



FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS

UNIVERSIDAD NACIONAL DE ROSARIO

Maestría en Manejo y Conservación de Recursos Naturales

**PREDACION POST-DISPERSIVA DE SEMILLAS
DE MALEZAS EN UN AGROECOSISTEMA
PAMPEANO**

Ing. Agrop. Marcos Raúl Heredia Pinos

DIRECTOR

Ing. Agr. MSc. Guillermo Montero

CO-DIRECTORA

Ing. Agr. MSc. Delma Edith Faccini

2017

Índice general

1- INTRODUCCIÓN	
1.1- Las malezas en los agroecosistemas pampeanos	1
1.2- Bancos de semillas de malezas y agentes de predación	3
1.3- Predación por insectos	4
1.4- Predación por roedores	6
1.5- Predación por aves	7
2- OBJETIVO E HIPÓTEISIS	
2.1- Objetivo	9
2.2- Hipótesis	9
3- METODOLOGÍA	
3.1- Área de estudio	10
3.2- Ensayos de campo	
3.2.1- Muestreo de Insectos	12
3.2.2- Muestro de Roedores	13
3.2.3- Muestreo de Aves	14
3.2.4- Experimento de predación de semillas de malezas	15
3.3- Análisis de datos	17
4- RESULTADOS	
4.1- Comunidades de Insectos	19
4.2- Comunidades de Roedores	25
4.3- Comunidades de Aves	27
4.4- Predación de semillas de malezas	29
5- DISCUSIÓN	
5.1- Comunidades de Insectos	32
5.2- Comunidades de Roedores	35
5.3- Comunidades de Aves	38
5.4- Predación de semillas de malezas	43
6- CONSIDERACIONES FINALES	47
7- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48
8- APÉNDICES	64

Apéndice 1	65
Apéndice 2	66
Apéndice 3	66

Índice de tablas

Tabla 1.	Características de las semillas de malezas utilizadas en el experimento de predación a campo.....	16
Tabla 2.	Análisis de especies indicadoras de la comunidad de artrópodo.....	19
Tabla 3.	Análisis de especies indicadoras de la comunidad de artrópodos capturados con trampas pitfall en el año 2015.....	21
Tabla 4.	Análisis de especies indicadoras de la comunidad de artrópodos capturados con trampas pitfall en el año 2016.....	21
Tabla 5.	Análisis de especies indicadoras de la comunidad de roedores.....	25
Tabla 6.	Análisis de especies indicadoras de la comunidad de aves.....	28

Índice de figuras

Figura 1.	Imagen satelital del área de estudio	11
Figura 2.	Diagrama general del área de muestreo.....	12
Figura 3.	Diagrama general del área de muestreo de artrópodos.....	12
Figura 4.	Diagrama general del área de muestreo de roedores.....	13
Figura 5.	Diagrama general del área de muestreo de aves.....	14
Figura 6.	Diagrama general del experimento de predación de semillas.....	16
Figura 7.	Ordenamiento (DCA) de las muestras obtenidas en distintos ambientes relevados durante dos años de muestreo.....	20
Figura 8.	Abundancia y riqueza relativas de los ensambles de artrópodos...	22
Figura 9.	Abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad de los ensambles de artrópodos.	23
Figura 10	Abundancia y riqueza de predadores de semillas y abundancia de: <i>Solenopsis saevissima</i> , <i>Pogonomyrmex</i> sp. 367, Gryllidae sp. 962 y <i>Notiobia cupripennis</i>	24
Figura 11	Abundancia total, riqueza, diversidad, equitatividad y abundancia de <i>Cavia aperea</i> y <i>Calomys musculinus</i>	26
Figura 12	Abundancia y riqueza (totales y de predadores de semillas), diversidad y equitatividad de aves.....	27
Figura 13	Tasas de pérdida diaria de tres especies de semillas de malezas, en tres ambientes durante el año 2015.....	29
Figura 14	Tasas de pérdida diaria de tres especies de semillas de malezas, en tres ambientes durante el año 2016.....	30

Resumen

La predación es uno de los procesos que pueden causar pérdidas significativas de semillas, tanto en los bancos epigeos como en los hipogeos. En este trabajo se evalúan las pérdidas del banco superficial de semillas, de tres especies de malezas, ocasionadas por la predación producida por insectos, roedores y aves en un área de clausura con alta cobertura vegetal y en el área agrícola adyacente, durante el período otoñal 2015 y 2016. El estudio se realizó en el Campo Experimental J. F. Villarino (FCA-UNR), ubicado en la localidad de Zavalla SF (33° 01' lat. S). Se seleccionó un área de 3,12 ha, que comprende un espacio de 250×100 m de lote agrícola en período de barbecho, proveniente de monocultivo de soja sembrado bajo el sistema de siembra directa y un espacio adyacente de 250×25 m que corresponden a un área de clausura, donde no se realizan actividades agrícolas desde hace 31 años. Se localizaron 5 transectas, desde la clausura hasta el área de barbechos, distantes a 25 m unas de otras. En cada transecta se dispusieron 4 estaciones de muestreo ubicadas una en la clausura, otra en el borde y dos en el lote agrícola. En cada estación se colocaron al nivel de la superficie del suelo, cuatro bandejas plásticas de 18×11×2,5 cm, donde se colocaron 100 semillas de *Commelina erecta*, *Echinochloa colona* y *Chenopodium album*. Cada bandeja representa un tratamiento de predación y en su superficie se colocaron alambres tejidos de distintas tramas y con distinta arquitectura, de manera que puedan aislarse los factores de predación: total (TOT), insectos y roedores (I&R), sólo insectos (INS) y sin predación (SPR). Con los datos obtenidos se calculó la tasa de predación diaria de semillas: $P=100(1 - r^{1/t})$. Para establecer la presencia y cuantificar la abundancia de predadores de semillas se utilizaron trampas “pitfall” para insectos, trampas Tomahawk para roedores y observación directa para aves. En las evaluaciones de insectos no se detectaron diferencias en la abundancia, riqueza, diversidad entre los distintos ambientes relevados; no obstante, la abundancia de detritívoros fue mayor en el rastrojo, la abundancia y riqueza de hormigas fue mayor en la clausura y la abundancia de predadores fue mayor en el área de borde. La abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad de los roedores no difirieron entre ambos años de muestreo y tampoco entre fechas de muestreos dentro de cada año. El 49% de los roedores registrados corresponde a *Cavia aperea* y el 33% a *Calomys musculus*, esta última es una especie reconocida por alimentarse de semillas de malezas. La abundancia de roedores fue mayor en la clausura respecto al rastrojo de soja; el borde presentó una situación

intermedia. El 41% de los registros de aves corresponde a *Passer domesticus* y el 33% a *Zenaida auriculata*, especies cuya principal fuente de alimentación son las semillas. La abundancia de aves predadoras de semillas es mayor en las áreas de rastrojos y la riqueza es menor en la clausura. La diversidad y la equitatividad no difieren entre ambientes. La predación de semillas de malezas fue muy variable, las especies más predadas fueron *E. colona* en el 2015 y *C. album* en 2016. Los mayores predadores fueron los insectos y los roedores. Prácticas más respetuosas y sostenibles con el medio ambiente, como la promoción de la predación de semillas mediante el mantenimiento e incremento de los agentes biológicos de predación, podrían contribuir a la disminución de las aplicaciones de herbicidas en los agroecosistemas pampeanos, aunque esto requiere más investigación.

Abstract

The seed predation is one of the processes that can cause significant losses of seeds, both in epigeal and hypogeal banks. In this work, was evaluate the losses of the superficial bank of seeds, of three species of weeds, caused by the predation produced by insects, rodents, and birds in a closure area with high vegetation cover and in the adjacent agricultural area, during the Autumnal period 2015 and 2016. The study was carried out in the JF Villarino Experimental Field (FCA-UNR), located in the town of Zavalla SF (33° 01' lat. S). It's selected an area of 3.12has, comprising a space of 250 × 100 m of an agricultural lot in the fallow period, from a monoculture of soybeans planted under the direct sowing system and an adjacent space of 250 x 25 m that corresponds a closure area where not agricultural activities have been carried out for 31 years. Five transects were located, from the closure of the fallow area, 25 m away from each other. In each transect, there were 4 light stations located one in the closure, another in the edge and two in the agricultural lot. In each station, four plastic trays of 18 × 11 × 2.5 cm placed at the level of the ground surface, where 100 seeds of *Commelina erecta*, *Echinochloa colona* and *Chenopodium album* were placed. Each tray represents a predation treatment and on its surface, they are placed in elastics of the same type as insects (TOT), insects and rodents (I&R), only insects (INS) and without predation (SPR). With the data obtained, the daily seed predation rate was calculated: $P=100(1 - r^{1/t})$. To establish the presence and quantify the abundance of seed predators in the trap for insects, Tomahawk traps for rodents and direct observation for birds. In the evaluations of insects no differences in abundance, richness, diversity are detected between the different environments surveyed; nevertheless, the abundance of detritus in the stubble, the abundance, and abundance of ants was greater in the closure and the abundance of predators was greater in the edge area. The abundance, richness, diversity, and equitability of the rodents did not differ between years and between dates within each year. To another hand, the 49% of rodents captured was *Cavia aperea* and 33% to *Calomys musculus*, this last one, is a species recognized by feeding of weeds. The abundance of rodents was greater in the closure with respect to the stubble of soybean; the edge presented an intermediate situation. The 41% of bird records correspond to *Passer domesticus* and 33% to *Zenaida auriculata*, which mostly consumes the main source of food. The abundance of predatory seed birds is greater in the stubble areas and the richness is lower in the closure. Diversity and equity do not differ between

environments. The depredation of weed seeds was very variable; the most depredated seed was *E. colona* in 2015 and *C. album* in 2016. The main predators were insects and rodents. More respectful and sustainable practices with the environment, such as the promotion of the prevention of seeds through the maintenance and increase of biological predation agents, which may contribute to the reduction of herbicide applications in the Pampean agroecosystems, although this it requires more investigation.

1- INTRODUCCIÓN

1.1- Las malezas en los agroecosistemas pampeanos

La agricultura en los últimos años ha enfrentado y experimentado importantes cambios en la forma de producir alimentos, a través del desarrollo de nuevas tecnologías que demandan cada vez más recursos naturales afectando a la biodiversidad global, sustituyendo la diversidad natural por un reducido número de plantas cultivadas y animales domésticos (Montero, 2008). Uno de estos cambios ha sido el reemplazo de la vegetación nativa por un conjunto de especies de plantas domesticadas, elegidas por su valor como alimento, forraje, fibras y combustibles (Altieri, 1995; Ryszkowski y Jankowiak, 2002). La mayoría de los sistemas agrícolas reducen considerablemente la diversidad de plantas e imponen algún tipo de perturbación en los ecosistemas, con el objetivo de proporcionar las condiciones favorables para el crecimiento de determinados cultivos (Mohler, 2001; Schonbeck *et al.*, 2011). Cuando eliminamos la vegetación nativa y se establecen cultivos anuales, éstos constituyen un freno para la sucesión natural de las plantas (Ghersa *et al.*, 1993). En este momento es donde surgen las malezas, dando evidencia como la naturaleza lleva a cabo el proceso natural de sucesión ecológica (Bakker *et al.*, 1996; Goudie y Viles 2013). Al mismo tiempo, los sistemas agrícolas van acompañados por un alto porcentaje de suelo desnudo, provocando inevitablemente una respuesta competitiva de las malezas en el ecosistema agrícola (Holm, 1978; Mohler, 2001).

Las malezas son definidas comúnmente como “plantas que crecen en un lugar no deseado” (Norris *et al.*, 2003). Hay aproximadamente 8000 especies de plantas que se comportan como malezas y de éstas, alrededor de 250 especies causan los principales problemas en los sistemas agrícolas en todo el mundo (Holm, 1978). Las malezas poseen varias características bioecológicas que les permiten tener un gran éxito en los sistemas agrícolas; su gran capacidad de producción de semillas, un rápido establecimiento de sus poblaciones, latencia en sus semillas, largos períodos de supervivencia para las semillas enterradas, alta capacidad de propagación y en algunas especies, la capacidad de reproducción asexual y la capacidad de ocupar sitios perturbados por las actividades de los seres humanos (Holm, 1978; Goudie y Viles,

2013). Estas plantas ocasionan importantes pérdidas en la producción agrícola e interfieren con la producción de cualquier tipo de cultivo a través de fenómenos de competencia por recursos, tales como el agua, los nutrientes y la luz (Altieri, 1995).

Hacia finales de la década del 70 Argentina adoptó de forma gradual la siembra directa y a partir de la campaña 1996/1997, comenzó una creciente expansión de los cultivos de soja transgénicos resistentes al glifosato, que produjo el incremento del volumen y la frecuencia de aplicación de este herbicida en toda el área de cultivo. Según datos (CASAFE, 2011), la evolución del mercado del consumo de pesticidas aumentó 858 % en los últimos 22 años, la superficie cultivada lo hizo en un 50% y el rendimiento de los cultivos sólo aumentó un 30%. En la actualidad, el principal segmento de fitosanitarios comercializados siguen siendo los herbicidas, con un 72% de la facturación en la agricultura del país (Lepori *et al.*, 2013). El aumento del uso de glifosato y otros herbicidas, acrecentó la presión selectiva sobre las comunidades de malezas, acentuando los procesos de modificación de sus composiciones florísticas, de manera que se rarifican las especies susceptibles y aumenta la frecuencia de las especies tolerantes. Este proceso aparentemente irreversible, originó la aparición de malezas resistentes a diferentes grupos de herbicidas (Ríos, 2013). Entre las malezas resistentes a glifosato presentes en los agroecosistemas de la región sojera núcleo se puede citar a *Amaranthus quitensis* Kunth y *Echinochloa colona* (L) ambas especies en franca expansión en cuanto a su distribución y abundancia debido a su dificultad en el manejo (Marzetti *et al.*, 2014). Entre las especies tolerantes a glifosato o de difícil control, se mencionan a *Commelina erecta* (L) mientras que *Chenopodium album* (L), si bien no presenta dificultades en su control se encuentra ampliamente distribuida en los cultivos de verano (De la Fuente *et al.*, 2006 y 2010).

