambos métodos se hayan dado en estaciones del año diferentes (finales del otoño, principios del verano) puede deberse a que cada método recolectó especímenes en diferentes estadios de su ciclo biológico. Según Carrizo *et al.* (2015), la especie *Schistocerca*

cancellata, que es la más relevante en “el centro y norte de Argentina, Uruguay, Paraguay, sur de Brasil, sudeste de Bolivia, centro y norte de Chile”, cada primavera inicia su ciclo, eclosionando a medida que aumentan las temperaturas, llegando a ser adultos en otoño. Además, estos autores establecen que las ninfas, cuando salen al exterior de su espuma protectora, se dispersan en búsqueda de vegetación donde protegerse. Por tanto, es probable que las langostas recolectadas con aspirador sean ejemplares jóvenes escondidos dentro de la vegetación, y las recolectadas con trampas Pitfall, sean langostas en estado adulto que cayeron dentro de las trampas al desplazarse.

Las hormigas (Formicidae) comprenden una gran proporción de la biomasa animal del mundo y contribuyen con varias funciones del ecosistema como la aireación del suelo, el ciclo de nutrientes, la defensa de las plantas y la dispersión de semillas (Folgarait, 1998). Al analizar la variable tratamiento, no se encontraron efectos, tampoco con la variable suelo. En las capturas con Pitfall, las fechas con mayor presencia de Formicidae fueron 27/9/2015, 23/12/2015 y 25/01/2016, (no se pudo obtener muestras de febrero y marzo debido a la destrucción de las trampas por pisoteo de ganado). Para aspirado, la fecha de mayor abundancia fue el 30/04/2016. Esto podría sugerir que las hormigas se benefician con el pastoreo. Como establece Sjödin (2007), hay varios artrópodos que se benefician del pastoreo ya que su actividad es mayor en praderas que contienen suelo descubierto. Según Morris (1969) la variación entre artrópodos que se ven o no afectados por el pastoreo tiene que ver con las distintas partes de la planta que utilizan, y que aquellos artrópodos que utilizan mayoritariamente las raíces como fuentes de nutrientes son los que se ven menos afectados por el pastoreo. Como las hormigas usan a las raíces de las plantas como principal fuente de carbohidratos para llevar a la colonia, según Shatters y Vander Meer (2000), de allí sacan al menos el 70% de los carbohidratos utilizados para mantener a la colonia; esto puede explicar, al menos en parte, por qué no mostraran respuesta a la oferta de forraje.

Cuando se analiza la variable fecha en interacción con tratamiento, la mayor presencia de estos artrópodos se da en baja oferta de forraje en meses cálidos, puede

deberse a que su actividad de forrajeo durante la primavera y el verano es mayor que en invierno (Nondillo *et al.*, 2014), con la aparición de la nueva generación de adultos posterior a la hibernación de las larvas (Caut *et al.*, 2013). Según Lindsey y Skinner (2001), los factores abióticos, como la humedad y la duración de los días, influyen en la actividad forrajera de las hormigas, es por ello que en verano hay más actividad. Lindsey y Skinner (2001) concluyeron que la riqueza de especies y la abundancia de Formicidae se corresponden con la cantidad de precipitaciones. Abril *et al.* (2007), descubrieron dos picos de actividad forrajera en la hormiga argentina (*Linepithema humile*), que también tiene presencia en Uruguay (Wetterer *et al.* 2009), uno en primavera y otro en otoño. Esto coincide con uno de los picos para Pitfall y con el pico de aspirado, que fueron en setiembre y abril, respectivamente. Incluso, la actividad forrajera de varias especies de hormigas tiene que ver con la actividad de los áfidos y sus secreciones, producidas continuamente durante el día en primavera y verano (Abril *et al.*, 2007). Coincidentemente, la mayor presencia de áfidos ocurrió en primavera. En futuros estudios, se podría investigar si existe una relación entre las hormigas y los pulgones.

Los trips (Thysanoptera) fueron más abundantes en suelo superficial en las capturas con trampas Pitfall, lo cual es un antecedente para futuras investigaciones de trips en campo natural. Si bien los trips se recolectan más comúnmente con el método aspirado por ser de pequeño tamaño y encontrarse en las flores y varias partes de las plantas, según Bentancourt *et al.* (2009) los adultos tienen más desarrollada la habilidad de caminar que de volar, lo que pudo explicar las capturas con trampas Pitfall. Al analizar la composición botánica del suelo superficial, se observa presencia de la gramínea anual invernal *Poa annua* y de la estival perenne *P. notatum*, (Cuadro 5) que se asocian con la presencia de trips (Calha *et al.*, 2015; Sharma *et al.*, 2011). Thysanoptera también fue significativamente más abundante en fechas de muestreo de meses cálidos (25/1/2016, 1/4/2016, 23/12/2015 y 25/11/2015 para Pitfall y el 25/1/2016 para Aspirado). Rodríguez (2016), establece que diversos autores han confirmado correlaciones entre la temperatura, las

precipitaciones y la abundancia de trips, ya que las temperaturas cálidas tienen efectos positivos sobre el crecimiento de sus poblaciones.

El orden Diptera (moscas y mosquitos), comprende alrededor de 124 mil especies ya descritas e incontables más por descubrir (Skevington y Dang, 2002), son uno de los órdenes de artrópodos más diversos y se encuentran en todas las regiones biogeográficas (Carvalho y de Mello-Pantiu, 2008). Estos artrópodos juegan un rol fundamental en el ciclo de nutrientes en los ecosistemas terrestres, ya que aceleran la descomposición de los tejidos animales, lo que facilita la descomposición de microorganismos (Savage, 2002), y muestran una amplia variedad de estrategias alimenticias, pudiendo ser minadores de hojas, alimentarse de sangre, de materia orgánica en descomposición, de estiércol, de néctar y savia, entre otras (Tinsley-Marshall, 2010; Marchiori, 2014). Este grupo mostró mayor abundancia en suelo profundo con el método aspirador portátil, mostrando que aquellos especímenes muestreados dentro de la vegetación prefieren suelos con mayor estructura vegetacional. Además esta mayor recolección puede deberse a que muchas especies pupan y habitan en el suelo durante estadios jóvenes de su ciclo de vida (Remy, 2012), y necesitan de condiciones húmedas en el suelo para el desarrollo de las larvas, propiedades que provee más un suelo profundo con mayor vegetación (Tinsley-Marshall, 2010).

En las trampas Pitfall, la mayor captura ocurrió el 25/1/2016 y, para aspirado, el 27/5/2016. Según Black y Krafus (1986), quienes estudiaron durante varios años el ciclo de vida de la mosca común (*Musca domestica*), que es la más habitual en praderas de pastoreo porque su reproducción se realiza en las heces del ganado (Stafford, 2008), observaron que las poblaciones aumentan a principios del verano y permanecen hasta finales y principios del otoño. Como establece Stafford (2008), esta mosca tiene varios ciclos por año y todas las etapas de su ciclo están representadas en todas las épocas del año.

Otros grupos de interés, como los coprófagos, no presentaron diferencias frente a los tratamientos, aunque respondieron –como la mayoría de los taxones- a la fecha de

muestreo. Los coprófagos, cuyo recurso alimenticio es el estiércol de ganado, no presentan un patrón estacional definido ya que los excrementos de los grandes mamíferos no fluctúan con las estaciones del año, aunque su actividad es afectada por factores ambientales como la lluvia y las temperaturas (Jankielsohn, 1999).

Por ejemplo, Doube (1991) observó que los coprófagos son más activos durante los meses húmedos de verano, que en los períodos de sequía. No se registra actividad de coprófagos en meses con baja precipitación y temperatura. Esto coincide con la mayor abundancia relativa de estos artrópodos en enero de 2016, posterior a un diciembre con lluvias que superaron la media histórica y con el registro de temperatura más alto en todos los muestreos realizados. En general, los coprófagos fueron recolectados en cantidades poco significativas, probablemente debido a que para capturarlos se necesita una carnada (atrayente) de materia fecal en las trampas. Sin embargo, según Floate (2011), la presencia de animales de pastoreo atrae a los coprófagos que se acercan por su materia fecal, particularmente la del ganado vacuno.

También los carábidos (Carabidae) conforman un grupo de interés, debido a que la gran mayoría son predadores generalistas que buscan sus presas en la superficie del suelo de campos agrícolas y hábitats adyacentes, cumpliendo la función de comabitr a las plagas fitófagas de los cultivos (French *et al.*, 2004). Según Rainio (2009), los carábidos, en zonas templadas, se utilizan ampliamente para indicar alteraciones en el ambiente por su fácil recolección con trampas de caída y sus respuestas a las alteraciones en el ambiente. El análisis de varianza no detectó diferencias entre los dos tratamientos de oferta de forraje y entre los dos tipos de suelo, superficial y profundo, para estos artrópodos (Cuadro 8). La captura de Carabidae con aspirador varió en función de la fecha de muestreo, registrándose su mayor presencia a mediados de otoño (27/5/2016). Larsson (1939) divide a las especies de carábidos en 2 ciclos de vida: las especies que se reproducen en primavera y las que se reproducen en otoño. Matalin (2007), por su parte, estudió el ciclo de vida de 18 especies, concluyendo que la mitad de las mismas se reproducían en primavera y la otra mitad

en otoño. Para las especies con reproducción otoñal, la nueva generación aparece a mediados o finales de la primavera, mientras que la nueva generación de las especies con reproducción primaveral aparece a principios o mediados del otoño. Hipotéticamente, la presencia de especies con reproducción primaveral podría explicar la captura de un mayor número de carábidos a mediados de otoño. Elliot *et al.* (2006), señalan, no obstante, que la eficiencia del método aspirado es baja para capturar especímenes adultos.

Las arañas (Araneae) son otro grupo de artrópodos que constituyen un componente importante de los ecosistemas naturales, particularmente del control de muchos artrópodos plagas (Uetz, 1991; Clausen, 1986). Cumplen un rol vital en la estructuración de las comunidades y en el balance de un ecosistema (Štokmane y Spunģis, 2016) y han sido utilizadas ampliamente como indicadores de los efectos de las prácticas agrícolas sobre los ecosistemas (Pétillon *et al.* 2007).

No se verificó abundancias diferenciales con el tratamiento de oferta de forraje en estos organismos. Si bien la intensidad de pastoreo (Pétillon *et al.*, 2007) y la actividad agrícola (Hemm y Höfer, 2012) tienen efecto sobre la diversidad estructural de la comunidad de arañas, los niveles no contrastantes de oferta de forraje del presente estudio pueden ser la causa de la ausencia de impacto sobre su abundancia.

El tipo de suelo tampoco influyó en la recolección de Araneae, si bien en aspirado se observó una tendencia a una mayor abundancia en suelo profundo (p-valor 0,0736). Dennis *et al.* (2001) indican que la abundancia de la mayoría de las especies de arañas es mayor en pastos más altos y sin pastoreo. En una vegetación más compleja, estos artrópodos logran cumplir con requisitos esenciales para su supervivencia, como la construcción de redes, el uso de refugios, el cuidado de sus crías, el apareamiento, la caza activa y la dispersión (McDonald, 2007), además de que la permanente cobertura de suelo provee refugio y disponibilidad de presas (Avalos *et al.*, 2007). Esto puede explicar la tendencia observada en suelo profundo, donde la vegetación es más compleja y abundante. La gramínea perenne y estival predominante en suelo profundo y en superficial fue *P. notatum* (Cuadro 5), especie

que fue indicada por Chen *et al.* (2011) como la especie de gramínea adyacente en plantaciones de té con mayor factor de atracción de arañas.

Los escorpiones (Scorpiones) también son depredadores importantes en términos de densidad y biomasa, y cumplen un rol funcional muy importante en los procesos del ecosistema (El Hidan *et al.*, 2017). No se constató efecto del tratamiento de oferta de forraje. Hubo una mayor presencia de escorpiones en suelo superficial para los muestreos con trampas Pitfall. Con la técnica de aspirado, no se recolectaron ejemplares de este taxón. La mayor abundancia en suelo superficial indica que, en este sistema, prefieren la poca vegetación y humedad en el suelo. Esto es de esperarse, ya que la distribución y la selección de su hábitat se correlacionan positivamente con la dureza y textura del suelo (Druce, 2000), además de la disponibilidad de refugio que, aunque difiere según las especies, varía entre los que excavan en suelos arenosos y los que se refugian bajo rocas, troncos u hojarasca (Newlands, 1978).

Según Araújo *et al.* (2010), los escorpiones son difíciles de muestrear con trampas Pitfall porque tienen poca movilidad. Sin embargo, los autores observaron que la mayoría de los especímenes recolectados en su estudio eran machos, y que la mayoría se recolectaba en los meses lluviosos y calurosos, en temporada de reproducción, cuando aumentan su movilidad en busca de hembras para reproducirse. Esto puede explicar que la fecha en la que más especímenes se recolectaron con Pitfall fuera en enero de 2016, verano y posterior a un diciembre muy lluvioso (384 mm).

Los isópodos (Crustacea; Isopoda, comúnmente conocidos como “bichos bolita” o “bichos de la humedad”) fueron recolectados en cantidades mayores con trampas Pitfall. Su mayor captura con trampas de caída es esperable, ya que son organismos que caminan por el suelo y no por el follaje de las plantas. Messina *et al.* (2016), por su parte, indicaron que el vinagre y el formaldehído, que son componentes comúnmente usados en el líquido fijador de las trampas de caída, presentan efectos atrayentes. Estos artrópodos no fueron afectados por los tratamientos, variando sus

capturas solamente en función de la fecha de muestreo; el 22/08/2015 fue la fecha de mayor captura con el método trampas Pitfall. Según Warburg *et al.* (1984) los isópodos se ven muy influenciados por el clima, ya que la humedad y la temperatura son los principales impulsores de su actividad y distribución. Los juveniles dependen de la humedad del suelo, y su reproducción depende de la luz y la temperatura. Estos autores y Khila *et al.* (2018) observaron que la primavera es la temporada con mayor actividad en la superficie del suelo porque la temperatura comienza a aumentar sin ser demasiado alta para disminuir la humedad del suelo, que es otro factor muy importante para su supervivencia.

En la categoría de “otros Coleoptera” se incluyeron especímenes de varias familias; (Elateridae, Tenebrionidae y Chrysomelidae, de hábitos fitófagos), (Staphylinidae y Coccinellidae, de hábito predador). Se observaron mayores capturas en suelo profundo con la técnica aspirado, lo que indica su predilección por una estructura vegetacional mayor, al recolectarse mayormente dentro de la vegetación y en un suelo con mayor estructura.

Por su parte, otros Orthoptera, Mantodea, Psocoptera y Apoidea no tuvieron respuesta a la oferta de forraje, al tipo de suelo ni la fecha de captura. Myriapoda, Diplopoda, Avispas y Trichoptera, como es esperable para estos artrópodos, tuvieron respuesta a la fecha de captura.

3.3.4 Análisis de artrópodos según grupos funcionales

En función de la importancia de los diferentes roles que los artrópodos cumplen en los ecosistemas en general y en los sistemas pastoriles en particular, los taxones pertenecientes a órdenes o familias con un hábito o rol funcional principal identificable se agruparon en grupos funcionales: fitófagos, arácnidos (predadores), predadores (excepto arácnidos), parasitoides, coprófagos y enemigos naturales (arácnidos + otros predadores + parasitoides). Muchas familias, sin embargo, comprenden individuos que presentan una variedad de hábitos alimenticios y roles en

el ecosistema imposibles de definir sin identificarlos a nivel de especies. Debido a la imposibilidad de indentificar las especies y/o sus hábitos alimentares o roles, muchos de los taxones recolectados no pudieron ser clasificados en un grupo funcional, incluyéndose en una categoría general, denominada “grupo funcional no identificado”. Dentro de esta categoría se incluyeron Acari, Collembola, Formicidae, Diptera, Heteroptera, otros Coleoptera y otros taxones de menor abundancia.

3.3.4.1 Grupos capturados con trampas Pitfall

Los grupos funcionales más representativos en la recolección con trampas Pitfall fueron los Fitófagos y los Arácnidos (Figura 18). Además de las condiciones abióticas que, como se mencionará más adelante, afectan a la riqueza y abundancia de estos grupos funcionales, el método de recolección es otra variable importante. Como lo observaron Borges y Brown (2003), las trampas de caída tuvieron mejor actuación que el aspirado para insectos masticadores y arañas. Además algunos artrópodos (Isópodos) sienten atracción por el vinagre que contienen las trampas (Messina *et al.*, 2016).

Los Coprófagos fueron el grupo funcional menos representativo, de los definidos, y esto podría deberse a que las trampas Pitfall diseñadas para la captura de estos artrópodos deberían contener algún tipo de materia fecal para atraerlos, como en las investigaciones dedicadas especialmente al estudio de estos artrópodos (Bayartogtokh y Otgonjargal, 2009; Braga *et al.*, 2013; Brousseau *et al.*, 2010).

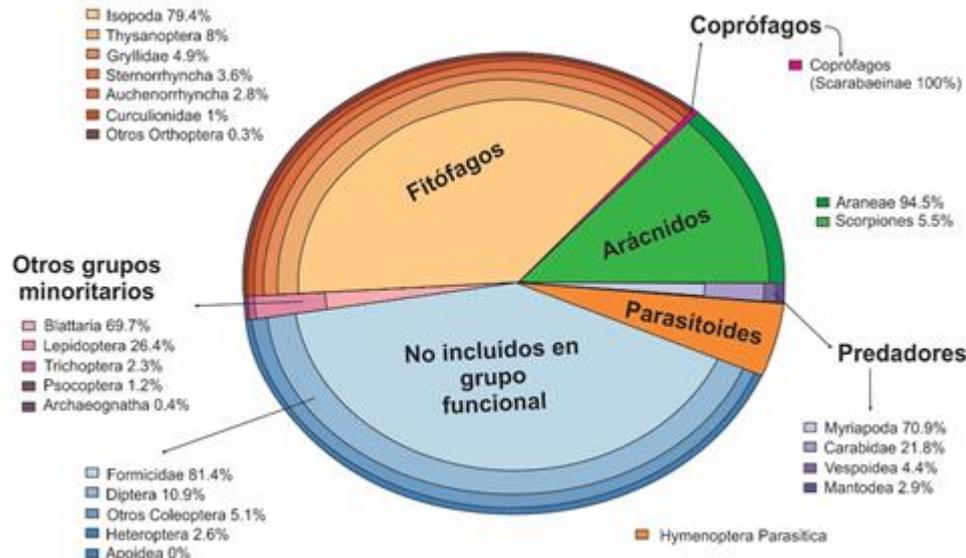


Figura 18. Composición (%) de los diferentes grupos funcionales de artrópodos recolectados con trampas Pitfall.

3.3.4.2 Grupos capturados con aspirador portátil

Con el método aspirado, los grupos funcionales más capturados también fueron los Fitófagos y las Arácnidos (Figura 19). Si bien Borges y Brown (2003) obtuvieron mejores resultados al muestrear estos grupos con trampas Pitfall, la diferencia para la recolección de artrópodos Fitófagos fue apenas mayor con ese tipo de trampas que con aspirador, lo que indica que ambos métodos son eficientes en la recolección de estos grupos funcionales y pueden complementarse. En cuanto a los Arácnidos, puede que la diferencia radique en las especies que recolecta cada método, siendo ambos efectivos en la recolección de este grupo funcional. Como establecen Borges y Brown (2003), las especies no tejedoras se muestrean mejor con el método aspirado, mientras que las especies de otros gremios se recolectan mejor con trampas

de caída. Merret (1983), por ejemplo, observó que aquellas especies activas, grandes y que viven en el suelo se recolectan mejor con trampas Pitfall y aquellas pequeñas que viven dentro de la vegetación, se recolectan mejor con la técnica aspirado.

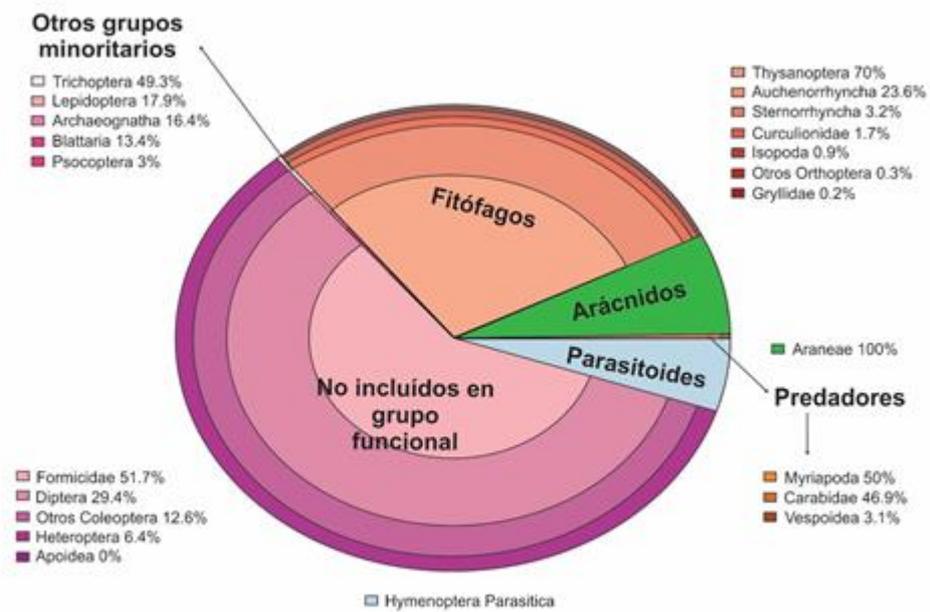


Figura 19. Composición (%) de los diferentes grupos funcionales de artrópodos recolectados con Aspirador portátil.

3.3.4.3 Respuesta de los grupos funcionales a la oferta de forraje, el tipo de suelo y fecha de muestreo

El tratamiento de oferta de forraje no tuvo efecto sobre los grupos funcionales de artrópodos recolectados con ambos métodos de captura (trampas Pitfall y aspirador portátil) ($p \geq 0,05$), excepto para los parasitoides y, en interacción con la fecha, para los enemigos naturales (Cuadro 9). Las abundancias de todos los grupos estuvieron asociadas a la fecha de muestreo, debido a la respuesta de estos organismos a las condiciones climáticas (sobre todo la temperatura), como fue analizado para los diferentes taxones.

Cuadro 9. Análisis de varianza para los grupos funcionales de artrópodos y todas las variables.

Variable	Fitófagos		Predadores		Arácnidos		Parasitoides		Enemigos naturales		Coprófagos
	Pitfall	Aspirado	Pitfall	Aspirado	Pitfall	Aspirado	Pitfall	Aspirado	Pitfall	Aspirado	Pitfall
Fecha de muestreo	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,3978	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Tratamiento	0,8530	0,9460	0,4215	0,7153	0,8035	0,3417	0,0222	0,9760	0,9183	0,5141	0,8961
Tipo de suelo	0,3408	0,6780	0,1072	0,1804	0,9201	0,0736	0,0448	0,4319	0,5850	0,1390	0,5906
Fecha*Tratamiento	0,3431	0,6966	0,4997	0,3286	0,0895	0,2589	0,0171	0,7503	0,0218	0,6319	0,1673

La ausencia de efecto significativo del tratamiento de oferta de forraje para la mayoría de los grupos funcionales estudiados (excepto parasitoides) pueden ser varias. Las hipótesis explicativas más probables de la ausencia de efecto pueden radicar en la escala del experimento y/o en la ausencia de diferencia importante en las ofertas reales de forraje durante el período de estudio. En este experimento, el pastoreo fue continuo con bovinos, con ofertas de forraje objetivos de 10 kg MS/100 kg de peso vivo/día para la oferta alta y de 6 kg MS/100 kg de peso vivo/día para la oferta baja. No obstante, el análisis estadístico determinó que las ofertas reales observadas de forraje no fueron significativamente diferentes (p -valor 0,3576 para oferta alta y 0,1085 para oferta baja) (Cuadro 6, Cap. 3.2; Anexo 6.5).

En el caso de los parasitoides, para los que se encontró mayor presencia en suelo profundo en las muestras recolectadas con Pitfall, este resultado puede ser por la mayor disponibilidad de recursos alimenticios y nichos que presentan los suelos con mayor vegetación y estructura vegetacional (Záhlavová *et al.* 2009). Según Santos *et al.* (2009), la vegetación tiene influencia directa e indirecta sobre las comunidades de Hymenoptera Parasitica. Directa porque provee de sitios para anidar y de recursos alimenticios, e indirecta, porque causa que la temperatura, la humedad del aire y los niveles de sombra varíen. Estos autores también establecen que la vegetación es el principal sustrato para que los Hymenoptera Parasitica formen sus colonias. Considerando esto, uno de los factores que podrían explicar la mayor presencia de avispas parasitoides en suelo profundo es su asociación con las especies vegetales predominantes en este tipo de suelo. Como se vio en el apartado 2.1.1, *Paspalum notatum* es la especie con mayor presencia en suelo profundo y es una especie de carácter estival. Según Martínez y Pereira (2011), las gramíneas estivales “son las que brotan con los calores primaverales, adquieren vigor desde octubre a diciembre y crecen en verano, según la disponibilidad de humedad”. Teniendo en cuenta que los dos mayores picos de presencia de avispas parasitoides ocurrieron el 25/01/2016 y el 27/09/2015, podría sugerirse una conexión entre esta gramínea y la mayor presencia de avispas parasitoides.

En relación a la escala de estudio, Cole *et al.* (2010) indicaron que la más apropiada para recolectar datos del paisaje difiere entre grupos de invertebrados según su tamaño corporal, dieta, movilidad y otros factores que influyen en la interacción de los artrópodos con el paisaje. Mysterud *et al.* (2005) señalan, por ejemplo, que las investigaciones realizadas a escala local son, por lo general, las que muestran un impacto del pastoreo sobre la biodiversidad, y que en los estudios realizados en escalas espaciales a nivel de paisaje, los factores que más influyen en la biodiversidad son otros como, por ejemplo, el clima. En la diversa fauna de artrópodos que estudiaron Holmquist *et al.* (2013), en una escala espacial a nivel de paisaje y durante el período de dos décadas, los autores encontraron respuesta negativa al pastoreo de tres grupos de artrópodos: Cicadellidae, Muscidae y Araneae.

Por lo tanto, las escalas espacial y temporal utilizadas pueden no haber sido apropiadas para notar efectos de la intensidad de pastoreo sobre los artrópodos recolectados en este experimento, dada la ausencia de efecto de la oferta de forraje sobre la mayoría de los grupos funcionales (excepto Parasitoides). Schmidt *et al.* (2012), en su estudio enfocado en la influencia del pastoreo, tampoco detectaron diferencias en la abundancia, riqueza y diversidad de especies de Formicidae entre áreas pastoreadas y sin pastorear.

Una profundización a niveles taxonómicos más bajos y, como establecen Holmquist *et al.* (2013), una escala espacial más reducida y una medición de la biodiversidad más extendida en el tiempo, pueden permitir verificar relaciones más relevantes, porque la escala temporal es otra variable que puede explicar este comportamiento de los artrópodos (van Klink *et al.*, 2015). Zhu *et al.* (2012) también establecen que los mecanismos que regulan las relaciones entre la diversidad de plantas y la de artrópodos bajo regímenes de pastoreo pueden variar con las diferentes escalas temporales. Según Collins y Smith (2006), si bien los artrópodos se ven influenciados por la vegetación del hábitat, los herbívoros de pastoreo pueden causar cambios en la riqueza de especies y en la composición de las plantas en escalas temporales largas (20 años).

Además de las escalas temporal y espacial utilizadas, otra variable que pudo afectar la relación tratamiento-suelo fue el rango de precipitaciones durante el período de estudio. Como establecen Cruz-Martínez *et al.* (2012), los ecosistemas de pradera dependen en gran parte de la cantidad y momento de las precipitaciones, ya que éstas controlan la productividad vegetal (Knapp *et al.*, 2002) y el estado del suelo (Harper *et al.*, 2005). Las precipitaciones producen grandes cambios en la humedad del suelo, en su temperatura y en el carbono y nitrógeno disponibles en el mismo, y debido a que el año de estudio fue lluvioso en comparación con la serie histórica (Figura 3), puede que ambos suelos presentaran condiciones de humedad y vegetación similares (Collins *et al.*, 2012), lo que puede haber tenido incidencia en la falta de diferencia en los niveles de oferta de forraje y en la consiguiente escasa respuesta de los artrópodos.

3.3.4.4 Fitófagos

Las poblaciones de artrópodos fitófagos variaron con las fechas de muestreo, en ambos métodos de recolección (p-valor <0,0001) (Cuadro 9). En las recolecciones con trampas Pitfall, el mayor número de ejemplares fue registrado en la fecha 23/12/2015 (Figura 20), mientras que con el método aspirado, la mayor captura fue obtenida el 25/01/2016 (Figura 21).

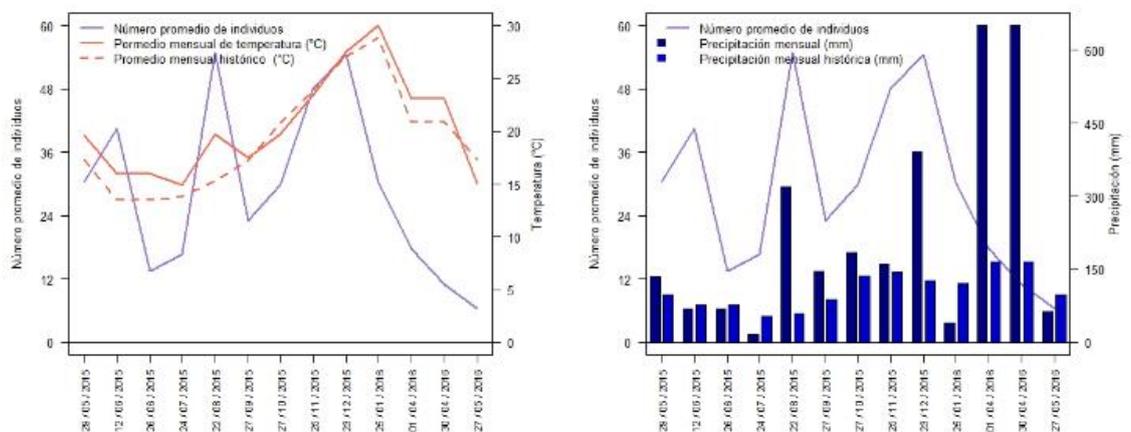


Figura 20. Evolución del número medio de artrópodos fitófagos recolectados con trampas pitfall y registros de temperatura (izquierda) y precipitaciones (derecha), según fecha de muestreo.

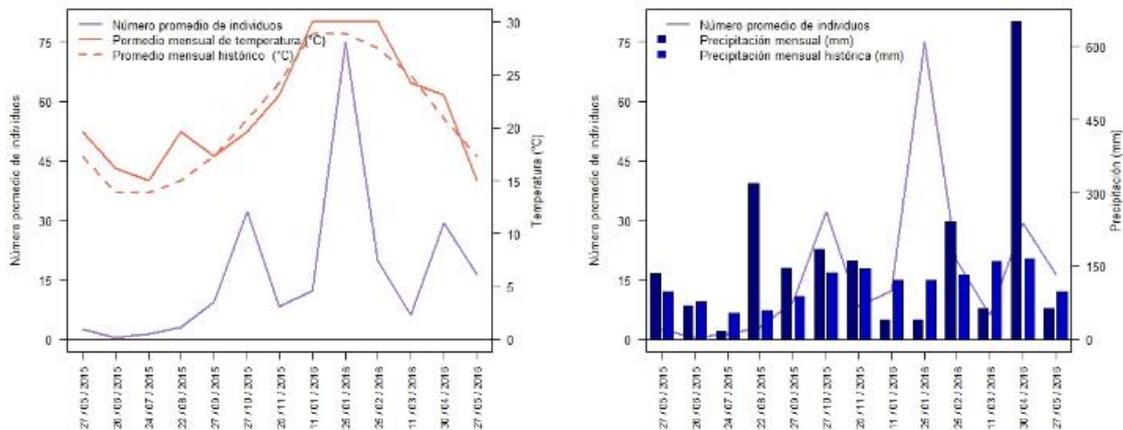


Figura 21. Evolución del número medio de artrópodos fitófagos recolectados con aspirador portátil y registros de temperatura (izquierda) y precipitaciones (derecha), según fecha de muestreo.

En el primer pico de captura con trampas Pitfall, los principales componentes fueron Isopoda (1687), Thysanoptera; (193), Orthoptera (82); Hemiptera fitófagos (52) y Curculionidae (7). En el segundo pico de captura (22/08/2016), se registraron Isopoda (1079), Gryllidae (69), Hemiptera fitófagos (25), Curculionidae (19), Thysanoptera (16) y Acridoidea (4) (Anexo 6.12). La muestra de la fecha (25/01/2016) con el máximo de captura con aspirador estuvo compuesta por Thysanoptera (2590), Hemiptera fitófagos (362), Curculionidae (18), Isopoda (12) y Orthoptera (10) (Figura 22). El segundo mayor registro se verificó en la fecha 27/10/2015, compuesto por ejemplares de Thysanoptera (898), Hemiptera fitófagos (352), Isopoda (19), Curculionidae (10) y Orthoptera (8) (Anexo 6.18).

La dinámica de las poblaciones de fitófagos acompañó las condiciones de temperatura y, exceptuando los últimos registros de otoño de 2016, en general también las de las precipitaciones, lo que coincide con los aumentos de disponibilidad de vegetación (Cuadro 7) y, por ende, más recursos alimenticios y de refugio. Particularmente, en el caso de los “bichos de la humedad” (Isopoda), según Cibils *et al.* (2017), las condiciones favorables de humedad y disponibilidad de alimento generados por el rastrojo y la siembra directa de soja, hacen que se puedan desarrollar poblaciones importantes de estos invertebrados.

Los organismos fitófagos más abundantes, los trips (Thysanoptera), revisten importancia por el daño directo que pueden ocasionar por medio del consumo de hojas para su alimentación, lo que disminuye el área fotosintética, o por medio de la transmisión de patógenos, como esporas de hongos y bacterias, cuando actúan como vectores. (Rodríguez, 2016).

3.3.4.5 Parasitoides

Los Hymenoptera Parasítica, capturados con trampas Pitfall, fueron el único grupo funcional cuya abundancia fue mayor en la situación de baja oferta de forraje, es decir, alta intensidad de pastoreo y en suelo profundo. Considerando la estratificación tipo de suelo, fecha de recolección de los artrópodos y la interacción fecha por tratamiento, el análisis de varianza detectó efecto ($p \leq 0,05$) (Cuadro 9).