Las malezas además de las importantes pérdidas en la producción agrícola, pueden albergar a insectos plaga o a agentes patógenos y a sus vectores. Sin embargo, esta vegetación también contribuye al sostenimiento de la fauna benéfica, entre la que se encuentran fitófagos neutrales, parasitoides y predadores (Montero, 2008).

El actual modelo productivo pampeano está asociado a una serie de problemas sociales y ambientales, algunos de ellos de gran magnitud, que ponen en duda su sostenimiento y permanencia en el tiempo. Por este motivo, la discusión acerca de la reducción de la dependencia de los herbicidas en los agroecosistemas pampeanos va adquiriendo mayor trascendencia y se generan nuevos enfoques que pretenden mantener buenos niveles de producción, con reducción de los impactos negativos sobre el

ambiente y la salud de las personas. A medida que la preocupación por el cuidado del medio ambiente crece, también lo hace el interés científico por encontrar métodos de control que permitan mitigar los efectos negativos de las malezas, con el menor impacto posible en el ambiente; en consecuencia, potenciar a los agentes biológicos que predan semillas podría ser un componente determinante en una renovada visión productiva.

1.2- Bancos de semillas de malezas y agentes de predación

En términos generales, la dispersión de semillas de malezas tiene dos fases: la fase de dispersión primaria (pre-dispersión) en la cual las semillas provenientes de la planta madre caen a la superficie del suelo y la fase de dispersión secundaria (post-dispersión), que comienza a partir de que las semillas están en la superficie del suelo y son transportadas por uno o más agentes a mayor distancia de la planta madre (Watkinson y Harper, 1978). Diversos factores influyen en la dispersión horizontal y vertical de semillas en el suelo; el tipo de suelo y el tipo de labranza al que éste es sometido, son los factores determinantes de la distribución vertical de las semillas en el perfil (Clements *et al.*, 1996; Swanton *et al.*, 2000; Vanasse y Leroux, 2000). Se denomina comúnmente banco de semillas de malezas a la reserva de semillas viables presentes tanto en la superficie del suelo, como aquellas que están distribuidas en el perfil del suelo (Liebman *et al.*, 2001). Los bancos de semillas de malezas desempeñan un papel crítico en el mantenimiento y restauración de sus poblaciones, especialmente en las malezas de especies anuales en las que las semillas son el único lazo entre generaciones (Rahman *et al.*, 2001).

Los cambios en el tamaño del banco están determinados por los ingresos, tales como la lluvia de semillas, provenientes de la dispersión local o de fuentes distantes y los egresos que se producen por la germinación, la predación y la muerte fisiológica de las semillas (Baskin y Baskin, 2006). En consecuencia, la predación es uno de los procesos que pueden causar pérdidas significativas de semillas, tanto en los bancos epigeos (Nisensohn *et al.*, 1999; Puricelli *et al.*, 2005) como en los bancos hipogeos (Bulacio *et al.*, 1998).

Distintas especies de predadores, entre las que se encuentran insectos, aves y mamíferos (Buhler *et al.*, 1997) son capaces de regular la densidad de semillas de algunas especies de malezas y pueden modificar la distribución espacial y temporal de otras (Harper, 1977; Cavers, 1983; Saska *et al.*, 2008; Whelan *et al.*, 1991). Las

pérdidas por predación influyen no sólo directamente sobre la abundancia y distribución de las semillas en el suelo, sino indirectamente sobre el establecimiento de las plántulas en los lotes de cultivo; aun cuando la magnitud de estas pérdidas sea pequeña, puede ser importante el impacto sobre la dinámica de las poblaciones y estructura de las comunidades de malezas (Louda, 1989). Diversos estudios han demostrado que la implementación de buenas prácticas de manejo en la regulación del banco de semillas de malezas, mediante la conservación de agentes predadores, es esencial para reducir el reservorio de semillas limitando el establecimiento de sus futuras generaciones (Menalled *et al.*, 2000 y 2007; Balbinot *et al.*, 2002; Westerman *et al.*, 2003 a y b; Gulden y Shirliffe, 2009; Chauhan y Johnson, 2010).

1.3- Predación por insectos

Existen numerosos estudios que indagaron acerca de la predación de semillas luego de su dispersión en ecosistemas naturales (Crawley, 1989, 1992 y 2000; Brust, 1994; Cardina *et al.*, 1996), pero el impacto de la predación en los agroecosistemas ha sido mucho menos examinado (Nisensohn *et al.*, 1999; Menalled *et al.*, 2000; Rey *et al.*, 2002; Puricelli *et al.*, 2005; Davis *et al.*, 2013).

La mayoría de las semillas pueden convertirse en alimento para insectos y otros organismos (Schonbeck, 2013), los cuales son capaces de consumir dichas semillas mientras éstas todavía permanecen en la planta madre y también después de que han caído y forman parte del banco superficial de semillas del suelo. La predación pre-dispersiva la suelen realizar insectos especialistas, que seleccionan para su alimentación un bajo rango de especies vegetales, y que en términos generales tienen efectos limitados sobre el conjunto de especies que conformarán el banco. Por el contrario, la predación post-dispersiva, preferentemente es realizada por especies generalistas, que pueden producir fuertes impactos en el banco superficial de semillas (Kremer y Spencer, 1989; Landis *et al.*, 2005). Algunos estudios han demostrado que entre los principales insectos predadores granívoros en campos agrícolas se encuentran grillos, hormigas y carábidos (Brust y House, 1988; Buhler *et al.*, 1997; Carmona *et al.*, 1999; O'Rourke *et al.*, 2006; Lundgren y Rosentrater, 2007; Saska *et al.*, 2008; Schonbeck, 2013).

El “yuyo colorado” (*Amaranthus quitensis*) es una maleza anual que causa importantes pérdidas en cultivos de verano y es capaz de producir grandes cantidades de

semillas. En el mismo sitio en que se desarrolló este estudio, Faccini y Nisensohn (1994) estimaron que el número de semillas presentes en el banco superficial antes de la cosecha del cultivo de soja fue de 33.000 semillas m⁻². Sin embargo, las pérdidas por germinación registradas fueron muy pequeñas y sólo se reclutan $4,1 \times 10^{-3}$ del total de las semillas presentes en el banco y las pérdidas por senescencia natural luego de permanecer enterradas durante 6 meses a distintas profundidades alcanzan valores medios de 16% (Nisensohn y Faccini, 1993). La predación podría entonces tener un rol importante en la reducción del número de semillas de *A. quitensis* presentes en el banco. Nisensohn *et al.* (1999) determinaron que el porcentaje de predación de semillas de *A. quitensis* alcanzó el 43,6% en sistemas de labranza convencional y el 32,5% en sistemas de siembra directa, atribuyendo la predación, principalmente al carábido *Notiobia cupripennis* Germar, cuya mayor abundancia ocurre durante el mes de marzo, en coincidencia con las mayores tasas de predación. En experimentos realizados en condiciones de laboratorio Lietti *et al.*, (2000) determinaron que *N. cupripennis* es capaz de consumir semillas de varias especies de malezas abundantes en los agroecosistemas del sur de Santa Fe, prefiriendo las semillas de dicotiledóneas frente a las de gramíneas. *A. quitensis* fue la maleza preferida tanto entre las especies de malezas de ciclo primavero-estival como entre las de ciclo otoño-invernal, no obstante la proporción de semillas consumidas depende de la presencia de semillas de otras especies en el mismo ambiente, siendo mayor el consumo cuando se la ofrece como único alimento.

Otra maleza, es la “malva” (*Anoda cristata* (L.) Schlecht) que es una maleza anual problemática en cultivos de verano de la región Pampeana, donde la semilla es la única fuente de renovación de esta especie. La pérdida de semillas debido a la predación tiene un gran impacto en la densidad de sus poblaciones, porque elimina una gran proporción de semillas del banco, alcanzando tasas de predación que variaron entre 0,4 a 6,7% por día y fueron más altas durante el período de máximo crecimiento del cultivo de soja, entre los meses de enero y mayo. Se atribuye la predación detectada en el campo a la presencia de hormigas, que fueron observadas portando grandes cantidades de semillas en el área en que se desarrolló el experimento (Puricelli *et al.*, 2005). Lietti *et al.* (2000) determinaron bajo condiciones de laboratorio, que *N. cupripennis* no es capaz de alimentarse de semillas de malva, debido a que las dimensiones de la semilla exceden el tamaño de apertura máximo de las mandíbulas, tanto de las hembras como de los machos de esta especie.

1.4- Predación por roedores

Los roedores son un grupo numeroso de mamíferos con alta capacidad para colonizar exitosamente todos los hábitats utilizados por el hombre. Su potencial reproductivo les permite alcanzar altas densidades en cortos lapsos de tiempo, ya que en la mayoría de las especies cada hembra adulta puede producir hasta cuatro camadas, con un promedio de cuatro crías por camada. El ciclo reproductivo es generalmente estacional con receso invernal y su duración puede ser muy variable en función de las condiciones climáticas y la disponibilidad de recursos alimenticios. Esto genera un patrón estacional de variación de la abundancia poblacional, con densidades que pueden variar entre 5 y 20 veces, desde su mínimo en primavera hasta su máximo en otoño. Los cambios ambientales pueden producir considerables aumentos en su abundancia y en la composición específica de sus comunidades (Leiva, 2001).

Los roedores son considerados una de las plagas agrícolas más importantes en todo el mundo (Singleton y Petch, 1994; Westerman *et al.*, 2003a; Singleton *et al.*, 2010; Krebs, 2014; Labuschagne *et al.*, 2016). Algunas especies de roedores pueden ser altamente perjudiciales para las actividades humanas debido a que ocasionan daños directos sobre cultivos y granos almacenados y son capaces de transmitir enfermedades (Briggiler *et al.*, 2015), que afectan a las personas y a los animales. La FAO admite que el 20% de la producción agrícola se pierde, antes o después de las cosechas por acción de los roedores. No obstante, tanto las especies consideradas plaga como otras de menor impacto sanitario y económico, son capaces de consumir importantes cantidades de semillas de malezas presentes en agroecosistemas (Elias, 1984; Scopel *et al.*, 1988; Dellafiore y Polop, 1994; Baraibar, 2013; John, 2014).

La mayoría de los roedores poseen una alta capacidad dispersiva, lo cual presenta una característica relevante, tanto sobre la transmisión de enfermedades, como sobre los efectos económicos y ecológicos que estos animales producen sobre los cultivos (Krebs, 2014). Es común que ocurran mayores desplazamientos asociados a disturbios agrícolas recurrentes, como las cosechas o la labranza del suelo. Las heladas otoñales tempranas, pueden producir importantes mortalidades en sus poblaciones o bien pueden incrementar los desplazamientos dispersivos de los individuos sobrevivientes. La expansión e intensificación de la agricultura en la región pampeana, produjo un aumento en las densidades de las especies del género *Calomys* y una

disminución de *Akodon azarae* y *Oligoryzomys flavescens*, especies dominantes en los pastizales naturales (Kravetz, 1997; Frascina, 2011).

En Argentina, más de cien especies de pequeños roedores pueden afectar bienes y la salud de las personas (Kravetz, 1997). Es ampliamente reconocido que los roedores son reservorios de agentes causales de patologías de diferente importancia e incidencia sobre la salud pública; a su vez, en contadas excepciones el roedor se halla afectado por el patógeno que transporta. Entre las enfermedades que son reconocidas en Argentina con impacto en la salud pública y que son transmitidas por roedores se destacan: la fiebre hemorrágica argentina (FHA), los hanta virus con síndromes renal (FHSR) y pulmonar (SPH), la coriomeningitis linfocitaria (LCM) la leptospirosis, la salmonelosis y la triquinosis (Coto, 2007).

En estudios realizados en Argentina, se ha comprobado que en el caso de una maleza importante como el “sorgo de Alepo” (*Sorghum halepense* (L.) Pers.), la pérdida diaria de semillas producida por roedores varió entre 1% y 18% en el cultivo de soja temprana, y entre 3% y 15% durante el ciclo del cultivo en maíz (Scopel *et al.*, 1988). A su vez, en áreas no cultivadas se estableció que la densidad de semillas del banco de esta especie estuvo determinada principalmente por los ingresos producidos por la lluvia de semillas y por las pérdidas causadas por los predadores de semillas (Van Esso *et al.*, 1986). Dellafiore y Polop (1994) detectaron que *Calomys musculinus*, un roedor que posee una dieta granívora con comportamiento oligófago, basa su dieta principalmente en dos especies vegetales, una de las cuales es *A. quitensis*.

En el área de clausura seleccionada para este estudio, personal del Instituto Nacional de Enfermedades Virales Humanas "Dr. Julio I. Maiztegui" y de la FCA-UNR, realizaron un relevamiento de roedores durante la noche del 22/12/1994, utilizando 310 trampas Sherman y 80 trampas Tomahawk, cebadas con pasta de maní. Se capturaron 27 individuos, de seis especies y tres familias; la especie más abundante fue *Akodon azarae* (44%) (Pire *com. pers.*).

1.5- Predación por aves

Las aves que se alimentan de granos requieren de cierta especialización, para poder romper el tegumento endurecido de las semillas de algunas especies vegetales. Muchos

Passeriformes que se alimentan de granos (*e.g.* Emberizidae, Fringillidae, Ploceidae) poseen picos cónicos y cortos, con bordes filosos, que les permiten sostener las semillas mientras parten la cubierta seminal con movimientos laterales de su mandíbula inferior (Ares, 2007). Otras aves como las palomas (*e.g.* Columbidae) recolectan las semillas y las ingieren enteras; algunas de estas aves ingieren piedras que se depositan en sus mollejas y facilitan la molienda de los granos (Ares, 2007).

Los cariopses (granos) de muchas especies de Poaceae poseen altos contenidos de hidratos de carbono, lípidos y proteínas, pero el contenido de agua es muy bajo por lo cual las aves que los consumen como alimento deben ingerir abundante cantidad de agua en sus dietas. Muchas especies, que son principalmente granívoras, completan sus dietas ingiriendo también frutos e insectos; otras especies de aves son omnívoras e ingieren granos sólo como parte de su amplia dieta (Ares, 2007).

Los estudios sobre alimentación de aves se basan en el análisis de los contenidos y lavados estomacales, de los residuos de la materia fecal, egagrópilas y regurgitaciones o bien, en observaciones directas mientras las aves se están alimentando. En un estudio acerca de los hábitos alimentarios de las aves de un bosque del espinal santafesino se determinó, por observación directa, que las semillas de 25 especies de plantas contribuyen a la alimentación de 10 especies de aves residentes permanentes del lugar. Si bien el consumo de semillas fue observado durante casi todo el año, la mayor concentración se dio al comienzo del invierno, contando con dos picos menores al inicio del verano y del otoño (De la Peña y Pensiero, 2003).

A pesar de que la relación entre cultivos y las aves se considere un tema controversial, como lo ha sido desde mucho tiempo, la creación de condiciones favorables como abundancia de alimentos, sitios para reproducción, protección y eliminación de depredadores dentro de los agroecosistemas, ocasiona que algunas especies de aves aumenten sus poblaciones y se conviertan en plagas que diezman los cultivos (Poleo y Fuentes, 2005; Cuevas, 2001; Robles *et al.*, 2003). Sin embargo, otras aves sirven como eficientes controladores de insectos dañinos para los cultivos, prestan servicios de polinización y disminuyen significativamente el éxito reproductivo de malezas consumiendo sus semillas (Robles *et al.*, 2003; Cuevas, 2001).

2- OBJETIVOS

2.1- Objetivo

Objetivo general

Evaluar las pérdidas del banco superficial de semillas de tres especies de malezas (*Commelina erecta*; *Echinochloa colona*; *Chenopodium album*), ocasionadas por la predación producida por insectos, roedores y aves en un área de clausura con alta cobertura vegetal y en el área agrícola adyacente, durante el período otoñal.

Objetivos específicos

- 1- Caracterizar la fauna presente en cada tipo de ambiente.
- 2- Establecer la presencia y cuantificar la abundancia de insectos, roedores y aves, que puedan actuar como predadores de semillas.
- 3- Valorar las tasas de predación diaria de semillas para cada una de las especies

2.2- Hipótesis

En concordancia con el objetivo general se plantearon las siguientes hipótesis:

- 1- En el área de clausura es mayor la predación de semillas de malezas producida por roedores debido a su mayor abundancia y actividad, respecto al área de agrícola.
- 2- En el área agrícola es mayor la predación de semillas de malezas producida por aves debido a su mayor abundancia y actividad, respecto al área de clausura.
- 3- En los distintos ambientes relevados es semejante la predación de semillas de malezas producida por insectos debido a que los mismos están presentes con semejantes valores de abundancia en todos los ambientes relevados.

3- METODOLOGÍA

3.1- Área de estudio

El estudio se realizó en el Campo Experimental “J.F. Villarino” (FCA-UNR), en la localidad de Zavalla (Santa Fe, Argentina, 33° 01’ de latitud Sur y 60° 53’ de longitud Oeste), durante los años 2015 y 2016. Este campo se incluye en la unidad de paisaje “Pampa Ondulada” (Cabrera y Willink, 1973), en el sector SSO de la cuenca del arroyo Ludueña, a pocos kilómetros de sus nacientes, por lo que ocupa una posición relativamente elevada (Busso y Ausilio, 1989). El sur de la provincia de Santa Fe corresponde a la provincia fitogeográfica pampeana (Cabrera, 1971; Lewis, 1981).

Esta zona posee temperaturas típicas de un clima templado, con veranos cálidos e inviernos suaves. El período libre de heladas, de 275 días, abarca desde principios de septiembre hasta principios de junio. Las precipitaciones medias anuales en la localidad de Zavalla durante el período 1973-2000 fueron de 987mm (Sacchi *et al.*, 2002) y su distribución acompaña a la evapotranspiración potencial, de manera que el ingreso y la pérdida de agua se compensa en casi todas las estaciones excepto en el verano, donde si bien ocurren las mayores precipitaciones, la demanda de agua es muy elevada.

El material originario de los suelos del área de estudio es de naturaleza loésica con predominio de fracciones muy finas como limo y arcilla. Los suelos zonales desarrollados en lugares bien drenados son argiudoles vérticos, con un horizonte B_t fuertemente textural (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 1983). Los suelos del área pertenecen a la serie Roldán, en su fase suavemente ondulada, unidad cartográfica N°1 (UC₁) (INTA, 1983). El paisaje de la UC₁ es de loma suavemente ondulada, característico de áreas altas; con pendiente menor al 0,5%, de escurrimiento lento a medio y con una permeabilidad lenta a moderada. Sus suelos son muy profundos, bien drenados y con alto grado de evolución en el perfil; el horizonte A₁ tiene un moderado contenido de materia orgánica, que le confiere buenas propiedades físico-químicas y favorece la actividad biológica. Los suelos de esta unidad cartográfica se clasifican de acuerdo a su capacidad de uso como suelos de clase I y requieren muy pocas y sencillas prácticas de manejo y conservación (Busso y Ausilio, 1989).

Se seleccionó un área de 3,12 ha, que comprende un espacio de 250×100 m de lotes agrícolas en período de barbecho, provenientes de cultivos de soja sembrados en el sistema de siembra directa y un espacio adyacente de 250×25 m que corresponden a un

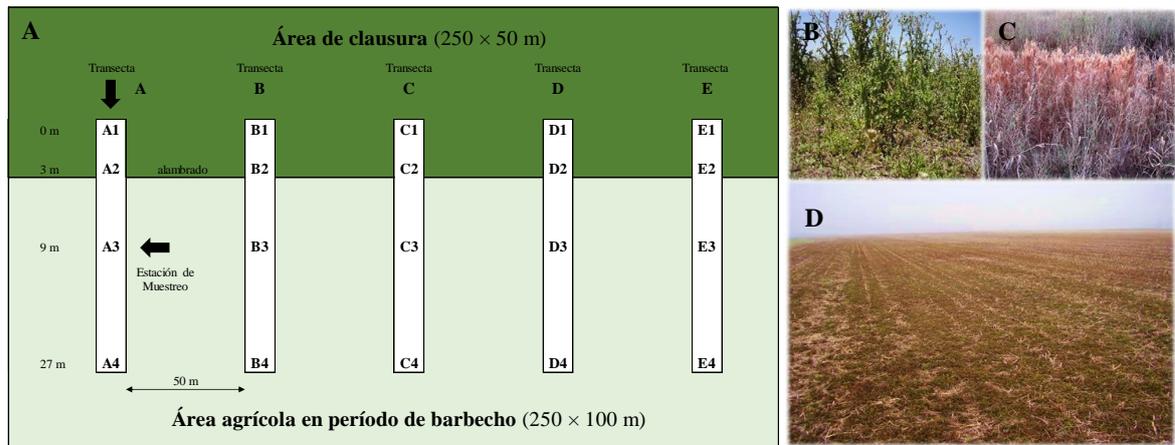
área de clausura, en la que se excluyeron los herbívoros mayores y donde no se realizan actividades agrícolas desde hace 31 años. La vegetación del área clausurada se caracteriza por la dominancia de gramíneas perennes, con alta cobertura vegetal y características similares a las que presentan algunos bordes y banquinas del paisaje agrícola del sur de Santa Fe. El área agrícola en período de barbecho, se caracterizó por la presencia de rastrojos de soja tratados con glifosato para el control de malezas de crecimiento otoño-invernal (Figura 1).

Figura 1. Imagen satelital del área de estudio (Google Earth, Inav/Geosistemas SRL[©], fecha de captura 05/03/14). A, altura ojo 13,51 km; B, altura ojo 1220 m.



En el área seleccionada se establecieron cinco transectas (A a E), desde la clausura hasta el área de barbechos, distantes a 50 m unas de otras. En cada transecta se colocaron cuatro estaciones de muestreo ubicadas a 0, 3, 9 y 27 m respectivamente. Las mismas estuvieron dispuestas desde la clausura, de manera que la primera estación (0 m) se ubicó dentro de la clausura, la segunda (3 m) en el borde de la clausura y las dos restantes (9 y 27 m) en el área de cultivo en barbecho respectivamente (Figura 2). Se recabaron datos climáticos (temperatura, humedad relativa y precipitaciones) que fueron obtenidos de la estación agro-meteorológica de la Facultad de Ciencias Agrarias (UNR), distante a 500 m del área en que se realizaron los experimentos.

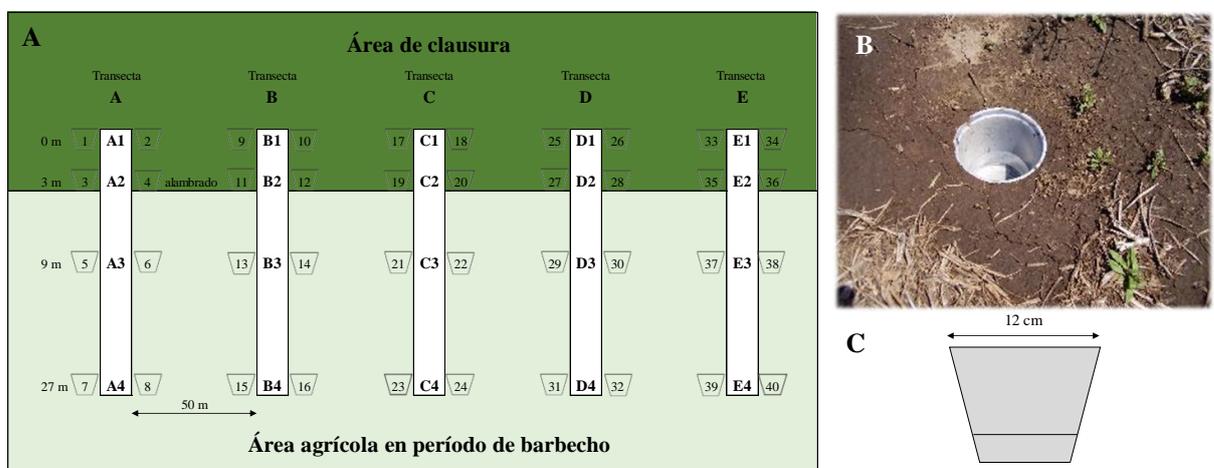
Figura 2. A, diagrama general del área de muestreo; B y C, imágenes del área de clausura y D, imagen del área agrícola en período de barbecho.



3.2- Ensayos de Campo

3.2.1- Muestreo de Insectos. Para establecer la presencia y cuantificar la abundancia de insectos, que puedan actuar como predadores de semillas, se utilizaron trampas “pitfall”. Estas trampas permiten evaluar la abundancia de insectos epigeos de la superficie del suelo que se encuentran activos durante el período de muestreo (Greenslade, 1964; Montero, 2008). Se colocaron un total de 40 trampas pitfall, 2 en cada estación de muestreo (Figura 3A).

Figura 3. A, diagrama general del área de muestreo de artrópodos; B y C, trampa pitfall. Los números 1 a 40 indican la posición de las trampas.

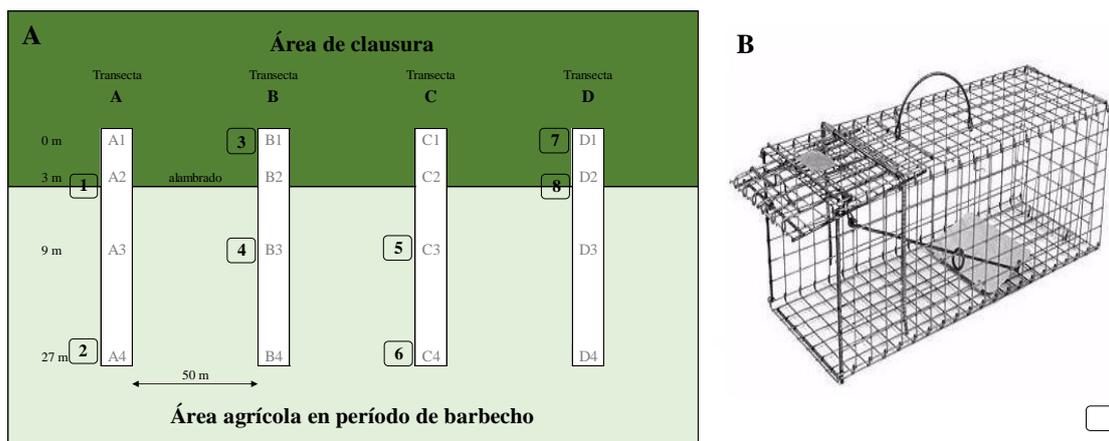


Cada trampa consiste en dos potses plásticos de 12 cm de diámetro y conteniendo el pote superior 100 ml de ácido acético al 10% utilizado como líquido conservante (Figura 3B y C). Estas trampas capturaron insectos durante 7 días consecutivos. Se realizaron tres muestreos por año, durante el período otoñal, entre el 26/04 y el 03/06 en el año 2015 y entre el 16/04 y el 27/06 en el año 2016 y se registró la abundancia de cada especie de artrópodo capturada.