Los parasitoides son muy importantes, ya que regulan a las poblaciones de otros artrópodos mediante la parasitación al dejar sus huevos dentro de insectos huéspedes y luego alimentarse de ese huésped, resultando en la muerte del mismo (Stevens *et al.*, 2013). Los resultados coinciden con los del estudio de Sjödin (2007), en el que Hymenoptera Parasítica se vio favorecida por el pastoreo intensivo y la existencia de suelo desnudo. Tinsley-Marshall (2010) también concluyó que la abundancia de estos artrópodos no se ve afectada por la alta intensidad de pastoreo, probablemente porque hay menos nichos para que sus presas se refugien. Sin embargo, su asociación con el suelo profundo puede relacionarse con que determina una mayor vegetación y, por tanto, más recursos y nichos (Záhlavová *et al.* 2009). Por un lado, la vegetación proporciona a los parasitoides sitios para anidar y recursos alimenticios, y hace que la humedad, la temperatura del aire y la sombra en los hábitats sea favorable (Santos *et al.*, 2009).

Al estudiar la fecha con el tratamiento, se observó mayor presencia de parasitoides en baja oferta de forraje (alta intensidad de pastoreo), tanto para Pitfall como para

aspirado. La mayor recolección de parasitoides con ambos métodos de muestreo en agosto (22/08/2015), en baja oferta de forraje, puede estar explicada por las temperaturas anormalmente altas para el invierno (“veranillos”), previamente señaladas. Según Jones (2001), para sobrevivir, los artrópodos parasitoides sincronizan su ciclo de vida con el de sus hospederos porque necesitan de su disponibilidad para perpetuarse, por lo que quizás el veranillo pudo haber aumentado la presencia vegetal y, por ende, la presencia de hospederos.

Los parasitoides presentaron dos momentos de mayor abundancia en ambos tratamientos de oferta de forraje (Figura 22). En el primer pico de abundancia (fecha 25/01/2016), en el tratamiento de baja oferta de forraje hubo mayor captura total de ejemplares (301) que en el tratamiento de alta oferta de forraje (212) (Anexo 6.10).

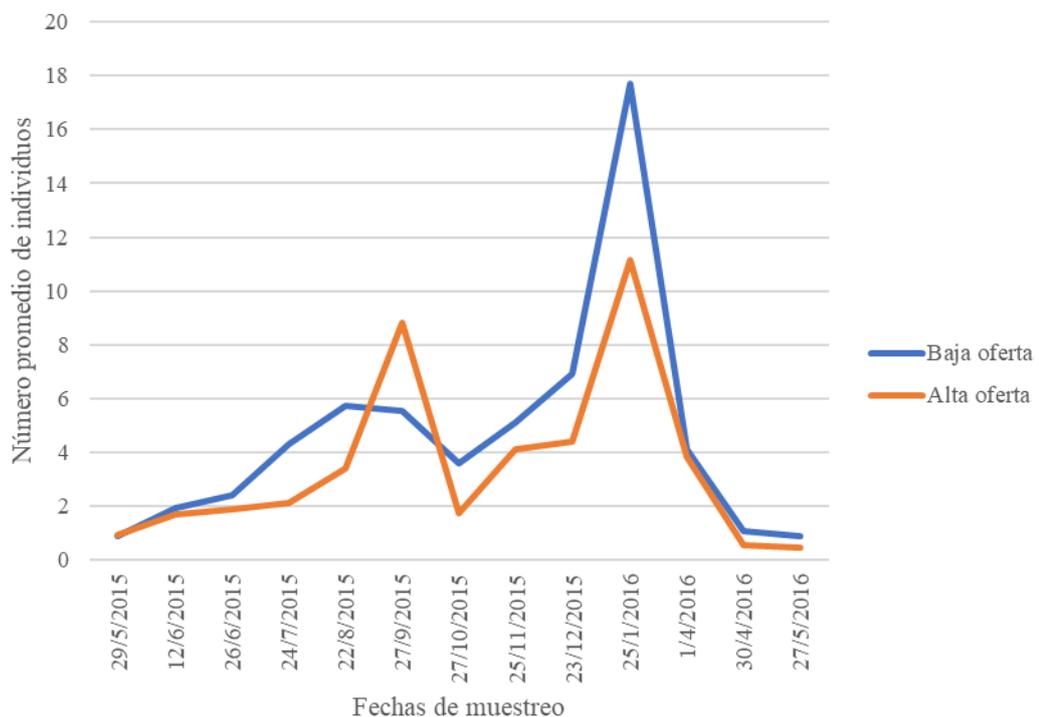


Figura 22. Número medio de Parasitoides por muestra, en los niveles de alta y baja oferta de forraje, según fecha de muestreo, en capturas con trampas Pitfall.

En el segundo pico de abundancia de parasitoides (27/09/2015), la mayor cantidad de especímenes (89) se registró en el bloque con tratamiento de alta oferta de forraje, en comparación con los ejemplares registrados (29) en el bloque con baja oferta de forraje.

La interacción fecha de muestreo con tratamiento (p-valor 0,0171), verificó el comportamiento diferencial de los tratamientos en el mismo modelo. Analizando el resto de las fechas de muestreo, se verificó que en todas ellas, con excepción del 27/09/2015, se recolectó mayor cantidad de parasitoides en el régimen de baja oferta de forraje. Esto sugiere que para estos no es tan importante una oferta alta de forraje en su hábitat. López *et al.* (2013) establecen que la diversidad vegetal es determinante en la abundancia de parasitoides, indicando que la composición y diversidad de plantas, dentro o alrededor de los sistemas productivos, aumenta significativamente el número de artrópodos, lo que resulta determinante para su riqueza de especies, longevidad y para el nivel de parasitismo. En el tratamiento de baja oferta de forraje puede haber faltado la continuidad de huéspedes vegetales que le ofrecen refugio a muchas especies de artrópodos (Zerbino, 2000) y, por tanto, pudieron estar más expuestos a ser parasitados. Como expresan Perfecto *et al.* (2010), en su estudio sobre complejidad ecológica y control de plagas, es en la vegetación que los artrópodos encuentran refugio contra sus parasitoides.

Los mayores registros de parasitoides coincidieron con los momentos de mayor temperatura y, en menor grado, con las precipitaciones (Figuras 23 y 24), notándose efecto de la fecha de muestreo con ambas técnicas (p-valor <0,0001) (Anexos 6.14 y 6.19).

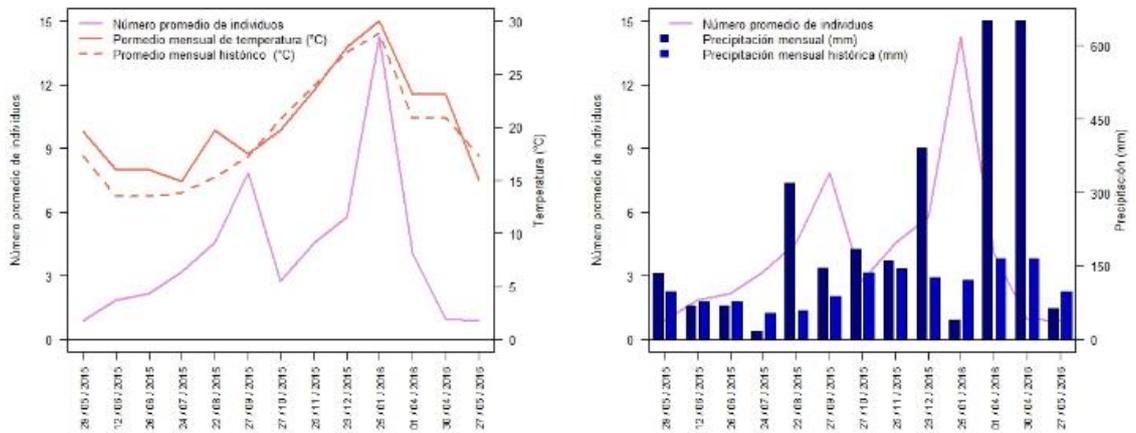


Figura 23. Evolución del número medio de parasitoides recolectados con trampas Pitfall y registros de temperatura (izquierda) y precipitaciones (derecha), según fecha de muestreo.

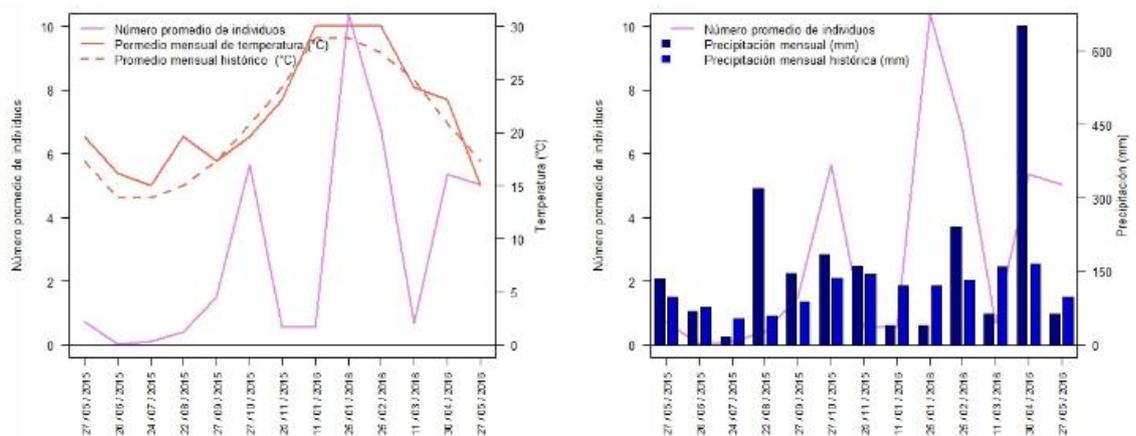


Figura 24. Evolución del número medio de parasitoides recolectados con aspirador portátil y registros de temperatura (izquierda) y precipitaciones (derecha), según fecha de muestreo.

Shapiro y Pickering (2000), en su estudio sobre la actividad de Hymenoptera Parasitica en relación a las precipitaciones en un ecosistema de bosque, determinaron varios factores que afectan al tiempo y a la duración de la actividad de los parasitoides, incluyendo la fenología del huésped, las características del ciclo de vida

de cada especie parasitaria y los factores abióticos, como la temperatura y las precipitaciones. Los patrones de precipitaciones son influyentes para los parasitoides, porque las condiciones de humedad reducen su actividad de vuelo, y su consecuente reducción de parasitación de larvas puede llevar a que haya un aumento de huéspedes para parasitar (Shapiro y Pickering, 2000).

Los máximos registros de parasitoides, por otra parte, también se asociaron con los máximos registros de fitófagos. Esto podría ser señal de que los Parasitoides aparecen en búsqueda de artrópodos, o de sus huevos, ya sea como huéspedes o para alimentarse de los huéspedes ya parasitados, dependiendo de las especies (Céspedes y Acebey, 2015). El máximo de estos controladores fue posterior al pico de población de sus eventuales hospederos, seguido de una subsiguiente disminución. Esto puede deberse a que los Parasitoides necesitan de la presencia de huéspedes para alimentarse, sobrevivir y reproducirse (Bonet, 2009), y como los fitófagos colonizan los sitios libres mucho más rápido que los parasitoides, además de que tienen una mayor tasa de reproducción (Zerbino, 2000), estos se establecen primero y luego llegan sus enemigos naturales, los parasitoides. Una vez que ya colonizaron a sus presas, si no tienen fuentes de alimento, como son el polen, el néctar y la secreción azucarada que liberan los pulgones (Zerbino, 2000), pueden buscar nuevos lugares para colonizar.

Los parasitoides son enemigos naturales importantes de diversos artrópodos, como ciempiés, larvas, mosquitas blancas y áfidos (Smith y Capinera, 2000). Su relación con los Hemiptera fitófagos (Sternorrhyncha + Auchenorrhyncha), grupo al que pertenecen las moscas blancas, los áfidos y las chicharritas se analizó con los resultados de las capturas con las trampas Pitfall (Figura 25).

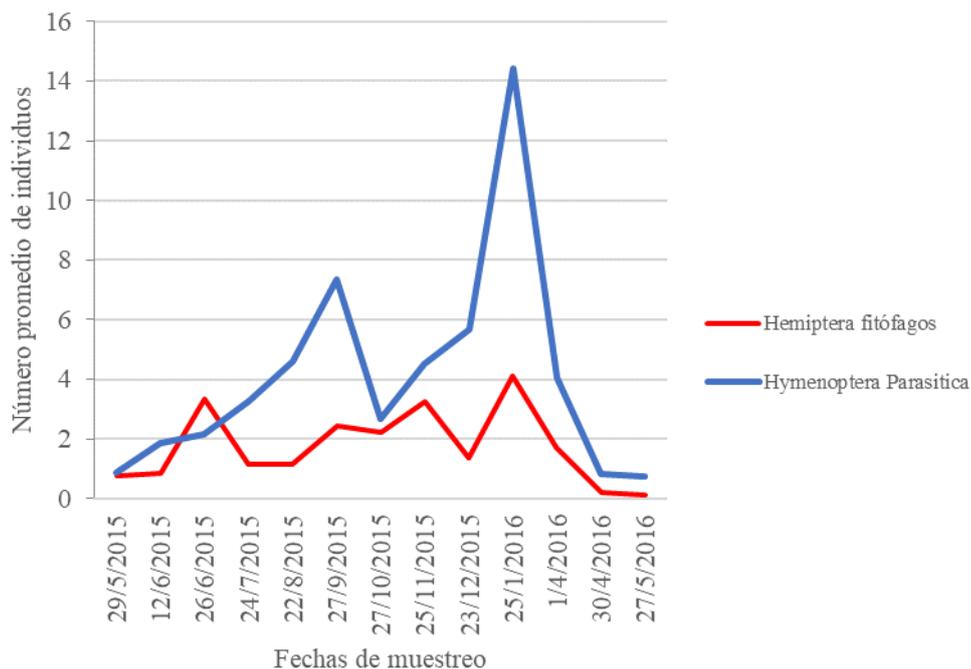


Figura 25. Número medio de Hemiptera fitófagos e Hymenoptera Parasitica en trampas Pitfall según fechas de muestreo.

El primer pico de captura de Hymenoptera Parasitica (27/9/2015) podría ser una respuesta al anterior pico de aumento de Hemiptera fitófagos (26/6/2015). No obstante, la mayor captura total de Hymenoptera Parasitica (25/1/2016) no parece tener relación con la dinámica de las poblaciones de Hemiptera fitófagos anterior a esa fecha.

Las condiciones ambientales en los momentos de muestreo pudieron incidir en las relaciones entre los parasitoides y sus eventuales hospederos. El aumento de los Hemiptera fitófagos del 26/06/2015 posiblemente se deba a que en esta fecha la temperatura media fue de 13,8 °C y el nivel de precipitaciones fue bajo. Las condiciones de sequía reducen la parasitación de larvas, lo que lleva a un aumento en el número de huéspedes para parasitar (Shapiro y Pickering, 2000). Además, una temperatura más alta puede aumentar la actividad de los enemigos naturales y su desarrollo más rápido (Netherer y Schopf, 2010), lo que afecta a los artrópodos

fitófagos y su susceptibilidad ante los ataques de sus enemigos naturales (Jaworski y Hilszczański, 2013).

El segundo pico de abundancia (25/1/2016) coincide con la mayor actividad de fitófagos; a mayor temperatura (media mensual de 26,1 °C), más actividad de estos organismos, que es cuando se registra un pico importante, con un promedio de 17,71 Hymenoptera Parasitica y 3,35 Hemiptera fitófagos. Estas condiciones, a su vez, afectan positivamente a la abundancia y actividad de sus enemigos naturales (Price *et al.*, 1980).

Hubo correlación entre los Hemiptera fitófagos y los Hymenoptera Parasitica por tratamiento (Figura 26), independientemente de la incidencia de otros factores. Los Hemiptera fitófagos presentes en el tratamiento de baja oferta de forraje se correlacionaron en un 77% (p-valor 0,0022) con los parasitoides capturados en el tratamiento de baja oferta de forraje, y en un 75% (p-valor 0,0033) en alta oferta de forraje (Anexo 6.8).

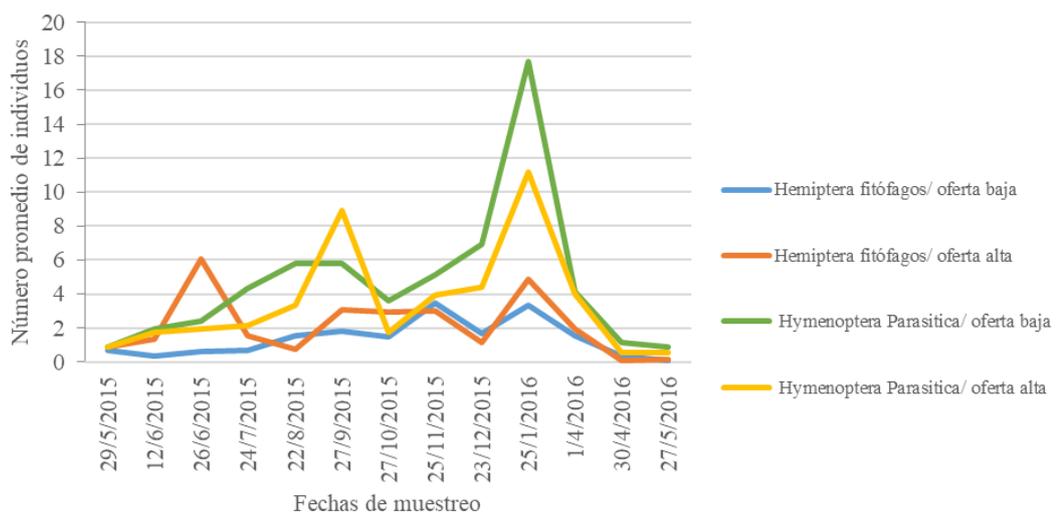


Figura 26. Número medio de Hemiptera fitófagos e Hymenoptera Parasitica según tratamientos de oferta de forraje y fecha de muestreo en trampas Pitfall.

Generalmente, estos dos grupos están conectados por ser uno esencial para la subsistencia del otro y, ya sea que se encuentren ante una intensidad de pastoreo baja o alta, las respuestas de los artrópodos fitófagos y sus parasitoides serán las mismas (Kruess y Tschardtke, 2002). Si la intensidad de pastoreo es alta, la diversidad y abundancia de estas dos especies pueden verse reducidas o, al contrario, si la intensidad de pastoreo es baja, la riqueza de especies y abundancia de artrópodos fitófagos y sus parasitoides puede incrementarse (Morris, 1981; Watts *et al.*, 1982; Morris y Plant, 1983). La cantidad de Hemiptera fitófagos que se capturaron en ambos tratamientos de oferta de forraje se correlacionaron en un 47%, con un p-valor 0,1084 no significativo (Anexo 6.8), lo que indica que la abundancia de los Hemiptera fitófagos no se comportó de igual forma en los distintos regímenes de intensidad de pastoreo. A su vez, la cantidad de Hemiptera fitófagos que se recolectaron con alta oferta de forraje no se correlacionó con la cantidad de Hymenoptera Parasitica presentes en la baja oferta de forraje ($r= 0,48$; p-valor 0,1009) o en la alta oferta de forraje ($r= 0,51$; p-valor 0,0745) (Anexo 6.8). Sin embargo, los parasitoides están muy asociados entre sí en ambos tratamientos, con un coeficiente de correlación de 88 % (p-valor 0,0001) (Anexo 6.8). Estos resultados se asemejan a los obtenidos por Goosey *et al.* (2013), en su estudio sobre la respuesta de Hymenoptera Parasitica ante el pastoreo con ovejas, quienes concluyeron que el pastoreo no cambió a la diversidad de parasitoides ni de forma positiva, ni de forma negativa.

Los enemigos naturales, en conjunto, presentaron una dinámica similar en ambos tratamientos de oferta de forraje (Figura 27) (Anexo 6.11), y a la de los parasitoides, probablemente por el efecto de este grupo y la ausencia de respuesta de los otros componentes (predadores).

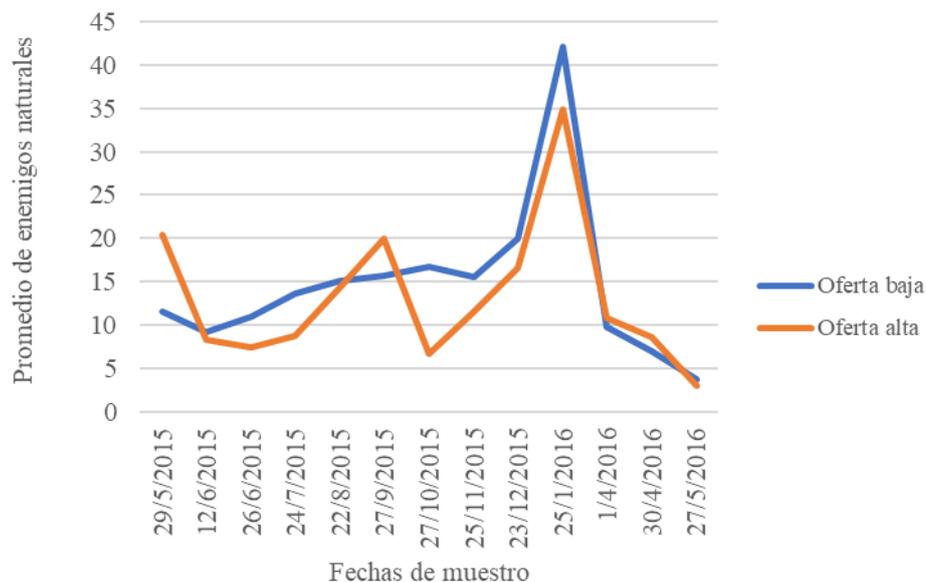


Figura 27. Capturas de enemigos naturales según oferta de forraje y fecha de muestreo (trampas Pitfall).

De hecho, los valores máximos de enemigos naturales se corresponden con los picos de los distintos grupos funcionales que lo componen. Por ejemplo, el máximo de captura observado para los enemigos naturales (25/1/2016), puede estar explicado por el elevado número de parasitoides capturados en esa fecha (513 individuos); mientras que el segundo pico (27/9/2015) puede deberse al gran número de arañas (120 individuos) y parasitoides (118 individuos) capturados en esa fecha.

Si bien para las recolecciones realizadas con aspirador portátil solamente se encontró mayor abundancia en las diferentes fechas de muestreo (Cuadro 9), se confirmó la relación entre los parasitoides y los fitófagos, sus potenciales hospederos.

Los máximos poblacionales de Hemiptera fitófagos recolectados con aspirador (27/10/2015, 25/01/2016 y 30/04/2016) coincidieron con aumentos en el número de parasitoides capturados en esas fechas (Figura 28). Esta sincronización de las poblaciones de parasitoides con los Hemiptera fitófagos, como se analizó, es

esperable debido a que estos grupos están relacionados funcionalmente, como controladores y hospederos, respectivamente.

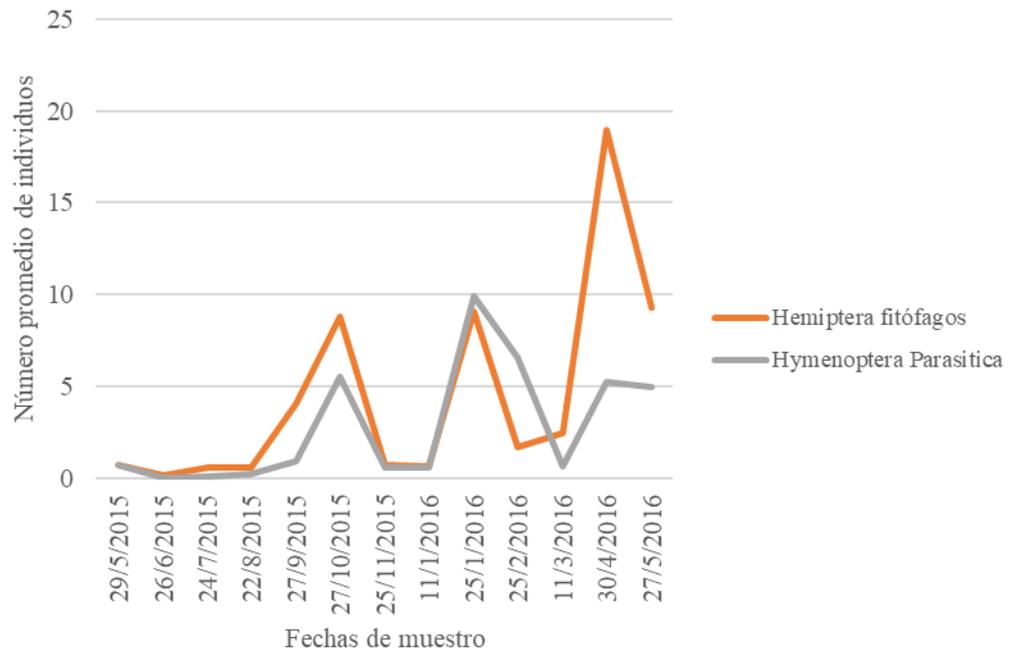


Figura 28. Número medio de Hemiptera fitófagos e Hymenoptera Parasitica capturados con aspirador portátil, según fechas de muestreo.

La correspondencia de los niveles poblacionales de estos dos grupos resulta más evidente cuando se separan ambos tratamientos de oferta de forraje (Figura 29). Las recolecciones con aspirador portátil, como fue indicado, son más eficientes para la captura de artrópodos pequeños que se encuentran en el follaje, como es el caso de parasitoides y Hemiptera fitófagos.

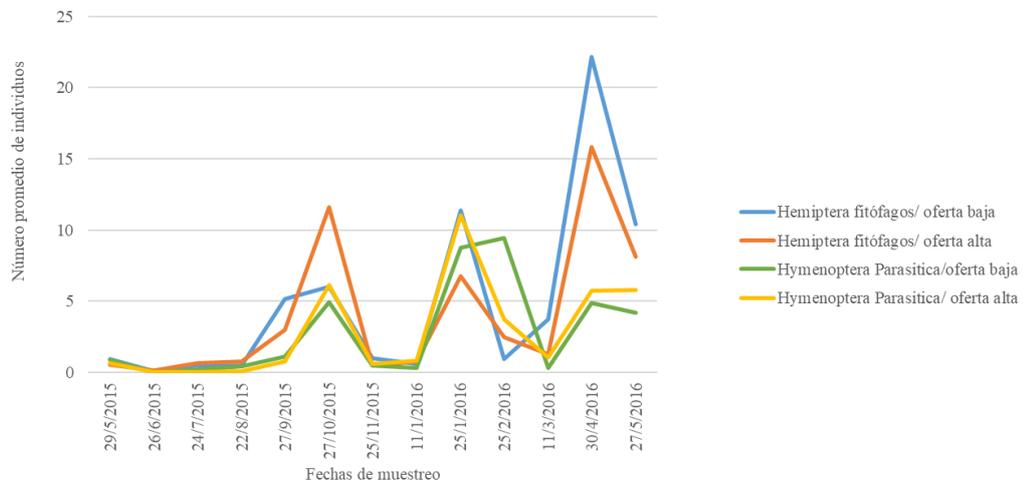


Figura 29. Número medio de Hemiptera fitófagos e Hymenoptera Parasitica capturados con aspirador portátil, según oferta de forraje y fecha de muestreo.

La correlación de Pearson para Hemiptera fitófagos e Hymenoptera Parasitica indicó que los primeros, en baja oferta de forraje, no se correlacionaron (47%; p-valor 0,1016) con los parasitoides en baja oferta de forraje, aunque sí estuvieron correlacionados con Hymenoptera Parasitica en alta oferta de forraje (70%; p-valor 0,0083) (Anexo 6.9). Esto podría deberse a las escasas diferencias observadas en los niveles de oferta reales de forraje. Por su parte, la abundancia de Hemiptera fitófagos en los tratamientos de oferta alta de forraje tuvo mayor correlación con el número de parasitoides de alta oferta de forraje ($r = 0,73$; p-valor 0,0048) que con la población de baja oferta de forraje ($r = 0,55$; p-valor 0,0521) (Anexo 6.9). Estas correlaciones, diferentes a las encontradas con las trampas Pitfall, pueden deberse a que el aspirador portátil es más eficiente en la captura de artrópodos pequeños que se encuentran en el follaje, como Hymenoptera Parasitica y Hemiptera fitófagos. Sin embargo, el método de muestreo por aspirado solo brinda información de las especies presentes en el breve momento de realización del muestreo (Holland y Smith, 1999), mientras que las trampas Pitfall actúan por más tiempo, capturando también organismos nocturnos. No puede descartarse que la composición de especies de las muestras obtenidas con estos métodos complementarios pueda ser distinta.

Asimismo, tanto la abundancia de los Hemiptera fitófagos como la de los Hymenoptera Parasitica se correlaciona significativamente entre ambos niveles (alto y bajo) de oferta alta de forraje ($r = 0,90$; p -valor $< 0,0001$ y $r = 84$; p -valor $0,0003$, respectivamente) (Anexo 6.9).

3.3.4.6 Predadores (excluido Arácnidos)

La fecha de muestreo tuvo efecto en la captura de predadores con trampas Pitfall (p -valor $< 0,0001$), mientras que no mostró efecto en las capturas de este grupo con aspirador portátil (Cuadro 9). Las capturas de ejemplares de este grupo funcional con aspirador fueron, en promedio, 0,18 ejemplares, lo que indica una baja eficiencia de recolección de estos organismos con dicha técnica. Esto es esperable, ya que estos artrópodos son mayormente caminadores (ciempiés y escarabajos de suelo) y la técnica de aspirado, como se mencionó anteriormente, extrae a los artrópodos de menor tamaño relativo y que están sobre la vegetación (Bautista-Zúñiga, 2004) pero no a los que se encuentran en el suelo.

Las mayores capturas de predadores con trampas Pitfall se registraron en los momentos más cálidos y con mayor ocurrencia de precipitaciones, con un máximo de captura en la fecha 30/04/2016 (Figura 30) (Anexo 6.13).

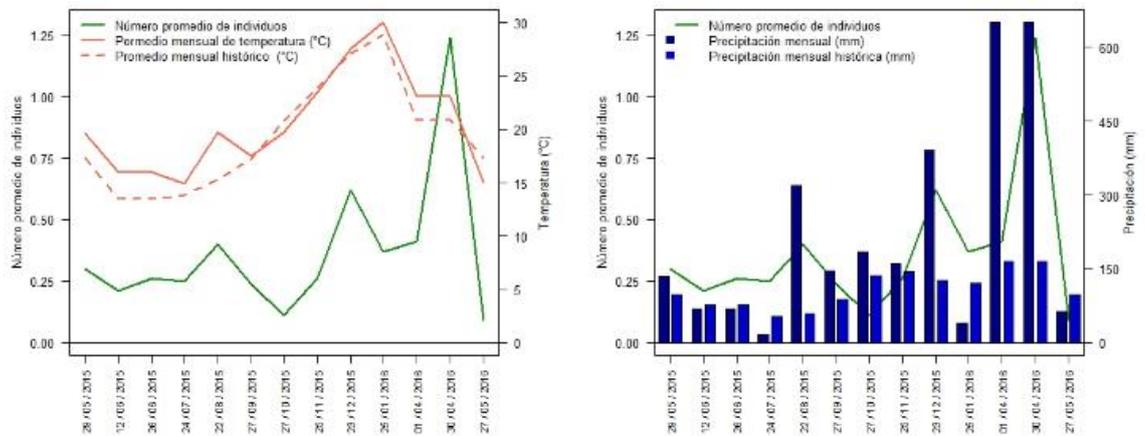


Figura 30. Evolución del número medio de predadores (excluidos arácnidos) en trampas Pitfall y registro de temperatura (izquierda) y precipitaciones (derecha), según fecha de muestreo.

En el máximo registro de predadores la mayoría de los ejemplares fueron ciempiés (Myriapoda: Chilopoda), organismos que, según Bogyó *et al.* (2015), prefiere hábitats con gran humedad y baja temperatura ambiente, como los bosques. En este caso, el período del año en el que se ubica la fecha (30/04/2016) estuvo marcado por abundancia de precipitaciones (639 mm), lo que le brinda a este grupo las características necesarias para desarrollarse.

La correspondencia de las abundancias de los predadores y la media de la temperatura coinciden con las observaciones de Saska *et al.* (2013), en su estudio sobre los efectos de la temperatura sobre las capturas de artrópodos epígeos con trampas de caída. Jones (1976) establece que la temperatura es un determinante esencial de la actividad de los carábidos en ambientes templados, como son las praderas. Este autor concluyó que la temperatura afectó al tamaño de las muestras con trampas Pitfall, observando que cada 8°C de aumento, la cantidad de Carabidae recolectados se duplicaba. Esto podría explicar que al aumentar la temperatura en nuestro sitio de estudio, la abundancia de predadores recolectados también aumentó.

Por otra parte, la fecha de la segunda mayor captura (23/12/2015), coincide con el máximo registro de fitófagos, y los predadores predominantes fueron Carabidae. Esto puede deberse a que los carábidos tienen una forma hábil de desplazamiento por la superficie cuando están en búsqueda de presas (Paleologos *et al.*, 2008) y, como tienen hábitos polífagos (Marasas, 2002), posiblemente se hayan desplazado para alimentarse de los fitófagos presentes en el área.

3.3.4.7 Arácnidos

Al estudiar la variable fecha de recolección con el tratamiento, no se vieron resultados. Sin embargo, la recolección fue mayor para Pitfall el 25/01/2016 (media 24,30) y, para aspirado, el 30/04/2016 (media 13,80) (Anexos 6.15 y 6.20). Como explica Merret (1983), en su estudio de comparación entre la técnica aspirado y Pitfall para muestrear arañas, las trampas de caída obtienen más especímenes que viven en el suelo o ya están en una etapa madura de su ciclo, y el aspirado obtiene mejores resultados con especies más pequeñas o en estados inmaduros; además, se debe tener en cuenta que los muestreos de Pitfall de febrero y marzo de 2016 se perdieron por pisoteo de animales, lo que podría haber arrojado otros resultados. Por ejemplo, Jass (1995) estudió el ciclo de vida de varias especies de Araneae en un ecosistema con dominancia de pastos y observaron que aquellas especies que se reproducen en primavera, que son la mayoría, en verano están en sacos de huevos y aparecen en otoño en sus etapas inmaduras; y aquellas especies que se reproducen en otoño, en primavera están en sacos de huevos y aparecen en verano en etapas inmaduras o ya adultos. Además, como establecen Mineo *et al.* (2010), la mayoría de las especies de arañas tienen más actividad en la época de lluvias con temperaturas elevadas, como el verano y otoño de muestreo en este estudio, en el que las precipitaciones superaron las medias históricas (Figura 3).

Las fechas de muestreo tuvieron efecto en la captura de arácnidos tanto con trampas Pitfall como con aspirador portátil (p-valor <0,0001) (Cuadro 9). La abundancia de

arácnidos también acompañó la tendencia de la temperatura y la ocurrencia de precipitaciones (Figuras 31 y 32).