La estructura trófica de las comunidades se estudió asignando cada morfoespecie capturada a un grupo trófico, según la información disponible en la bibliografía. Se definieron seis grupos: detritívoros (DET), herbívoros (HER), hormigas omnívoras (HOR), predadores (PRE, consumidores de 3^{er} y 4^{to} nivel trófico), predadores de semillas (PRE_{sem}, consumidores de 2^{do} nivel trófico, no herbívoros) y de hábito alimentario desconocido (UNK) (Root, 1973; Hawkins y Mac Mahon, 1989; Montero, 2008).

3.2.2- Muestreo de Roedores. La presencia de roedores se evaluó a través de la captura con trampas Tomahawk de 30×14×14 cm, cebadas con trozos de zanahoria untados con pasta de maní. En las transectas A, B, C y D se colocaron un total de 8 trampas, dos en cada grupo similar de estaciones de muestreo (Figura 4A).

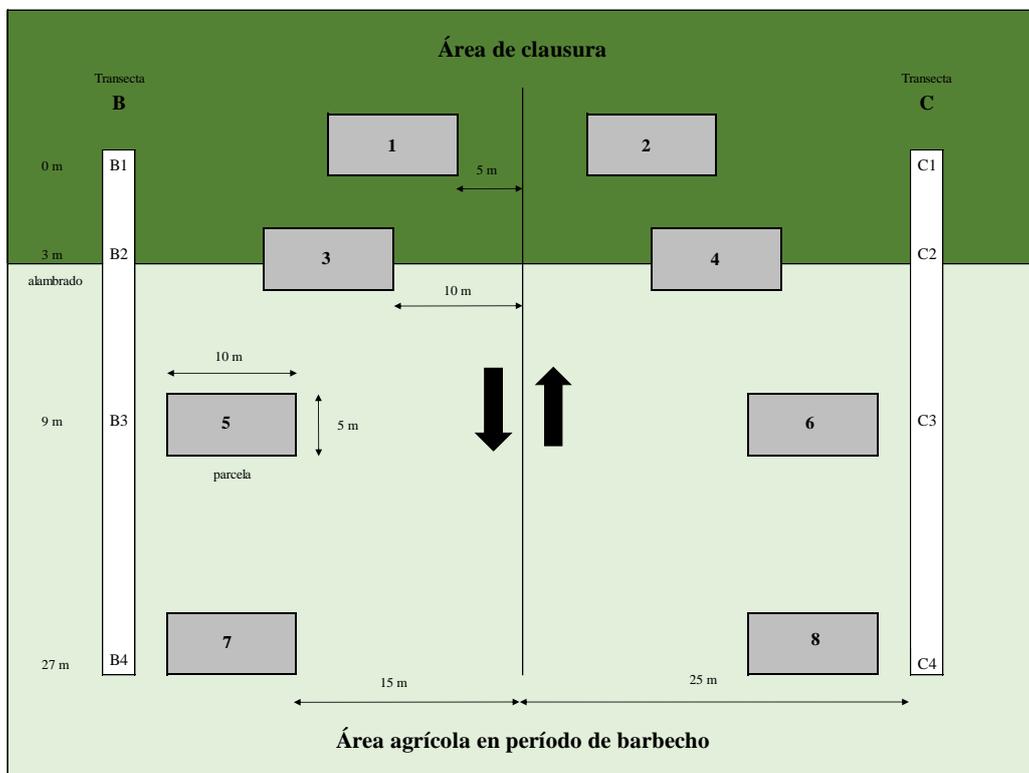
Figura 4. A, diagrama general del área de muestreo de roedores; B, trampa tipo Tomahawk. Los números 1 a 8 indican la posición de las trampas.



Estas trampas capturaron roedores durante tres noches consecutivas; a la mañana siguiente de cada noche de captura se revisaron las trampas, se determinaron los individuos capturados y se los liberó en el lugar. Se realizaron tres muestreos por año, durante el período otoñal, entre el 26/04 y el 03/06 en el año 2015 y entre el 16/04 y el 27/06 en el año 2016. Para la manipulación de roedores en el campo se tuvieron en cuenta todas las medidas profilácticas detalladas por Mills *et al.* (1998).

3.2.3- Muestreo de Aves. En el área seleccionada, entre las transectas B y C, se dispusieron ocho parcelas de 50 m² (10×5 m), dos en la clausura, dos en el borde y las cuatro restantes en el área de rastrojos de soja (Figura 5). Se recorrió la línea central entre ambas transectas, durante tres horas diarias (de 10 a 13 hs), en tres días consecutivos, registrándose por observación directa la riqueza y abundancia de aves presentes en las parcelas ubicadas a cada lado de esta línea central (Figura 5). Las observaciones se realizaron tanto a ojo desnudo, como con binoculares (Quasar® Zoom 10-50×50, modelo Fmc).

Figura 5. Diagrama general del área de muestreo de aves. Los números 1 a 8 indican la posición de las parcelas.



La distancia entre el observador y el borde más cercano de cada parcela fue de 5 m en la clausura, de 10 m en el borde y de 15 m en las parcelas de rastrojos, con el objeto de lograr un balance entre una buena calidad de observación y el menor disturbio posible en el ambiente (Figura 5). Se realizaron tres muestreos por año, durante el período otoñal, entre el 26/04 y el 03/06 en el año 2015 y entre el 16/04 y el 27/06 en el año 2016. Se obtuvo registro fotográfico de las aves presentes, utilizando una cámara Nikon D-7100 con teleobjetivo 55-300 mm; para determinar a las especies se utilizó la guía de Narosky e Yzuritera (2010).

3.2.4- Experimento de predación de semillas de malezas. En cada estación de muestreo se colocaron al nivel de la superficie del suelo, cuatro bandejas plásticas de 18×11×2,5 cm, con una capa de tierra y rastrojos, donde se ubicaron las semillas utilizadas para el experimento. Cada bandeja representó un tratamiento de predación; las bandejas fueron sujetadas con estacas metálicas para evitar que diversos factores puedan modificar la posición de las mismas.

Para la bandeja 1 (**TOT**) no se dispusieron barreras que impidan la predación, tanto de invertebrados (insectos) como de vertebrados (aves y roedores), ni aquellas pérdidas no atribuibles a la predación, tales como voladura, germinación, muerte o incapacidad de detección de las semillas remanentes. En la bandeja 2 (**IyR**), se colocó un alambre tejido pajarero marca Tejimet (Acindar SA.), de malla hexagonal, de 12,7 mm de apertura, con forma de túnel de 10 cm de altura, de manera que permite el acceso de animales que se desplazan caminando por el suelo (insectos y roedores) e impide el paso de aves, que se desplazan volando o saltando por la superficie del suelo. En la bandeja 3 (**INS**), se colocó el mismo alambre tejido, de forma plana sobre la superficie del suelo, de manera que impide el acceso a la bandeja tanto de aves como de roedores, los insectos logran acceder a las semillas atravesando el tejido. Estudios previos permiten estimar que el tamaño de la trama del tejido permite el acceso de la mayoría de los insectos que se alimentan en el área de muestreo (Nisensohn *et al.*, 1999). Por último, en la bandeja 4 (**SPR**), se colocó un alambre tejido mosquitero, de malla cuadrangular de 2 mm de lado de forma plana sobre la superficie del suelo, de manera que impide el acceso a la bandeja de aves, roedores e insectos. Estas bandejas se usaron para estimar las pérdidas de semillas por causas desconocidas (Figura 6).

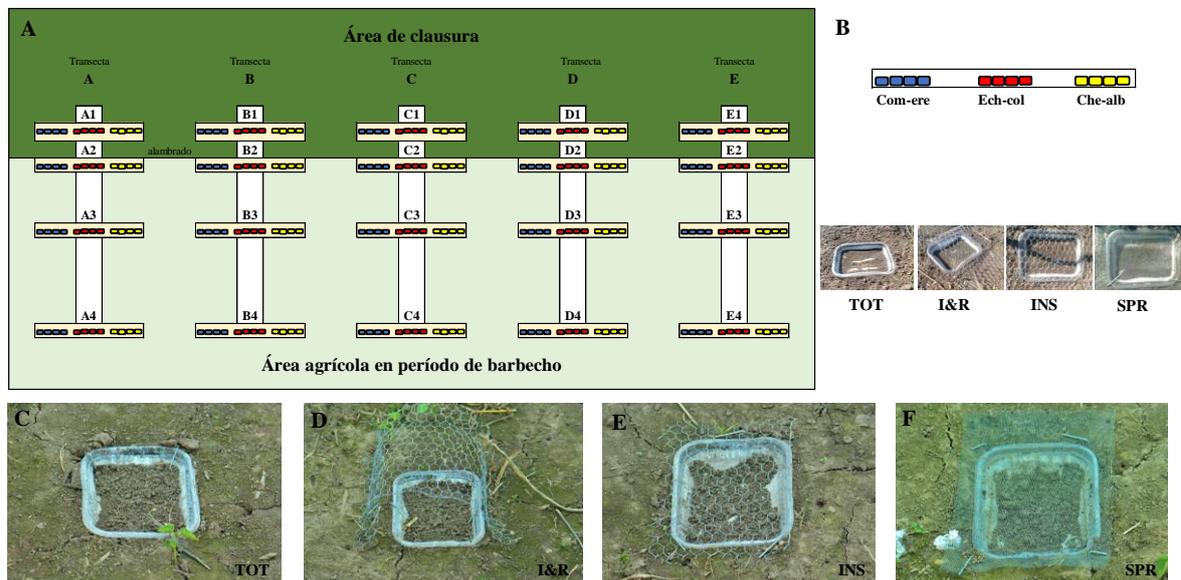
Las especies de semillas utilizadas en este estudio se detallan en la Tabla 1. Se seleccionaron especies de malezas frecuentes en el área de estudio, que presentan

ciertos inconvenientes para su control y cuyas semillas son de diferente forma y tamaño. A excepción de *Chenopodium album*, se desecharon las especies de malezas de semillas muy pequeñas, tanto de malezas de ciclo primavera-estival como otoño-invernal, cuya predación por insectos ya fue evaluada en el área de estudio por (Nisensohn *et al.*, 1999 y Lietti *et al.*, 2000).

Tabla 2. Características de las semillas de malezas utilizadas en el experimento de predación a campo (Bianco *et al.*, 2000).

Especie de maleza	Familia	Nombre vulgar	Características de la semilla		
			Forma	Largo (mm)	Ancho (mm)
<i>Commelina erecta</i> L.	Commelinaceae	Flor de Santa Lucía	reniforme	3,5	1,5
<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link	Poaceae	Capín	globosa-ovoide	2,0	1,0
<i>Chenopodium album</i> L.	Chenopodiaceae	Quínoa	esferoide	1,0 a 1,1	0,9 a 1,0

Figura 6. A, diagrama general del experimento de predación de semillas; B, esquema de la oferta de semillas de las tres especies de malezas en cada estación de muestreo, con el detalle de los cuatro tratamientos para cada especie de semilla; C, bandeja sin exclusión de predadores; D, bandeja con predación de insectos y roedores; E, bandeja con predación solo de insectos y F, bandeja con exclusión total de todos los agentes de predación. Las imágenes corresponden al área agrícola en período de barbecho.



Sobre la superficie de cada bandeja se colocaron 100 semillas de cada una de las especies seleccionadas, de manera que cada especie de semilla corresponde a un tratamiento. Se excluyeron los frutos de las plantas cercanas a las bandejas, para impedir el ingreso de semillas a las mismas. El muestreo se extendió desde mediados de

abril, momento en que comienza la dispersión de las semillas, hasta mediados de junio, cuando declina la actividad de los predadores por las bajas temperaturas invernales (Nisensohn *et al.*, 1999). Las bandejas se retiraron aproximadamente cada 21 días y fueron reemplazadas por nuevas bandejas con el número inicial de semillas.

Cuando se alteraron las bandejas por efecto de lluvias abundantes o por disturbios producidos por animales, se reemplazaron por bandejas nuevas y se ajustaron los días efectivos de exposición de las mismas a los predadores. La información bibliográfica disponible indica que este número de semillas ofrecidas es superior al que se perdería por acción de los predadores durante el período de cada muestreo (Nisensohn *et al.*, 1999).

Las muestras obtenidas (bandejas) se lavaron y secaron para recuperar y cuantificar las semillas remanentes (REM). Se calculó el número de las semillas perdidas o predadas por los diferentes grupos de animales procediendo de la siguiente forma:

$$\text{Semillas predadas por insectos: } PRE_{ins} = 100 - REM_{INS}$$

$$\text{Semillas predadas por roedores: } PRE_{roe} = (100 - REM_{IyR}) - (100 - REM_{INS})$$

$$\text{Semillas predadas por aves: } PRE_{ave} = (100 - REM_{TOT}) - (100 - REM_{IyR})$$

$$\text{Semillas perdidas: } PER = 100 - REM_{SPR}$$

Con los datos obtenidos se calculó la tasa de pérdida diaria de semillas siguiendo la propuesta de (Mittelbach y Gross, 1984): $P = 100 (1 - r^{1/t})$, donde P es el porcentaje de semillas predadas (o perdidas) por día, r es el porcentaje de semillas remanentes y t es la duración del experimento en días.

3.3- Análisis de datos

Para caracterizar la fauna presente en cada tipo de ambiente (clausura, borde y rastrojo) se calculó la diversidad α a través del índice de Shannon-Wiener y la equitatividad se calculó utilizando el índice de Pielou (Moreno, 2001).

Los valores de riqueza, abundancia, diversidad y equitatividad de cada ambiente, para roedores y aves, al igual que las tasas de pérdidas de diarias de semillas, se estudiaron a través de un análisis de la varianza no paramétrico (Prueba de Kruskal-Wallis), debido a que no fue posible normalizar los datos originales.

Dado que se presentaron diferencias en composición específica en los distintos años de muestreo, la riqueza, abundancia, diversidad y equitatividad de insectos capturados con trampas pitfall en cada ambiente se analizaron a través de un análisis de la variancia paramétrico con interacciones (ANAVA, ambiente \times año), transformando las variables que no presentaron distribución normal como raíz cuadrada; las medias se compararon con la prueba de Scott Knott ($P=0,05$). Para realizar los análisis se utilizó el programa INFOSTAT, versión 2013 (Di Rienzo *et al.*, 2013).

Los datos de abundancia de artrópodos capturados con trampas pitfall se ordenaron a través de Análisis de Correspondencia Detendenciado (DCA) (Hill y Gauch, 1980). Se utilizó el coeficiente relativo de Sørensen como medida de disimilitud; los cálculos se realizaron con el programa PC-ORD 6.0. (Mc Cune y Mefford., 1999)

Con el fin de evaluar la consistencia de las diferencias en la composición específica de la fauna entre años y entre ambientes, se utilizó la prueba estadística no paramétrica MRPP (Permutaciones de Respuestas Múltiples). Esta prueba se aplicó para comparar los ensambles faunísticos, durante los períodos de estudio, en los tres tipos de ambientes relevados; las diferencias entre clases fueron consideradas altamente significativas a un nivel de probabilidad $P<0,05$. Para realizar los análisis se utilizó el programa PC-ORD 6.0.

Con el objeto de detectar y describir el valor de algunas especies como posibles indicadores de las condiciones ambientales del ambiente, se realizó un análisis de especies indicadoras (Dufrêne y Legendre, 1997); el valor indicador varía entre 0 (no indicador) y 100 (indicador perfecto); los cálculos se realizaron con el programa PC-ORD 6.0.

4- RESULTADOS

4.1- Comunidad de Insectos

Se capturaron 3719 individuos de 88 morfoespecies, distribuidos en seis clases, 19 órdenes y 44 familias, durante dos años de muestreo. El 48% de la abundancia total correspondió al año 2015, durante un período otoñal muy húmedo y con presencia de vastas áreas temporalmente anegadas en el sitio de muestreo; el 52% restante se capturó en el otoño del año 2016, que fue relativamente menos húmedo y no se presentaron situaciones de anegamiento en el área de muestreo.

En el año 2015 (27/4 y 02/05), durante la situación de anegamiento, se capturaron 1387 individuos de la lombriz de tierra (*Aporrectodea caliginosa*), que fueron excluidos del análisis general debido a que las trampas pitfall no constituyen un método adecuado para el muestreo de animales hipogeos del suelo, que en este caso se movilizaron por la superficie debido a la sobresaturación hídrica del perfil.

Al realizar un ordenamiento (DCA) de la matriz general de datos (79 trampas × 88 morfoespecies) se diferencian claramente las muestras en función del año; el eje 1 separa a las muestras según el año de muestreo y el eje 2 diferencia a las muestras de la clausura, respecto a las de borde y rastros que se superponen (Figura 7). Se detectaron diferencias en la composición específica de los ensambles de artrópodos capturados con trampas pitfall entre los dos años de muestreo ($T=-22,59$; $P<0,001$; MRPP).

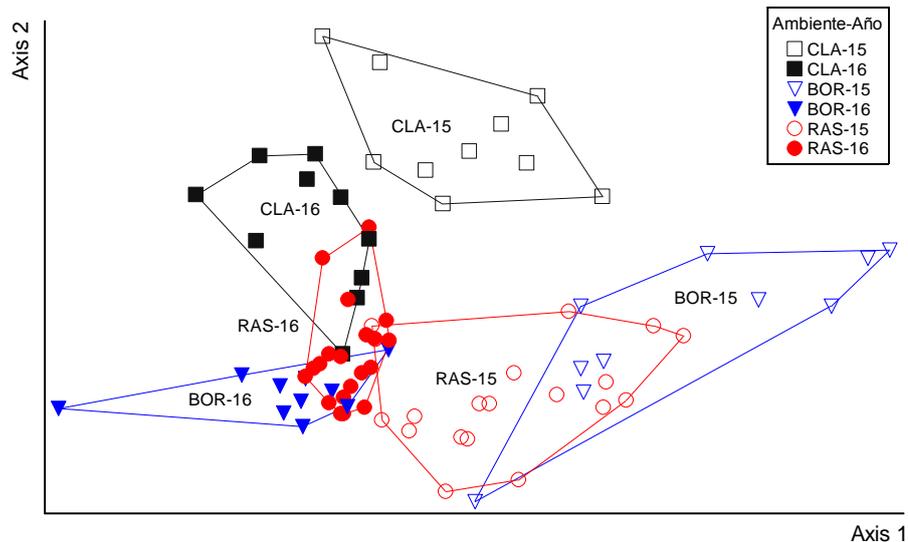
Tabla 3. Abundancia relativa (%), frecuencia relativa (%) y valor indicador de tres artrópodos indicadores capturados con trampas pitfall en dos años de muestreo, en tres ambientes de un agroecosistema de la localidad de Zavalla.

Especie	Abundancia Relativa		Frecuencia Relativa		Valor Indicador		Probabilidad
	2015	2016	2015	2016	2015	2016	
<i>Ischnoptera bilunata</i> Saussure, 1869	87	13	51	8	45	1	<0,001
Pterostichini sp. 0298 (larvas)	0	100	0	68	0	58	<0,001
Entomobryidae sp. 5141	13	87	5	58	1	42	<0,001

Una especie de cucaracha (*Ischnoptera bilunata*) presentó alta abundancia y frecuencia relativa media durante el otoño de 2015, cuando ocurrió el mayor anegamiento del terreno. En el otoño de 2016, se detectaron con alta abundancia y frecuencia relativa una especie detritívora de Collembola de la familia Entomobryidae (sp. 5141) y larvas de

una especie de Carabidae predador (*Pterostichini* sp. 0298), que se alimentan de diversos insectos de cuerpo blando (Tabla 3).

Figura 7. Ordenamiento (DCA) de las muestras obtenidas en distintos ambientes relevados durante dos años de muestreo en un agroecosistema de la localidad de Zavalla.



Ref. Cada punto corresponde a una trampa pitfall.

En cada año de muestreo, la composición específica difiere entre tratamientos ($T=-12,268$; $P<0,001$; $MRPP_{2015}$) ($T=-13,168$; $P<0,001$; $MRPP_{2016}$). En el año 2015 dos especies de Gryllidae (sp. 0822 y sp. 5962), potencialmente predadores de semillas, alcanzan el mayor valor indicador en el área de clausura y no se detectaron especies de alta fidelidad en los otros dos ambientes relevados (Tabla 3). En el año 2016, la especie de Gryllidae sp. 5962 presenta el mayor valor indicador en la clausura, acompañado por una tucura (Acrididae sp. 7082). Una mosca detritívora de la familia Sciaridae (sp. 0386) posee un valor indicador medio en el área de borde, mientras que dos especies predadoras de larvas de Lepidoptera y de diversos artrópodos de cuerpo blando (*Photinus fuscus* y *Allocosa alticeps*), son las de mayor valor indicador en el área de rastrojos (Tabla 4).

Tabla 4. Abundancia relativa (%), frecuencia relativa (%) y valor indicador de tres artrópodos indicadores capturados con trampas pitfall en el año 2015, en tres ambientes de un agroecosistema de la localidad de Zavalla.

Especies (2015)	Abundancia Relativa			Frecuencia Relativa			Valor Indicador			Probabilidad
	CLA	BOR	RAS	CLA	BOR	RAS	CLA	BOR	RAS	
Gryllidae sp. 0822	88	13	0	50	10	0	44	1	0	0,004
Gryllidae sp. 5962	88	13	0	50	10	0	44	1	0	0,004
<i>Lycosa thorelli</i> Keyserling, 1877	83	0	17	40	0	11	33	0	2	0,016
Lebiini sp. 5969 cf.	83	0	17	40	0	5	33	0	1	0,021
Acrididae sp. 7082	100	0	0	30	0	0	30	0	0	0,021
Dyctinidae sp. 0548 cf.	21	0	79	10	0	37	2	0	29	0,047

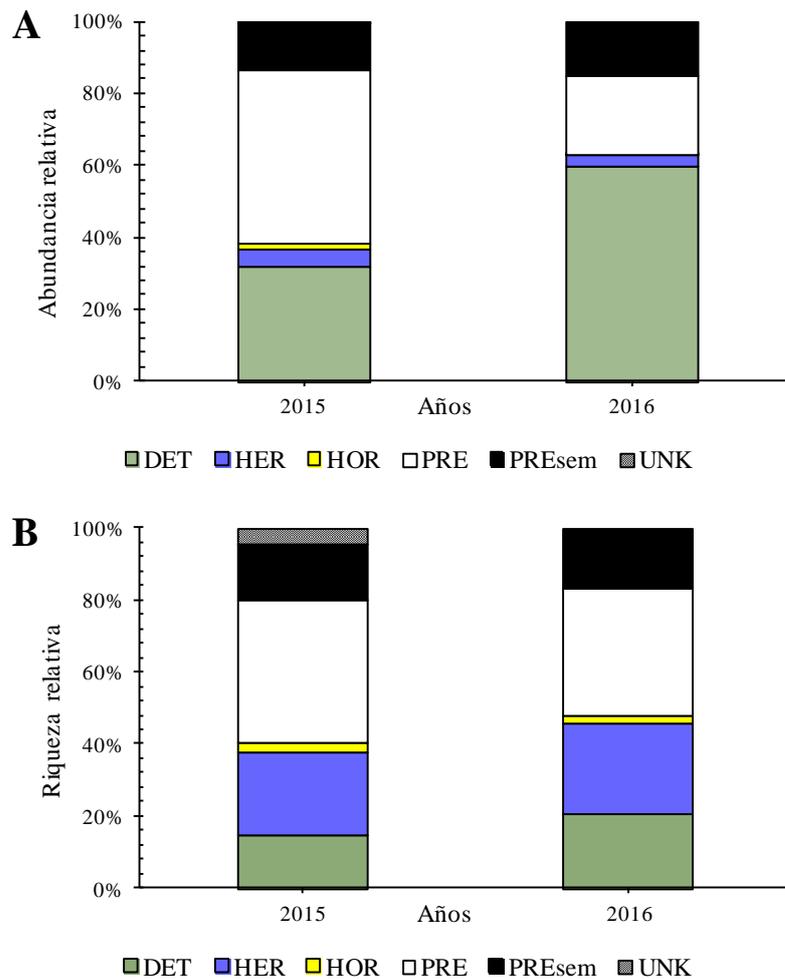
Tabla 5. Abundancia relativa (%), frecuencia relativa (%) y valor indicador de tres artrópodos indicadores capturados con trampas pitfall en el año 2016, en tres ambientes de un agroecosistema de la localidad de Zavalla.

Especies (2016)	Abundancia Relativa			Frecuencia Relativa			Valor Indicador			Probabilidad
	CLA	BOR	RAS	CLA	BOR	RAS	CLA	BOR	RAS	
Gryllidae sp. 5962	100	0	0	80	0	0	80	0	0	<0,001
Acrididae sp. 7082	100	0	0	50	0	0	50	0	0	<0,001
Sciaridae sp. 0386	0	82	18	0	60	15	0	49	3	0,002
<i>Blennidus loxandroides</i> Straneo, 1951	14	68	18	10	50	30	1	34	5	0,056
Gnaphosidae sp. 5330 cf.	10	67	24	10	50	20	1	33	5	0,039
<i>Camponotus mus</i> Roger, 1863	0	100	0	0	30	0	0	30	0	0,021
<i>Photinus fuscus</i> Germar, 1824	0	0	100	0	0	65	0	0	65	0,001
<i>Allocoxa alticeps</i> Mello-Leitao, 1944	21	14	64	30	20	70	6	3	45	0,014
<i>Photuris</i> sp. 0076	0	0	100	0	0	30	0	0	30	0,037
<i>Armadillidium vulgare</i> Latreille, 1804	0	0	100	0	0	25	0	0	25	0,053

La estructura trófica de los artrópodos epigeos de los ambientes estudiados se caracteriza por una baja riqueza de detritívoros, los que se presentan en alta abundancia en la mayoría de los ambientes relevados, alcanzando el 32% en el año 2015 y este valor casi se duplica llegando al 59% en el año 2016; La especie de detritívoro dominante fue el “mil pies” *P. meridionalis*. No obstante, la abundancia de predadores difiere considerablemente entre años, alcanzando un 48% de la abundancia total en 2015 cuyas especies dominantes fueron larvas de “bichos de luz” (Lampyridae) y disminuyendo a más de la mitad de ese valor (21%) donde tres carábidos de la tribu (Pterostichini) fueron las especies dominantes en 2016. Los herbívoros presentaron baja abundancia y riqueza relativa media en ambos años de muestreo. Las hormigas, excluidas las que potencialmente se alimentan de semillas, presentaron muy baja abundancia y riqueza relativas, en ambos años de muestreo. No obstante, debido a que las trampas pitfall no constituyen un método de muestreo adecuado para insectos epigeos del follaje, ni para hormigas, es posible que se esté subestimando a estos grupos respecto a la fauna epigea total (Figura 8).