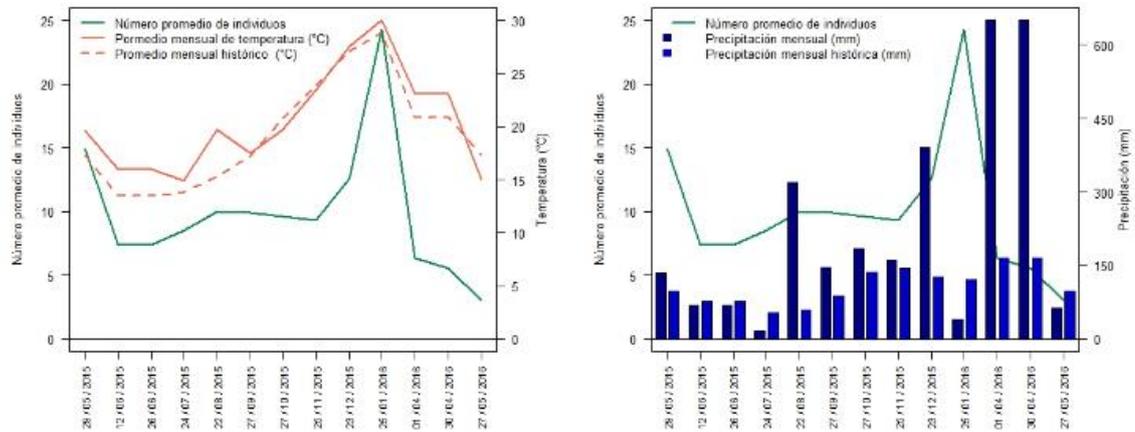


Figura 31. Evolución del número medio de arácnidos recolectados con trampas Pitfall y registro de temperatura (izquierda) y precipitaciones (derecha), según fecha de muestreo.

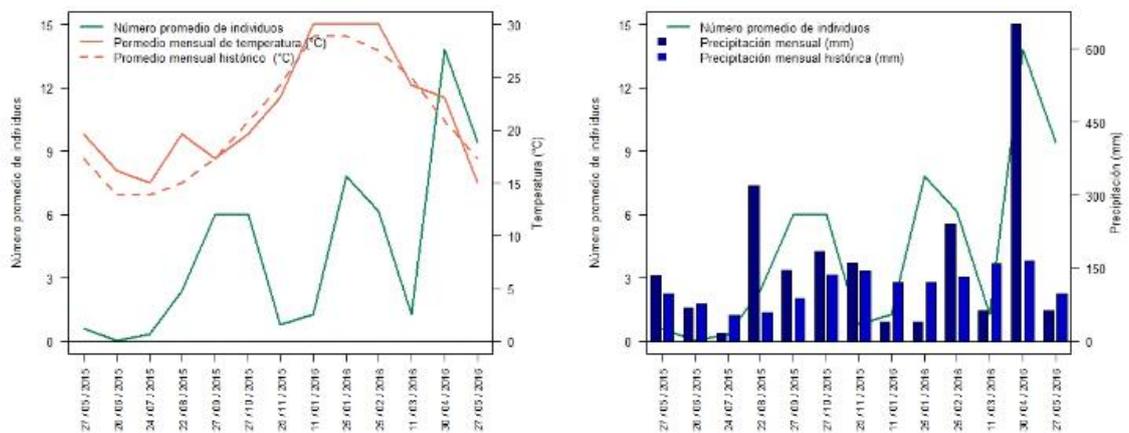


Figura 32. Evolución del número medio de arácnidos recolectados con aspirador portátil y registro de temperatura (izquierda) y precipitaciones (derecha), según fecha de muestreo.

Las fechas en las que se capturó mayor número de arácnidos con trampas Pitfall fueron, en primer lugar, el 25/01/2016, con un total de 712 arañas y 160 escorpiones y, en segundo lugar, el 29/05/2015, con un total de 505 arañas y 4 escorpiones

(Anexo 6.15). Con el aspirador portátil, la mayor captura de arácnidos (481 ejemplares en total) fue verificada en la fecha 30/4/2016, seguida por la fecha 27/5/2016 (376 ejemplares en total) (Anexo 6.20).

Los picos de presencia de arácnidos podrían deberse a que la cantidad de arañas aumenta cuando las condiciones de humedad posibilitan un mejor desarrollo de la vegetación que actúa como sostén para varias especies (Cárdenas *et al.*, 2011).

La recolección de ejemplares de este grupo funcional fue menor con aspirador portátil que con trampas Pitfall. Churchill y Arthur (1999), comparando diferentes métodos de muestreo para Araneae en sistemas costeros de Tasmania, concluyeron que las trampas Pitfall consiguen resultados más aproximados sobre la riqueza de especies en comparación con otros métodos. Por otra parte, también se podría establecer que el tipo de especies recolectadas con uno u otro método puede diferir. Según Cheli y Corley (2010), las trampas Pitfall son apropiadas para capturar especies vagabundas y caminadoras del suelo, aunque otros estudios han hallado también especies más sedentarias (Costa y Simó, 2014). Asimismo, las trampas Pitfall recolectan mayoritariamente especímenes machos y adultos y, dentro de los adultos, la tendencia de captura de especímenes machos se da particularmente con las especies sedentarias, debido a que el macho es el encargado de desplazarse (Costa y Simó, 2014). El método de aspirado, por su parte, se enfoca en la recolección de aquellas especies que habitan en la vegetación que son, fundamentalmente, los gremios de arañas tejedoras de redes (Bautista-Zúñiga, 2004). Este autor, en su guía sobre técnicas de recolección de artrópodos para manejadores de recursos naturales, establece que el aspirador permite capturar de la vegetación la mayor parte de los organismos, sin importar la etapa del ciclo de vida en la que se encuentren, su sexo, o su especie, incluyendo artrópodos de pequeño tamaño o de baja masa corporal.

Debido a sus características biológicas, los artrópodos reaccionan de manera diferente a los factores abióticos en su ecosistema (Mineo *et al.*, 2010) y se ha demostrado que los factores climáticos influyen en la abundancia, el crecimiento y el

tamaño de las arañas (Gaston *et al.* 1993, Gasnier *et al.* 2002). En arroz, Sudhikumar *et al.* (2005) concluyeron que las diferencias en la diversidad de especies de Araneae se debieron a la diferencia en la cantidad de lluvia y temperatura entre ambas estaciones muestreadas, y que la aparición de las diferentes especies se limitó a las estaciones del año que ofrecían condiciones de humedad y temperatura que generaban un microclima acorde al rango de sus tolerancias fisiológicas. Pérez *et al.* (2015), en un agroecosistema de cacao, verificaron que, aunque las diferencias de temperaturas entre muestreos fueron mínimas, éstas tuvieron una influencia sobre la abundancia de las especies de Araneae. Uetz (1991) establece que la estructura de la vegetación y la heterogeneidad del hábitat son los dos factores que más afectan a estos artrópodos porque son extremadamente sensibles a los pequeños cambios en el hábitat, ya sea por la complejidad, la profundidad de los desechos o por el microclima. La estructura de la vegetación y la heterogeneidad del hábitat son factores que también se ven afectados por la temperatura y las precipitaciones (Barnett y Facey, 2016). De esta forma, tanto las plantas como las comunidades de invertebrados pueden verse impactados directamente por las alteraciones del clima y por las precipitaciones, ya que las interacciones entre estos grupos vivos también son sensibles al clima.

El pico de ocurrencia de arácnidos de la fecha 25/01/2016 coincidió con el de ocurrencia previa de Fitófagos capturados con trampas Pitfall (23/12/2015), posiblemente debido a que las arañas cumplen un rol importante como depredadores de estos artrópodos. Como establecen Pérez *et al.* (2015), las arañas tejedoras son depredadoras generalistas que, en conjunto, contribuyen a la regulación de poblaciones de artrópodos, incluyendo a los fitófagos. Kiritani *et al.* (1972), por su parte, observaron que el pico mayor de densidad poblacional de Araneae registrado en su estudio coincidió con un aumento de los artrópodos plaga. Asimismo, Cárdenas *et al.* (2011) establecen que uno de los principales papeles desarrollados por estos artrópodos en los agroecosistemas es el control biológico. El efecto de Araeae como controladores de las poblaciones de fitófagos puede ser directa, actuando como depredadoras que capturan poblaciones de presas en aumento (Cárdenas *et al.*, 2011)

e indirecta, ya que pueden modificar el comportamiento de las especies plaga porque les dificultan el acceso al alimento con su presencia (Hlivko y Rypstra, 2003).

3.3.4.8 Enemigos Naturales

La abundancia de enemigos naturales en su conjunto (arácnidos, otros predadores y parasitoides) también se relaciona significativamente con las condiciones de las fechas de muestreo (Figuras 33 y 34).

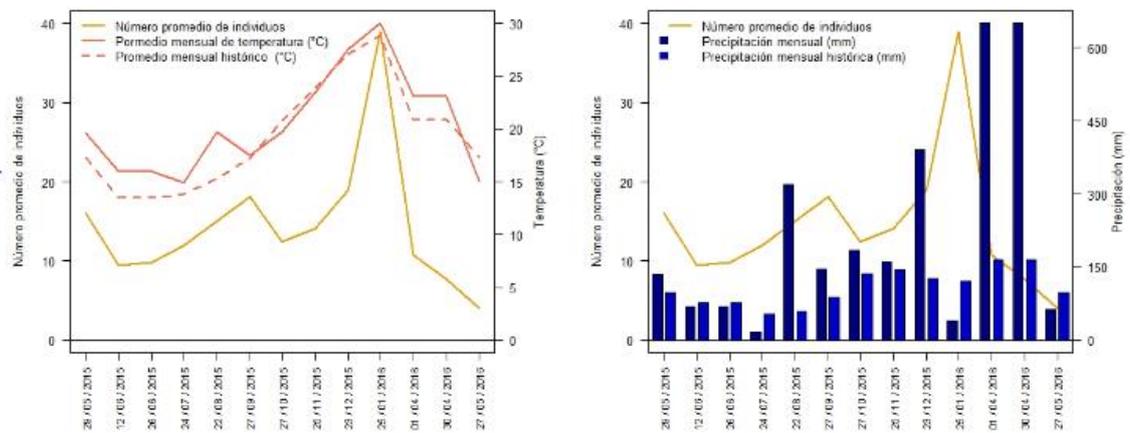


Figura 33. Evolución del número medio de enemigos naturales (Predadores + Arachnida + Parasitoides) capturados con trampas Pitfall y registros de temperatura y precipitaciones, según fecha de muestreo.

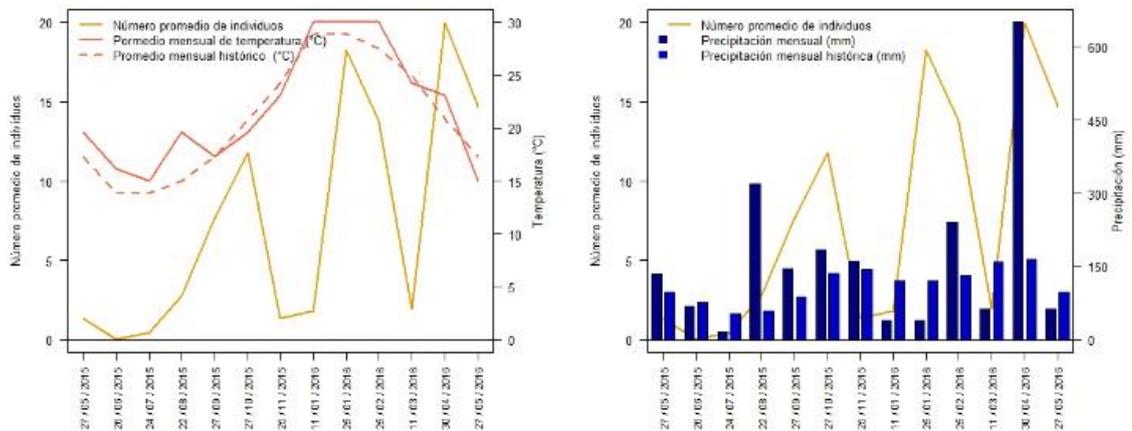


Figura 34. Evolución del número medio de enemigos naturales (Predadores + Arachnida + Parasitoides) capturados con aspirador portátil y registros de temperatura y precipitaciones, según fecha de muestreo.

Al estar este grupo conformado por la suma de otros grupos funcionales cuya función es de control natural de fitófagos, de la misma forma que estos otros grupos, los mayores registros se verificaron en los momentos más cálidos y con mayores precipitaciones. En otoño, sin embargo, el descenso de la temperatura tuvo más impacto que el elevado registro de precipitaciones.

Si bien para los enemigos naturales se verificó efecto de la interacción de la oferta de forraje con la fecha de muestreo, este grupo incluye a los parasitoides junto a los predadores, pudiendo ser ese primer grupo de organismos el que explique la respuesta. El mayor registro de recolección de enemigos naturales con trampas Pitfall (25/1/2016) corresponde a 513 parasitoides, 872 arácnidos y 15 otros predadores. (Figura 33) (Anexo 6.16).

El mayor registro de recolección de enemigos naturales con aspirador portátil (30/4/2016) corresponde a 215 parasitoides, 552 arácnidos y 6 otros predadores. (Figura 34) (Anexo 6.21).

3.3.4.9 Coprófagos

Los Coleoptera coprófagos solamente fueron recolectados con trampas Pitfall y presentaron dos registros máximos (p-valor 0,0001) (Cuadro 9) en las fechas 25/11/2015 (32 ejemplares) y 25/01/2016 (37 ejemplares). La captura de estos organismos fue escasa en los períodos de muestreo menos cálidos (Figura 35) (Anexo 6.17).

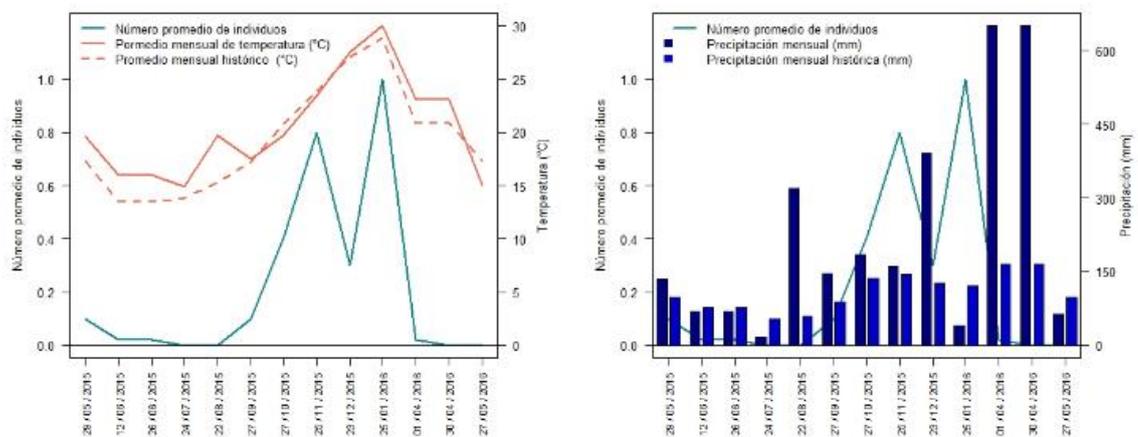


Figura 35. Evolución del número medio de coprófagos capturados con trampas Pitfall y registros de temperatura (izquierda) y precipitaciones (derecha), según fecha de muestreo.

Las capturas de coprófagos se registraron en meses de calor y con abundancia de precipitaciones, por lo que se deduce que estas condiciones de clima tuvieron incidencia en esos mayores registros. Espinoza (2015) establece que las funciones biológicas de los organismos ectotermos se ven influenciadas por el cambio de temperatura y que estos escarabajos son muy vulnerables a las condiciones ambientales. Luzuriaga (2013), por su parte, en su estudio sobre escarabajos coprófagos como indicadores de diversidad biológica, también verificó una mayor abundancia de estos artrópodos en períodos de altas temperaturas y precipitaciones.

3.4 ANÁLISIS DE RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE ARTRÓPODOS

Para estimar la diversidad de taxones se utilizaron los siguientes índices: riqueza específica, Shannon-Wiener y Simpson, siendo esta investigación una de las pioneras en la evaluación de la diversidad de artrópodos, con dos técnicas de recolección (trampas Pitfall y aspirador portátil) en campo natural pastoreado en Uruguay. En este trabajo se habla de biodiversidad de artrópodos en sentido amplio, incluyendo sus tres dimensiones – abundancia, riqueza y diversidad a nivel de taxones, debido al elevado número de muestras.

Los tres índices de diversidad obtenidos con ambas técnicas de muestreo fueron afectados significativamente por la fecha de muestreo. No se evidenció efecto del tratamiento de oferta de forraje en la riqueza y diversidad, mientras que el tipo de suelo tuvo efecto sobre la riqueza específica obtenida en los muestreos con aspirador portátil (Cuadro 10).

Cuadro 10. Resultados de Anova para los índices de Riqueza específica, Shannon-Wiener y Simpson, en función del tratamiento de oferta de forraje, tipo de suelo y fecha de muestreo.

Variable	Método de recolección	Tratamiento (Oferta de Forraje)	Suelo (Profundo-Superficial)	Fecha*Tratamiento (Baja oferta de forraje)	Fecha*Tratamiento (Alta oferta de forraje)	Fecha
Riqueza específica	Trampas Pitfall	0,795	0,1991	<0,0001	<0,0001	<0,0001
	Aspirador portátil	0,5019	0,0334	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Shannon-Wiener	Trampas Pitfall	0,83	0,06	<0,0001	<0,0001	<0,0001
	Aspirador portátil	0,8735	0,7209	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Simpson	Trampas Pitfall	0,8135	0,8851	0,0004	0,0001	<0,0001
	Aspirador portátil	0,6203	0,4273	<0,0001	<0,0001	<0,0001

3.4.1 Análisis de la diversidad en las recolecciones con trampas Pitfall

En el análisis de las capturas con trampas Pitfall se determinó que los índices de riqueza específica fueron menores en las fechas 30/4/2016, 27/5/2016 y 27/9/2015 (15,0, 15,50 y 18,25, respetivamente) en relación al mayor valor, que se verificó el 23/12/2015 (24) (Anexo 6.30). Como fue previamente analizado, el verano es el momento de mayor actividad de artrópodos, además de que la vegetación está en su máxima productividad (Borges, 2008). Por otro lado, en diciembre, se registró uno de los mayores valores de precipitaciones (383,9 mm), lo que contribuye al desarrollo de vegetación y, por tanto, brinda fuentes de alimento y refugio para los artrópodos. Según Vikram Reddy y Venkataiah (1990), es común encontrar mayor riqueza de artrópodos en pradera al inicio del verano. Esto coincide con el estudio de Foye (2014) sobre la riqueza y uniformidad de artrópodos en praderas de Norteamérica en diferentes fechas y con trampas Pitfall, cuyos datos de riqueza de especies fueron mayores en verano para todos sus sitios de muestreo.

El tratamiento de oferta de forraje, como factor aislado, así como el tipo de suelo, no afectó la riqueza específica de las recolecciones obtenidas con trampas Pitfall (Anexo 6.22 y 6.24).

En general, son más numerosos los estudios que han tenido una respuesta negativa de la diversidad específica de artrópodos ante un aumento en la intensidad de pastoreo (van Klink *et al.*, 2015), que sería el equivalente a la baja oferta de forraje. No obstante, los resultados han sido variables en estudios de esta naturaleza, habiendo casos en que el pastoreo condujo a un aumento de la riqueza de especies (Balmer y Erhardt, 2000; Wettstein y Schmid, 1999), casos en que se detectó reducción de la riqueza (Kruess y Tscharrntke, 2002) y casos en que la misma no fue afectada (Batary *et al.*, 2008; Rambo y Faeth, 1999). Por otro lado, ya se destacó que las ofertas reales de forraje en este experimento no resultaron significativamente diferentes (Cuadro 6). Los resultados también pueden tener que ver más con el área de estudio que con los

efectos de un tratamiento en particular (Lenoir y Lennartsson, 2010). Van Klink *et al.* (2015), establecen que el hecho de que una especie de artrópodos sobreviva bajo un régimen de pastoreo determinado depende siempre de una conjunción entre sus requerimientos de hábitat, el momento en que se realiza la gestión, la intensidad de la misma y la escala espacial. También, Dumont *et al.* (2009) señalan que es probable que cada tratamiento produzca un patrón distinto en el comportamiento de la biodiversidad. El patrón presentado por la biodiversidad estudiada y la ausencia de efectos de las ofertas de forraje de este experimento deben analizarse teniendo en cuenta factores tales como el tiempo que dura el experimento y la escala espacial. Van Klink *et al.* (2015) señalan que, muchas veces, la escala puede complicar las mediciones del efecto del pastoreo sobre la diversidad de artrópodos. Resulta imprescindible entender mejor en qué escala espacial el pastoreo afecta la disponibilidad de recursos y las condiciones abióticas para los artrópodos con el fin de comprender mejor el impacto que ejercen los herbívoros de gran tamaño sobre la biodiversidad.

Dumont *et al.* (2009), utilizando nueve repeticiones (3,6 hectáreas) para tres intensidades de pastoreo diferentes (alta, moderada y baja), llegaron a la conclusión de que la riqueza y diversidad de especies de mariposas y saltamontes variaron no solamente según la intensidad de pastoreo, sino también según el período de pastoreo –estación de pastoreo- y según la especie de artrópodos estudiada. La aseveración relativa a la incidencia de la estación de pastoreo coincide con los resultados verificados en el presente estudio. Sin embargo, como se trabajó a nivel de órdenes y solo se separaron algunas familias (Carabidae, Curculionidae), quizás sea necesario predefinir niveles taxonómicos más específicos (más bajos) para verificar relaciones más precisas entre taxones y tratamientos.

Bankroff (2014), en su estudio sobre la respuesta de los artrópodos ante el pastoreo en praderas con vegetación nativa e introducida, tampoco verificó incidencia de los tratamientos de pastoreo sobre la riqueza de artrópodos. Este autor llegó a la conclusión de que la riqueza de especies no se vio afectada por el tratamiento de

pastoreo, sino más bien por la diversidad vegetal; y que, quizás, la riqueza se vería afectada con un mayor nivel de alteración por pastoreo.

En relación al tipo de suelo, se tiene conocimiento de que los suelos profundos albergan mayor cantidad de especies de plantas que los suelos superficiales (Dornbush y Wilsey, 2010) y, por ende, deberían albergar mayor riqueza de artrópodos. La falta de efecto del tipo de suelo sobre el índice de riqueza se podría deber a que el año de muestreo fue excesivamente lluvioso, y que, al haber exceso hídrico, los suelos tienen similares condiciones de humedad y vegetación (Collins *et al.* 2012).

La ausencia de efecto de la oferta de forraje en el índice de Shannon-Wiener coincide con el trabajo de Abensperg-Traun *et al.* (1996), quienes no encontraron incidencia de la intensidad variable de pastoreo (alta, moderada y baja) sobre la equidad de artrópodos analizada con este índice. Nakamura (2007), sin embargo, encontró una mayor uniformidad en suelo superficial con alta intensidad de pastoreo (baja oferta de forraje), observando que la colonización de artrópodos de pradera aumentaba en sitios con menos sombra, como los suelos superficiales, que presentan menos vegetación y baches de suelo desnudo.

El análisis por fecha de muestreo y alta oferta de forraje (baja intensidad de pastoreo), el 23/12/2015 se verificó el menor valor de Shannon-Wiener (1,25), en comparación a los valores más altos observados (entre 1,62 y 1,83), y uno de los mayores valores del índice de Simpson (dominancia) (0,40) (Anexo 6.26). Si bien este valor, al ser menor a 0,5, no determina dominancia de uno o más taxones, se recolectaron 642 Formicidae, 609 Isopoda y 401 Acari en el tratamiento de alta oferta de forraje y 1711 Acari, 1249 Formicidae y 1078 Isopoda en el nivel de baja oferta.

Tewari y Kaushal (2007), en su estudio sobre la diversidad de plantas y de artrópodos en una pradera asiática, observaron que los valores de Shannon-Wiener

en los que se apreció efecto para los artrópodos se dieron en los meses de julio y agosto, meses de verano, en los dos años en que se realizó el estudio. Según Bini *et al.* (2016), el índice de Shannon-Wiener para artrópodos de suelo es alto en momentos marcados por más precipitaciones y humedad.

En el análisis general de la fecha de muestreo, la mayor heterogeneidad de artrópodos se verificó el 27/05/2016 (índice de Simpson: 0,40); el índice de Shannon-Wiener también determinó el menor valor de uniformidad de las capturas de artrópodos en esa fecha (Anexo 6.30). Esto significa que éste fue el momento donde hubo menor equitatividad de la muestra; hay taxones que son más dominantes. Esto puede tener que ver con el ciclo de vida de esos taxones y sus preferencias ante factores abióticos. El 27/05/2016 es la fecha de muestreo posterior al mayor registro de precipitaciones en el estudio (más de 600 mm en abril de 2016), lo que puede haber afectado negativamente la actividad de los artrópodos, probablemente determinando una menor recolección de individuos, y, por ende, haber afectado los índices de diversidad (Larsson, 2014). En esa fecha, el taxón más dominante fueron los Collembola (923 individuos). Kardol *et al.* (2011) observaron que los Collembola se relacionan positivamente con las bajas temperaturas y un alto porcentaje de humedad en el suelo, características presentes en la estación de lluvias y bajas temperaturas.

3.4.2 Análisis de la diversidad en las recolecciones con aspirador portátil

Con algunas excepciones, el índice de riqueza específica indica una menor cantidad relativa de taxones en las fechas de muestreo de meses más fríos (9,50 en 26/6/2015; 10 en 24/7/2015) con relación a períodos más cálidos (entre 19 y 15,5 en las fechas 25/1/2016; 27/10/2015; 30/04/2016; 27/5/2016; 25/2/2016; 27/9/2015) (Anexo 6.31). Los valores de mayor riqueza obtenidos con aspirado en estas fechas pueden tomarse como antecedente para futuros estudios que busquen estimar la riqueza de aquellas especies más probables de muestrear con aspirador en campo natural pastoreado. La mayor riqueza de taxones en enero puede deberse a lo explicado anteriormente de

que en esta estación del año la vegetación suele estar más desarrollada (Borges, 2008), y el método de aspirado es más eficiente en la recolección de artrópodos que están dentro de la vegetación (Merret, 1983). En ese mes (enero 2016) se registró el máximo valor de temperatura (media 26°C), mientras que en los meses anteriores se registraron precipitaciones que excedieron la media histórica (Figura 3). Zahn *et al.* (2010) observaron que, en pastizales, los artrópodos más pequeños (< 5mm) se recolectaron en primavera y verano, precisamente el tipo de especímenes que recolecta con eficiencia el aspirador. Además, estos autores establecen que otoño y primavera son cruciales para grupos de artrópodos predadores, quienes tienen que acumular alimento (en otoño) para el invierno, y luego reabastecerse en primavera. Por su parte, los valores mínimos de riqueza específica se observaron en los períodos más fríos (26/06/2015; 24/07/2015), en los que las condiciones climáticas reducen la comida para los artrópodos, tanto Predadores como Fitófagos (Zahn *et al.*,2010).

La riqueza específica en las capturas con aspirador no se vio afectada por el tratamiento de oferta de forraje y (Anexo 6.23), aunque se detectó un efecto (p-valor 0,00334) del tipo de suelo (Anexo 6.25). Farrell *et al.* (2015) estudiaron, con aspirador entomológico, la riqueza de artrópodos y tampoco hallaron diferencias entre los sitios con y sin pastoreo. La mayor riqueza de artrópodos en suelo profundo (15,31), en comparación con el suelo superficial (12,38), puede deberse a que el suelo profundo alberga mayor diversidad vegetal, como se mencionó anteriormente, brindando más recursos alimenticios, nichos y refugio, sobre todo para los artrópodos de menor tamaño que habitan en la vegetación.

En general, la riqueza de artrópodos fue mayor en las fechas de muestreo de meses más cálidos que en aquellos de condiciones más frías, (Anexo 6.31) tanto en el análisis de fechas como variable aislada o en interacción con el tratamiento de oferta de forraje (Anexos 6.28 y 6.29). También, este patrón de incidencia de la fecha de muestreo, en forma aislada y en interacción con el tratamiento de oferta de forraje, fue verificado en las diferencias observadas entre los valores de los índices de Shannon-Wiener y de Simpson. En la uniformidad y heterogeneidad de los

artrópodos de las recolecciones realizadas con aspirador portátil, reflejadas por los valores obtenidos de los índices de Shannon-Wiener y Simpson, no se verificaron efectos del tratamiento de oferta de forraje ni del tipo de suelo (Cuadro 10; Anexos 6.23 y 6.25).

También, de una forma general, en las fechas de verano y otoño, las muestras de artrópodos fueron más equitativas y con menores grados de dominancia por taxones particulares que en los meses más fríos, posiblemente por los factores abióticos ya mencionados. Como se analizó previamente, el mayor nivel de precipitaciones respecto a las medias históricas del período de estudio (Figura 3) pudo haber evitado la expresión de mayores diferencias en el crecimiento de la vegetación en ambos tipos de suelo, que es la que brinda los recursos necesarios de refugio y alimento para artrópodos.

Tanto en alta como baja oferta de forraje, los valores relativos menores de uniformidad (índice de Shannon-Wiener) fueron verificados en las fechas de junio y julio (26/06/2015 y 24/07/2015) (Anexos 6.28 y 6.29). En general, para estas fechas los valores del índice de Simpson (Anexo 6.31) reflejaron un mayor grado relativo de heterogeneidad o dominancia de taxones en las muestras. En la fecha 24/07/2015, que presentó un valor 0,58 de índice de Simpson, se recolectaron 3809 Collembola, que fueron los artrópodos más abundantes en la muestra. Los meses de junio y julio son de bajas temperaturas medias y, si bien presentaron precipitaciones menores a la media histórica, en el mes anterior (mayo) se registró uno de los picos de precipitaciones en este estudio (133 mm). Los Collembola tienen ciclos de vida largos que pueden llevar meses (Kardol *et al.*, 2011), por lo que las condiciones de los meses previos pudieron haber favorecido la dominancia de estos artrópodos en la recolección.

Los mayores valores de este índice fueron encontrados también para esta fecha de julio en los niveles de alta y baja oferta de forraje (0,65 y 0,64, respectivamente;

Anexos 6.28 y 6.29). Los Collembola recolectados en esa fecha en alta y baja oferta de forraje fueron 2312 y 1497 individuos, respectivamente.

4. CONCLUSIONES

Los rangos objetivo definidos para los niveles de alta y baja oferta de forraje (alta=10 kg MS/100 kg de peso vivo/día y baja= 6 kg MS/100 kg de peso vivo/día) no fueron verificados en los valores reales observados.

La fecha de muestreo afectó a la abundancia de la mayoría de los taxones y los grupos funcionales definidos. También la riqueza específica y la diversidad de los artrópodos se vieron afectadas por la fecha de muestreo.

En general, en las fechas de muestreo de los meses más cálidos hubo mayor abundancia, mayor uniformidad y menor dominancia de artrópodos que en las fechas de muestreo de meses más fríos, de acuerdo a los valores indicados por los índices de Riqueza Específica, Shannon-Wiener y Simpson.

Los índices de Shannon-Wiener y Simpson indicaron una mayor uniformidad de las muestras recolectadas con trampas Pitfall, y la misma fue mayor en suelo superficial para baja oferta de forraje.

En las capturas con trampas pitfall la abundancia fue mayor para los taxones Acari, Curculionidae, Hymenoptera Parasitica y Gryllidae para baja oferta de forraje, mientras que Sternorrhyncha fue mayor en alta oferta de forraje. El suelo superficial presentó mayor abundancia de Curculionidae, Scorpiones, Sternorrhyncha, Gryllidae y Thysanoptera con trampas Pitfall, y Curculionidae con aspirador. El suelo profundo presentó mayor abundancia de Hymenoptera Parasitica con el método trampas Pitfall, y para Acari, Diptera y “otros Coleoptera” con aspirador. Este tratamiento mostró mayor riqueza de taxones recolectados con aspirador portátil.

Los parasitoides capturados con trampas Pitfall fueron el único grupo funcional afectado por la oferta de forraje encontrándose mayor presencia en suelo profundo con baja oferta de forraje (alta intensidad de pastoreo) para muestras recolectadas

con trampas Pitfall. Estos organismos estuvieron positivamente correlacionados con la presencia de Hemiptera fitófagos, que se encuentran entre sus hospederos potenciales.

La ausencia de efecto de las ofertas de forraje estudiadas en la mayoría de los grupos indicadores, sumada a la mayor abundancia de parasitoides en los sitios más perturbados por el pastoreo, permite sugerir que la explotación ganadera del campo natural, en estos niveles, es compatible con la conservación de artrópodos.

La dinámica de la comunidad se encuentra afectada por la época del año. Aunque el manejo del pastoreo parece afectar a la abundancia de ciertos grupos, no resulta determinante para la riqueza de artrópodos, la que parece asociarse más al tipo de suelo.

Los parasitoides podrían ser evaluados a futuro como potenciales determinantes de gestión de pastoreo en campo natural, con el fin de estudiar de manera complementaria su actividad reguladora de control biológico con los esfuerzos de conservación de la biodiversidad en campos naturales bajo explotación ganadera.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Abensperg-Traun M, Smith GT, Arnold GW, Steven DE. 1996. The Effects of Habitat Fragmentation and Livestock-Grazing on Animal Communities in Remnants of Gimlet *Eucalyptus salubris* Woodland in the Western Australian Wheatbelt. I. Arthropods. *Journal of Applied Ecology*, 33(6): 1281-1301.
- Abensperg-Traun M y Steven D. 1995. The effects of pitfall trap diameter on ant species richness (Hymenoptera: Formicidae) and species composition of the catch in a semiarid eucalypt woodland. *Australian Journal of Ecology*. 20(2):282–287.
- Abril S, Oliveiras J, Gómez C. 2007. Foraging Activity and Dietary Spectrum of the Argentine Ant (Hymenoptera: Formicidae) in Invaded Natural Areas of the Northeast Iberian Peninsula. *Environmental Entomology*, 36(5): 1166-1173.
- Adams J. 1985. The Definition and Interpretation of Guild Structure in Ecological Communities. *Journal of Animal Ecology* 54(1): 43-59.
- Anderson RS. 2002. Family 131. Curculionidae Latreille 1802. En: Arnet RH, Thomas MC, Skelley PE, Frank JH (Eds.) *American beetles. Volume 2. Polyphaga: Scarabaeoidea through Curculionoidea*, Boca Ratón, Florida, CRC Press. 722-815.
- Andren H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Araújo CS, Candido DM, de Araujo HFP, Dias SC, Vasconcellos A. 2010. Seasonal variations in scorpion activities (Arachnida: Scorpiones) in an area of Caatinga vegetation in northeastern Brazil. *Zoologia*, 27 (3): 372–376.
- Avalos G, Damborsky MP, Bar ME, Oscherovi EB, Porcel E. 2009. Composición de la fauna de Araneae (Arachnida) de la Reserva provincial Iberá, Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 57 (1-2): 339-351.
- Avalos G, Rubio GD, Bar ME, 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.