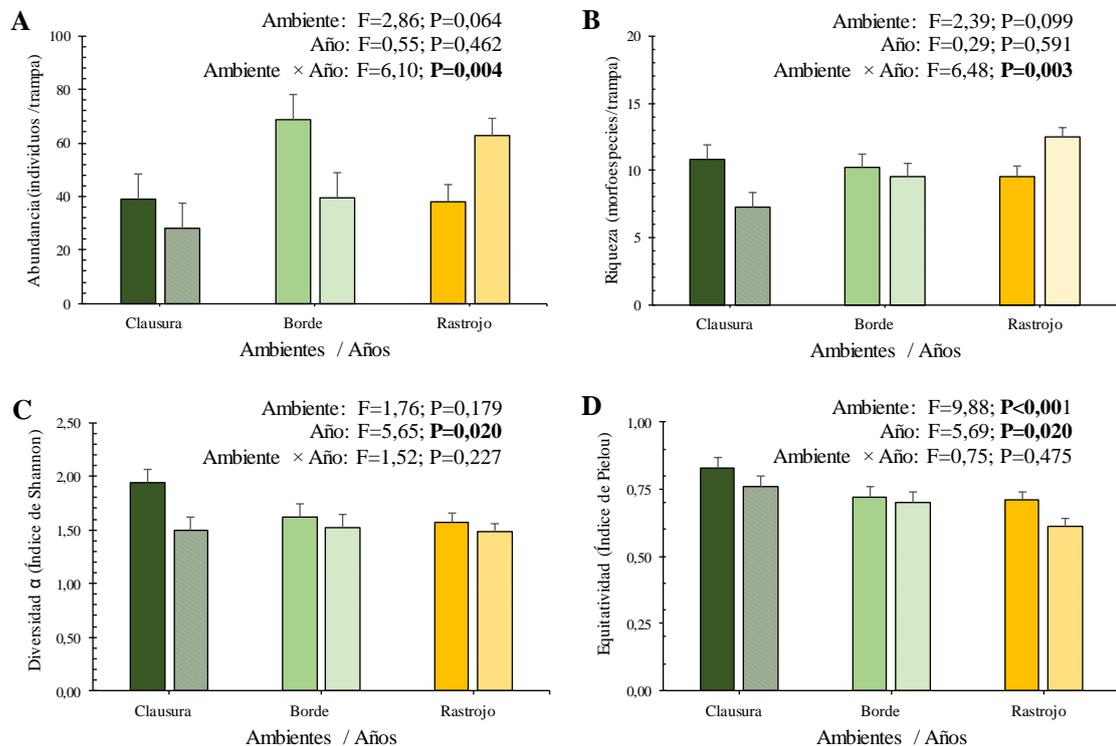
Se capturaron en trampas pitfall 12 morfoespecies, que han sido registradas como potenciales predadores de semillas (consumidores de 2^{do} nivel trófico). Se detectaron, tanto adultos como larvas, de dos especies de Carabidae de la tribu Harpalini (*Notiobia cupripennis* y *Polpochila flavipes*) larvas de tres especies de Coleoptera de las familias Elateridae (“gusanos alambre”), Melyridae (*Astylus atromaculatus* “siete de oro”) y Scarabaeidae (*Diloboderus abderus* “gusano blanco”); larvas de un díptero de la familia Anthomiidae (“mosca de las semillas”); tres especies de hormigas de la subfamilia Myrmicinae (*Crematogaster* sp., *Solenopsis saevissima* y *Pogonomyrmex* sp. 0367) y por último, ninfas de tres especies de Orthoptera de la familia Gryllidae (*Acheta assimilis* y spp. 0822 y 5062). La abundancia y la riqueza relativas de insectos potencialmente predadoras de semillas son bajas y no difieren entre años de muestreo (Figura 8).

Figura 8. Abundancia y riqueza relativas (%) de los ensambles de artrópodos capturados con trampas pitfall en dos años de muestreo, en tres ambientes de un agroecosistema de la localidad de Zavalla.



La abundancia total de artrópodos capturados con trampas pitfall no difiere entre ambientes, ni entre años de muestreo; sin embargo se detectaron interacciones significativas entre ambos factores ($F=6,10$; $P=0,004$), la mayor abundancia fue detectada en el área de borde durante el año 2015 y en el rastreo durante 2016 (Figura 9A). La riqueza total de artrópodos tampoco difiere entre ambientes ni entre años; no obstante se detectaron interacciones significativas entre estas variables ($F=6,48$ $P=0,003$), la mayor riqueza ocurre en la clausura en el año 2015 y en el rastreo en 2016 (Figura 9B). La diversidad α no difiere entre ambientes y se detectó mayor diversidad en la clausura durante el año 2015 ($F=5,65$; $P=0,020$) (Figura 9C). La equitatividad es mayor en la clausura ($F=9,88$; $P<0,001$), respecto al borde y rastreo que no difieren entre si y es mayor en el año 2015 en la clausura ($F=5,69$; $P=0,020$), alcanzando el mínimo valor en el rastreo en 2016 (Figura 9D).

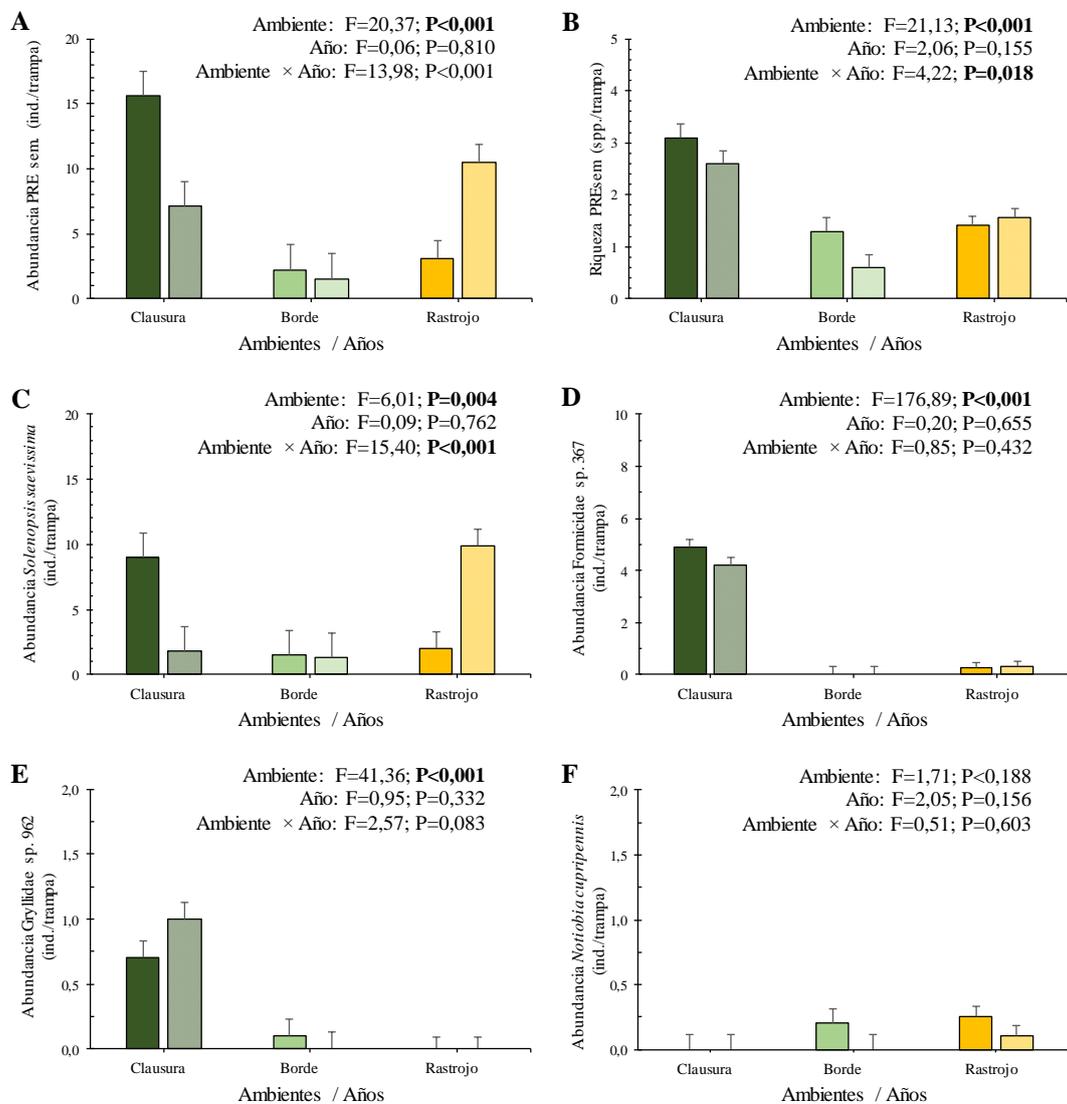
Figura 9. Abundancia, riqueza, Índices de diversidad y equitatividad de los ensambles de artrópodos capturados con trampas pitfall en dos años de muestreo, en tres ambientes de un agroecosistema de la localidad de Zavalla.



Los valores representan media \pm error estándar de la media. Las barras coloreadas corresponden al año 2015 y las de trama rayada al año 2016.

La abundancia de artrópodos predadores de semillas fue significativamente mayor en el área de clausura respecto al borde y rastrojo; si bien no se detectaron diferencias significativas entre años, se detectaron interacciones significativas entre tratamientos y años ($F=13.98$ $P<0,001$). En el año 2015 la abundancia siguió el orden decreciente clausura > rastrojo > borde. Por el contrario, en el año 2016 el orden de abundancia fue rastrojo > clausura = borde (Figura 10A).

Figura 10. Abundancia y riqueza de predadores de semillas y abundancia de: *Solenopsis saevissima*, *Pogonomyrmex* sp. 367, Gryllidae sp. 962 y *Notiobia cupripennis* capturados con trampas pitfall en dos años de muestreo, en tres ambientes de un agroecosistema de la localidad de Zavalla.



Los valores representan media \pm error estándar de la media. Las barras coloreadas corresponden al año 2015 y las de trama rayada al año 2016.

El patrón es semejante al que sigue *Solenopsis saevissima*, que es la especie predadora de semilla que presenta mayor abundancia (Figura 10C), mientras que las morfoespecies *Pogonomyrmex* sp. 0367 y *Grillidae* sp. 0962 son significativamente más abundantes en la clausura en ambos años de muestreo (Figuras 10 D y E). *Notiobia cupripennis* se presentó en baja abundancia, sin detectarse diferencias entre tratamientos en ambos años de muestreo (Figura 10F).

La riqueza de predadores de semillas fue mayor en la clausura respecto a los otros dos ambientes (F=21,13 P<0,001), no se detectaron diferencias entre años, pero se detectaron interacciones entre tratamientos y años. La riqueza fue mayor en el año 2015 en la clausura y el borde, mientras en el rastrojo no difirió entre años (Figura 10B).

4.2- Comunidad de Roedores

Se obtuvieron 49 registros de captura que corresponden a seis especies, agrupados en tres diferentes familias de roedores (Cricetidae, Miridae y Caviidae). El 49% de los registros corresponde a *Cavia aperea* y el 33% a *Calomys musculinus*.

La abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad, no difirieron entre ambos de años de muestreo¹ y tampoco entre fechas de muestreos dentro de cada año². La abundancia de roedores fue mayor en el ambiente de clausura respecto al rastrojo de soja; el borde presentó una situación intermedia (Figura 11A). La abundancia de *C. aperea* siguió el mismo patrón (Figura 11E) y por el contrario la abundancia de *C. musculinus*, si bien fue más capturado en el área de rastrojos, no presentó diferencias entre ambientes (Figura 11F). La riqueza, diversidad y equitatividad no difirieron entre tipos de ambientes (Figura 11B, C y D).