- Ayala W. 2011. Los desafíos tecnológicos de la ganadería en los pastizales del Río de la Plata. En: Altesor A, Ayala W, Paruelo JM. Bases Ecológicas y Tecnológicas para el Manejo de Pastizales. Proyecto FPTA-175, «Descripción de la heterogeneidad florística y seguimiento de la productividad primaria y secundaria del campo natural». Montevideo, Uruguay. Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología del INIA. Pp. 209-214.
- Bajsa N. 2008. Efecto del pastoreo bovino sobre la comunidad bacteriana en un suelo de pradera natural. Tesis de Maestría en Ciencias Naturales. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias. 77 p.
- Balmer O y Erhardt A. 2000. Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central European butterfly communities: rethinking conservation practices. *Conservation Biology*,14:746–757.
- Bankroff TJ. 2014. Arthropod Community Response to High-intensity, Low-frequency Cattle Grazing Events and Pasture Succession. Thesis for Master of Science. Oxford, Ohio, United States. Miami University. 85p.
- Bardgett RD, Cook R. 1998. Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Applied Soil Ecology* 10: 263-276.
- Barnett KL, Facey SL. 2016. Grasslands, Invertebrates, and Precipitation: A Review of the Effects of Climate Change. *Frontiers in Plant Science*. 7: 1196.
- Barratt BIP, Ferguson CM, Evans AA, McNeill MR, Addison PJ. 2000. Phenology of native weevils (Coleoptera: Curculionidae) in New Zealand pastures and parasitism by the introduced braconid, *Microctonus aethiopoides* Loan (Hymenoptera: Braconidae). *New Zealand Journal of Zoology*, 27(2):93-110.
- Batary P, Baldi A, Samu F, Szuts T, Erdos S. 2008. Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? *Biological Conservation*, 141: 2062–70.
- Bauchhenss E. 1995. Ground-living spiders of sandy soil areas in Northern Bavaria, Germany (Arachnida: Araneae). *Bonn zoological Bulletin*. 36(2): 221–50.
- Baur B, Joshi J, Schmid B, Hänggp A, Borcard D, Starý L, Pedrol-Christen A, Thommeni GH, Luka H, Rusterholz HS, Oggier P, Ledergerber S, Erhardt A.

1996. Variation in Species Richness of Plants and Diverse Groups of Invertebrates in Three Calcareous Grasslands. *Revue Suisse de Zoologie*, 103(4): 801-833.
- Bautista- Zúñiga F. 2004. Arañas. En: Zúñiga FB (Eds.) Técnicas de muestreo para mejoradores de recursos naturales. México, D.F: CIGA, UNAM. 331- 350.
- Bayartogtokh B, Otgonjargal E. 2009. Assemblages of Coprophilous Beetles (Insecta: Coleoptera) in the Pastureland of Central Mongolia. *Mongolian Journal of Biological Sciences*, 7(1-2): 19-27
- Behan-Pelletier VM, Kanashiro D. 2010. Acari in Grasslands Soils of Canada. In: Floate KD (Ed.) *Arthropods of Canadian Grasslands. Volume 2: Inhabitants of a Changing Landscape*. Biological Survey of Canada. Monograph series No. 4. 371 p.
- Bentancourt CM, Scatoni IB, Morelli E. 2009. *Insectos del Uruguay*. Montevideo: Hemisferio Sur. 658 p.
- Berretta EJ, Bemhaja M. 1997. Producción de pasturas naturales en el Basalto. B. Producción estacional de forraje de tres comunidades nativas sobre suelo de Basalto. En: Cárambula M, Vaz Martins D, Indarteinia E. (Eds.) *INIA, Pasturas y Producción Animal en Áreas de Ganadería Extensiva*. Montevideo, Uruguay: Unidad de Difusión e Información Tecnológica del INIA. (N°13). 19-23.
- Berretta EJ. 1988. El pastoreo como herramienta para mejorar la productividad de las pasturas naturales. En: Silva J (Ed.). 1998. Reunión del grupo regional del Cono Sur en mejoramiento y utilización de los recursos forrajeros del área tropical y sub-tropical. Montevideo, Uruguay. Grupo Campos y Chaco. 79-94.
- Bini B, Sanal Kumar MG, Vinod P. 2016. Studies on Seasonal Variations in the Diversity Pattern of Soil Arthropods in Rubber Plantations, Central Travancore Area. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 6 (1): 253-262.
- Black WC, Krafur ES. 1986. Seasonal breeding structure in house fly, *Musca domestica* L., populations. *Heredity* 56: 289-298.

- Block W, Zettel J. 2003. Activity and dormancy in relation to body water and cold tolerance in a winter-active springtail (Collembola). *European Journal of Entomology*, 100: 305-312.
- Bogyó D, Magura T, Nagy DD, Tóthmérész B. 2015. Distribution of millipedes (Myriapoda, Diplopoda) along a forest interior – forest edge – grassland habitat complex [En línea]. 12 de Setiembre de 2017. Disponible en: <https://zookeys.pensoft.net/articles.php?id=5536>
- Bonet A. 2009. Parasitoid Wasps, Natural Enemies of Insects. En: Del Claro K, Oliveira PS, Rico-Gray V. (Eds.) *Tropical Biology and Conservation Management: Phytopathology and Entomology*. Oxford, United Kingdom. EOLSS Publishers: (Volume VII). 185- 109.
- Borges PAV. 2008. Distribution and abundance of arthropod species in pasture communities of three Azorean islands (Santa Maria, Terceira and Pico). *Arquipélago. Life and Marine Sciences* 25: 31-41.
- Borges PAV, Brown VK. 2003. Estimating Species Richness of Arthropods in Azorean Pastures: the Adequacy of Suction Sampling and Pitfall Trapping. *Graellsia*, 59(2-3): 7-24
- Braga RF, Korasaki V, Andersen E, Louzada J. 2013. Dung Beetle Community and Functions along a HabitatDisturbance Gradient in the Amazon: A Rapid Assessment of Ecological Functions Associated to Biodiversity. *PLoS ONE* 8(2): e57786.
- Broly P, Mullier R, Deneubourg JL, Devignel C. 2012. Aggregation in woodlice: social interaction and density effects. *ZooKeys*, 176: 133-144.
- Brousseau PM, Cloutier C, Hébert C. 2010. Selected beetle assemblages captured in pitfall traps baited with deer dung or meat in balsam fir and sugar maple forests of central Quebec. *Environmental Entomology*, 39 (4):1152-1158.
- Budaeva LI. 1993. Peculiarities of surface dwelling collembolan communities (Collembola) in Khakasia steppe. *Zoologicheskii Zhurna*. 72(3): 45–52.
- Buffington ML, Redak RA. 1998. A comparison of vacuum sampling versus sweep-netting for arthropod biodiversity measurements in California coastal sage scrub. *Journal of Insect Conservation*, 2: 99-106

- Bultman TL. 1992. Abundance and association of cursorial spiders from calcareous fens in southern Missouri. *Journal of Arachnology*. 20(3): 165–72.
- Bustos X. 2007. Estudio preliminar de las Hormigas de la Serranía de los Churumbelos. *Conservación Colombiana*, 3: 77-78.
- Calha IM, Gomes L, Figueiredo E, Mateus C. 2015. Management of Field Margin Aimed at Benefiting Natural Control of Thrips in Strawberry Plants. En: Congreso de la Sociedad Española de Malherbología (XV, 2015, Sevilla, España). Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural. Sevilla, España. 283-290.
- Cárdenas M, Pascual F, Campos M. 2011. Roles de las arañas en el agroecosistema del olivar. *Phytoma España*. 229: 41-48.
- Carrizo B, Funes C, Kirschbaum D. 2015. Informe Técnico: Reconocimiento, Monitoreo y Control de Langostas. INTA EEA Famaillá. CR Tucumán - Santiago del Estero. [En línea]: 21 de marzo de 2018. <https://www.researchgate.net/publication/305526421> Informe Técnico Reconocimiento Monitoreo y Control de Langostas
- Carvalho CJB, de Mello-Pantiu CA. 2008. Key to the adults of the most common forensic species of Diptera in South America. *Revista Brasileira de Entomologia*, 52: 390–406.
- Carvalho PCF, Da Silva SC, Nabinger C, de Moraes A, Genro TCM. 2008. Managing natural grasslands in a changing world: grazing ecology insights to accomplish re-oriented management expectations [En línea]. 12 de Setiembre de 2017. Disponible en: <http://www.ufrgs.br/gpep/documents/capitulos/Managing%20natural%20grasslands%20in%20a%20changing%20world.pdf>
- Castaño G, Palacios JG, Cutz LQ. 2004. Feeding habits of Collembola and their ecological niche. *Serie Zoología* 75(1): 135-142.
- Castiglioni E, García LF, Burla JP, Arbulo N, Fagúndez C. 2017. Arañas y carábidos como potenciales bioindicadores en ambientes con distinto grado de intervención antrópica en el este uruguayo: un estudio preliminar. *INNOTEC*, 13: 106-114.

- Catalano P, Culebra Mason S, Sgarbi C, Ricci M. 2012. Primeros aportes al conocimiento de la Mirmecofauna presente en un establecimiento productivo de la localidad de Saladillo. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 111 (1): 31-40.
- Caut S, Barroso A, Cerdá X, Amor F. 2013. A year in an ant's life: Opportunism and seasonal variation in the foraging ecology of *Aphaenogaster senilis*. *Ecoscience*, 20(1):19-27.
- Cava MB. 2013. Efecto de la heterogeneidad del hábitat sobre las comunidades de artrópodos en bosques de Chaco, Selva Paranaense y de la Isla Apipé Grande en la provincia de Corrientes, Argentina. Doctor en Ciencias Naturales. La Plata, Buenos Aires. Universidad Nacional de la Plata. 108 p.
- Céspedes A, Acebey R. 2015. Registro de nuevos taxones de avispas parasitoides (Hymenoptera) como enemigos naturales para el control de plagas del cultivo del maní y el ají en los agroecosistemas de Serranía del Iñao. *Agro-ecológica*, 2 (1): 180-195.
- Chapman RF. 2007. Foraging and Food Choice in Phytophagous Insects. En: Hardege JD (Eds.) *Chemical Ecology: Encyclopedia of Life Support Systems*. Oxford, United Kingdom: Eolss Publishers Co, Ltd. 72-101.
- Chauvat M, Wolters V, Dauber J. 2007. Response of collembolan communities to land-use change and grassland succession. *Ecography* 30: 183-192.
- Cheli GH, Corley JC. 2010. Efficient sampling of ground-dwelling arthropods using pitfall traps in arid steppes. *Neotropical Entomology* 39(6): 912-917.
- Cheli GH, Corley JC, Bruzzone O, Del Brío M, Martínez F, Martínez Román N, Ríos I. 2010. The ground-dwelling arthropod community of Península Valdés in Patagonia, Argentina. *Journal of Insect Science* 10 (50): 1-16.
- Chen LL, Sheng You M, Bo Chen S. 2011. Effects of cover crops on spider communities in tea plantations. *Biological Control*, 59:326–335.
- Churchill TB, Arthur JM. 1999. Measuring Spider Richness: Effects of different Sampling Methods and Spatial and Temporal Scales. *Journal of Insect Conservation*. 3 (4): 287-295.

- Cibils X, Waller A, Zerbino S. 2017. Biología y manejo del “Bicho bolita” (Bicho de la humedad). Montevideo, Uruguay. Revista INIA. N°48: 38-41.
- Cibils X, Zerbino S. 2017. Aspectos biológicos y daño de la Pulguilla de la alfalfa (*Sminthurus Viridis*) en Uruguay. Montevideo, Uruguay. Revista INIA. N°48: 25-27.
- Clapperton MJ, Kanashiro DA, Behan-Pelletier VM. 2002. Changes in abundance and diversity of microarthropods associated with Fescue Prairie grazing regimes. *Pedobiologia* 46, 496–511.
- Clausen IHS. 1986. The use of spiders (Araneae) as ecological indicators. *Bulletin British Arachnological Society*, 7 (3): 83-86
- Cole LJ, Pollock ML, Robertson D, Holland JP, McCracken DI, Harrison W. 2010. The influence of fine-scale habitat heterogeneity on invertebrate assemblage structure in upland semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136: 69–80.
- Collins BD, Stock JD, Foster KA, Whitman MPW, Knepprath NE. 2012. Monitoring the subsurface hydrologic response for precipitation-induced shallow landsliding in the San Francisco Bay area, California, USA. In: *Landslides and Engineered Slopes: Protecting Society through Improved Understanding. Proceedings of the XI International Symposium on Landslides*. California, United States: (2). 1249–1255.
- Collins SL y Smith MD. 2006. Scale-dependent Interaction of Fire and Grazing on Community Heterogeneity in Tall Grass Prairie. *Ecology*, 87(8): 2058–2067.
- Cordero Veas A. 2008. Composición de los gremios de artrópodos en sistemas vegetales monoespecíficos y poliespecíficos de trébol blanco (*Trifolium repens L.*) y ballica italiana (*Lolium multiflorum Lam.*). Tesis Licenciado en Agronomía. Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias. 77 p.
- Costa FG, Simó M. 2014. Fenología de las arañas epígeas de una zona costera del sur de Uruguay: un estudio bianual con trampas de caída. *Boletín de la Sociedad de Zoología del Uruguay*. 23(1): 1-15.

- Crespo G. 2013. Funciones de los organismos del suelo en el ecosistema de pastizal. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*. 47 (4): 329-334.
- Cruz-Martínez K, Rosling A, Zhang Y, Song M, Andersen GL, Banfield JL. 2012. Effect of Rainfall-Induced Soil Geochemistry Dynamics on Grassland Soil Microbial Communities. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(21): 7587-7595.
- Dauber J, Purtauf T, Allspach A, Frisch J, Kvoigtländer, Wolters V. 2005. Local vs. Landscape controls on diversity: a test using surface-dwelling soil macroinvertebrates of differing mobility. *Global Ecology and Biogeography*, 14:213-221.
- Decaëns T, Jiménez JJ, Gioia C, Measey GJ, Lavelle P. 2006. The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology*, 42: S23–S38.
- Delabie HC. 2001. Trophobiosis Between Formicidae and Hemiptera (Sternorrhyncha and Auchenorrhyncha): an Overview. *Neotropical Entomology*, 30(4):501-516.
- De Mas Castroverde E. 2007. Evaluación y Predicción de la Biodiversidad. Un modelo con Araneidos en el Parque Natural del Cadí-Moixeró. Tesis Doctora en Ciencias Biológicas. Barcelona, España. Universidad de Barcelona. 313 p.
- Dennis P, Young MR, Bentley C. 2001. The effects of varied grazing management on epigeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in upland Scotland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 86(1):39-57.
- Díaz Porres M, Rionda MH, Duhour AE, Momo FR. 2014. Artrópodos del suelo: Relaciones entre la composición faunística y la intensificación agropecuaria. *Ecología Austral* 24: 327-334.
- Diehl E, Mader VL, Wolters V, Birkhofer K. 2013. Management intensity and vegetation complexity affect web-building spiders and their prey. *Oecologia*, 173(2):579-89.
- Dornbush ME, Wilsey BJ. 2010. Experimental manipulation of soil depth alters species richness and co-occurrence in restored tallgrass prairie. *Journal of Ecology*, 98: 117–125.

- Doskocili JP, Brandenburg LR. 2012. Hunting Billbug (Coleoptera: Curculionidae) Life Cycle and Damaging Life Stage in North Carolina, With Notes on Other Billbug Species Abundance. *Journal of Economic Entomology*, 105(6): 2045-2051.
- Doube BM. 1991. Dung beetles of Southern Africa. In: Hanski I, Cambefort Y. (Eds.). *Dung beetle ecology*. Princeton, Princeton University Press, 481 p.
- Druce DJ. 2000. Factors affecting millipede, centipede and scorpion diversity in a savanna environment. Thesis Master of Science. Durban, South Africa. School of Life and Environmental Sciences University of Natal. 153p.
- Dughetti, A. 2012. Pulgones clave para identificar las formas ápteras que atacan a los cereales. Argentina: INTA. [En línea]. 9 de agosto de 2018. <http://inta.gob.ar/documentos/pulgones-clave-paraidentificar-las-formas-apteras-que-atacan-a-los-cereales>
- Dumont B, Farruggia A, Garel JP, Bachelard P, Boitier E, Frain M. 2009. How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science*, 64: 92–105.
- El Hidan MA, Touloun O, Boumezzough A. 2017. Spatial relationship between environmental factors and scorpion distribution in Morocco. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 5(3): 674-678.
- Elliot NC, Tao FL, Fuentes-Granados R, Giles KL, Elliot DT, Greenstone MH, Shufran KA, Royer TA. 2006. D-vac sampling for predatory arthropods in winter wheat. *Biological Control*, 38: 325–330.
- Espinoza V. 2015. Distribución y estructura de las comunidades de escarabeidos coprófagos (Coleoptera, Scarabaeoidea) a lo largo de gradientes de altitud. Tesis Doctorado en Ciencias Biológicas. Madrid, España. Universidad Complutense de Madrid. 342 p.
- Faberi AJ, López AN, Clemente NL, Manetti PL. 2011. Importance of diet in the growth, survivorship and reproduction of the no-tillage pest *Armadillidium vulgare* (Crustacea: Isopoda). *Revista Chilena de Historia Natural*, 84: 407-417.

- Farrell KA, Harpole WS, Stein C, Suding KN, Borer ET. 2015. Grassland Arthropods Are Controlled by Direct and Indirect Interactions with Cattle but Are Largely Unaffected by Plant Provenance. *PLoS ONE* 10(7): 1 -15.
- Fik M. 2014. Problemas de “gorgojos del suelo” (Coleóptera: Curculionidae) en el cultivo de soja en el Centro Sur Bonaerense. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. [En línea]. 7 de marzo de 2018. <https://inta.gob.ar/documentos/problemas-de-201cgorgojos-del-suelo201d-coleoptera-curculionidae-en-el-cultivo-de-soja-en-el-centro-sur-bonaerense>
- Fingini E. 2008. Diversidad y abundancia de isópodos terrestres (Crustacea) en ambiente natural versus ambiente laboreado en el Partido de Balcarce, Provincia de Buenos Aires. Tesis Ingeniero Agrónomo. Mar del Plata, Argentina. Universidad Nacional de Mar del Plata. 55p.
- Fiss AV, Carvalho JS, Kunde RJ, Dutra AD, Parfitt JM, Pillon CN. 2013. Fauna edáfica em um Planossolo Háptico cultivado com arroz irrigado por aspersão. Congresso Brasileiro de Arroz Irrigado (VIII, 2013, Santa Maria, Río Grande do Sul, Brasil). UFSM, Sociedade Sul-Brasileira de Arroz Irrigado, 2:860-863.
- Floate KD. 2011. Arthropods in cattle dung on Canada's grasslands. En: Floate KD (Ed.) *Arthropods of Canadian Grasslands. Volume 2: Inhabitants of a Changing Landscape*. Biological Survey of Canada. Monograph series No. 4. 371 p.
- Folgarait PJ. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1221-1244.
- Fong DW. 2011. Management of Subterranean Fauna in Karst. In: van Beynen PE (Eds.) *Karst Management*. Tampa, Florida: Springer, 978-94-007-1206-5. 488p.
- Foye S. 2014. Characterization of Ground-dwelling Arthropod Assemblages in Northern Bobwhite (*Colinus Virginianus*) Habitat. Thesis for Master of Science. Oklahoma, United States. Oklahoma University State. 99p.

- French BW, Chandler LD, Ellsbury MM, Fuller BW, West M. 2004. Ground Beetle (Coleoptera: Carabidae) Assemblages in a Transgenic Corn–Soybean Cropping System. *Environmental entomology*, 33(3): 554-563.
- Gasnier TR, Torres-Sánchez MP, Azebedo CS, Hofer H. 2002. Adult size of eight hunting spider species in central Amazonia: temporal variations and sexual dimorphisms. *Journal of Arachnology*, 30: 146-154.
- Gaston HJ, Blackburn TM, Hammond PM, Stork NE. 1993. Relationships between Abundance and Body Size: Where Do Tourists Fit? *Ecological Entomology*, 18: 310-314.
- Gawalek M, Dude K, Ekner-Grzyb A, Kwiecinski Z, Sliwowska JH. 2014. Ecology of the field cricket (Gryllidae: Orthoptera) in farmland: the importance of livestock grazing. *North-western Journal of Zoology* 10 (2): article 141102.
- González-Vainer P, Morelli E, Defeo O. 2012. Differences in Coprophilous Beetle Communities Structure in Sierra de Minas (Uruguay): a Mosaic Landscape. *Neotropical Entomology*, 41(5):366-374.
- Goosey HB, Hatfield JP, Rolston MG, Hatfield PG, Johnson GD. 2013. Hymenoptera Parasitoid Response to Sheep Grazing, Tillage, and Herbicides in Wheat-Fallow Rotations. *Journal of the Kansas Entomological Society*. 86(1):22-35.
- Gope R. 2012. Seasonal distribution of *Isotomina thermophilan* in a secondary succession and a homegarden in Cachar, Assam. *Journal of Environmental Biology*, 33:181-186.
- Greenberg SM, Showler AT, Sappington TW, Badford JM. 2004. Effects of Burial and Soil Condition on Postharvest Mortality of Boll Weevils (Coleoptera: Curculionidae) in Fallen Cotton Fruit. *Journal of Economic Entomology*, 97(2): 409-413.
- Grönberg E. 2011. Evaluating Six Crop Mixes Used for Game Fields in Southwest Sweden - Biomass Production, Fallow Deer Preference and Species Diversity. Master Thesis in Wildlife Ecology. Uppsala, Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences. 32p.

- Grupo Infostat. InfoStat software estadístico InfoStat versión 2008, Manual de usuario, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina, 2008.
- Gudleifsson BE, Bjarnadottir B. 2008. Springtail (Collembola) populations in hayfields and pastures in northern Iceland. *Icelandic Agricultural Sciences*, 21:49-59.
- Haddad NM, Crutsinger GM, Kevin G, Haarstad J, Knops JMH, Tilman D. 2009. Plant species loss decreases arthropod diversity and shifts trophic structure. *Ecology Letters*, 12:1029–1039.
- Hammond PM. 1992. Species Inventory. En: Groombridge, B. (ed.) *Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources*. Londres: Chapman & Hall. pp. 17-39.
- Harper CW, Blair JM, Fay PA, Knapp AK, Carlisle JD. 2005. Increased rainfall variability and reduced rainfall amount decreases soil CO₂ flux in a grassland ecosystem. *Global Change Biology*, 11:322–334.
- Hay DB. 1995. An “In Situ” Coring Technique for Estimating the Population Size of House Dust Mites in Their Natural Habitat. *Acarologia*, 4: 341-345.
- Hemm V, Höfer H. 2012. Effects of grazing and habitat structure on the epigeic spider fauna in an open xerothermic area in southern Germany. *Bulletin of the British Arachnological Society*, 15(8):260–268.
- Hlivko JT, Rypstra AL. 2003. Spiders reduce herbivory: nonlethal effects of spiders on the consumption of soybean leaves by beetle pests. *Annals of the Entomological Society of America*, 96:914–919.
- Holland JM, Smith S. 1999. Sampling epigeal arthropods: an evaluation of fenced pitfall traps using mark-release-recapture and comparisons to unfenced pitfall traps in arable crops. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 91: 347–357.
- Holmquist JG, Schmidt-Gengenbach J, Haultain SA. 2013. Effects of a Long-Term Disturbance on Arthropods and Vegetation in Subalpine Wetlands: Manifestations of Pack Stock Grazing in Early versus Mid-Season. *Plos One*. 8(1): e54109.

- Ireson JE. 1993. Activity and Pest Status of Surface-active Collembola in Tasmanian Field Crops and Pastures. *Journal of the Australian Entomological Society*. 32: 155-167.
- Jankielsohn A. 1999. The Effect of Habitat Change on the Structure of Dung Beetle Assemblages in the North-Eastern Free State: a Comparison of Conserved and Farmed Land. Thesis for Doctor of Philosophy. Pretoria, SouthAfrica. Faculty of Science, University of Pretoria. 248p.
- Jass, JP. 1995. Life cycle patterns in Wisconsin spiders. *Field Station Bulletin* 28(2): 1-10
- Jaworski T, Hilszczański J. 2013. The Effect of Temperature and Humidity Changes on Insects Development and their Impact on Forest Ecosystems in the Context of Expected Climate Change. *Forest Research Papers*. 74 (4): 345–355.
- Jerrentrup JS, Wrage-Mönnig N, Röver, KU, Isselstein J. 2014. Grazing intensity affects insect diversity via sward structure and heterogeneity on a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology* 51 (4), 968-977.
- Johnson SN, Jones TH. 2017. Introduction to Global Climate Change and Terrestrial Invertebrates. En: Johnson SN, Jones TH. 2017. *Global Climate Change and Terrestrial Invertebrates*. Sydney, Australia. Wiley Blackwell. Pp. 1-7.
- Jones DB. 2001. Winter Ecology of the Parasitoid *Lysiphlebus Testaceipes* Cresson. Thesis Master of Science. Oklahoma, United States. Faculty of the Graduate College of the Oklahoma State University. 157 p.
- Jones, MG. 1976. The arthropod fauna of a winter wheat field. *Journal of Applied Ecology*, 13: 61–85.
- Jorge C. 2013. Comparación de la araneofauna de un cultivo de pino (*Pinus Taeda*) con la matriz de campo natural. Tesis Magister en Ciencias Biológicas. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias. 116 p.
- Kardol P, Reynolds N, Norby RJ, Classen AT. 2011. Climate change effects on soil microarthropod abundance and community structure. *Applied Soil Ecology*, 47: 37–44.

- Kellert SR. 1993. Values and perceptions of invertebrates. *Conservation Biology* 7. Pp. 845–855.
- Khila M, Zaabar W, Bouslama MF, Achouri MS. 2018. Comparison of terrestrial isopod (Crustacea: Oniscidea) assemblages from two preserved areas (Bouhedma and Chambi) in arid regions. *The European Zoological Journal*, 8(1):159–169.
- Kindlmann P, Dixon AFG. 2010. Modelling population dynamics of aphids and their natural enemies. In: P. Kindlmann, A.F.G. Dixon, Michaud J.P. (Eds.). *Aphid Biodiversity under Environmental Change: Patterns and Processes*. Dordrecht, Heidelberg, London, New York, Springer Science & Business Media: 1-20.
- King KL, Hutchinson KJ, Greenslade P. 1976. The Effects of Sheep Numbers on Associations of Collembola in Sown Pastures. *Journal of Applied Ecology*, 13(3): 731-739.
- Kiritani K, Kawahara S, Sasaba T, Nakasuji F. 1972. Quantitative evaluation of predation by spiders on the green rice leaf hopper, *Nephotettix cincticeps* Uhler, by a sight count method. *Researches on Population Ecology*, 13: 187-200.
- Knapp AK, Fay PA, Blair JM, Collina SL, Smith MD, Carlisle JD. 2002. Rainfall Variability, Carbon Cycling, and Plant Species Diversity in a Mesic Grassland. *Science*, 289 (5601): 2202-2205.
- Kohli RK, Batish DR, Singh HP. 2007. *Ecology: Population and Community Ecology*. [En línea]. 31 de enero de 2018. <http://nsdl.niscair.res.in/jspui/bitstream/123456789/153/1/Population%20and%20community.pdf>
- Koponen S. 1995. Spider Fauna (Araneae) of the Arctic-subarctic Atlantic Islands. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*. Funchal, Portugal. 4:373-377.
- Korosi A, Batary P, Orosz A, Redei D, Baldi A. 2011. Effects of grazing, vegetation structure and landscape complexity on grassland leafhoppers (Hemiptera: Auchenorrhyncha) and true bugs (Hemiptera: Heteroptera) in Hungary. *Insect Conservation and Diversity*. 5, 57–66.

- Kowalski R. 1976. Obtaining valid population indices from pitfall traps. *Bulletin De l'Academie Polonaise Des Sciences. Serie Des Sciences Biologiques*. 2 (23): 799–803.
- Kruess A, Tschardt T. 2002. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation*. 106: 293–302
- Kurnik I. 1988. Millipedes from xerothermic and agricultural sites in South Tyrol, Austria. *Berichte de Naturwissensch. Medizinischen Vereins in Innsbruck*.75: 109–14.
- Lande R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 76: 5 – 13
- Landero I, Presa E, Galindo ME, Leyva OR, Murguía J, Valenzuela JE, García MA. 2015. Temporal and Spatial Variation of the Abundance of the Black Weevil (*Rhynchophorus palmarum* L., Coleoptera: Curculionidae) in Ornamental Palm Crops from Central Veracruz, Mexico. *Southwestern Entomologist*, 40(1):179-188.
- Landeros C, Moreno JC, Nikolskii L, Bakhlaeva O. 2015. Impacto de la agricultura sobre la biodiversidad. En: Angón AC (Eds.) *La biodiversidad en Veracruz: estudio de estado. Volumen I. Veracruz, México: Conabio*. 477-491.
- Langor DW, Spence JR. 2006. Arthropods as Ecological Indicators of Sustainability in Canadian Forests. *Forestry Chronicle* 82(3): 344-350.
- Larsson B. 2014. *Alpine Arthropod Diversity Spatial and Environmental Variation*. Degree Thesis for Master of Science in Biology. Gothenburg, Sweden. University of Gothenburg. 34 p.
- Larsson SG. 1939. Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. *Entomologiske Meddelser*, 20: 277-560.
- Latchininsky A, Sword G, Sergeev M, Cigliano MM, Lecoq M. 2011. Locusts and Grasshoppers: Behavior, Ecology, and Biogeography. *Psyche*, 1:1–4.
- Lavelle P, Charpentier F, Villenave C, Rossi JP, Derouard L. 2004. Effects of earthworms on soil organic matter and nutrient dynamics at a landscape scale over decades. En: Edwards CA (Eds.) *Earthworm ecology*, 2nd edition. Boca Raton, Florida: 145-160.

- Lavelle P, Spain A. 2005. Soil Organisms. En: Lavelle P y Spain A (Eds.) Soil Ecology. Dordrecht, The Netherlands: Springer. 201-227 p.
- Lenoir L, Lennartsson T. 2010. Effects of timing of grazing on arthropod communities in semi-natural grasslands. *Journal of Insect Science*, 10: 1–24.
- Lewis T. 1964. The weather and mass flights of Thysanoptera. *Annals of Applied Biology*, 53, 165-170.
- Lietti M, Gamundi JC, Montero G, Molinario A, Bulacio V. 2008. Efecto de dos sistemas de labranza sobre la abundancia de artrópodos que habitan en el suelo. *Ecología Austral* 18:71-87.
- Lindsey PA, Skinner JD. 2001. Ant composition and activity patterns as determined by pitfall trapping and other methods in three habitats in the semi-arid Karoo. *Journal of Arid Environments*, 48: 551-568.
- Littlewood NA, Pakeman RJ, Pozgai G. 2012. Grazing impacts on Auchenorrhyncha diversity and abundance on a Scottish upland estate. *Insect Conservation and Diversity*, 5: 67–74.
- López L, Armbrrecht I, Montoya-Lerma J, Molina E J. 2013. Diversidad de Parasitoides en un sistema silvopastoril orgánico de producción ganadera de Colombia. *REVAIA*. 17(1): 65-78.
- Louis, N. 2016. Effects of Livestock Grazing on Invertebrate-provided Ecosystem Services in the Aegean. Thesis Master of Science (Natural Resources and Environment). Michigan, United States. University of Michigan. 41p.
- Luzuriaga CX. 2013. Escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) como indicadores de diversidad biológica en la Estación Biológica Pindo Mirador. Pastaza- Ecuador. Tesis Ingeniería en Gestión Ambiental. Puyo, Ecuador. Universidad Católica de Loja. 54 p.
- Maczey N, Masters GJ, Hollier JA, Mortimer SR, Brown VK. 2005. Community associations of chalk grassland leafhoppers (Hemiptera: Auchenorrhyncha): conclusions for habitat conservation. *Journal of Insect Conservation*, 9:281–297.
- Manu M, Lordache V, Băncilă RI, Bodescu F, Onete M. 2016. The influence of environmental variables on soil mite communities (Acari: Mesostigmata)

- from overgrazed grassland ecosystems – Romania. *Italian Journal of Zoology*. 83(1): 89-97.
- Marasas M. 2002. Efecto de los sistemas de labranza sobre la abundancia y diversidad de la coleopterofauna edáfica, con especial referencia a las especies de Carabidae, en un cultivo de trigo y los ambientes naturales circundantes. Tesis Doctoral. La Plata, Buenos Aires, Argentina. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata. 113p.
- Marchiori CH. 2014. Species of Diptera of medical, sanitary and veterinary importance collected from buffalo and cattle dung in South Goiás, Brazil *International Journal of Applied Science and Technology*, 4 (2): 54-57.
- Martin EH. 2016. Patterns of Temporal and Spatial Variations of a Forest Mammal Community in the Udzungwa Mountains National Park, Tanzania. Thesis Doctor of Philosophy. Morogoro, Tanzania. Sokoine University of Agriculture. 121p.
- Martínez M, Pereira M. 2011. Pautas para el manejo de campo natural. Programa Ganadero - Instituto Plan Agropecuario. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. [En línea] 06 abril 2019. http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/pautas_para_el_manejo_del_campo_natural.pdf
- Masaki S. 1967. Geographic Variation and Climatic Adaptation in a Field Cricket (Orthoptera: Gryllidae). *Evolution*, 21(4):725-741.
- Matalin AV. 2007. Typology of Life Cycles of Ground Beetles (Coleoptera, Carabidae) in Western Palaearctic. *Entomological Review*, 87(8): 947–972.
- McBride JA. 2013. Factors Influencing the Honeydew Production of *Ultracoelostoma* Scale Insects in New Zealand Beech Forests. Thesis Master of Science in Ecology. Christchurch, New Zealand. School of Biological Sciences, University of Canterbury. 76p.
- McDonald B. 2007. Effects of vegetation structure on foliage dwelling spider assemblages in native and non-native Oklahoma grassland habitats. *Proceedings of the Oklahoma Academy of Sciences*, 87:85–88.