Tabla 6. Abundancia y frecuencia relativa (%) y valor indicador de especies de la comunidad de roedores presentes durante el período otoñal para los dos años en tres ambientes de un agroecosistema de la localidad de Zavalla

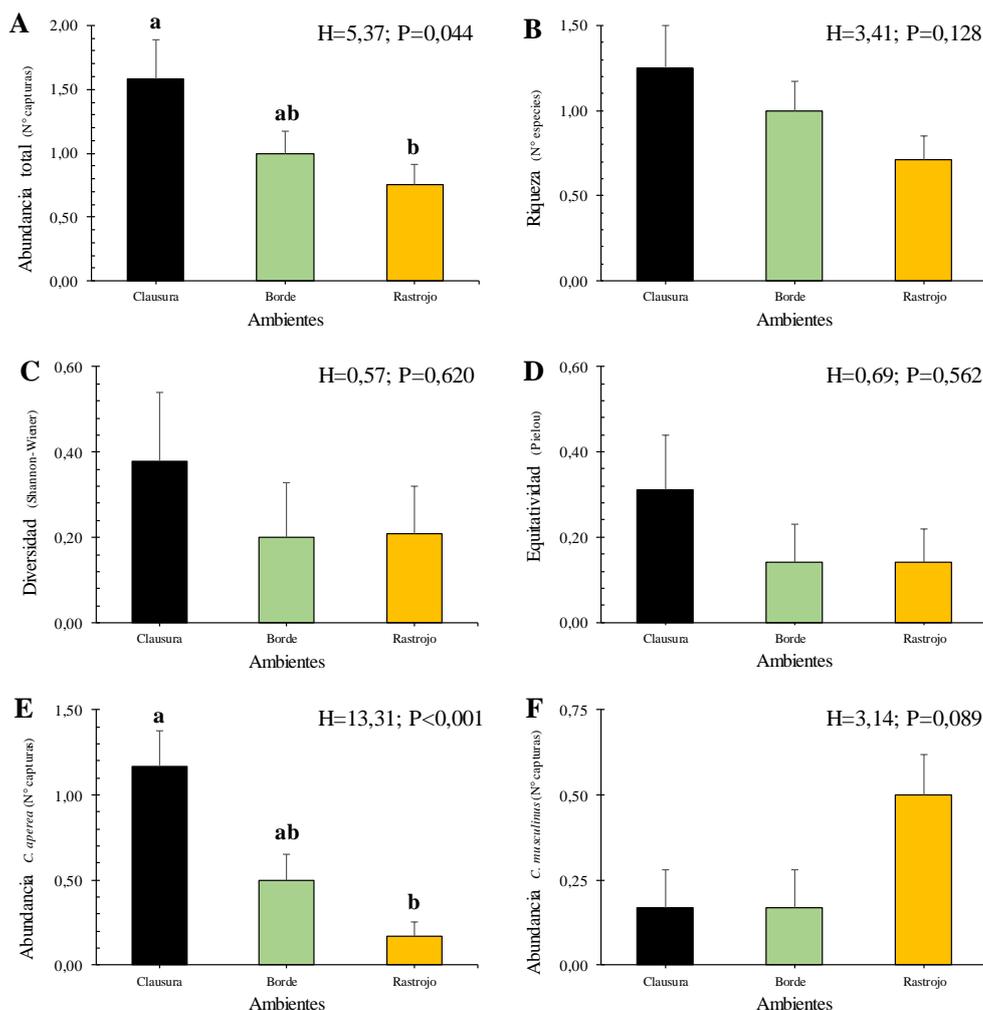
Especies	Abundancia Relativa			Frecuencia Relativa			Valor Indicador			Probabilidad
	Clausura	Borde	Rastrojo	Clausura	Borde	Rastrojo	Clausura	Borde	Rastrojo	
<i>Cavia aperea pamparum</i> Erleben, 1777	61	26	13	100	60	29	61	16	4	0,001
<i>Calomys musculinus</i> Thomas, 1913	16	16	68	20	20	79	3	3	54	0,002
<i>Calomys laucha</i> Waterhouse, 1837	0	100	0	0	30	0	0	30	0	0,046
<i>Akodon azarae</i> Fischer, 1829	100	0	0	20	0	0	20	0	0	0,156
<i>Mus musculus</i> Linneo, 1758	0	100	0	0	10	0	0	10	0	0,592
<i>Oligoryzomys flavescens</i> Bangs, 1900	41	0	59	10	0	14	4	0	8	0,758

¹ Estadísticas: H_{abu}=1,06; P=0,267 - H_{riq}=1,85; P=0,135 - H_{div}=0,33; P=0,459 - H_{equ}=0,37; P=0,433.

² Estadísticas: Año **2015**: H_{abu}=0,85; P=0,615 - H_{riq}=0,55; P=0,715 - H_{div}=0,10; P=0,898 - H_{equ}=0,362; P=0,113. Año **2016**: H_{abu}=3,62; P=0,113 - H_{riq}=3,62; P=0,112 - (H_{div}=1,93; P=0,238) (H_{equ}=1,94; P=0,239).

La composición específica de los ensambles de roedores no difiere entre los dos años del estudio ($T=0,173$; $P=0,419$; MRPP), tampoco entre las fechas de muestreo ($T=0,389$; $P=0,413$; MRPP); no obstante, se detectaron diferencias en la composición del ensamble de roedores capturados en el área de rastrojos de soja, respecto a la clausura y el borde que no difirieron entre sí ($T=-6,829$; $P<0,001$; MRPP). *C. aperea* es la especie que alcanza mayor valor indicador en la clausura. El área de rastrojos se caracterizó por las altas abundancia y frecuencias relativas de *C. musculus*. Si bien *C. laucha* presentó alta abundancia relativa en los bordes, su frecuencia es baja y no puede ser considerada una especie indicadora de alta fidelidad a los ambientes de borde (Tabla 5).

Figura 11. Abundancia total, diversidad, equitatividad y abundancia de *Cavia aperea* y *Calomys musculus* durante el período otoñal en los dos años, en tres ambientes de un agroecosistema de la localidad de Zavalla.

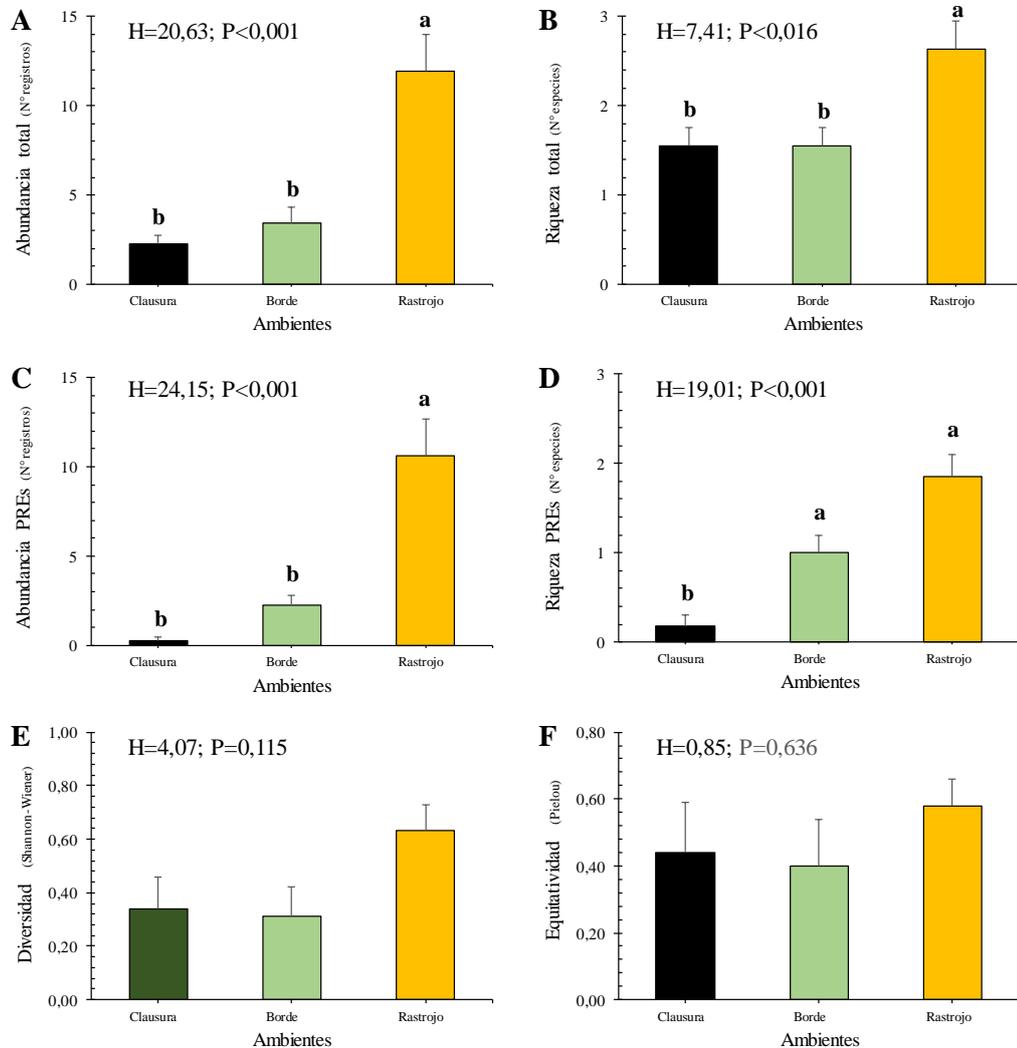


Los valores representan media \pm error estándar de la media; distintas letras minúsculas indican diferencias significativas según ANAVA no paramétrico (Prueba de Kruskal-Wallis).

4.3- Comunidad de Aves

Se obtuvieron 326 registros que corresponden a 13 especies, agrupadas en 10 familias de siete órdenes de aves. El 41% de los registros corresponde a *Passer domesticus* y el 33% a *Zenaida auriculata*. El 80% de la abundancia y el 46% de la riqueza corresponden a aves que consumen semillas entre sus principales fuentes de alimentación.

Figura 12. Abundancia total y riqueza total, Abundancia y Riqueza de predadores de semillas; diversidad y equitatividad de aves durante el período otoñal en los dos años, en tres ambientes de un agroecosistema de la localidad de Zavalla.



Los valores representan media \pm error estándar de la media; distintas letras minúsculas indican diferencias significativas según ANAVA no paramétrico (Prueba de Kruskal-Wallis)

La abundancia y la riqueza totales de aves son mayores en las parcelas de rastrojos, respecto a las de clausura y borde, que no difieren entre sí (Figura 12A y B). La abundancia de aves predatoras de semillas es mayor en las áreas de rastrojos y la riqueza es menor en la clausura (Figura 12C y D). La diversidad y la equitatividad no difieren entre ambientes (Figura 12E y F).

La composición específica de los ensambles de aves no difiere entre los dos años del estudio ($T=1,571$; $P=0,985$; MRPP), tampoco entre las fechas de muestreo ($T=1,541$; $P=0,968$; MRPP); no obstante, se detectaron diferencias en la composición del ensamble de aves observadas en los tres ambientes relevados ($T=-8,679$; $P<0,001$; MRPP). Dos especies insectívoras (*Synallaxis albescens* y *Troglodytes aedon*) y una rapaz predatora generalista (*Milvago chimango*) son las especies de mayor abundancia y frecuencia relativas en las parcelas de la clausura. Si bien la cotorra (*Myiopsitta monachus*) es significativamente más abundante en los bordes ($H=2,78$; $P=0,010$), donde tuvo alta abundancia relativa, su valor indicador es bajo debido a su baja frecuencia relativa en este ambiente. En las parcelas de rastrojos, los teros (*Vanellus chilensis*) y las palomas torcazas (*Zenaida auriculata*) fueron las especies de mayor fidelidad (Tabla 7).

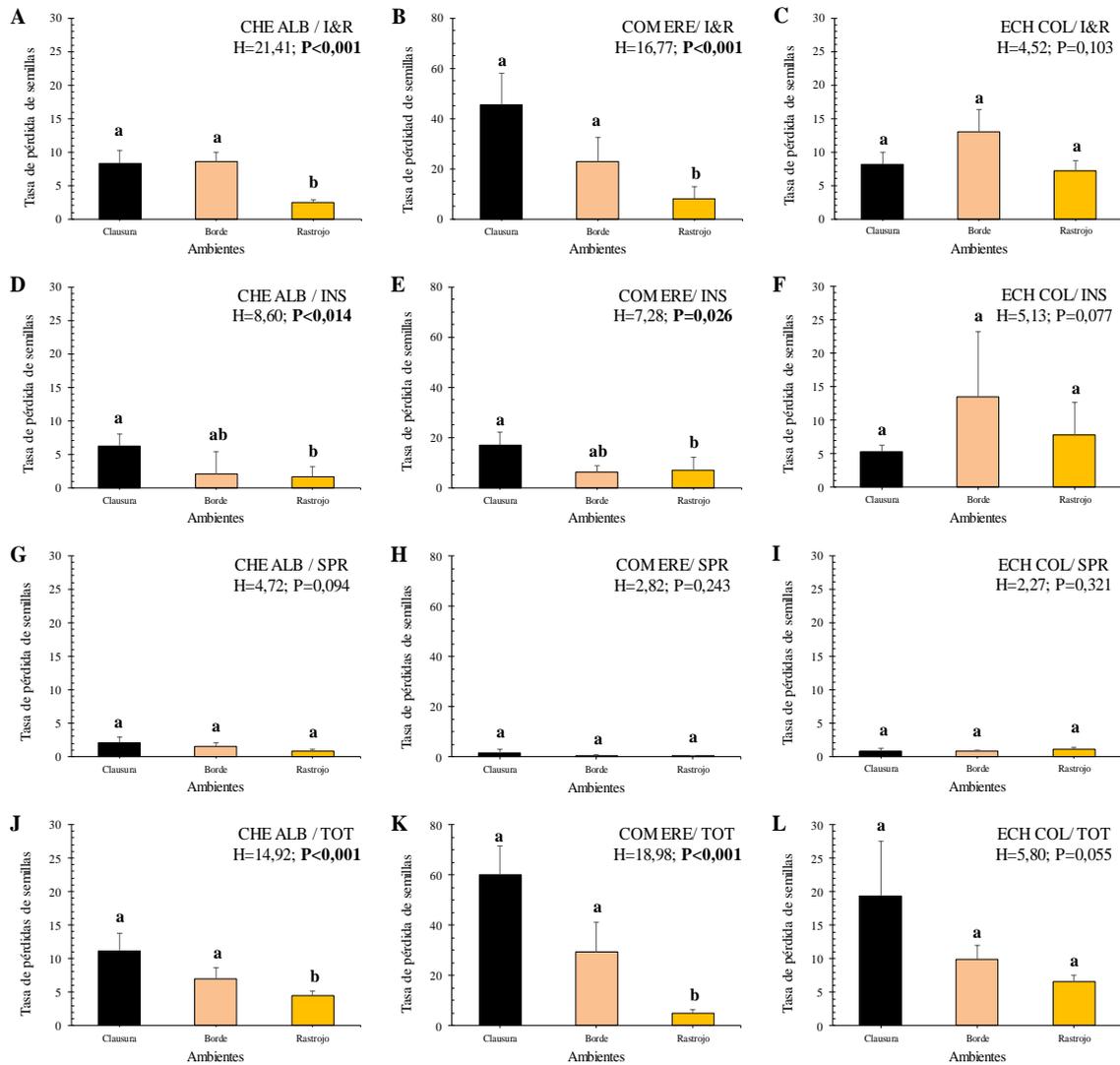
Tabla 7. Abundancia y frecuencia relativa (%) y valor indicador de especies de la comunidad de roedores presentes durante el período otoñal para los dos años en tres ambientes de un agroecosistema de la localidad de Zavalla