- Medan D, Torretta JP, Hodara K, Fuente EB, Montaldo NH. 2011. Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodiversity Conservation* 20 (30). Pp. 77–100
- Merret P. 1983. Spiders collected by pitfall trapping and vacuum sampling in four stands of Dorset heathland representing different growth phases of heather. *Bulletin - British Arachnological Society*, 6 (1): 14-22.
- Messina G, Cazzolla Gatti R, Droutsas A, Barchitta M, Pezzino E, Agodi A, Lombardo BM. 2016. A sampling optimization analysis of soil-bugs diversity (Crustacea, Isopoda, Oniscidea). *Ecology and Evolution*, 6(1): 191–201.
- MGAP-DIEA (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca-Dirección de Investigaciones Económicas Agropecuarias). 2011. Censo General Agropecuario 2011. Resultados definitivos. Montevideo, Uruguay. 146p.
- Millot JC. 1997. Manejo del pastoreo y su incidencia sobre la composición botánica y productividad del campo natural. En: Cárambula M, Vaz Martins D, Indarteinia E. (Eds.) INIA, Pasturas y Producción Animal en Áreas de Ganadería Extensiva. Montevideo, Uruguay: Unidad de Difusión e Información Tecnológica del INIA. (n°13). 68-70.
- Mineo FM, Del-Claro K, Domingos Brescovit A. 2010. Seasonal variation of ground spiders in a Brazilian Savanna. *Zoología* 27 (3): 353–362.
- Molina GAR. 2014. Influencia de la heterogeneidad del paisaje sobre la diversidad y la estructura trófica de los ensambles de artrópodos en ambientes agrícolas de la Pampa Ondulada. Tesis Doctor en Ciencias Agropecuarias. Buenos Aires, Argentina. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía. 133 p.
- Moreno CE. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. En: Manuales y Tesis SEA. Volumen 1. Zaragoza, España. CYTED. 86.
- Morris EK, Caruso T, Buscot F, Fischer M, Hancock C, Maier TS, Meiners T, Müller C, Obermaier E, Prati D, Socher SA, Sonnemann I, Wäschke N, Wubet T, Wurst S, Rilling MC. 2014. Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution*. 4(18): 3514–3524.

- Morris MG, Plant R. 1983. Responses of grassland invertebrates to management by cutting. 5. Changes in Hemiptera following cessation of management. *Journal of Applied Ecology*, 20:157–177.
- Morris, MG. 1981. Responses of grassland invertebrates to management by cutting: Adverse effects on Auchenorrhyncha. *Journal of Applied Ecology*, 18:107–123.
- Morris, MG. 1969. Populations of invertebrate animals and the management of chalk grassland in Britain. *Biological Conservation*, 1: 225-231.
- Morrone JJ. 2014. Biodiversidad de Curculionoidea (Coleoptera) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 312-324.
- Morsello SC, Beaudoin ALP, Groves RL, Nault BA, Kennedy GG. 2009. The influence of temperature and precipitation on spring dispersal of 170 *Frankliniella fusca* changes as the season progresses. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 134: 260–271.
- Mysterud A, Hansen LO, Peters C, Austrheim G. 2005. The short-term effect of sheep grazing on selected invertebrates (Diptera and Hemiptera) relative to other environmental factors in an alpine ecosystem. *The Zoological Society of London*, 266: 411–418.
- Nai-Bregaglio M, Pucheta E, Cabido M. 2002. El efecto del pastoreo sobre la diversidad florística y estructural en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*. 75 (3): 613-623.
- Nájera MB, Souza B. 2010. Insectos benéficos. Guía para su identificación. Instituto Nacional de investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias México. 72 p.
- Nakamura A. 2007. Development of Soil and Litter Arthropod Assemblages in Rainforest Restoration. Thesis for Doctor of Philosophy. Queensland, Australia. Environment Faculty of Science, Environment, Engineering and Technology. Griffith University. 235 p.
- Navas A, Herrera M, Quiroga L, Sanabria E. 2011. [En línea]. 11 de setiembre de 2017. Datos preliminares sobre la diversidad de artrópodos caminadores en la Quebrada de las Flores, San Juan. En: Reunión conjunta de sociedades de biología de la República Argentina (2°, 2011, San Juan, Argentina) *Ecología*,

Etología y Biodiversidad. Disponible en:
http://www.biologia.org.ar/congresos/img/Programa_IIRCSB.pdf.

- Netherer S y Schopf A. 2010. Potential effects of climate change on insect herbivores in European forests – General aspects and the pine processionary moth as specific example. *Forest Ecology and Management*, 259: 831–838.
- Newlands G. 1978. Review of Southern African Scorpions and Scorpionism. *SA Medical Journal*, 54: 613-615.
- Newton JS, Glasier J, Maw HEL, Proctor HC, Footitt RG. 2011. Ants and subterranean Sternorrhyncha in a native grassland in east-central Alberta, Canada. *Canadian Entomology*, 143: 518-523.
- Nickel H, Hildebrandt J. 2003. Auchenorrhyncha communities as indicators of disturbance in grasslands (Insecta, Hemiptera)—a case study from the Elbe flood plains (northern Germany). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98:183–199.
- Niederauer P, Luñes de Oliveira LC, Borges MA, Mafra AL, Klauberg O, Baretta D. 2017. Morphological Diversity of Coleoptera (Arthropoda: Insecta) in Agriculture and Forest Systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 41.
- Nondillo A, Ferrari L, Lerin S, Correa Bueno O, Botton M. 2014. Foraging Activity and Seasonal Food Preference of *Linepithema micans* (Hymenoptera: Formicidae), a Species Associated with the Spread of *Eurhizococcus brasiliensis* (Hemiptera: Margarodidae). *Journal of Economic Entomology*, 107(4):1385-139.
- O’Lear HA, Blair JM. 1999. Responses of soil microarthropods to changes in soil water availability in tallgrass prairie. *Biology and Fertility of Soils*, 29:207–217.
- Olmedo G.M y Zuleta G. 2015. Monitoreo participativo como herramienta de rehabilitación de fauna en forestaciones de Argentina. En: IV Congreso Iberoamericano y del Caribe de Restauración Ecológica: Tomando decisiones para revertir la degradación ambiental (12 al 16 de abril de 2015, Buenos Aires, Argentina). Buenos Aires: SIACRE. 171 p.

- Olvido AE, Elvington ES, Mousseau TA. 2003. Relative Effects of Climate and Crowding on Wing Polymorphism in the Southern Ground Cricket, *Allonemobius socius* (Orthoptera: Gryllidae). *Florida Entomologist*, 86(2): 158-164.
- Packham JR, Harding DI. 1982. *Ecology of Woodland Processes*. London: Edward Arnold Publishers. 408 p.
- Paleologos MF, Flores CC, Sarandon SJ, Stupino SA, Bonicatto MM. 2008. Abundancia y diversidad de la entomofauna asociada a ambientes seminaturales en fincas hortícolas de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecologia*. 3 (1): 28-40.
- Peet RK. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 5: 285-307.
- Pérez M, Sánchez S, Ortiz CF, Zapata R, De la Cruz A. 2015. Diversidad de insectos capturados por arañas tejedoras (Arachnida; Araneae) en el agroecosistema de cacao en Tabasco México. *Neotropical Entomology*. 36 (1): 90- 101.
- Perfecto I, Vandermeer J, Philpott SM. 2010. Complejidad ecológica y el control de plagas en un cafetal orgánico: develando un servicio ecosistémico autónomo. *Agroecología* 5: 41-51.
- Petersen H, Luxton M. 1982. A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. *Oikos* 39: 287-388.
- Pétillon J, Georges A, Canard A, Ysnel F. 2007. Impact of cutting and sheep grazing on ground-active spiders and carabids in intertidal salt marshes (Western France). *Animal Biodiversity and Conservation*, 30(2): 201-209.
- Phifer CC, Cavigliasso P, Knowlton JL, Licata JA, Gruner DS, Chacoff N, Webster CR, Flaspohler DJ. 2017. Impacto del cambio de uso del suelo y la deforestación en las comunidades de abejas de Entre Ríos. [En línea] 11 marzo 2018. https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_concordia_impacto_del_cambio_de_uso_del_suelo_y_la_deforestacion_en_las_comunidades_de_abejas_de_entre_rios.pdf

- Pocco ME, Damborsky MP, Cigliano MM. 2010. Comunidades de ortópteros (Insecta, Orthoptera) en pastizales del Chaco Oriental Húmedo, Argentina. *Animal Biodiversity and Conservation*, 33 (2): 119-129.
- Pollierer MM, Scheu S. 2017. Driving factors and temporal fluctuation of Collembola communities and reproductive mode across forest types and regions. *Ecology and Evolution*, 7(12): 4390–4403.
- Prather CM, Pelini SL, Laws A, Rivest E, Woltz M, Bloch CP, Toro ID, Ho CK, Kominoski J, Scott Newbold TA, Parsons S, Joern A. 2013. Invertebrates, ecosystem services and climate change. *Biological Reviews* 88. Pp. 327–348.
- Price PW, Denno RF, Eubanks MD, Finke DI, Kaplan I. 2002. Food webs and communities. En: Price PW, Denno RF, Eubanks MD, Finke DI, Kaplan I (Eds.) *Insect Ecology: Behavior, Populations and Communities*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. p. 784.
- Price PW, Bouton CE, Gross P, McPherson BA, Thompson JN. 1980. Interactions among three trophic levels: influence of plants on interactions between insect herbivores and natural enemies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 11: 41–65.
- Prober SM, Smith FP. 2009. Enhancing biodiversity persistence in intensively-used agricultural landscapes: a synthesis of 30 years of research in the Western Australian wheatbelt. *Agric Ecosyst Environ* 132:173-191.
- Quadros A F, Araujo PB, Sokolowicz CC. 2008. Reproduction of Neotropical isopods (Crustacea: Oniscidea) in southern Brazil: similarities and differences relative to temperate and tropical species. En: Zimmer M, Charfi-Chelkhrouha F, Taiti S (Eds.) *Proceedings of the International Symposium of Terrestrial Isopod Biology*. Shaker Verlag, Germany. 81-90.
- Rainio J. 2009. Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of environmental change in Ranomafana National Park, Madagascar. PhD thesis. Helsinki, Finland. University of Helsinki. 43p.
- Rainio J, Niemelä J. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity & Conservation*. 12 (3): 487-506.

- Rambo JL, Faeth SH. 1999. Effect of vertebrate grazing on plant and insect community structure. *Conservation Biology*, 13:1047–1054.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Remy E. 2012. The relationship between abiotic soil characteristics, soil fauna and vegetation composition of acidic, nutrient-poor grasslands and grasslands under nature restoration. Thesis Master of Bioscience Engineering. Ghent, Belgium. Faculty of Bioscience Engineering, University of Ghent. 112p.
- Richards OW, Davies RG. (1977). Thysanoptera (Physapoda: Thrips). En: Imms' General Textbook of Entomology. Springer, Dordrecht. 782-792 p.
- Rodríguez SA, Ramos MF. 2010. Descripción del suelo: conocimiento campesino contra conocimiento científico. *Temas de Ciencia y Tecnología*. 14 (42): 71-82.
- Rodríguez SO. 2016. Diversidad y abundancia de las poblaciones de Tisanópteros en dos establecimientos tabacaleros de la provincia de Jujuy, Argentina. Tesis Magister Scientiae. La Plata, Argentina. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la Universidad Nacional de La Plata. 192 p.
- Root RB. 1973. Organisation of a Plant-arthropod Association in Simple and Diverse Habitats: The Fauna of Collards (*Brassica Oleracea*). *Ecological Monographs*. 43 (1): 95-124.
- Rosado JLO, Gonçalves M, Dröse W, Ely e Silva EJ, Ferreira R, Loeck AE. 2013. Effect of climatic variables and vine crops on the epigeic ant fauna (Hymenoptera: Formicidae) in the Campanha region, state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Journal of Insect Conservation*, 17:1113–1123.
- Sabu TK, Shiju RT, Vinod KV, Nithya S. 2011. A comparison of the pitfall trap, Winkler extractor and Berlese funnel for sampling ground-dwelling arthropods in tropical montane cloud forests. *Journal of Insect Science*, 11(28): 1-19.
- Sánchez D, Amat GD. 2005. Diversidad de la fauna de artrópodos terrestres en el humedal Jaboque, Bogotá- Colombia. *Caldasia*, 27(2):311-329.
- Sans FX. 2007. La diversidad de los agroecosistemas. *Ecosistemas* 16 (1): 44-49.

- Santos GMM, Cruz JD, Marques OM, Gobbi N. 2009. Diversidade de vespas sociais (Hymenoptera: Vespidae) em áreas de cerrado na Bahia. *Neotropical Entomology*, 38: 317- 320.
- SAS Institute Inc. 2008. SAS Software 9.1. Cary, Carolina del Norte, USA. <http://www.sas.com/>
- Saska P, van der Werf W, Hemerik L, Luff ML, Hatten TD, Honek A, Pocock M. 2013. Temperature effects on pitfall catches of epigeal arthropods: a model and method for bias correction. *Journal of Applied Ecology*. 50(1): 181–189.
- Savage J. 2002. Exploring the diversity of flies (Diptera). *Cleaning up the world: Dipteran decomposers*. *Biodiversity*, 3:12-15.
- Schmidt A, Fraser LH, Carlyle CN, Bassett ERL. 2012. Does Cattle Grazing Affect Ant Abundance and Diversity in Temperate Grasslands? *Rangeland Ecology & Management*, 65(3): 292-298.
- Schowalter T, Hansen E, Molina R, Zhang Y. 2007. Integrating the Ecological Roles of Phytophagous Insects, Plant Pathogens, and Mycorrhizae in Managed Forests. En: Kohm KA, Franklin JF (Eds.) *Creating a forestry for the 21st century. The science of ecosystem management*. Washington DC, Island Press. 171-189.
- Seastedt T, Crossley D. 1984. The influence of arthropods on ecosystems. *Bioscience* 34- Pp. 157-161.
- Seastedt TR. 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annual Review of Entomology*, 29: 25- 46.
- Shapiro BA, Pickering J. 2000. Rainfall and parasitic wasp (Hymenoptera: Ichneumonoidea) activity in successional forest stages at Barro Colorado Nature Monument, Panama, and La Selva Biological Station, Costa Rica. *Agricultural and Forest Entomology*, 2:39-47.
- Sharma J, Paine D, Funderburk J, Mound L. 2011. Host Associations of Thysanoptera with *Paspalum distichum* and *Paspalum notatum* (Poales: Poaceae). *Annals of the Entomological Society of America*. 104(4): 733-738.

- Shatters RG, Vander Meer RK. 2000. Characterizing the Interaction Between Fire Ants (Hymenoptera: Formicidae) and Developing Soybean Plants. *Journal of Economic Entomology*, 93(6):1680-1687.
- Shorthouse JD, Larton DJ. 2010. Arthropods in Canadian's Grasslands: Synthesis and Future Directions. In: Shorthouse JD, Floate KD (Eds.) *Arthropods of Canadian Grasslands*. Ottawa: Biological Survey of Canada (Vol. 1). 137-176.
- Sjödín NE. 2007. Pollinating Insect Responses to Grazing Intensity, Grassland Characteristics and Landscape Complexity: Behaviour, Species Diversity and Composition. Doctoral Thesis. Uppsala, Switzerland. Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences. 40p.
- Skevington H, Dang PT. 2002. Exploring the diversity of flies (Diptera). *Biodiversity*, 3: 1-27.
- Skubala P. 2004. Sampling Strategy. In: Skubala P. (eds.). *Colonization and development of oribatid mite communities (Acari: Oribatida) on post-industrial dumps*. Silesia, Poland: Silesia Press. 228p.
- Smith HA, Capinera JL. 2000. Natural Enemies and Biological Control. [En línea]. 26 setiembre 2017. Disponible en: <http://edis.ifas.ufl.edu/pdf/IN/IN12000.pdf>
- Socarrás A. 2013. Mesofauna edáfica: indicador biológico de la calidad del suelo. *Pastos y Forrajes*, 36 (1): 5-13.
- Stafford K C. 2008. Fly management handbook: A guide to biology, dispersal, and management of the house fly and related flies for farmers, municipalities, and public health officials, Bulletin 1013. The Connecticut Agricultural Experiment Station, New Haven. 40p.
- Steffan-Dewenter I, Münzenberg U, Bürger C, Thies C, Tschardt T. 2002. Scale-dependent Effects of Landscape Context on Three Pollinator Guilds. *Ecology*, 83(5): 1421-1432.
- Stejskal R, Trnk F, Skuhrovec J. 2014. Biology and morphology of immature stages of *Coniocleonus nigrosuturatus* (Coleoptera: Curculionidae: Lixinae). *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae*, Prague. 54(1): 337–354.

- Stevens NB, Rodman SM, O’Keeffe TC, Jasper DA. 2013. The use of the biodiverse parasitoid Hymenoptera (Insecta) to assess arthropod diversity associated with topsoil stockpiled for future rehabilitation purposes on Barrow Island, Western Australia. *Supplement of the Western Australian Museum*. 355–374.
- Stoate C, Báldi A, Beja P, Boatman ND, Herzon I, van Doorn A, de Snoo GR, Rakosy L, Ramwell C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. *Journal of Environmental Management*, 91:22–46.
- Štokmane M, Spuņģis V. 2016. The influence of vegetation structure on spider species richness, diversity and community organization in the Apšuciems calcareous fen, Latvia. *Animal Biodiversity and Conservation*, 39(2): 221-236.
- Subías LS, Shtanchaeva UY. 2011. Listado sistemático de los ácaros oribátidos (Acari: Oribatida) iberocaucásicos. *Revista Ibérica de Aracnología*. 19: 55-132.
- Sudhikumar AD, Mathew MJ, Sunish E, Sebastian PA. 2005. Seasonal variation in spider abundance in Kuttanad rice agroecosystem, Kerala, India (Araneae). *Acta Zoologica Bulgaria*, 1:181–190
- Suertegaray Fontana C, Dotta G, Marques CK, Repenning M, Agne CE, Jaworskidos Santos R. 2016. Conservation of grassland birds in South Brazil: a land management perspective. *Natureza & Conservação*, 14 (2):83-87.
- Tahir MH, Hamza A, Khalid N, Abbas Khan A, Shahzad U. 2017. Indirect effect of spiders on herbivory of insects: A review. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 5(4): 753-757.
- Tewari M, Kaushal BR. 2007. Density, diversity and herbivory of aboveground insects in a grassland community of central Himalayan tarai región. *Tropical Ecology* 48(1): 71-78.
- Tinsley-Marshall. 2010. Red deer habitat management in the Highlands: Consequences for invertebrates. Doctor of Philosophy Thesis. London, United Kingdom. Imperial College London. 183p.

- Tischendorf, L, Fahrig L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90: 7–19.
- Tonelli M, Verdú JR, Zunino ME. 2017. Effects of grazing intensity and the use of veterinary medical products on dung beetle biodiversity in the submountainous landscape of Central Italy. *PeerJ*. 5, e2780.
- Tuf, IH. 2015. Different collecting methods reveal different ecological groups of centipedes (Chilopoda). *Zoologia*, 32(5): 345–350.
- Uetz, GW.1991. Habitat structure and spider foraging. En: Bell, SS, McCoy ED, Mushinsky HE (Eds.). *Habitat Structure: The Physical Arrangement of Objects in Space*. London: Chapman and hall. 325-348.
- Uetz, GW. 1977. Coexistence in a guild of wandering spiders. *Journal of Animal Ecology*, 46: 531–541.
- Unstad KMS. 2012. Predictors of Insect Diversity and Abundance in a Fragmented Tallgrass Prairie Ecosystem. Thesis Master of Science. Lincoln, Nebraska. Faculty of the Graduate College at the University of Nebraska. 253 p.
- Urbaneja A, Ripollés JL, Abad R, Calvo J, Vanaclocha P, Tortosa D, Jacas JA, Castañera P. 2005. Importancia de los artrópodos depredadores de insectos y ácaros en España. *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas*, 31: 209-223.
- Usman Asif M, Rasool Khan R, Atiq M. 2016. Relationship of Collembola Population with Different Abiotic Factors in an Agricultural Ecosystem of Faisalabad, Pujab, Pakistan. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, 53(1): 201-208.
- Uteseny K, Frouz J, Drapela C. 2010. Distribution patterns of Collembola affected by extensive grazing in different vegetation types. *World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World (19th, 2010, Brisbane, Australia)*. Brisbane, Australia. 4p.
- Van Klink R, van der Plas ALD, van Noordwijk CGE, WallisDeVries MF, Olf H. 2015. Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews* 90. pp. 347-366
- Vargas de Oliveira J, Stella de Freitas TF, da Costa Trojan S, Cantori Hernandez G. 2011. Controle químico do pulgão-da-raiz *Rhopalosiphum rufiabdominale*,

- em arroz irrigado. En: Congresso Brasileiro de Arroz Irrigado (VII, 2011, Camboriú, Santa Catarina, Brasil). Racionalizando Recursos e Ampliando Oportunidades. Sociedade Sul-Brasileira de Arroz Irrigado. Camboriú, Santa Catarina, Brasil. 674-676.
- Varni VD, Zaccagnini ME, E, Botto. 2010. Efecto de insecticidas sobre artrópodos predadores y fitófagos en cultivos de soja y sus márgenes en Entre Ríos. Tesis de Licenciatura. Buenos Aires, Argentina. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Vickery, JA, Tallowin, JR, Feber, RE, Asteraki, EJ, Atkinson, PW, Fuller, RJ, Brown, VK. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38: 647–664.
- Vikram Reddy M, Venkataiah B. 1990. Seasonal abundance of soil-surface arthropods in relation to some meteorological and edaphic variables of the grassland and tree-planted areas in a tropical semi-arid savannah. *International Journal of Biometeorology*, 34(1): 49-59.
- Walker TJ. 2001. *Gryllus Cayensis* N.SP. (Orthoptera: Gryllidae), a Taciturn Wood Cricket Extirpated from the Florida Keys: Songs, Ecology and Hybrids. *Florida Entomologist*, 84(4): 700-705.
- Waller A. 2012. Composición taxonómica y estructura poblacional de los isópodos terrestres (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) en un ambiente natural y en un ambiente laboreado. Tesis Magister en Biología. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias. 55 p.
- Wallis De Vries F, Parkinson Arkinson AE, Dulphy JP, Sayer M, Diana E. 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. *Grass and Forage Science*, 62:185–197.
- Warburg MR, Linsenmark KE, Bercovitz K. 1984. The Effect of Climate on the Distribution and Abundance of Isopods. *Symposia of the Zoological Society of London*, 53:339-367.
- Wardle DA. 2002. Completing the Circle: How Soil Food Web Effects are Manifested Aboveground. En: Wardle DA (Eds.) *Communities and*

- Ecosystems. Linking the Aboveground and Belowground Components. Princeton, Nueva Jersey: Princeton University Press. 138-181.
- Watts JG, Huddleston EW, Owens JC. 1982. Rangeland entomology. *Annual Review of Entomology*, 27:283–311.
- Wetterer JK, Wild AL, Suarez AV, Roura-Pascual N, Espadaler X. 2009. Worldwide spread of the Argentine ant, *Linepithema humile* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News*, 12: 187-194.
- Wettstein W y Schmid B. 1999. Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology*, 36:363–373.
- Whiles MR, Charlton RE. 2006. The ecological significance of tallgrass prairie arthropods. *Annual Review of Entomology*, 51:387-412.
- Williams NM, Kremen C. 2007. Resource Distributions among Habitats Determine Solitary Bee Offspring Production in a Mosaic Landscape. *Ecological Applications*, 17 (3): 910-92.
- Wilson JB, Peet RK, Dengler J, Pärtel M. 2012. Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* 23, 796–802.
- Wright DH. 1991. Correlations Between Incidence and Abundance are Expected by Chance. *Journal of Biogeography*, 18 (4): 463 – 466.
- Wolda, H. 1988. Insect seasonality: Why? *Annual Review of Ecology and Systematics*. 19: 1-16.
- Wood TG. 1966. The fauna of grassland soils with special reference to Acari and Collembola. *Proceedings of New Zealand Ecological Society*, 13: 79-85.
- Záhlová L, Konvička M, Fric Z, Hula V, Filipová L. 2009. Landscape heterogeneity and species richness and composition: a middle scale study. *Ekológia*, 28 (4): 346–362.
- Zahn A, Englmaier I, Drobny M. 2010. Food Availability for Insectivores in Grasslands – Arthropod Abundance in Pastures, Meadows and Fallow Land. *Applied Ecology and Environmental Research*, 8(2): 87-100.

- Zerbino MS, Lorier E, Lucía M. 2016. Variabilidad interanual en comunidades de acridios (Orthoptera: Caelifera: Acridoidea) en la región centro-sur del Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 20 2:74-85.
- Zerbino MS, Leoni C. 2012. Importancia de la biodiversidad para el funcionamiento de los agroecosistemas. En: INIA, Programa Nacional Investigación, Producción y Sustentabilidad Ambiental. Uso de la biodiversidad para la evaluación del impacto de la intensificación agrícola y el diseño de agroecosistemas sustentables. Las Brujas, Canelones, Uruguay. INIA: 6-19.
- Zerbino MS. 2009. Efectos de la preparación del suelo, las rotaciones y el pastoreo sobre la macrofauna del suelo. En: Morón, A. (Eds.) Efectos de la agricultura, la lechería y la ganadería en el recurso natural suelo: impactos y propuestas: resúmenes expandidos. Montevideo, Uruguay: 23-28.
- Zerbino MS. 2004. Intensificación Agrícola: Efecto sobre la biodiversidad y la incidencia de insectos plaga. En: Simposio: Sustentabilidad de la intensificación agrícola en el Uruguay. Actividades de Difusión N° 365. Mercedes, Uruguay: 25-30.
- Zerbino MS. 2000. Efecto de la siembra directa sobre la macrofauna del suelo. Curso de siembra directa. Instituto Plan Agropecuario. Rodríguez 10/8/2000. II Curso de siembra directa. Cardona. INIA Actividades de Difusión n° 229. 23p.
- Zhu H, Wang D, Wang L, Bai Y, Fang J, Liu J. 2012. The effects of large herbivore grazing on meadow steppe plant and insect diversity. *Journal of Applied Ecology*. 49. 1075-1083.
- Zimmer M y Topp W. 2000. Species-specific utilization of food sources by sympatric woodlice (Isopoda: Oniscidea). *Journal of Animal Ecology*, 69: 1071-1082.

6. ANEXOS

6.1 ¹Arthropod Seasonal Diversity in Natural Grassland Soils under Grazing

Urrutia Mónica^a, Castiglioni Enrique^b, Cadenazzi Mónica^a, Eduardo Llanos^a, Valentín Picasso^{ac}

- a. Facultad de Agronomía, Universidad de la República. Av. E. Garzón 780, Montevideo, Uruguay
- b. Centro Universitario Regional del Este, Universidad de la República, Rocha, Uruguay
- c. Agronomy Department, University of Wisconsin, Madison, 1575 Linden Dr., Madison, WI, 53706, United States

Abstract

Changes in land use produced by agricultural activities are causing biodiversity loss. In order to find a balance between production and conservation aims, more information about ecosystem structure and functioning is needed. Arthropods have been recognized as efficient indicators of ecosystem functioning and environmental quality; therefore, we evaluated arthropod functional groups' and Acari and Collembola taxa's response to abiotic conditions in a grazed natural grassland ecosystem, with two soil types, shallow and deep. In a breeding cow management experiment, 13 monthly samples were taken with two methods: Pitfall traps and portable vacuum aspirator. Data were submitted to analysis of variance comparing the frequency of Acari, Collembola and arthropods' functional groups (Predators, Parasitoids, Arachnids, and Phytophagous) during 13 sampling dates and in both soil types. Data on richness (Specific Richness Index), diversity (Shannon-Wiener Index) and dominance (Simpson Index) of Acari, Collembola and arthropods is presented for the 13 sampling dates and for both soil types. The sampling date variable had an effect on the functional groups' abundance sampled with both methods, showing a greater vacuum sampled arthropods' abundance on warmer periods. Sampling date also had an effect on diversity indexes' results. Vacuum sampled Acari presented more abundance on deep soil, as well as Pitfall trap sampled Hymenoptera Parasitica. A greatest vacuum sampled specific richness of taxa was found on deep soil.

Key Words: Biodiversity – Deep Soil – Shallow Soil – Arthropod Seasonal Pattern – Diversity Indexes.

¹ Artículo para publicar en Revista Agriculture, Ecosystems & Environment.

1. Introduction

Natural grasslands are one of the plant and arthropod species richest ecosystems (Wilson, et al., 2012; Jerrentrup, et al., 2014) and, in Uruguay, it represents the most important biome of the country (Bajsa, 2008). This ecosystem is undergoing an important biodiversity loss, due to changes in land use, particularly because of overgrazing, mechanized agriculture and urban development, coupled with the lack of natural areas under protection (Fontana et al., 2016). As the objectives for grassland farmers is to meet agronomic and financial interests (Jerrentrup, et al., 2014), it is essential for ecosystem management to reach a balance between yield and conservative aims. For this purpose, it is essential for agricultural production to meet natural grasslands conservation; therefore, a solid knowledge about the ecosystem functioning and structure is needed (Ayala, 2011), and biodiversity offers a data base about species richness, abundance and distribution which can contribute to decision-making.

In order to involve biodiversity in a management planning that preserves it, bioindicators that reflect other groups' diversity are used. Although experts in the issue have focused on taxa whose characteristics are already known, the great majority of species and ecosystem functions that are affected by agricultural activities are observed in relatively little known groups (Langor and Spence, 2006). Arthropods, apart from representing about 65% of every multicellular organisms' species (Hammond, 1992), are significant contributors to ecosystem processes (Tonelli et al. 2017), quickly respond to environmental changes (Prather et al. 2013), vary in its sensitivity to habitat changes and have different habitat requirements according to the species (Dauber et al., 2005).

Arthropods richness is positively related to habitat complexity which provides more niches and ways to exploit resources as landscape special patterns affect their biology and, hence, their abundance and diversity (Cava, 2013). For instance, the structural vegetation change produced by grazing, and the different vegetation structures present in shallow and deep soils represent distinct abiotic conditions, food resources and predation risks for arthropods (Wallis DeVries et al., 2007).

Therefore, this paper aims at: 1) determining seasonal arthropod diversity and richness in a natural grassland under grazing; 2) examine whether arthropods richness and diversity are affected by soil types (shallow or deep).

2. Material and methods

2.1 Study area

The study area is situated in the “Estación Experimental de la Facultad de Agronomía” in Salto, Uruguay (-31.382283 -57.764618), which is situated on basaltic soils of the Cuchilla de Haedo- Paso de los Toros unities, with two different soil strata [deep soil (>30 cm) – shallow soil (<30 cm)]. Temperature average fluctuated between 13°C (July 2015-May 2016) and 26°C (January and February 2016) and rainfall annual average fluctuated between 16mm (July 2015) and 639mm (April 2016).

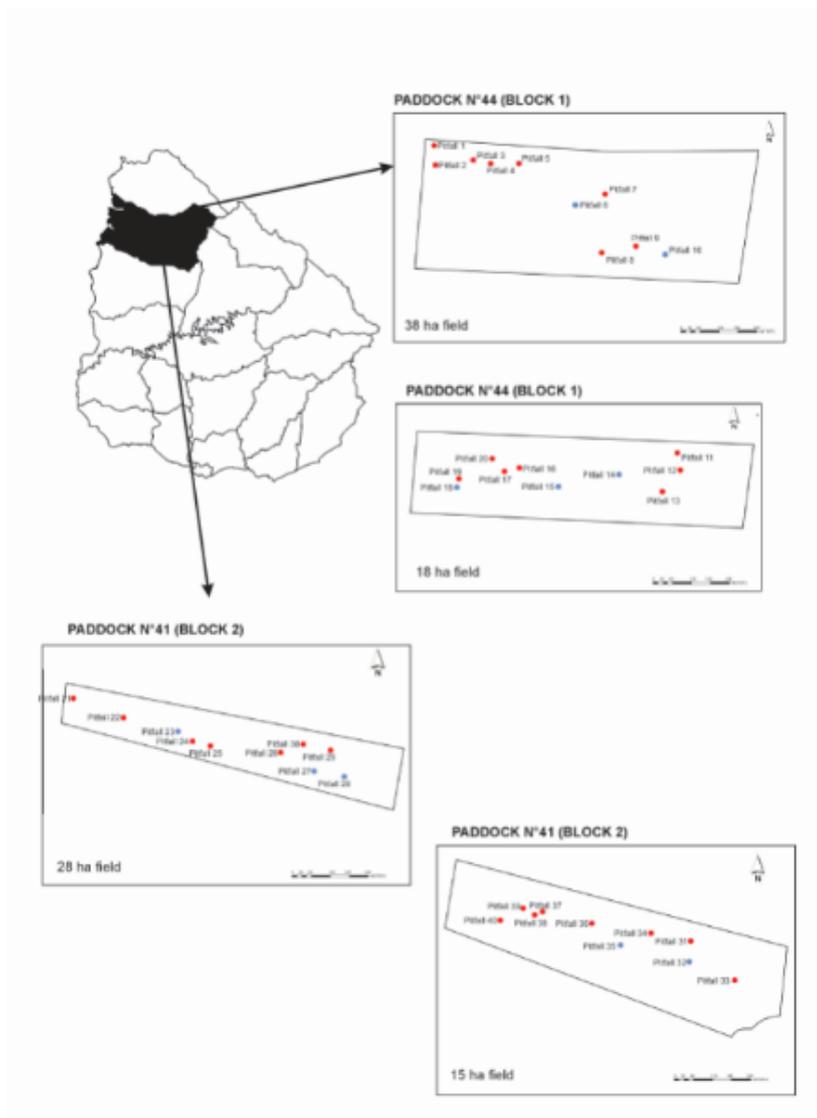


Figure 1. Study Site Location with Pitfall Sampling Points. Red Spots=Deep Soil. SkyBlue Spots=Shallow Soil.

2.2. Experimental Design and Sampling Methods

A continuous grazing experiment was done in a randomized block design with between 70 and 80 Hereford cows and two repetitions (field 44 and 41) with different grazing intensities that varied from 8 to 6 kg dry matter/100 kg live weight/day, not presenting statistical differences between them, and thus, not being included in the analysis. The arthropod sampling plan consisted of 40 sampling points. Every point was sampled 13 times with two techniques: Pitfall traps and Vacuum aspirator.

Ten Pitfall traps were set with a 10 metres separation between them and were placed in shallow or deep soil. Each trap was made of two polystyrene cups with 11.2 cm in diameter and 17 cm depth and its upper opening was levelled to the soil surface. Traps were individually covered with an iron structure and a plastic roof in order to avoid rainfall water entry. Each cup was filled with 100 ml fixative solution (1.5 L 4% acetic acid, 2 kg salt and water up to complete 10L) and left to act during a two-week period, then enabling sampling collection and fixing solution replacement. Samples were collected on 29 May 2015, 12 June 2015, 26 June 2015, 24 July 2015, 22 August 2015, 27 September 2015, 27 October 2015, 25 November 2015, 23 December 2015, 1 April 2016, 30 April 2016, and 27 May 2016. Then, they were individualized and placed into labelled containers with alcohol for storage and further identification.

In order to capture arthropods present at vegetation and soil surface (Merret, 1983), a portable combustion motorized D-Vac suction sampler (Husqvarna 125 BV) was used. This is an effective sampling method in erect and dry vegetation of less than 15 cm high. A white cloth attached to the inlet pipe of the D-Vac was used to retain the sampling material. Vacuum sampling was done at the 40 sampling points during one minute each on the following sampling dates: 29 May 2015, 26 June 2015, 24 July 2015, 22 August 2015, 27 September 2015, 27 October 2015, 25 November 2015, 11 January 2016, 25 January 2016, 25 February 2016, 11 March 2016, 30 April 2016, and 27 May 2016. Each sampling point material was individualized and placed into labelled bags with the field number and sampling date, which were stored for their further laboratory identification.

2.3 Data treatment

Data analysis was carried out by analysis of variance, using the Tukey test with a 5% significance level, from the following statistical model: $Y_{ijklm} = \mu + \gamma_j + \alpha_k + \beta_l + \varepsilon_{(jkl)m}$ where μ is the overall mean, γ_j is the sampling date effect, α_k is the soil type effect, β_l is the block effect, and $\varepsilon_{(jkl)m}$ is the standard error.

In order to perform the samples analysis, taxa were separated into functional groups: Predators (Carabidae; Vespoidea; Mantodea; Myriapoda), Parasitoids (Hymenoptera Parasitica), Arachnids (Araneae; Scorpiones) and Phytophagous (Curculionidae; Auchenorrhyncha; Sternorrhyncha; Orthoptera; Thysanoptera; Isopoda); except for Acari and Collembola, the most abundant taxa, for which abundance categories were created. The categories for Acari are the following: 1) from 0 to 100; 2) from 100 to 300; 3) more than 300; and the categories for Collembola are the following: 1) from 0 to 50; 2) from 50 to 100; 3) from 100 to 300; and 4) more than 300. Once identified, specimens were saved into polystyrene jars and Eppendorf tubes inside labelled boxes with capture date.

The soil type variable was analysed regarding arthropod functional groups', and Acari and Collembola taxa's, proportion. The sampled functional groups and taxa abundance during the 13 sampling dates with both methods and their response to abiotic factors (sampling dates) were analysed too. The statistical packages used were SAS and Infostat.

In order to estimate arthropods diversity, three diversity indexes were used: Specific Richness, Shannon-Wiener's Index and Simpson's Index (Moreno, 2001). Arthropod Specific Richness, Shannon-Wiener's Diversity Index and Simpson's Dominance Index were calculated for both soil types (shallow and deep) and for the 13 sampling dates. When referring to the Diversity Indexes, arthropods identification was made to family or order level, depending on the case.

3. Results and Discussion

Pitfall trap sampled arthropods totalled 58,973 specimens that were classified into functional groups (18,427), into specimens that cannot be included in any functional group (13,429) due to the impossibility to identify species or their food habit/role, in other minority groups (517), or are Acari (15,225) and Collembola (11,375). The specimens that were not included in a functional group were Formicidae (79.63%), Diptera (10.69%), Other Coleoptera (7.17%), Heteroptera (2.50%), and Apoidea (0.01%). Those specimens

classified into other minority groups were Blattaria (69.63%), Lepidoptera (26.50%), Psocoptera (1.16%), Trichoptera (2.32%), and Archaeognatha (0.39%).

Vacuum sampled arthropods totalled 140,917 specimens that were also classified into functional groups (12,466), specimens that cannot be included in any functional group (17,880), in other minority groups (67), or are Acari (52,294) and Collembola (58,210). The specimens that were not included in a functional group were Formicidae (51.66%), Diptera (29.37%), Other Coleoptera (12.56%), Heteroptera (6.40%), and Apoidea (0.02%). Those specimens classified into other minority groups were Blattaria (13.43%), Lepidoptera (17.91%), Psocoptera (2.99%), Trichoptera (49.25%), and Archaeognatha (16.42%).

The most representative functional groups for both sampling methods were Phytophagous (64.98% for Pitfall and 69.39% for Vacuum sampling) and Arachnids (23.00% for Pitfall and 17.97% for Vacuum sampling), followed by Parasitoids (9.21% for Pitfall and 12.12% for Vacuum sampling) and Predators (2.21% for Pitfall and 0.52% for Vacuum sampling). Coprophagous were only sampled with Pitfall traps (0.59%).

For Pitfall trap samples, the most representative taxa within the Phytophagous group were Isopoda (Crustacea), representing 79.40% of the Phytophagous total. For Vacuum sampling, the most representative order within the Phytophagous group were Thysanoptera, representing 70.00% of the Phytophagous total. This shows that both sampling methods are efficient for sampling these arthropods functional groups and may be complementary. For example, Pitfall traps sampled more Phytophagous as they are especially efficient for soil dwelling and crawler individuals (Zaller et al., 2015). Also, they could have been attracted to vinegar (Messina et al., 2016). Each method is efficient for sampling different Arachnid species (Borges and Brown, 2003).

3.1 Sampling date and soil type variables response

In order to evaluate sampling date incidence in arthropods functional groups and in Acari and Collembola taxa, the latter were analysed separately and according to sampling method. Sampling date had effect on the following functional groups sampled with Pitfall traps: Phytophagous, Predators, Arachnids and Parasitoids, and on the following functional groups sampled with Vacuum: Phytophagous, Arachnids and Parasitoids. Regarding soil type, the analysis of variance only determined soil type effect on Pitfall sampled Parasitoids, showing their preference for deep soil.

Table 1. ANOVA results for Phytophagous, Predators, Arachnids and Parasitoids sampled with both sampling methods (ns:P≥0.05)

Variable	Phytophagous		Predators		Arachnids		Parasitoids	
	Pitfall	Vacuum	Pitfall	Vacuum	Pitfall	Vacuum	Pitfall	Vacuum
Sampling method								
Sampling date	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.3978	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001
Soil type	0.3408	0.678	0.1072	0.1804	0.9201	0.0736	0.0448	0.4319

As showed in figure 2, the highest Phytophagous arthropods' abundance peak (2,021 individuals) sampled with Pitfall traps was recorded on 23 December 2015. This peak consisted of Isopoda (83.47 %), Thysanoptera (9.55 %), Orthoptera (4.06 %), Auchenorrhyncha + Sternorrhyncha (2.57 %), and Curculionidae (0.35 %). The second highest Phytophagous arthropods' abundance peak sampled with Pitfall traps was recorded on 22 August 2015 (1,212 individuals), consisted of 89.03 % Isopoda, 5.69 % Gryllidae, 2.06 % Auchenorrhyncha + Sternorrhyncha, 1.57 % Curculionidae, 1.32 % Thrips and 0.33 % Locusts.

As showed in figure 3, for vacuum sampled Phytophagous arthropods, the highest abundance record was obtained on 25 January 2016 (2,992 individuals), consisting of Thysanoptera (86.56 %), Auchenorrhyncha + Sternorrhyncha (12.10 %), Curculionidae (0.60 %), Isopoda (0.40 %) and Orthoptera (0.33 %), and the second one was on 27 October 2015 (1,287 individuals), consisting of Thysanoptera (69.77 %), Auchenorrhyncha + Sternorrhyncha (27.35 %), Isopoda (1.48 %), Curculionidae (0.77 %) and Orthoptera (0.62 %).

With the exception of the 2016 autumn records, Phytophagous population's dynamics increased together with rainfall and temperature, which at the same time increases available structural vegetation and that increment means more feeding and shelter resources for arthropods. According to Hassall and Tuck (2007), isopods are susceptible to rapid drops in temperature and lack of rainfall; therefore, they shelter in dense grasses to find a more buffered microclimate and higher relative humidity conditions.

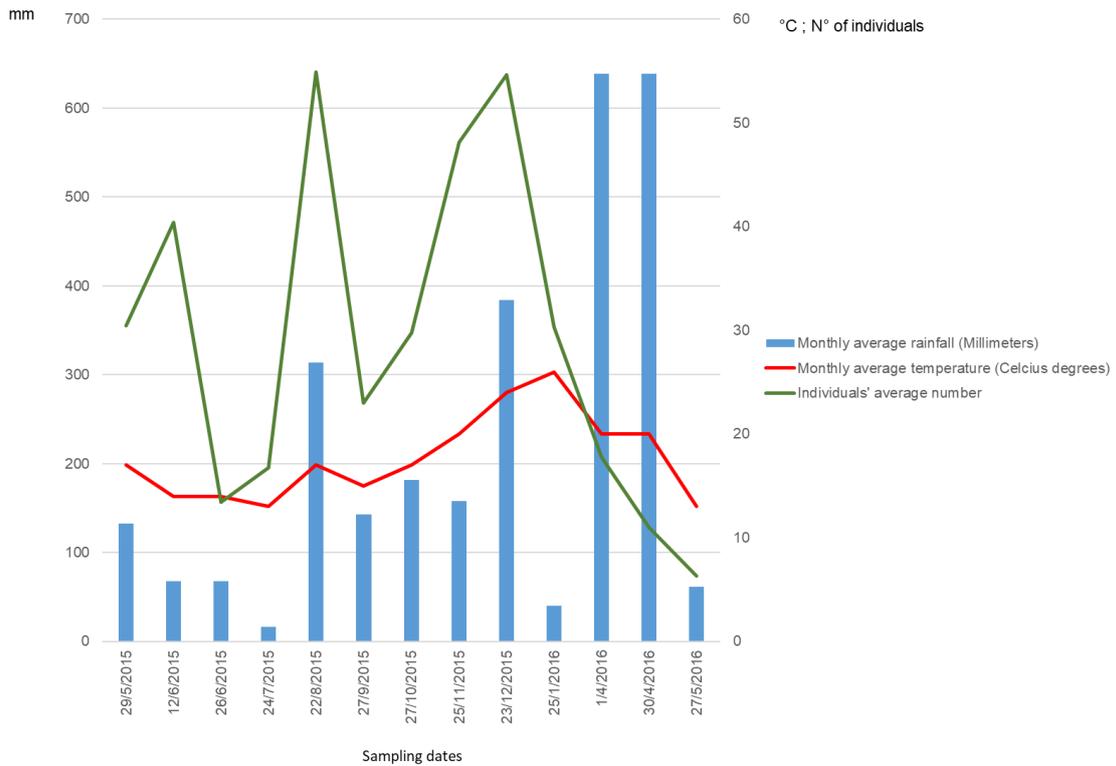


Figure 2. Phytophagous average evolution, temperature and rainfall (Pitfall traps).

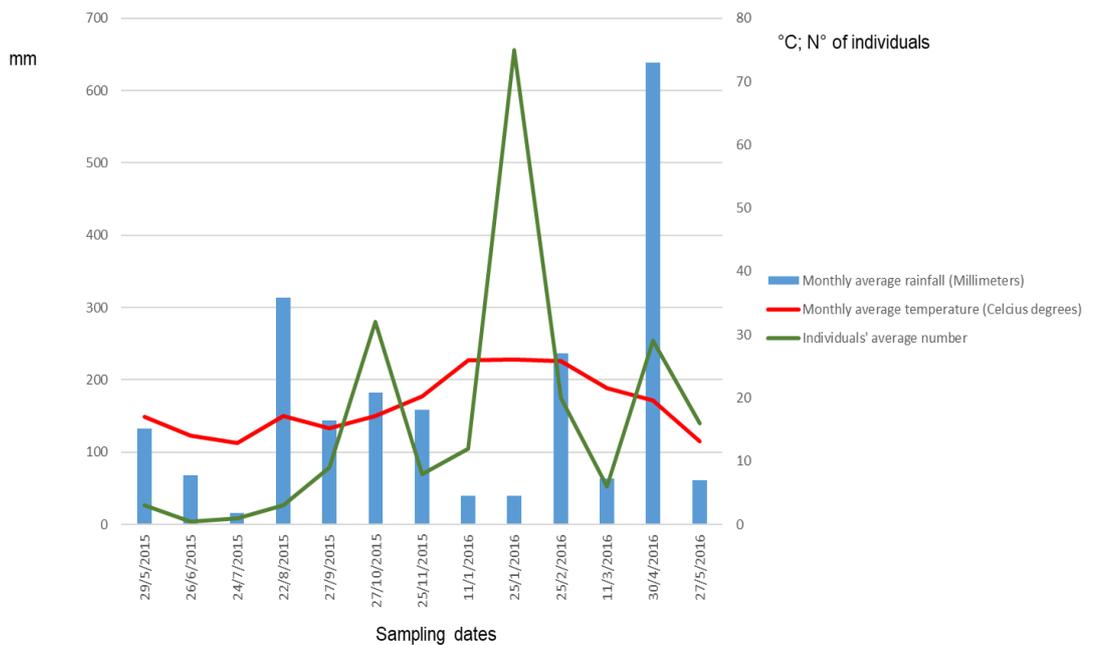


Figure 3. Phytophagous average evolution, temperature and rainfall (Vacuum sampling).

As Vacuum sampling did not show statistical effect when sampling Predators, the most abundant Predator catches were sampled with Pitfall traps and observed during hotter and most raining moments in the sampling period, with its maximum on 30 April 2016 (28 individuals) (figure 4), presenting a majority of centipedes (Myriapoda – 67.86 %). This organisms prefer high moisture and low ambient temperature habitats (Bogyó et al., 2015). In this case, this time of the year was marked by rainfall abundance and the beginning of the typical autumn temperature reduction, conditions that provide this functional group with the necessary characteristics for development. Moreover, the second highest sampling date for Pitfall trap sampled Predators, 23 December 2015, presented Carabidae (56.67 %) as the dominant taxon. According to Jones (1976), temperature is an essential determinant of Carabidae activity in template systems, such as grasslands. This author observed temperature affects sampling size when using Pitfall traps; for every 8°C increase in temperature, sampling Carabidae numbers doubled. This could be an explanation on why the higher December temperature made this functional group abundance to increase. Furthermore, this December peak also corresponds to the highest Phytophagous insect's presence peak, which may be due to Carabidae great dispersal ability over the surface when they are in search for prey (Paleologos et al., 2008), so it is likely that they have fallen into the traps when dispersing in search for Phytophagous preys.

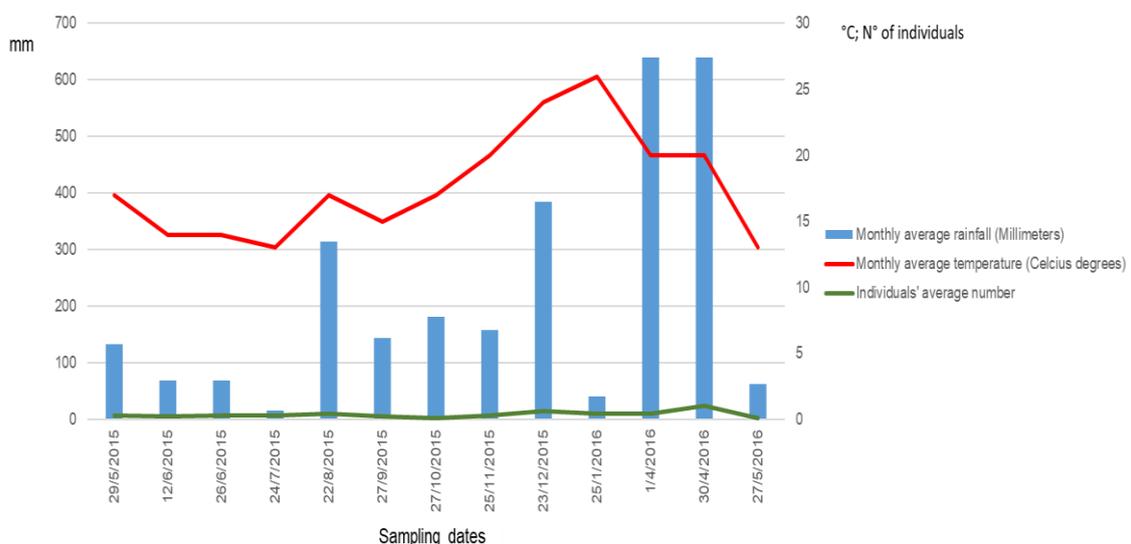


Figure 4. Predators average evolution, temperature and rainfall (Pitfall traps).

Arachnids collected with Pitfall traps showed more abundance on 25 January 2016 (figure 5), with 872 specimens (81.65 % spiders and 18.35 % scorpions) and, in second place, on 29 May 2015 (figure 6), with 509 specimens (99.21 % spiders and 0.79 % scorpions). Those specimens collected with vacuum sampling showed more abundance also on 30 April 2016 with 100 % spiders with 481 specimens and in second place, on 27 May 2016 with 100 % spiders with 376 specimens. Even though vacuum sampling abundance was inferior, this difference in the abundance peak date may be because each sampling method collects different kind of spiders. Pitfall traps are appropriate to catch male and adult specimens, as males are in charge of dispersing for breeding (Costa and Simó, 2014), and vacuum sampling collects those species that live on vegetation, such as web-building species, and regardless life stage or sex (Bautista-Zúñiga, 2004). The abundance peaks on these dates are considered to be because spider numbers increase when humidity and temperature enables a better vegetation development, as vegetation act as a support for many spider species (Cárdenas et al., 2011). According to Uetz (1991), vegetation structure and habitat heterogeneity are two of the factors that most affect spiders and, at the same time, these factors are affected by temperature and rainfall (Barnett and Facey, 2016). As is well known, weather conditions influence on spiders' abundance, development and size (Gaston et al. 1993, Gasnier et al. 2002). Sudhikumar et al. (2005) state that differences in the spider species diversity are due to temperature and rainfall, as their peaks are observed when humidity and temperature create a microclimate that fits with their physiological tolerances.

Furthermore, the Arachnid highest abundance peak, recorded on January 2016, probably occurs in response to the Pitfall sampled Phythophagous abundance peak (December 2015). Kiritani et al. (1972) observed that the highest spider population density recorded on their research occurred in response to an increase in insect pests. In fact, one of the main Arachnid role is pest control. The spiders' effect as Phytophagous population controllers can be direct, acting as predators that catch prey increasing populations (Cárdenas et al., 2011) or indirect, as they are able to modify pest species behaviour making it difficult for them to access to food resources when there are present (Hlivko and Rypstra, 2003).

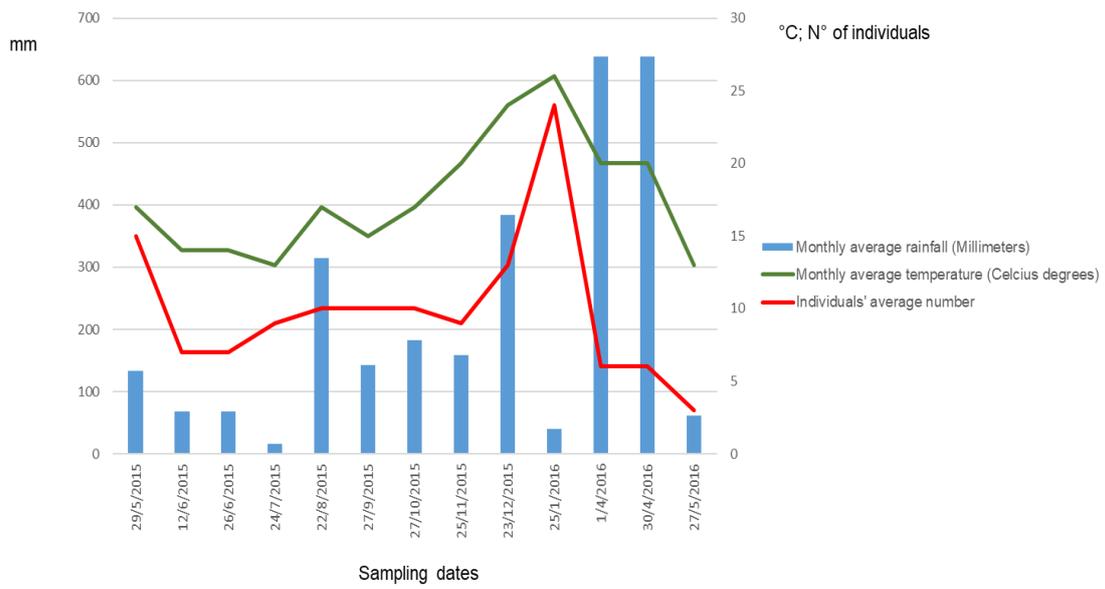


Figure 5. Arachnid average evolution, temperature and rainfall (Pitfall traps).

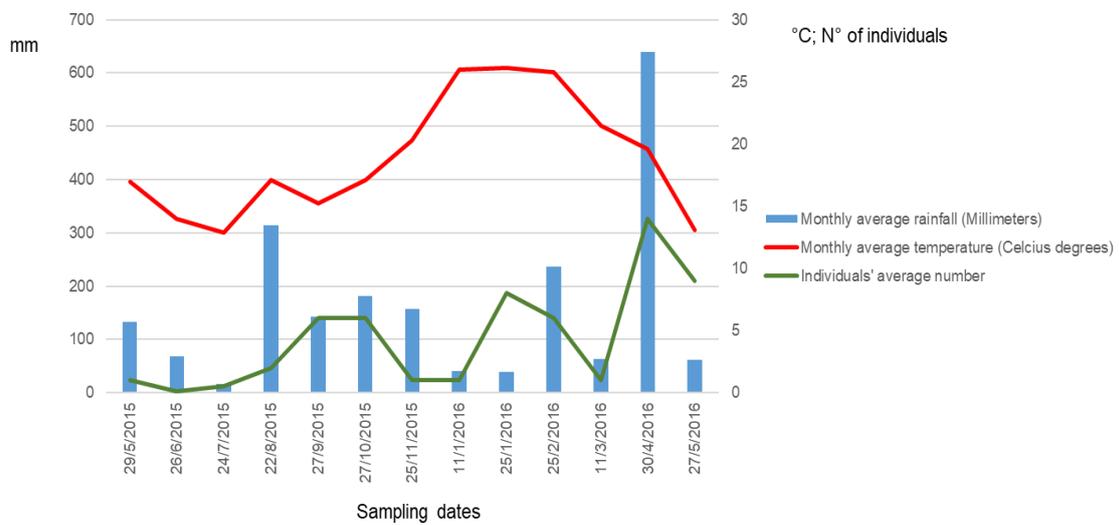


Figure 6. Arachnids average evolution, temperature and rainfall (Vacuum sampling).

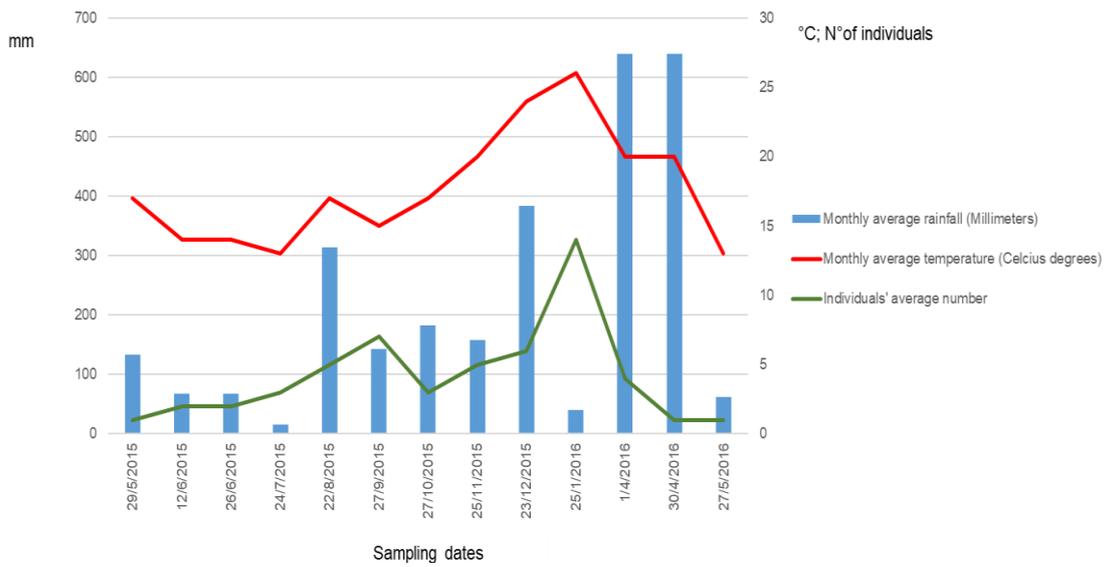


Figure 7. Parasitoids average evolution, temperature and rainfall (Pitfall traps).

Parasitoids sampled with Pitfall traps also recorded highest abundance when temperature was greater and rainfall lower, on 25 January 2016 (figure 7), with a record of 513 specimens.

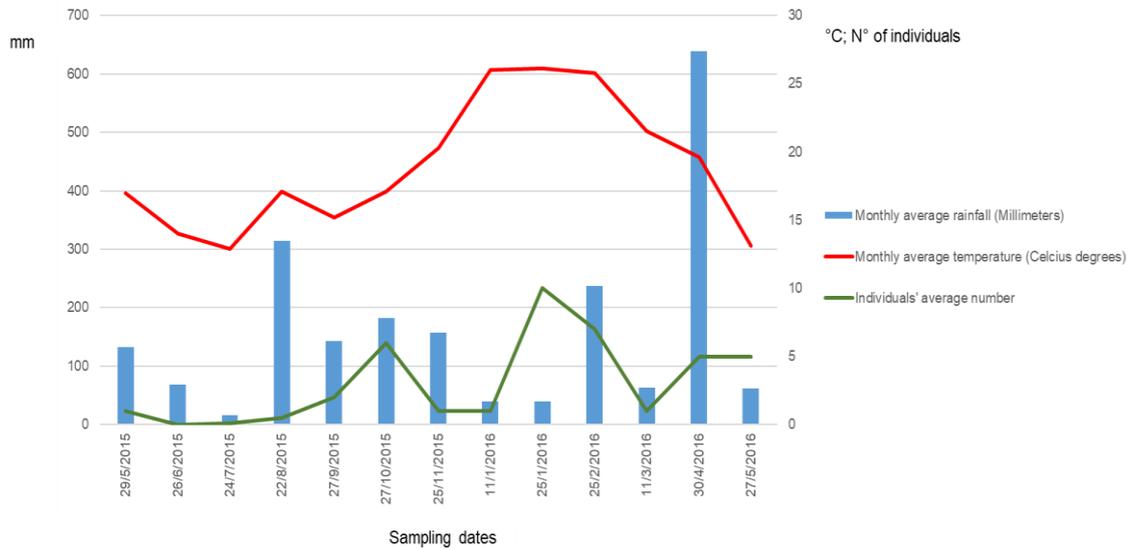


Figure 8. Parasitoids average evolution, temperature and rainfall (Vacuum sampling).

Those collected with vacuum sampling followed this trend, presenting their highest abundance peak on 25 January 2016 (396 specimens in total) (figure 8), followed by 25 February 2016 (264 specimens in total). According to Shapiro and Pickering (2000), several factors affect Parasitoids activity time and duration, including host phenology, each parasitic species life cycle characteristics and abiotic factors, such as temperature and rainfall. Arthropod seasonal patterns generally correlate with temperature, as processes like development and diapause are intimately related with it (Wolda, 1988). Rainfall patterns also influence parasitic activity; humidity conditions reduce their flying activity and its consequent larval parasitism decrease may lead to a host increase (Shapiro and Pickering, 2000).

At the same time, it is also observed that Parasitoids abundance peak occurred after the Pitfall sampled Phytophagous' one; in other words, Parasitoids highest pick followed their eventual host's population peak. The reason for this may be that Parasitoids need host presence to feed, breed and survive (Bonet, 2009) and, as Phytophagous insects colonize free sites much more faster than Parasitoids, apart from having a higher breeding rate (Zerbino, 2000), they set up first and their natural enemies come later.

Besides, Parasitoids were the only functional group to respond to the soil type variable, showing higher presence on deep soil (figure 9). This could be due to the greater food resources and niches availability in soils that have more vegetation mass and structure (Záhlavová et al. 2009). According to Santos et al. (2009), vegetation has a direct influence on parasitoid wasp populations, as it provides food resources and niche sites to nest, and an indirect one, as it makes temperature, air humidity and shadow levels to vary. These authors also establish that vegetation is the main substrate for wasps to form their colonies; the more heterogeneous the substrate is, the more species of parasitoid wasps coexist, and in bigger quantities. As well, Paredes et al. (2013), when studying the vegetation effects on Parasitoid wasps and plague arthropods, observed that fields totally covered with vegetation showed a marked positive effect on Parasitoid wasps' abundance. According to them, their dependence on herbaceous habitats was far greater than the other studied groups' one.

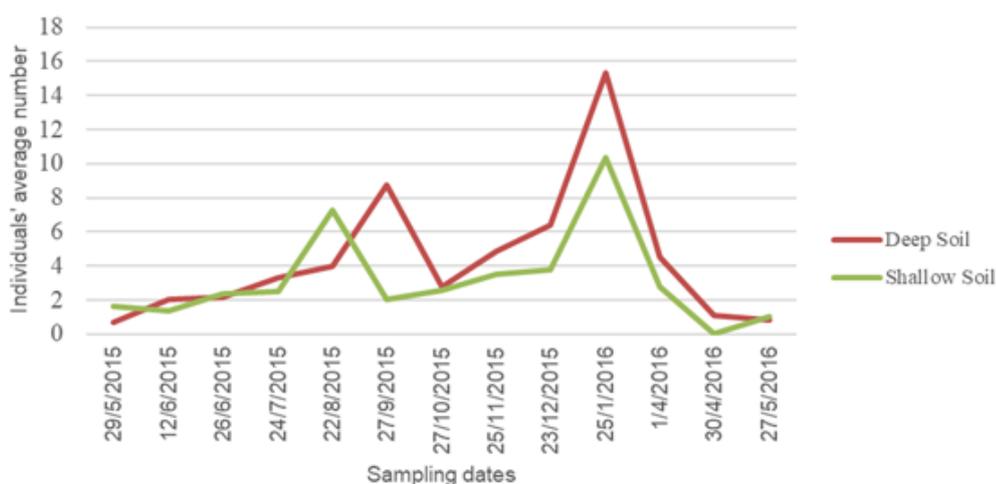


Figure 9. Average number of Pitfall traps Parasitoids in deep and shallow soil during the 13 sampling dates.

Table 2. ANOVA results for Acari sampled with both sampling methods (ns: $P \geq 0.05$)

Variable	Acari	
Sampling method	Pitfall	Aspirate
Sampling date	<0.0001	<0.0001
Soil type	0.1682	0.0005

Acari had a response to sampling date and to soil type (table 2). Acari are one of the most abundant soil invertebrates (Manu et al., 2016) and are considered the most abundant and diverse group in grasslands (Behan-Pelletier y Kanashiro, 2010; O’Lear y Blair, 1999). Acari living in grassland soils cover a great array of feeding guilds, including both specialized and polyphagous predators, herbivores, parasites, fungivores, detritivores, omnivores and scavengers (Behan-Pelletier y Kanashiro, 2010).

The highest abundance peak for Pitfall trap sampled Acari was recorded on 25 January 2016 with a total of 3,048 specimens, and the Vacuum sampled Acari presented its maximum abundance peak on 30 April 2016, with a total of 8,631 specimens. As both sampling methods presented a highest Acari presence on different dates, it can be considered that each sampling methods collects specimens in different stages of their life cycle. Hay (1995) observed that Vacuum sampling collects eggs and immature specimens better than Pitfall traps, and the latter, do not collect specimens in an inmobile or short mobile stage.

Regarding soil type, Vacuum sampled Acari presented more abundance on deep soil (figure 10). As these are edaphic arthropods (Subías y Shtanchaeva, 2011) and, mostly, they break down the organic matter (Socarrás, 2013), they choose their habitats according to vegetation type, its decomposition stage and the free amount of water available in soil, among other conditions (Crespo, 2013). Therefore, the greater water and nutrient availability in deep soils (Rodríguez y Ramos, 2010) could be an explanatory factor for the greater Acari abundance in deep soil.

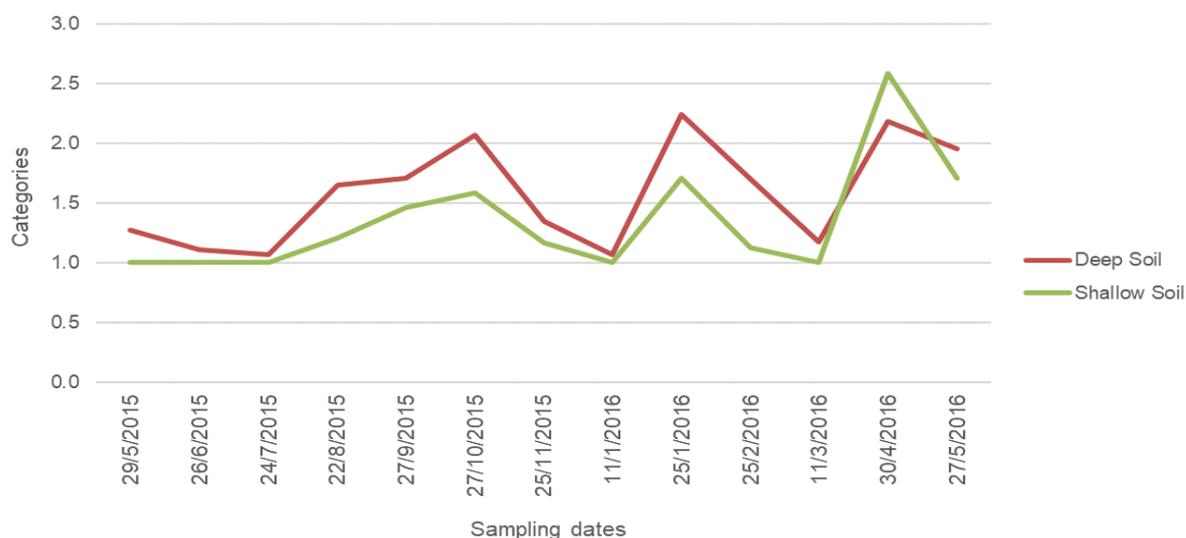


Figure 10. Average of Vacuum sampled Acari abundance categories (1,2,3) on the sampling dates of Shallow and Deep Soil.

Collembola also represent one of the most abundant groups in most soils, where they provide a valuable ecosystem service, as they feed on a great variety of resources, such as mosses, fungi, bacteria, pollen, spores and debris (Castaño et al., 2004). These organisms make a major contribution in many soil processes, such as soil formation and nutrient cycling (Usman Asif et al., 2016; Chauvat et al., 2007), but also can cause damage to the crops, like lucerne flea (*Sminthurus viridis*) (Cibils y Zerbino, 2017). Collembola had a response to sampling date, but both Pitfall sampled and Vacuum sampled Collembola did not present soil type preference (table 3).

Pitfall trap sampled Collembola showed a sampling date effect on 25 January 2016 (3,077 individuals), on 24 July 2015 (2,994 individuals) and on 22 August 2015 (1,811 individuals). For its part, Vacuum sampled Collembola showed a sampling date effect on 30 April 2016 (7,671 individuals), 27 October 2015 (7,393 individuals) and 27 May 2015 (6,954 individuals). According to Block and Zettel (2003), Collembola have around 2-year life cycles and survive in extreme abiotic conditions in both winter and summer, due to their well-

developed physiological mechanisms to survive to winter's extreme cold and rainfall, and to summer's extreme hot and lack of rainfall. For example, Gudleifsson and Bjarnadottir (2008) studied Collembola in grasslands during one year and observed that some species were more abundant in late summer, early autumn, and other were more abundant in late winter, early spring.

Table 3. ANOVA results for Collembola sampled with both sampling methods (ns: $P \geq 0.05$)

Variable	Collembola	
	Pitfall	Aspirate
Sampling method		
Sampling date	<0.0001	<0.0001
Soil type	0.1319	0.1704

3.2 Diversity Indexes

Table 4. ANOVA results for Diversity Indexes with both sampling methods (ns: $P \geq 0.05$)

Variable	Sampling method	Sampling date	Soil type (Deep-Shallow)
Specific Richness	Pitfall	<0.0001	0.1991
	Aspirate	<0.0001	0.0334
Shannon-Wiener	Pitfall	<0.0001	0.06
	Aspirate	<0.0001	0.7209
Simpson	Pitfall	<0.0001	0.8851
	Aspirate	<0.0001	0.4273

As reflected in table 4, sampling date had incidence in the three diversity indexes for both sampling methods; and the soil type variable had an effect on the Specific Richness Index for vacuum sampling method.

Regarding sampling date, that presenting the greatest specific richness value for samples collected with Pitfall traps was 23 December 2015, with a value of 24 taxa. For those collected with vacuum sampling, the 13 sampling dates showed an effect, but the ones that distinguish the most from the others, and are similar between themselves, are 25 January 2016, 27 October 2015 and 30 April 2016, with specific richness values of 19;

18.25 and 17.75, respectively. The fact that the greatest levels of richness for both sampling methods were observed on 25 January 2015, could be because vegetation was in its maximum productivity during summer (Borges, 2008).

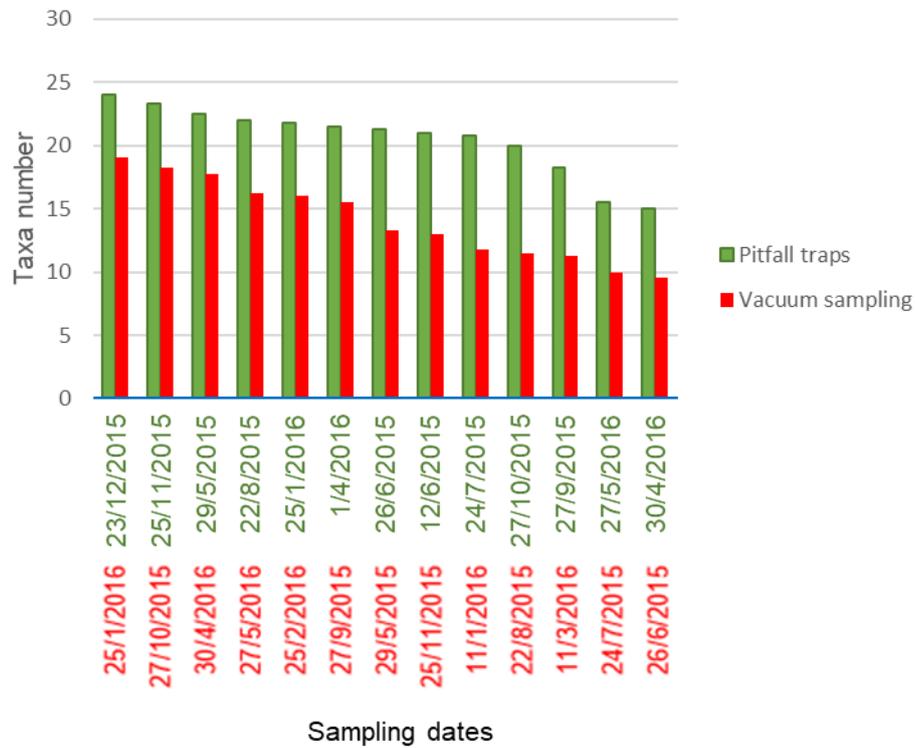


Figure 11. Sampling dates variable evolution for Specific Richness Index for vacuum and pitfall trap sampled arthropods.

The highest temperature record in the study was registered during this month (mean 26°C), and, although this month recorded the second lowest peak in rainfall (40mm), the previous ones were marked with rainfall that exceeded the historical average; this collaborates with vegetation development and, thus, provides food sources and shelter for arthropods. The two remaining vacuum sampling peak dates that differ from the others are in mid-autumn and spring. Zahn et al. (2010) observed that, in grasslands, the smallest arthropods (less than 5mm) were sampled in spring and summer, exactly those specimens that the vacuum collects. Furthermore, the lowest values of specific richness were observed in colder periods (26 June 2015; 24 July 2015), when weather conditions reduce food resources not only for Phytophagous arthropods, but also for predators (Zahn et al.2010).

Soil type did not present an effect ($p \geq 0.05$) on the specific richness index for Pitfall trap samples, but did so for vacuum samples, which showed a deep soil effect ($p \leq 0.05$)

(table 4). The specific richness index mean for deep soil is 15.31 taxa (table 5). This could be due to the greater number of plant species present in deep soils (Dornbush and Wilsey, 2010), which provide more food resources, niches and shelter, mainly for those smaller arthropods which inhabit vegetation, like those collected with vacuum sampler.

Table 5. Summary of Diversity Indexes' results.

Variable	Specific Richness		Shannon-Wiener		Simpson	
	Pitfall	Vacuum	Pitfall	Vacuum	Pitfall	Vacuum
Soil type (Deep Soil)	21.1	15.3 a	1.9	1.3	0.2	0.4
Soil type (Shallow Soil)	19.1	12.4 b	1.9	1.3	0.2	0.4

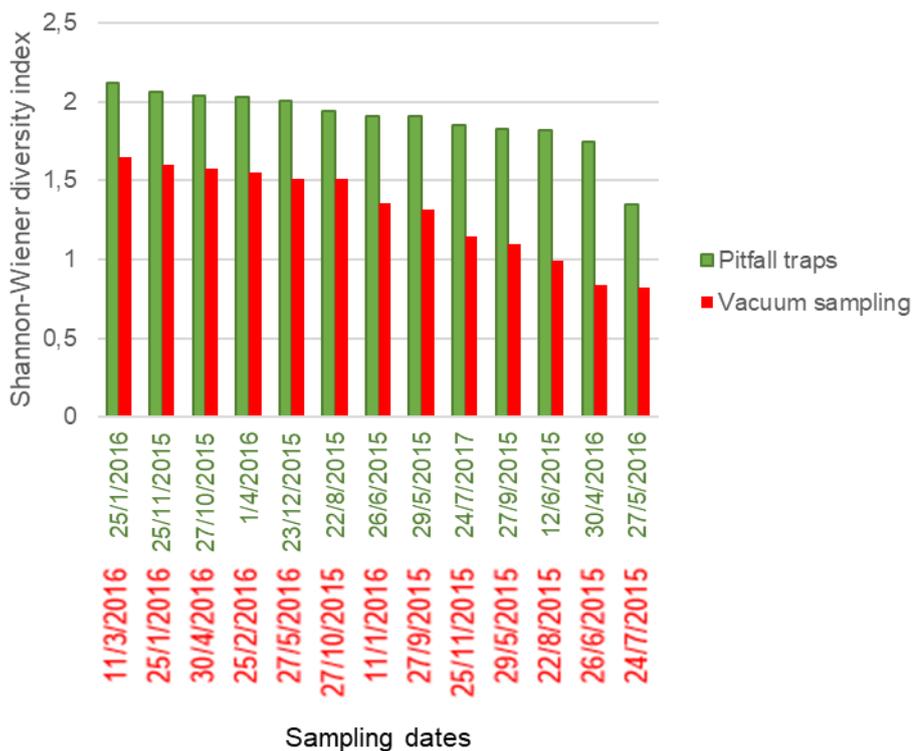


Figure 12. Sampling dates variable evolution for Shannon-Wiener diversity index for vacuum and pitfall trap sampled arthropods.

The Shannon-Wiener index showed effect on the 13 sampling dates for both sampling methods (table 4). The Pitfall trap sample date that differs from the others is

25 January 2016, with a value of 2.12 taxa, and the vacuum sampling dates that differ from the others, and behave similarly, are 25 January 2016, 25 February 2016, 11 March 2016 and 30 April 2016, with values of 1.60; 1.55; 1.65 and 1.58 respectively (figure 12). These results show that on those dates the arthropod samples are more equal, meaning that there is a greater taxa presence. So, the fact that there is a greater taxa presence in summer and autumn, could be, possibly, due to the better vegetation development enhanced by temperature and rainfall, taking into account that December and April were excessively rainy months (December 384 mm/ historical average 125.3 mm - April 639 mm/ historical average 162.2 mm). According to Bini et al. (2016), the soil arthropods' Shannon-Wiener index is higher in rainfall and humidity marked moments. For example, Tewari and Kaushal (2007), in their study about plant and arthropod diversity in an Asian grassland, observed a Shannon-Wiener index effect on arthropods in July and August, summer months, during their two-year study period.

By calculating the Shannon- Wiener Index for the both sampling methods samples ($p \geq 0.05$) no effect for deep and shallow soil was found. As Collins et al. (2012) establish, deep soils hold rainfall humidity for longer periods than shallow soils, as the latter drain faster. However, as the rainfall range was greater than the historic averages during almost the entire sampling period of this research, the hydrological excess had probably caused both soils to have the same characteristics for vegetation growth, providing both the necessary resources for arthropod presence.

The Simpson Index for both sampling methods showed effects on the 13 sampling dates (table 4). The Pitfall trap sample date that differs from the rest is 27 May 2016, with a value of 0.4 taxa, and the vacuum sample date that differs from the others is 24 July 2015, with a value of 0.58 taxa (figure 13). This means that there is less sample equity on these dates, in other words, there are taxa which are dominant. This may be related to these taxa's life cycle and preference upon abiotic factors. As 27 May 2016 is the sampling date subsequent to the greatest rainfall register in the study (more than 600 mm in April 2016), this may have modified arthropod activity, resulting, perhaps, in less specimens' sampling and, thus, in less taxa; so diversity indexes are affected (Larsson, 2014).

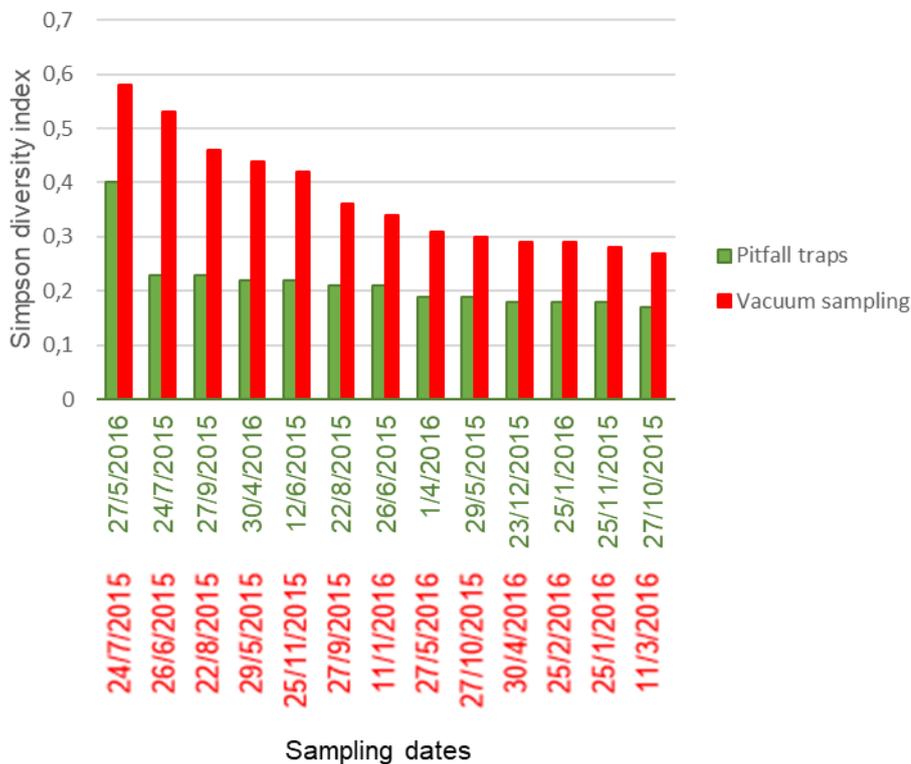


Figure 13. Sampling dates variable evolution for Simpson diversity index for vacuum and pitfall trap sampled arthropods.

What is more, the dominant taxa on that date were Collembola (6,954 individuals). Kardol et al. (2011) observed that Collembola positively relate with low temperatures and a high percentage of soil humidity, both characteristics present in winter, a season marked with rainfall and low temperatures. On 24 July 2015, the dominant taxa was also Collembola. Even though June and July recorded lower rainfall than the historic average, May presented one of the rainfall peaks in this study (133 mm), and, as Collembola have long life cycles that could take even months, the samples possibly reflected these arthropods' response to previous months.

Regarding soil variable, the Simpson Index ($p \geq 0.05$) showed no soil type effect (Deep- Shallow), neither for Pitfall trap surveys, nor for Vacuum ones (table 4). This shows there is no dominant taxa on any soil type; therefore, it could be stated that this is a heterogeneous ecosystem, as the lesser the Simpson Index value is, the more diverse the ecosystem is (Moreno, 2001).

4. Conclusions

In conclusion, arthropods' populations in grazed natural grasslands not only show interaction with abiotic factors, such as temperature and rainfall, but also with biotic ones, such as the available vegetation in both soil types.

Acari and Collembola taxa, as well as arthropod functional groups, presented a seasonal distribution. According to the Specific Richness, Shannon-Wiener and Simpson's values, warmer sampling months determined a greater arthropod abundance and evenness, and less dominance, than the coldest ones.

Soil characterization, assessed by depth, seems to have an effect on different taxa. With different sampling methods, this variable showed differences within the distinct community components. Deep soil showed a greater Pitfall sampled Parasitoid functional group abundance and Vacuum sampled Acari taxon abundance. A greater Vacuum sampled taxa richness was detected in deep soil.

These results constitute a precedent for the elaboration of natural grasslands' conservation management guidelines including natural biological control agents like Parasitoids. In other words, management decision making should consider the observed seasonal patterns taking into account that the regulation activity of biological control agents is not only influenced by abiotic factors (rainfall and temperature), but also by biotic ones (vegetation structure).

Funding

Financial support was provided by the Uruguayan National Research and Innovation Agency (ANII). None of the funders had any role in the study design, data collection and analysis, decision to publish, or preparation of the manuscript.

Acknowledgements

We are grateful to Eduardo Llanos for helping with data statistical analysis, to tutors and professors of Facultad de Agronomía, Universidad de la República, for supporting and correcting the manuscript, to Chiara Fecino for emotional support and to Sofía Gabarrot for providing language help and writing assistance.

References

- Ayala, W., 2011. Los desafíos tecnológicos de la ganadería en los pastizales del Río de la Plata, in: Altesor A, Ayala W, Paruelo JM. (Eds.), Bases Ecológicas y Tecnológicas para el Manejo de Pastizales. Proyecto FPTA-175, «Descripción de la heterogeneidad florística y seguimiento de la productividad primaria y secundaria del campo natural». Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología del INIA., Montevideo, pp. 209-214.
- Bajsa, N., 2008. Efecto del pastoreo bovino sobre la comunidad bacteriana en un suelo de pradera natural. Tesis de Maestría en Ciencias Naturales. Montevideo, Uruguay. https://www.academia.edu/1920535/Efecto_del_pastoreo_bovino_sobre_la_comunidad_bacteriana_en_un_suelo_de_pradera_natural (accessed 2 July 2017).
- Barnett, K.L., Facey, S.L., 2016. Grasslands, Invertebrates, and Precipitation: A Review of the Effects of Climate Change. *Front. Plant Sci.* 7, 1196. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01196>
- Bautista- Zúñiga, F., 2004. Arañas, in: Zúñiga, F.B. (Eds.), Técnicas de muestreo para mejoradores de recursos naturales. CIGA, UNAM, México D.F., pp. 331- 350.
- Behan-Pelletier, V.M., Kanashiro, D., 2010. Acari in Grasslands Soils of Canada, in: Shorthouse, J.D., Floate, K.D. (Eds.), Arthropods of Canadian Grasslands. Volume 2: Inhabitants of a Changing Landscape. Biological Survey of Canada, Ottawa, pp. 371.
- Bini, B., Sanal Kumar, M.G., Vinod, P., 2016. Studies on Seasonal Variations in the Diversity Pattern of Soil Arthropods in Rubber Plantations, Central Travancore Area. *Int J Sci Res*, 256-263.
- Block, W., Zettel, J., 2003. Activity and dormancy in relation to body water and cold tolerance in a winter-active springtail (Collembola). *Europ. J. Ent.*, 100: 305-312. <https://doi.org/10.14411/eje.2003.049>
- Bogyó, D., Magura, T., Nagy, D.D., Tóthmérész, B., 2015. Distribution of millipedes (Myriapoda, Diplopoda) along a forest interior – forest edge – grassland habitat complex. <https://doi.org/10.3897/zookeys.510.8657>
- Bonet, A., 2009. Parasitoid Wasps, Natural Enemies of Insects. In: Del Claro K, Oliveira PS, Rico-Gray V. (Eds.) *Tropical Biology and Conservation Management: Phytopathology and Entomology*, Volume VII, EOLSS Publishers, Oxford, United Kingdom. pp. 185- 109. <http://www.ijsrp.org/research-paper-0116/ijsrp-p4939.pdf> (accessed 9 August 2017).
- Borges, P.A.V., Brown V.K., 2003. Estimating Species Richness of Arthropods in Azorean Pastures: the Adequacy of Sunction Sampling and Pitfall Trapping. *Graellsia*, 59(2-3):7-24. <https://doi.org/10.3989/graellsia.2003.v59.i2-3>
- Borges, P.A.V., 2008. Distribution and abundance of arthropod species in pasture communities of three Azorean islands (Santa Maria, Terceira and Pico). *Arquipélago. Life Marine Scie.* 25: 31-41. https://www.researchgate.net/publication/26618460_Distribution_and_abundance_of_arthr

- opod species in pasture communities of three Azorean islands Santa Maria Terceira and Pico (accessed 12 September 2017).
- Cárdenas, M., Pascual, F., Campos, M., 2011. Roles de las arañas en el agroecosistema del olivar. *Phytoma España*, 229: 41-48. <http://digital.csic.es/handle/10261/42767> (accessed 2 September 2017).
- Castaño, G., Palacios, J.G., Cutz, L.Q., 2004. Feeding habits of Collembola and their ecological niche. *S. Zool.* 75(1): 135-142. https://www.researchgate.net/publication/240629370_Feeding_habits_of_Collembola_and_their_ecological_niche (accessed 5 April 2018).
- Cava, M.B., 2013. Efecto de la heterogeneidad del hábitat sobre las comunidades de artrópodos en bosques de Chaco, Selva Paranaense y de la Isla Apipé Grande en la provincia de Corrientes, Argentina. Universidad Nacional de la Plata, La Plata, Buenos Aires. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/33074> (accessed 24 April 2018).
- Chauvat, M., Wolters, V., Dauber, J., 2007. Response of collembolan communities to land-use change and grassland succession. *Eco.* 30: 183-192. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.04888.x>
- Cibils X, Zerbino S. 2017. Aspectos biológicos y daño de la Pulguilla de la alfalfa (*Sminthurus Viridis*) en Uruguay. Montevideo, Uruguay. *Revista INIA*. N°48: 25-27
- Collins, B.D., Stock, J.D., Foster, K.A., Whitman, M.P.W., Kneppath, N.E., 2012. Monitoring the subsurface hydrologic response for precipitation induced shallow landsliding in the San Francisco Bay area, California, USA. In: *Landslides and Engineered Slopes: Protecting Society through Improved Understanding*. Proceedings of the XI International Symposium on Landslides. California, United States, pp. 1249–1255.
- Costa, F.G., Simó, M., 2014. Fenología de las arañas epigeas de una zona costera del sur de Uruguay: un estudio bianual con trampas de caída. *Bol. Soc. Zool. Urug.*, 23(1): 1-15. http://szu.org.uy/boletin/vol23/1_15_vol23_1.pdf (accessed 2 May 2018).
- Crespo, G., 2013. Funciones de los organismos del suelo en el ecosistema de pastizal. *Rev. Cub. Cien. Agríc.* 47 (4): 329-334. <https://www.redalyc.org/pdf/1930/193029815001.pdf> (accessed 20 April 2018).
- Dauber, J., Purtauf, T., Allspach, A., Frisch, J., Voigtländer, K., Wolters, V., 2005. Local vs. Landscape controls on diversity: a test using surface-dwelling soil macroinvertebrates of differing mobility. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 14:213-221. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2005.00150.x>
- Dornbush, M.E., Wilsey, B.J., 2010. Experimental manipulation of soil depth alters species richness and co-occurrence in restored tallgrass prairie. *J. Ecol.* 98: 117–125. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01605.x>
- Fontana, C., Dotta, G., Marques, C.K., Repenning, M., Agne, C.E., Jaworski dos Santos, R., 2016. Conservation of grassland birds in South Brazil: a land management perspective. *Nat. Conservação*, 14 (2):83-87. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.09.005>

- Gasnier, T.R., Torres-Sánchez M.P., Azebedo, C.S., Hofer, H., 2002. Adult size of eight hunting spider species in central Amazonia: temporal variations and sexual dimorphisms. *J. Arachn.*, 30: 146-154. [https://doi.org/10.1636/0161-8202\(2002\)030\[0146:asoehs\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1636/0161-8202(2002)030[0146:asoehs]2.0.co;2)
- Gaston, H.J., Blackburn, T.M., Hammond, P.M., Stork, N.E., 1993. Relationships between Abundance and Body Size: Where Do Tourists Fit? *Ecol Entomol*, 18: 310-314. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1993.tb01106.x>
- Grupo Infostat. InfoStat software estadístico InfoStat versión 2008, Manual de usuario, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina, 2008.
- Gudleifsson, B.E., Bjarnadottir, B., 2008. Springtail (Collembola) populations in hayfields and pastures in northern Iceland. *Icel. Agr. Sci.*, 21:49-59. http://ias.is/wp-content/uploads/Icelandic_Agricultural_Sciences_21_2008/Springtail-Collembola-populations.pdf (accessed 17 May 2018).
- Hammond, P.M., 1992. Species Inventory. In: Groombridge, B. (Ed.) *Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources*. Chapman and Hall, London, pp. 17-39.
- Hassall, M., Tuck, J.M., 2007. Sheltering Behavior of Terrestrial Isopods in Grasslands. *Invertebr. Biol.*, 126(1): 46-56. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7410.2007.00075.x>.
- Hay, D.B., 1995. An "In Situ" Coring Technique for Estimating the Population Size of House Dust Mites in Their Natural Habitat. *Acar.* 4: 341-345. <https://pdfs.semanticscholar.org/3635/e0d81b48236cf5842ab3b3d0e271fa52fc7d.pdf> (accessed 6 May 2018).
- Hlivko, J.T., Rypstra, A.L., 2003. Spiders reduce herbivory: nonlethal effects of spiders on the consumption of soybean leaves by beetle pests. *Ann. Entomol. Soc. Am.*, 96:914–919. [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2003\)096\[0914:SRHNEO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2003)096[0914:SRHNEO]2.0.CO;2)
- 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. *J. Appl. Ecol.* 51 (4), 968-977. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12244>
- Jones, M.G., 1976. The arthropod fauna of a winter wheat field. *J. Appl. Ecol.*, 13: 61–85. . <https://doi.org/10.2307/2401930>
- Kardol, P., Reynolds, N., Norby, R.J., Classen, A.T., 2011. Climate change effects on soil microarthropod abundance and community structure. *Appl. Soil Ecol*, 47: 37–44. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.11.001>
- Kiritani, K., Kawahara, S., Sasaba, T., Nakasuji, F., 1972. Quantitative evaluation of predation by spiders on the green rice leafhopper, *Nephotettix cincticeps* Uhler, by a sight count method. *Res. Popul. Ecol.*, 13: 187-200. <https://doi.org/10.1007/BF02521977>
- Langor, D.W., Spence, J.R., 2006. Arthropods as Ecological Indicators of Sustainability in Canadian Forests. *Forest. Chron.* 82(3): 344-350. http://www.cfs.nrcan.gc.ca/bookstore_pdfs/26238.pdf (accessed 23 April 2018).
- Larsson, B., 2014. Alpine Arthropod Diversity Spatial and Environmental Variation. Degree Thesis for Master of Science in Biology. University of Gothenburg, Gothenburg, Sweden.

- https://bioenv.gu.se/digitalAssets/1479/1479087_bj--rn-larsson.pdf (accessed 1 October 2017).
- Manu, M., Lordache, V., Băncilă, R.I., Bodescu, F., Onete, M., 2016. The influence of environmental variables on soil mite communities (Acari: Mesostigmata) from overgrazed grassland ecosystems – Romania. *Ital. J. Zool.* 83(1): 89-97 <https://doi.org/10.1080/11250003.2015.1091897>
- Merret, P., 1983. Spiders collected by pitfall trapping and vacuum sampling in four stands of Dorset heathland representing different growth phases of heather. *Bull. Br. Arach. Soc.* 6 (1): 14-22. <http://britishspiders.org.uk/bulletin/060102.pdf> (accessed 18 October 2017).
- Messina, G., Cazzolla, R., Droutsas, A., Barchitta, M., Pezzino, E., Agodi, A., Lombardo, B.M., 2016. A sampling optimization analysis of soil-bugs diversity (Crustacea, Isopoda, Oniscidea). *J. Ecol. Evol.*, 6(1): 191–201 <https://doi.org/10.1002/ece3.1765>
- Moreno, C.E., 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol.1. Zaragoza, España.
- O'Lear, H.A., Blair, J.M., 1999. Responses of soil microarthropods to changes in soil water availability in tallgrass prairie. *Biol. Fertil. Soils*, 29:207–217. <https://doi.org/10.1007/s003740050546>
- Paleologos, M.F., Flores, C.C., Sarandon, S.J., Stupino, S.A., Bonicatto, M.M., 2008. Abundancia y diversidad de la entomofauna asociada a ambientes seminaturales en fincas hortícolas de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Rev. Bras. Agroecol.*, 3 (1): 28-40. http://orgprints.org/27624/1/Paleologos_Abundancia.pdf (accessed 3 March 2018).
- Paredes, D., Cayuela, L., Campos, M., 2013. Synergistic effects of ground cover and adjacent vegetation on natural enemies of olive insect pests. *Agr. Ecosyst. Environ.* 173: 72–80. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.04.016>
- Prather, C.M., Pelini, S.L., Laws, A., Rivest, E., Woltz, M., Bloch, C.P., Toro, I.D., Ho, C.K., Kominoski, J., Newbold, T.A., Parsons, S., Joern, A., 2013. Invertebrates, ecosystem services and climate change. *Biol. Rev.* 88: 327–348. <https://doi.org/10.1111/brv.12002>
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rodríguez, S.A., Ramos, M.F., 2010. Descripción del suelo: conocimiento campesino contra conocimiento científico. *T. Cien. Tec.* 14 (42): 71-82 http://www.utm.mx/edi_anteriores/temas42/2NOTAS_42_4.pdf (accessed 15 June 2018).
- Santos, G.M.M., Cruz, J.D., Marques, O.M., Gobbi, N., 2009. Diversidade de vespas sociais (Hymenoptera: Vespidae) em áreas de cerrado na Bahia. *Neotrop. Entomol.*, 38: 317-320. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2009000300003>
- SAS Institute Inc. 2008. SAS Software 9.1. Cary, Carolina del Norte, USA.
- Shapiro, B.A., Pickering, J., 2000. Rainfall and parasitic wasp (Hymenoptera: Ichneumonoidea) activity in successional forest stages at Barro Colorado Nature Monument, Panama, and La Selva Biological Station, Costa Rica. *Agr. Forest Entomol.*, 2:39-47. <https://doi.org/10.1046/j.1461-9563.2000.00048.x>

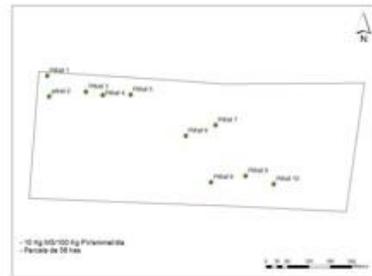
- Socarrás, A. 2013. Mesofauna edáfica: indicador biológico de la calidad del suelo. *Pastos y Forrajes*, 36 (1): 5-13. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0864-03942013000100001 (accessed 20 May 2018).
- Subías, L.S., Shtanchaeva, U.Y., 2011. Listado sistemático de los ácaros oribátidos (Acari: Oribatida) iberocaucásicos. *Rev. Ib. Arac.* 19: 55-132. http://sea-entomologia.org/Publicaciones/RevistaIbericaAracnologia/RIA19/55_132Subiasacarosiberocaucasicos.pdf (accessed 21 June 2018).
- Sudhikumar, A.D., Mathew, M.J., Sunish, E., Sebastian, P.A., 2005. Seasonal variation in spider abundance in Kuttanad rice agroecosystem, Kerala, India (Araneae). *Acta Zool. Bulg.* 1:181–190. http://www.european-arachnology.org/wdp/wp-content/uploads/2015/08/181-190_Sudnikumar1.pdf (accessed 16 April 2018).
- Tewari, M., Kaushal, B.R., 2007. Density, diversity and herbivory of aboveground insects in a grassland community of central Himalayan tarai region. *J. Trop. Ecol.* 48(1): 71-78. http://tropecol.com/pdf/open/PDF_48_1/Tewari_n_Kaushal.pdf (accessed 16 October 2017).
- Tonelli, M., Verdú, J.R., Zunino, M.E., 2017. Effects of grazing intensity and the use of veterinary medical products on dung beetle biodiversity in the submountainous landscape of Central Italy. *PeerJ*. 5, e2780. <https://doi.org/10.7717/peerj.2780>
- Uetz, G.W., 1991. Habitat structure and spider foraging. In: Bell, SS, Mccoy ED, Mushinsky HE (Eds.). *Habitat Structure: The Physical Arrangement of Objects in Space*. Chapman and hall, London, pp. 325-348.
- Usman Asif, M., Rasool Khan, R., Atiq, M., 2016. Relationship of Collembola Population with Different Abiotic Factors in an Agricultural Ecosystem of Faisalabad, Pujab, Pakistan. *Pak. J. Agr. Sci.*, 53(1): 201-208. <https://doi.org/10.21162/PAKJAS/16.4179>
- Wallis De Vries, F., Parkinson Arkinson, A.E., Dulphy, J.P., Sayer, M., Diana, E., 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. *Grass Forage Sci.* 62:185–197 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2007.00596.x>
- Wilson, J.B., Peet, R.K., Dengler, J., Pärtel, M., 2012. Plant species richness: the world records. *J. Veg. Sci.* 23, 796–802 <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x>
- Wolda, H., 1988. Insect seasonality: Why? *Annu Rev Ecol Evol Syst.*, 19: 1-16. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.19.110188.000245>
- Záhlová, L., Konvička, M., Fric, Z., Hula, V., Filipová, L., 2009. Landscape heterogeneity and species richness and composition: a middle scale study. *Ekológia*, 28 (4): 346–362. <https://doi.org/10.4149/ekol-2009-04-346>
- Zahn, A., Englmaier, I., Drobny, M., 2010. Food Availability for Insectivores in Grasslands – Arthropod Abundance in Pastures, Meadows and Fallow Land. *Appl Ecol Env Res*, 8(2): 87-100. http://www.aloki.hu/pdf/0802_087100.pdf (accessed 16 April 2018).
- Zaller, J.G., Kerschbaumer, G., Rizzoli, R., Tiefenbacher, A., Gruber, E., Schedl, H., 2015. Monitoring arthropods in protected grasslands: comparing pitfall trapping, quadrat

sampling and video monitoring. *Web Ecol.*, 15, 15-23. <https://doi.org/10.5194/we-15-15-2015>

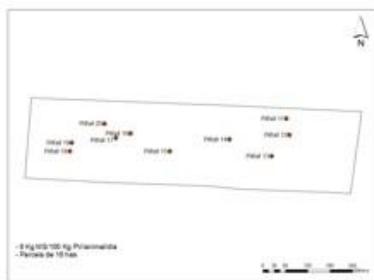
Zerbino, M.S., 2000. Efecto de la siembra directa sobre la macrofauna del suelo. Curso de siembra directa. Instituto Plan Agropecuario. Rodríguez 10/8/2000. II Curso de siembra directa. Cardona. INIA Actividades de Difusión n° 229. www.inia.org.uy/siembra/stella_zerbino.doc (accessed 12 December 2017).

6.2 FOTO POTRERO 44 Y CROQUIS DE PUNTOS DE MUESTREO

POTRERO N° 44 ALTA OFERTA DE FORRAJE (BLOQUE 1)

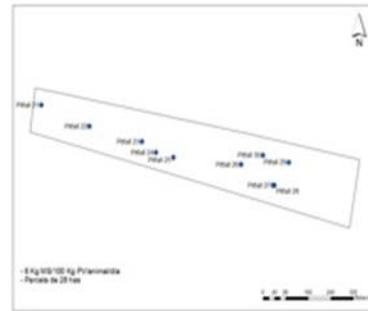
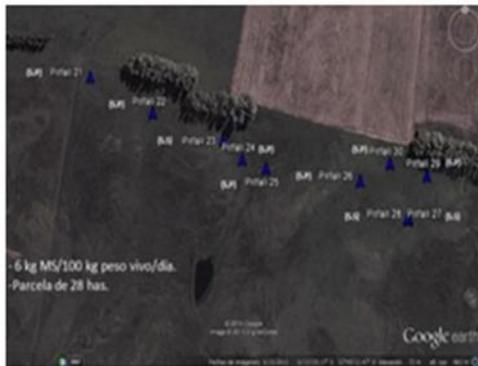


POTRERO N° 44 BAJA OFERTA DE FORRAJE (BLOQUE 1)

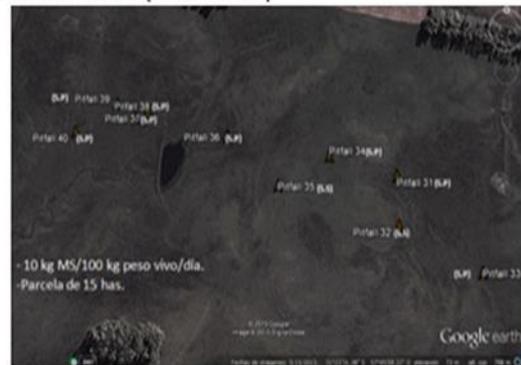
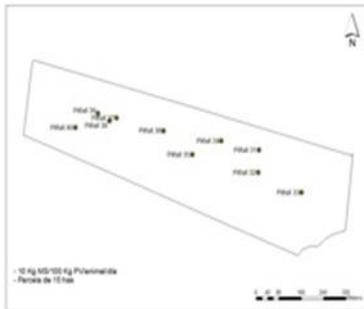


6.3 FOTO POTRERO 41 Y CROQUIS DE PUNTOS DE MUESTREO

POTRERO N° 41 BAJA OFERTA DE FORRAJE (BLOQUE 2)



POTRERO N° 41 ALTA OFERTA DE FORRAJE (BLOQUE 2)



6.4 TRATAMIENTO (10 KG DE MATERIA SECA/100 KG DE PESO VIVO/DÍA
Y 6 KG DE MAERIA SECA/100 KG DE PESO VIVO/DÍA), NÚMERO DE
MUESTRA Y TIPO DE SUELO

Potrero	Tratamiento	Número	Tipo de Suelo
44	10	1	P
44	10	2	P
44	10	3	P
44	10	4	P
44	10	5	P
44	10	6	S
44	10	7	P
44	10	8	P
44	10	9	P
44	10	10	S
44	6	11	P
44	6	12	P
44	6	13	P
44	6	14	S
44	6	15	S
44	6	16	P
44	6	17	P
44	6	18	S
44	6	19	P
44	6	20	P
41	6	21	P
41	6	22	P
41	6	23	S
41	6	24	P
41	6	25	P
41	6	26	P
41	6	27	S
41	6	28	S
41	6	29	P
41	6	30	P
41	10	31	P
41	10	32	S
41	10	33	P
41	10	34	P
41	10	35	S
41	10	36	P
41	10	37	P
41	10	38	P
41	10	39	P
41	10	40	P

6.5 DATOS DE LA PASTURA (2015-2016)

Mes	Fecha	Tratamiento	Repetición	Biomasa Disponible (kg de materia seca)	Altura Disponible (cm)	Carga kg/ha
Marzo	1/3/2015	Alta	1			
Marzo	1/3/2015	Baja	1			
Marzo	1/3/2015	Alta	2			
Marzo	1/3/2015	Baja	2			
Mayo	1/5/2015	Alta	1	3091,0801	8,4	388,60215
Mayo	1/5/2015	Baja	1	3540,4572	10,6	489,57695
Mayo	1/5/2015	Alta	2	2778,1622	6,9	333,16832
Mayo	1/5/2015	Baja	2	3070,3881	8,4	588,84026
Junio	1/6/2015	Alta	1	2981,7253	6,5929201	527,81362
Junio	1/6/2015	Baja	1	3163,3508	7,3169318	897,30227
Junio	1/6/2015	Alta	2	3390,5048	8,4979403	480,47649
Junio	1/6/2015	Baja	2	3098,5693	7,1354418	775,76586
Agosto	1/8/2015	Alta	1	2750,8583	7,1469591	573,78802
Agosto	1/8/2015	Baja	1	2726,3812	6,9451222	554,72103
Agosto	1/8/2015	Alta	2	2126,3391	6,9420941	642,31621
Agosto	1/8/2015	Baja	2	2296,4333	4,8436731	602,66229
Noviembre	1/11/2015	Alta	1	2108,6515	12,575168	482,97491
Noviembre	1/11/2015	Baja	1	2158,5803	12,572296	408,76763
Noviembre	1/11/2015	Alta	2	2006,3808	11,518303	395,63738
Noviembre	1/11/2015	Baja	2	1944,2002	11,21079	416,84902
Diciembre	1/12/2015	Alta	1	4263,8951	9,5220205	233,22581
Diciembre	1/12/2015	Baja	1	4898,4629	10,253279	372,40956
Diciembre	1/12/2015	Alta	2	3999,0633	9,1875377	205,50743
Diciembre	1/12/2015	Baja	2	5107,2519	10,224245	335,17505
Enero	1/1/2016	Alta	1	4296,097	16,624355	556,88172
Enero	1/1/2016	Baja	1	4307,7964	16,834812	1075,843
Enero	1/1/2016	Alta	2	3196,5888	16,31271	573,79332
Enero	1/1/2016	Baja	2	4500,4617	17,663707	846,28009
Febrero	1/2/2016	Alta	1	3636,4549	13,232832	610,57348
Febrero	1/2/2016	Baja	1	3770,8512	13,83359	951,44083
Febrero	1/2/2016	Alta	2	3936,5885	14,522965	560,92203
Febrero	1/2/2016	Baja	2	3879,4742	14,237346	910,28446
Abril	7/4/2016	Alta	1		12	
Abril	7/4/2016	Baja	1		10	
Abril	7/4/2016	Alta	2		15,4	
Abril	7/4/2016	Baja	2		12	
Mayo	1/5/2016	Alta	1	3484,6431	12,756369	425,85253
Mayo	1/5/2016	Baja	1	3619,6543	13,213333	894,00893
Mayo	1/5/2016	Alta	2	4448,8257	16,980056	439,36822
Mayo	1/5/2016	Baja	2	3625,7731	13,276852	1111,3731

6.6 NÚMERO DE TAXONES MÁS RELEVANTES MUESTREADOS CON TRAMPAS PITFALL

FECHA	HYMENOPTERA		ISOPODOS	ARAÑAS
	FORMICIDAE	PARASITOIDES		
29/05/2015	1136	31	920	505
12/06/2015	522	73	1456	287
26/06/2015	340	85	306	294
24/07/2015	385	117	508	313
22/08/2015	359	101	1076	228
27/09/2015	809	118	230	168
27/10/2015	662	104	877	367
25/11/2015	1761	176	1491	347
23/12/2015	1891	213	1687	438
25/01/2016	1767	513	579	712
01/04/2016	792	126	153	154
30/04/2016	195	16	203	129
27/05/2016	89	22	69	77
TOTAL	10708	1695	9555	4019

6.7 NÚMERO DE TAXONES MÁS RELEVANTES MUESTREADOS CON ASPIRADOR PORTÁTIL

FECHA	HYMENOPTERA		THYSANOPTERA	DIPTERA
	FORMICIDAE	PARASITOIDES		
29/05/2015	93	30	70	585
26/06/2015	42	0	11	23
24/07/2015	196	4	36	41
22/08/2015	403	10	92	26
27/09/2015	1069	37	178	144
27/10/2015	1727	221	898	418
25/11/2015	238	22	286	104
11/01/2016	116	22	477	78
25/01/2016	788	396	2590	525
25/02/2016	1134	264	710	841
11/03/2016	329	27	144	458
30/04/2016	2101	211	306	811
27/05/2016	1000	200	254	1197
TOTAL	9236	1444	6052	5251

6.8 CORRELACIÓN DE PEARSON PARA HEMÍPTERA FITÓFAGOS HYMENÓPTERA PARASÍTICA POR TRATAMIENTO (ALTA Y BAJA OFERTA DE FORRAJE) (TRAMPAS PITFALL)

Variable (1)	Variable (2)	Pearson	p-valor
Hemiptera fitófagos (baja oferta de forraje)	Hemiptera fitófagos (alta oferta de forraje)	0,47	0,1084
Hemiptera fitófagos (baja oferta de forraje)	Hymenoptera Parasitica (baja oferta de forraje)	0,77	0,0022
Hemiptera fitófagos (baja oferta de forraje)	Hymenoptera Parasitica (alta oferta de forraje)	0,75	0,0033
Hemiptera fitófagos (alta oferta de forraje)	Hymenoptera Parasitica (baja oferta de forraje)	0,48	0,1009
Hemiptera fitófagos (alta oferta de forraje)	Hymenoptera Parasitica (alta oferta de forraje)	0,51	0,0745
Hymenoptera Parasitica (baja oferta de forraje)	Hymenoptera Parasitica (alta oferta de forraje)	0,88	0,0001

6.9 CORRELACIÓN DE PEARSON PARA HEMÍPTERA FITÓFAGO HYMENÓPTERA PARASÍTICA POR TRATAMIENTO (ALTA Y BAJA OFERTA DE FORRAJE) (ASPIRADOR PORTÁTIL)

Variable (1)	Variable (2)	Pearson	p-valor
Hemiptera fitófagos (baja oferta de forraje)	Hemiptera fitófagos (baja oferta de forraje)	1	<0,0001
Hemiptera fitófagos (baja oferta de forraje)	Hemiptera fitófagos (alta oferta de forraje)	0,9	<0,0001
Hemiptera fitófagos (baja oferta de forraje)	Hemiptera fitófagos (baja oferta de forraje)	0,47	0,1016
Hemiptera fitófagos (baja oferta de forraje)	Hemiptera fitófagos (alta oferta de forraje)	0,7	0,0083
Hemiptera fitófagos (alta oferta de forraje)	Hemiptera fitófagos (baja oferta de forraje)	0,9	<0,0001
Hemiptera fitófagos (alta oferta de forraje)	Hemiptera fitófagos (alta oferta de forraje)	1	<0,0001
Hemiptera fitófagos (alta oferta de forraje)	Hemiptera fitófagos (baja oferta de forraje)	0,55	0,0521
Hemiptera fitófagos (alta oferta de forraje)	Hemiptera fitófagos (alta oferta de forraje)	0,73	0,0048
Hymenoptera Parasitica (baja oferta de forraje)	Hemiptera fitófagos (baja oferta de forraje)	0,47	0,1016
Hymenoptera Parasitica (baja oferta de forraje)	Hemiptera fitófagos (alta oferta de forraje)	0,55	0,0521
Hymenoptera Parasitica (baja oferta de forraje)	Hymenoptera Parasitica (baja oferta de forraje)	1	<0,0001
Hymenoptera Parasitica (baja oferta de forraje)	Hymenoptera Parasitica (alta oferta de forraje)	0,84	0,0003
Hymenoptera Parasitica (alta oferta de forraje)	Hemiptera fitófagos (baja oferta de forraje)	0,7	0,0083
Hymenoptera Parasitica (alta oferta de forraje)	Hemiptera fitófagos (alta oferta de forraje)	0,73	0,0048
Hymenoptera Parasitica (alta oferta de forraje)	Hymenoptera Parasitica (baja oferta de forraje)	0,84	0,0003
Hymenoptera Parasitica (alta oferta de forraje)	Hymenoptera Parasitica (alta oferta de forraje)	1	<0,0001

6.10 PROMEDIO DE PARASITOIDES RECOLECTADOS CON TRAMPAS
PITFALL EN LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS DE PASTOREO

PARASITOIDES (Oferta Baja)		PARASITOIDES (Oferta Alta)	
FECHA	Media	FECHA	Media
25/1/2016	18 a	25/1/2016	11 a
23/12/2015	7 b	27/9/2015	9 ab
22/8/2015	6 bc	23/12/2015	4 bc
27/9/2015	6 bc	25/11/2015	4 bc
25/11/2015	5 bc	1/4/2016	4 c
24/7/2015	4 bc	22/8/2015	3 c
1/4/2016	4 bc	24/7/2015	2 c
27/10/2015	4 bc	26/6/2015	2 c
26/6/2015	2 bc	27/10/2015	2 c
12/6/2015	2 bc	12/6/2015	2 c
30/4/2016	1 c	29/5/2015	1 c
27/5/2016	1 c	30/4/2016	0,5c
29/5/2015	1 c	27/5/2016	0,5 c

6.11 PROMEDIO DE ENEMIGOS NATURALES RECOLECTADOS CON TRAMPAS PITFALL EN LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS DE PASTOREO

ENEMIGOS NATURALES (Oferta Baja)		ENEMIGOS NATURALES (Oferta Alta)	
FECHA	Media	FECHA	Media
25/1/2016	42 a	25/1/2016	35 a
23/12/2015	20 b	29/5/2015	20 b
27/10/2015	17 bc	27/9/2015	20 bc
27/9/2015	16 bc	23/12/2015	17 bcd
25/11/2015	16 bc	22/8/2015	14 cde
22/8/2015	15 bc	25/11/2015	12 cdef
24/7/2015	14 bc	1/4/2016	11 cdef
29/5/2015	12 bc	24/7/2015	9 def
26/6/2015	11 bc	30/4/2016	9 def
1/4/2016	10 bc	12/6/2015	8 def
12/6/2015	9 bc	26/6/2015	7 def
30/4/2016	7 bc	27/10/2015	7 ef
27/5/2016	4 c	27/5/2016	3 f

6.12 PROMEDIO DE FITÓFAGOS
(TRAMPAS PITFALL)

FITÓFAGOS	
FECHA	Media
22/8/2015	55 a
23/12/2015	55 a
25/11/2015	48 ab
12/6/2015	40 abc
29/5/2015	30 abcd
25/1/2016	30 abcd
27/10/2015	30 abcd
27/9/2015	23 abcd
1/4/2016	18 bcd
24/7/2015	17 cd
26/6/2015	13 cd
30/4/2016	11 cd
27/5/2016	6 d

6.13 PROMEDIO DE
PREDADORES (TRAMPAS
PITFALL)

PREDADORES	
FECHA	Media
30/4/2016	1 a
23/12/2015	0,6 b
1/4/2016	0,4 bc
22/8/2015	0,4 bc
25/1/2016	0,4 bc
29/5/2015	0,3 bc
26/6/2015	0,3 bc
25/11/2015	0,3 bc
24/7/2015	0,3 bc
27/9/2015	0,2 bc
12/7/2015	0,2 bc
27/10/2015	0,1 c
27/5/2016	0,1 c

6.14 PROMEDIO DE
PARASITOIDES (TRAMPAS
PITFALL)

PARASITOIDES	
FECHA	Media
25/1/2016	14 a
27/9/2015	7 b
23/12/2015	6 bc
25/11/2015	5 bcd
22/8/2015	5 bcd
1/4/2016	4 cde
24/7/2015	3 cde
27/10/2015	3 cde
26/6/2015	2 cde
12/6/2015	2 de
29/5/2015	1 de
30/4/2016	1 de
27/5/2016	1 e

6.15 PROMEDIO DE ARÁCNIDOS
(TRAMPAS PITFALL)

ARÁCNIDOS	
FECHA	Media
25/1/2016	24 a
29/5/2015	15 b
23/12/2015	13 bc
22/8/2015	10 bcd
27/9/2015	10 bcd
27/10/2015	10 bcd
25/11/2015	9 bcd
24/7/2015	9 bcd
26/6/2015	7 cd
12/6/2015	7 cd
1/4/2016	6 cd
30/4/2016	6 cd
27/5/2016	3 d

6.16 PROMEDIO DE ENEMIGOS
NATURALES (TRAMPAS
PITFALL)

ENEMIGOS NATURALES	
FECHA	Media
25/1/2016	39 a
23/12/2015	19 b
27/9/2015	18 bc
29/5/2015	16 bc
22/8/2015	15 bcd
25/11/2015	14 bcd
27/10/2015	12 bcd
24/7/2015	12 bcde
1/4/2016	11 bcde
26/6/2015	10 bcde
12/6/2015	9 cde
30/4/2016	8 de
27/5/2016	4 e

6.17 PROMEDIO DE
COPRÓFAGOS (TRAMPAS
PITFALL)

COPRÓFAGOS	
FECHA	Media
25/1/2016	1 a
25/11/2015	0,8 ab
27/10/2015	0,4 ab
23/12/2015	0,3 ab
29/5/2015	0,1 ab
27/9/2015	0,1 ab
12/6/2015	0,02 ab
26/6/2015	0,02 ab
1/4/2016	0,02 ab

6.18 PROMEDIO DE
FITÓFAGOS
(ASPIRADOR
PORTÁTIL)

FITÓFAGOS	
FECHA	Media
25/1/2016	75 a
27/10/2015	32 b
30/4/2016	29 bc
25/2/2016	20 bcd
27/5/2016	16 bcd
11/1/2016	12 bcd
27/9/2015	9 bcd
25/11/2015	8 cd
11/3/2016	6 d
22/8/2015	3 d
29/5/2015	3 d
24/7/2015	1 d
26/6/2015	0,5 d

6.19 PROMEDIO DE
PARASITOIDES
(ASPIRADOR PORTÁTIL)

PARASITOIDES	
FECHA	Media
25/1/2016	10 a
25/2/2016	7 ab
27/10/2015	6 abc
30/4/2016	5 abcd
27/5/2016	5 abc
27/9/2015	2 bcd
29/5/2015	1 bc
11/3/2016	1 cd
11/1/2016	1 cd
25/11/2015	1 cd
22/8/2015	0,5 cd
24/7/2015	0,10 cd
26/6/2015	0 d

6.20 PROMEDIO DE ARÁCNIDOS
(ASPIRADOR PORTÁTIL)

ARÁCNIDOS	
FECHA	Media
30/4/2016	14 a
27/5/2016	9 ab
25/1/2016	8 abc
25/2/2016	6 bcd
27/10/2015	6 bcd
27/9/2015	6 bcd
22/8/2015	2 cd
11/3/2016	1 d
11/1/2016	1 d
25/11/2015	1 d
29/5/2015	1 d
24/7/2015	0,5 d
26/6/2015	0,1 d

6.21 PROMEDIO DE ENEMIGOS
NATURALES (ASPIRADOR
PORTÁTIL)

ENEMIGOS NATURALES	
FECHA	Media
30/4/2016	20 a
25/1/2016	18 b
27/5/2016	15 ab
25/2/2016	14 abc
27/10/2015	12 abcd
27/9/2015	8 bcde
22/8/2015	3 cde
11/3/2016	2 de
11/1/2016	2 de
29/5/2015	1 de
25/11/2015	1 de
24/7/2015	0,5 e
26/6/2015	0,1 e

6.22 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE OFERTA DE FORRAJE PARA EL MÉTODO TRAMPAS PITFALL

RIQUEZA ESPECÍFICA	Media	p-valor
Alta Oferta (baja intensidad de pastoreo)	21,08 a	0,7985
Baja Oferta (alta intensidad de pastoreo)	20,85 a	
SHANNON-WIENER	Media	p-valor
Alta Oferta (baja intensidad de pastoreo)	1,90 a	0,83
Baja Oferta (alta intensidad de pastoreo)	1,88 a	
SIMPSON	Media	p-valor
Alta Oferta (baja intensidad de pastoreo)	0,21 a	0,8135
Baja Oferta (alta intensidad de pastoreo)	0,22 a	

6.23 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE OFERTA DE FORRAJE PARA EL MÉTODO ASPIRADOR PORTÁTIL

RIQUEZA ESPECÍFICA	Media	p-valor
Alta Oferta (baja intensidad de pastoreo)	13,85 a	0,5019
Baja Oferta (alta intensidad de pastoreo)	14,77 b	
SHANNON-WIENER	Media	p-valor
Alta Oferta (baja intensidad de pastoreo)	1,31 a	0,8735
Baja Oferta (alta intensidad de pastoreo)	1,33 a	
SIMPSON	Media	p-valor
Alta Oferta (baja intensidad de pastoreo)	0,37 a	0,6203
Baja Oferta (alta intensidad de pastoreo)	0,36 a	

6.24 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE TIPO DE SUELO PARA EL MÉTODO TRAMPAS PITFALL

RIQUEZA ESPECÍFICA	Media	p-valor
Suelo Profundo	21,08 a	0,1991
Suelo Superficial	19,08 a	
SHANNON-WIENER	Media	p-valor
Suelo Profundo	1,88 a	0,06
Suelo Superficial	1,91 a	
SIMPSON	Media	p-valor
Suelo Profundo	0,21 a	0,8851
Suelo Superficial	0,22 a	

6.25 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE TIPO DE SUELO PARA EL MÉTODO ASPIRADOR PORTÁTIL

RIQUEZA ESPECÍFICA	Media	p-valor
Suelo Profundo	15,31 a	0,0334
Suelo Superficial	12,38 b	
SHANNON-WIENER	Media	p-valor
Suelo Profundo	1,31 a	0,7209
Suelo Superficial	1,27 a	
SIMPSON	Media	p-valor
Suelo Profundo	0,36 a	0,4273
Suelo Superficial	0,40 a	

6.26 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE FECHA DE MUESTREO Y TRATAMIENTO (ALTA OFERTA DE FORRAJE) PARA EL MÉTODO TRAMPAS PITFALL

RIQUEZA ESPECÍFICA (Alta Oferta de Forraje)			SHANNON-WIENER (Alta Oferta de Forraje)			SIMPSON (Alta Oferta de Forraje)		
Fechas de muestreo	Media	p-valor	Fechas de muestreo	Media	p-valor	Fechas de muestreo	Media	p-valor
27/9/2015	13,5 a	<0,0001	27/9/2015	1,83 a	<0,0001	23/12/2015	0,4 a	<0,0001
27/10/2015	12,5 ab	<0,0001	27/10/2015	1,68 a	<0,0001	12/6/2015	0,4 a	<0,0001
26/6/2015	12 ab	<0,0001	29/5/2015	1,65 a	<0,0001	24/7/2015	0,33 ab	<0,0001
30/4/2016	11,85 ab	<0,0001	26/6/2015	1,65 a	<0,0001	22/8/2015	0,31 ab	<0,0001
24/7/2015	11,63 ab	<0,0001	1°/04/2016	1,62 a	<0,0001	25/11/2015	0,3 ab	<0,0001
22/8/2015	11,55 ab	<0,0001	30/4/2016	1,6 ab	<0,0001	25/1/2016	0,3 ab	<0,0001
29/5/2015	10,47 abc	<0,0001	22/8/2015	1,55 abc	<0,0001	27/5/2016	0,29 ab	<0,0001
25/11/2015	10,25 abc	<0,0001	27/5/2016	1,54 abc	<0,0001	26/6/2015	0,28 ab	<0,0001
27/5/2016	9,79 bc	<0,0001	25/1/2016	1,52 abc	<0,0001	1°/04/2016	0,28 ab	<0,0001
1°/04/2016	9,58 bc	<0,0001	24/7/2015	1,52 abc	<0,0001	27/10/2015	0,27 ab	<0,0001
12/6/2015	9,21 bc	<0,0001	25/11/2015	1,51 abc	<0,0001	30/4/2016	0,27 ab	<0,0001
25/1/2016	9,21 bc	<0,0001	12/6/2015	1,28 bc	<0,0001	29/5/2015	0,26 b	<0,0001
23/12/2015	7,65 c	<0,0001	23/12/2015	1,25 c	<0,0001	27/9/2015	0,23 b	<0,0001

6.27 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE FECHA DE MUESTREO Y TRATAMIENTO (BAJA OFERTA DE FORRAJE) PARA EL MÉTODO TRAMPAS PITFALL

RIQUEZA ESPECÍFICA (Baja Oferta de Forraje)			SHANNON-WIENER(Baja Oferta de Forraje)			SIMPSON(Baja Oferta de Forraje)		
Fechas de muestreo	Media	p-valor	Fechas de muestreo	Media	p-valor	Fechas de muestreo	Media	p-valor
27/9/2015	14,2 a	<0,0001	27/9/2015	1,95 a	<0,0001	23/12/2015	0,39 a	<0,0001
26/6/2015	13 ab	<0,0001	27/10/2015	1,77 ab	<0,0001	25/11/2015	0,38 a	<0,0001
27/10/2015	13 ab	<0,0001	26/6/2015	1,68 abc	<0,0001	24/7/2015	0,37 a	<0,0001
29/5/2015	11,25 abc	<0,0001	1°/04/2016	1,65 abc	<0,0001	12/6/2015	0,36 a	<0,0001
1°/04/2016	10,89 abcd	<0,0001	29/5/2015	1,62 abcd	<0,0001	22/8/2015	0,35 ab	<0,0001
25/1/2016	10,88 abcd	<0,0001	30/4/2016	1,51 bcd	<0,0001	30/4/2016	0,33 ab	<0,0001
30/4/2016	10,88 abcd	<0,0001	25/1/2016	1,51 bcd	<0,0001	25/1/2016	0,31 ab	<0,0001
24/7/2015	10,76 abcd	<0,0001	27/5/2016	1,46 bcd	<0,0001	29/5/2015	0,3 ab	<0,0001
22/8/2015	10,27 bcd	<0,0001	24/7/2015	1,41 bcd	<0,0001	27/5/2016	0,29 ab	<0,0001
25/11/2015	10,11 bcd	<0,0001	22/8/2015	1,41 bcd	<0,0001	26/6/2015	0,27 ab	<0,0001
12/6/2015	9,7 bcd	<0,0001	25/11/2015	1,4 bcd	<0,0001	1°/04/2016	0,27 ab	<0,0001
27/5/2016	8,38 cd	<0,0001	12/6/2015	1,38 cd	<0,0001	27/10/2015	0,24 ab	<0,0001
23/12/2015	7,7 d	<0,0001	23/12/2015	1,25 d	<0,0001	27/9/2015	0,2 b	<0,0001

6.28 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIANLE FECHA DE MUESTREO Y TRATAMIENTO (ALTA OFERTA DE FORRAJE) PARA EL MÉTODO ASPIRADOR PORTÁTIL

RIQUEZA ESPECÍFICA (Alta Oferta de Forraje)			SHANNON-WIENER(Alta Oferta de Forraje)			SIMPSON(Alta Oferta de Forraje)		
Fechas de muestreo	Media	p-valor	Fechas de muestreo	Media	p-valor	Fechas de muestreo	Media	p-valor
30/4/2016	10,2 a	<0,0001	25/1/2016	1,41 a	<0,0001	24/7/2015	0,65 a	<0,0001
27/5/2016	9,8 ab	<0,0001	30/4/2016	1,4ab	<0,0001	22/8/2015	0,58 ab	<0,0001
25/1/2016	9,55 ab	<0,0001	27/5/2016	1,36 ab	<0,0001	26/6/2015	0,57 abc	<0,0001
27/10/2015	9,3 ab	<0,0001	27/10/2015	1,32 ab	<0,0001	29/5/2015	0,54 abc	<0,0001
25/2/2016	7,9 abc	<0,0001	25/2/2016	1,31 ab	<0,0001	25/11/2015	0,49 bcd	<0,0001
27/9/2015	7,45 bc	<0,0001	11/1/2016	1,23 abc	<0,0001	27/9/2015	0,43 cde	<0,0001
11/3/2016	6,15 cd	<0,0001	11/3/2016	1,21 abc	<0,0001	11/3/2016	0,38 de	<0,0001
25/11/2015	6,05 cd	<0,0001	27/9/2015	1,09 bcd	<0,0001	11/1/2016	0,38 de	<0,0001
11/1/2016	5,95 cd	<0,0001	25/11/2015	0,99 cde	<0,0001	25/2/2016	0,36 de	<0,0001
22/8/2015	5,55cd	<0,0001	29/5/2015	0,83 def	<0,0001	27/10/2015	0,36 de	<0,0001
29/5/2015	4,85 de	<0,0001	22/8/2015	0,77 ef	<0,0001	27/5/2016	0,35 de	<0,0001
24/7/2015	4,8 de	<0,0001	26/6/2015	0,68 f	<0,0001	30/4/2016	0,35 de	<0,0001
26/6/2015	2,85 e	<0,0001	24/7/2015	0,64 f	<0,0001	25/1/2016	0,33 e	<0,0001

6.29 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE FECHA DE MUESTREO Y TRATAMIENTO (BAJA OFERTA DE FORRAJE) PARA EL MÉTODO ASPIRADOR PORTÁTIL

RIQUEZA ESPECÍFICA (Baja Oferta de Forraje)			SHANNON-WIENER (Baja Oferta de Forraje)			SIMPSON (Baja Oferta de Forraje)		
Fechas de muestreo	Media	p-valor	Fechas de muestreo	Media	p-valor	Fechas de muestreo	Media	p-valor
25/1/2016	10,6 a	<0,0001	30/4/2016	1,49 a	<0,0001	24/7/2015	0,64 a	<0,0001
30/4/2016	10,2 a	<0,0001	25/1/2016	1,41 a	<0,0001	26/6/2015	0,63 ab	<0,0001
27/10/2015	9,95 a	<0,0001	27/5/2016	1,41 a	<0,0001	29/5/2015	0,55 abc	<0,0001
27/9/2015	9,55 ab	<0,0001	27/10/2015	1,29 ab	<0,0001	22/8/2015	0,53 abc	<0,0001
27/5/2016	9 abc	<0,0001	25/2/2016	1,27 ab	<0,0001	25/11/2015	0,48 bcd	<0,0001
25/2/2016	7,4 bcd	<0,0001	11/3/2016	1,23 ab	<0,0001	11/1/2016	0,45 cde	<0,0001
22/8/2015	7 cd	<0,0001	27/9/2015	1,21 ab	<0,0001	11/3/2016	0,42 cde	<0,0001
11/3/2016	6,8 cd	<0,0001	11/1/2016	1,09 bc	<0,0001	27/9/2015	0,4 cde	<0,0001
25/11/2015	6,4 de	<0,0001	25/11/2015	0,99 bc	<0,0001	27/10/2015	0,37 de	<0,0001
11/1/2016	6,35 de	<0,0001	22/8/2015	0,87 cd	<0,0001	25/2/2016	0,36 de	<0,0001
29/5/2015	5,05 def	<0,0001	29/5/2015	0,84 cd	<0,0001	25/1/2016	0,35 de	<0,0001
24/7/2015	4,1 ef	<0,0001	24/7/2015	0,65 d	<0,0001	27/5/2016	0,33 de	<0,0001
26/6/2015	3,7 f	<0,0001	26/6/2015	0,64 d	<0,0001	30/4/2016	0,31 e	<0,0001

6.30 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE FECHA DE MUESTREO PARA EL MÉTODO TRAMPAS PITFALL

RIQUEZA ESPECÍFICA			SHANNON-WIENER			SIMPSON		
Fechas de muestreo	Media	p-valor	Fechas de muestreo	Media	p-valor	Fechas de muestreo	Media	p-valor
23/12/2015	24 a	<0,0001	25/1/2016	2,12 a	<0,0001	27/5/2016	0,4 a	<0,0001
25/11/2015	23,25 ab	<0,0001	25/11/2015	2,06 ab	<0,0001	24/7/2015	0,23 b	<0,0001
29/5/2015	22,50 ab	<0,0001	27/10/2015	2,04 abc	<0,0001	27/9/2015	0,23 b	<0,0001
22/8/2015	22 ab	<0,0001	1/4/2016	2,03 abc	<0,0001	30/4/2016	0,22 b	<0,0001
25/1/2016	21,75 ab	<0,0001	23/12/2015	2,01 abc	<0,0001	12/6/2015	0,22 b	<0,0001
1/4/2016	21,50 ab	<0,0001	22/8/2015	1,94 abcd	<0,0001	22/8/2015	0,21 b	<0,0001
26/6/2015	21,25 ab	<0,0001	26/6/2015	1,91 abcd	<0,0001	26/6/2015	0,21 b	<0,0001
12/6/2015	21 ab	<0,0001	29/5/2015	1,91 abcd	<0,0001	1/4/2016	0,19 b	<0,0001
24/7/2015	20,75 ab	<0,0001	24/7/2015	1,85 bcd	<0,0001	29/5/2015	0,19 b	<0,0001
27/10/2015	20 abc	<0,0001	27/9/2015	1,83 bcd	<0,0001	23/12/2015	0,18 b	<0,0001
27/9/2015	18,25 bc	<0,0001	12/6/2015	1,82 cd	<0,0001	25/1/2016	0,18 b	<0,0001
27/5/2016	15,50 c	<0,0001	30/4/2016	1,75 d	<0,0001	25/11/2015	0,18 b	<0,0001
30/4/2016	15 c	<0,0001	27/5/2016	1,35 e	<0,0001	27/10/2015	0,17 b	<0,0001

6.31 ÍNDICES DE DIVERSIDAD CON LA VARIABLE FECHA DE MUESTREO PARA EL MÉTODO ASPIRADOR PORTÁTIL

RIQUEZA ESPECÍFICA			SHANNON-WIENER			SIMPSON		
Fechas de muestreo	Media	p-valor	Fechas de muestreo	Media	p-valor	Fechas de muestreo	Media	p-valor
25/1/2016	19 a	<0,0001	11/3/2016	1,65 a	<0,0001	24/7/2015	0,58 a	<0,0001
27/10/2015	18,25 a	<0,0001	25/1/2016	1,60 a	<0,0001	26/6/2015	0,53 ab	<0,0001
30/4/2016	17,75 a	<0,0001	30/4/2016	1,58 a	<0,0001	22/8/2015	0,46 bc	<0,0001
27/5/2016	16,25 ab	<0,0001	25/2/2016	1,55 a	<0,0001	29/5/2015	0,44 bcd	<0,0001
25/2/2016	16 ab	<0,0001	27/5/2016	1,51 ab	<0,0001	25/11/2015	0,42 cd	<0,0001
27/9/2015	15,50 abc	<0,0001	27/10/2015	1,51 ab	<0,0001	27/9/2015	0,36 de	<0,0001
29/5/2015	13,25 bcd	<0,0001	11/1/2016	1,36 bc	<0,0001	11/1/2016	0,34 de	<0,0001
25/11/2015	13 bcd	<0,0001	27/9/2015	1,32 cd	<0,0001	27/5/2016	0,31 e	<0,0001
11/1/2016	11,75 cd	<0,0001	25/11/2015	1,15 de	<0,0001	27/10/2015	0,30 e	<0,0001
22/8/2015	11,50 cd	<0,0001	29/5/2015	1,10 e	<0,0001	30/4/2016	0,29 e	<0,0001
11/3/2016	11,25 d	<0,0001	22/8/2015	0,99 ef	<0,0001	25/2/2016	0,29 e	<0,0001
24/7/2015	10 d	<0,0001	26/6/2015	0,84 f	<0,0001	25/1/2016	0,28 e	<0,0001
26/6/2015	9,50 d	<0,0001	24/7/2015	0,82 f	<0,0001	11/3/2016	0,27 e	<0,0001