Especies	Abundancia Relativa			Frecuencia Relativa			Valor Indicador			Probabilidad
	Clausura	Borde	Rastrojo	Clausura	Borde	Rastrojo	Clausura	Borde	Rastrojo	
<i>Synallaxis albescens</i> Temminck, 1823	100	0	0	45	0	0	45	0	0	0,002
<i>Milvago chimango</i> Vieillot, 1816	100	0	0	36	0	0	36	0	0	0,007
<i>Troglodytes aedon</i> Vieillot, 1809	64	36	0	55	36	0	35	13	0	0,016
<i>Myiopsitta monachus</i> Boddaert, 1783	0	89	11	0	36	5	0	32	1	0,011
<i>Zenaida auriculata</i> Des Murs, 1847	0	0	100	0	0	45	0	0	45	0,003
<i>Vanellus chilensis</i> Molina, 1782	0	0	100	0	0	36	0	0	36	0,010
<i>Columba maculosa</i> Temminck, 1813	0	0	100	0	0	32	0	0	32	0,016
<i>Furnarius rufus</i> Gmelin, 1788	0	0	100	0	0	27	0	0	27	0,045
<i>Passer domesticus</i> Linnaeus, 1758	0	21	79	0	27	36	0	6	29	0,070
<i>Zonotrichia capensis</i> Muller, 1776	24	9	67	18	9	41	4	1	27	0,076
<i>Guira guira</i> Gmelin, 1788	0	100	0	0	18	0	0	18	0	0,108
<i>Columba picazuro</i> Temminck, 1824	0	0	100	0	0	14	0	0	14	0,266
<i>Syrigma sibilatrix</i> Temminck, 1824	0	0	100	0	0	14	0	0	14	0,361
<i>Columbina picui</i> Temminck, 1813	0	100	0	0	9	0	0	9	0	0,488
<i>Sicalis luteola</i> Sparman, 1789	0	39	61	0	18	14	0	7	8	0,688

4.4- Predación de semillas de malezas

En este estudio la tasa promedio de predación diaria de semillas fue del 6,98 % encontrándose tasas máximas de hasta 48,21% en los dos años en estudio; estos valores demuestran que la predación pos-dispersiva de semillas de malezas es muy variable.

Figura 13. Tasas de pérdida diaria (%) de tres especies de semillas de malezas, en tres ambientes de un agroecosistema de la localidad de Zavalla, durante el año 2015.

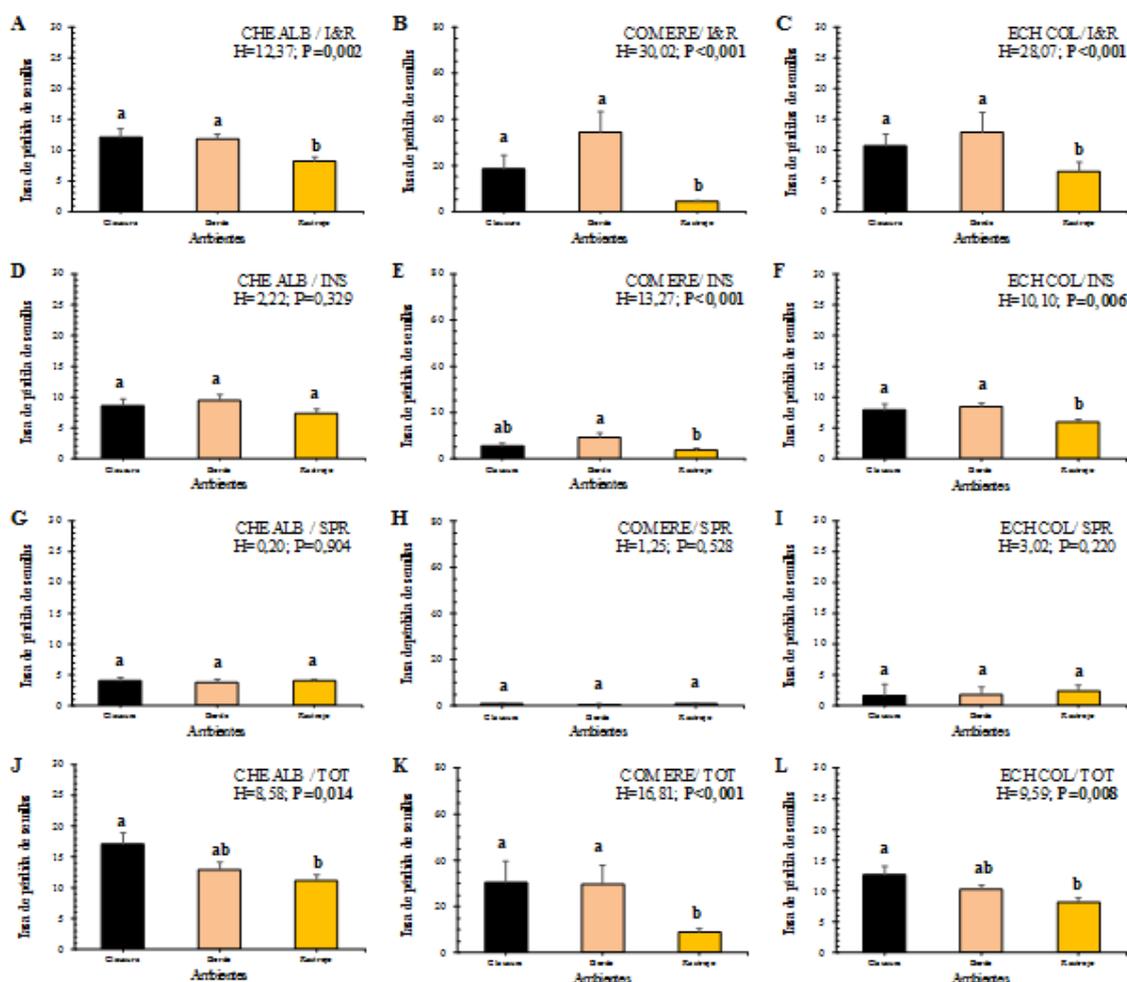


Los valores representan media \pm error estándar de la media. CHE ALB= *Chenopodium album*, COMERE= *Commelina erecta* y ECH COL= *Echinochloa colona*. Tratamientos: I&R= predación por insectos y roedores, INS= predación por insectos, SPR= sin predadores y TOT= predación total.

En el año 2015 la tasa de pérdida de semillas de *C. album*, tanto en el tratamiento total (H=14,92; P<0,001) como en el de insectos y roedores (H=21,41; P<0,001) es

significativamente mayor en las áreas de clausura y de borde respecto al rastrojo (Figura 13J y A). En el caso de la predación exclusivamente por insectos la tasa de pérdida de semillas fue mayor sólo en la clausura (H=8,60; P<0,014) (Figura 13D). En el año 2016 se detectó el mismo patrón de predación total y de insectos y roedores (Figura 14J y A) y no se detectaron diferencias significativas en la tasa de predación por insectos en los tres ambientes relevados (Figura 14 D).

Figura 14. Tasas de pérdida diaria (%) de tres especies de semillas de malezas, en tres ambientes de un agroecosistema de la localidad de Zavalla, durante el año 2016.



Los valores representan media \pm error estándar de la media. CHE ALB= *Chenopodium album*, COM ERE= *Commelina erecta* y ECH COL= *Echinochloa colona*. Tratamientos: I&R= predación por insectos y roedores, INS= predación por insectos, SPR= sin predadores y TOT= predación total.

En el caso de *C. erecta* en ambos años de muestreo se repitió un patrón de predación semejante. La tasa de predación total (H=18,98; P<0,001) y de insectos y

roedores ($H=16,77$; $P<0,001$) fue mayor en las áreas de clausura y borde (Figura 13K y B; Figura 14K y B) y la predación por insectos fue sólo mayor en el área de clausura en 2015 ($H=7,28$; $P=0,026$) (Figura 13E) y en el área de borde en 2016 no difirió de la clausura (Figura 14E).

En el año 2015 las tasas de pérdidas de semillas de *E. colona*, tanto total y de insectos y roedores como exclusivamente de insectos no difirió entre tratamientos (Figura 13 L, C y F). En el año 2016 este patrón fue diferente, mientras que la tasa de predación Total ($H=9,49$; $P=0,008$) fue mayor en la clausura respecto al rastrojo, el borde no difirió de ambos tratamientos (Figura 14L); las tasas de pérdidas de semillas de insectos y roedores ($H=28,07$; $P<0,001$) y de insectos ($H=10,10$; $P=0,006$), son significativamente mayores en clausura y borde respecto al rastrojo (Figura 14C y F).

En todos los casos no se detectaron diferencias en las tasas de pérdidas de semillas entre ambientes en el tratamiento de exclusión de predadores (Figura 13G, H e I; Figura 14G, H e I).

La mayor tasa de predación total en 2015 se registró para *E. colona*, mientras que en 2016 se observó en *C. album* (Figura 13 L y 14 J).

5- DISCUSIÓN

5.1- Comunidades de Insectos

Entre las técnicas más utilizadas para muestrear poblaciones de artrópodos terrestres de la superficie del suelo, están las “trampas de caída” o “pitfall”, debido a su efectividad y simplicidad. Si bien este es el método más usado, es importante aclarar que sus capturas son más bien indicadores de la actividad superficial del suelo, que de los niveles poblacionales de las distintas especies (Montero, 2008). Todos los ejemplares recolectados se identificaron al nivel de familia y cuando fue posible se determinaron al nivel de especies. El resto del material se identificó como “morfoespecies” diferentes a las anteriores. La determinación a nivel de especie demanda de mucho tiempo y en algunos casos resulta prácticamente imposible, por la falta de profesionales dedicados a su determinación taxonómica (Montero, 2008; Vitali, 2017).

Las diferencias de la composición específica entre años pueden ser atribuibles a las distintas condiciones ambientales que ocurrieron en los períodos otoñales de ambos años de muestreo. Cuando los suelos se anegan se produce una alta mortalidad de animales hipogeos y epigeos de la superficie del suelo; las lombrices y las larvas de muchas especies de gusanos blancos (Scarabaeidae) y gusanos alambre (Elateridae) se movilizan escapando al anegamiento y en consecuencia puede aumentar su capturabilidad en trampas pitfall. Por otro lado, otras especies escapan a la inundación refugiándose en el follaje de matas de gramíneas y otras plantas y tanto al buscar refugio como al recolonizar el terreno cuando disminuye el encharcamiento, se movilizan por la superficie del suelo y también puede aumentar su frecuencia de caída en trampas pitfall. Las especies de mayor valor indicador encontradas en el año 2016, son semejantes a las detectadas en otros relevamientos realizados en esta misma área de estudio (Montero, 2008; Lietti *et al.*, 2008; Cánepa *et al.*, 2015 y Vitali, 2017) y son muy sensibles al encharcamiento, por lo cual fueron menos frecuentes en el año 2015.

Si bien la especie detritívora dominante en ambos años de muestreo es *P. meridionalis*, el número total de individuos capturados fue mucho menor en el año 2015. Esto posiblemente se deba a la alta mortalidad que puede producir el anegamiento del terreno en animales pesados y de muy baja movilidad y que se desplazan por la superficie del suelo como los Diplopoda. Montero (2008) sostiene que en regímenes

normales de lluvias, durante el periodo otoño-invernal esta especie no solo es abundante, sino que tiene un valor indicador muy alto (71%) en las áreas de cultivo. La diferencia en el número de individuos capturados de esta especie en cada año, se debe posiblemente al factor anegamiento y determina las diferencias en la abundancia del grupo trófico detritívoros entre años de muestreo.

Los predadores dominantes en el año 2015 fueron dos especies de larvas de “bichos de luz” (Lampyridae) (*Photinus fuscus* y *Photuris* sp. 0076) que son especies que han sido capturadas con baja frecuencia en el área de estudio, en otoños con regímenes de lluvias normales (Montero, 2008). Estos insectos disminuyen su actividad locomotora durante el período otoño-invernal y frecuentemente se refugian debajo de troncos, en grietas del suelo o en la base de los macollos de gramíneas cespitosas. El anegamiento del suelo ocurrido durante el muestreo otoñal del año 2015 pudo haberlos movilizado del suelo, al igual que ocurrió con las lombrices de tierra, aumentando su capturabilidad en trampas pitfall, cuando estos artrópodos se desplazaron por la superficie del suelo como habitualmente lo hacen en el período primavero-estival. En el año 2016, la abundancia de Lampyridae fue sensiblemente menor y semejante a la detectada en otros estudios regionales (Montero, 2008). También se detectaron tres especies de carábidos de la tribu Pterostichini, que son especies frecuentes y muy activas durante el período otoño-invernal en el área de estudio (Montero, 2008). Estas especies fueron menos abundantes el año 2015 y posiblemente esto se deba a su habilidad para desplazarse rápidamente por el follaje y a su capacidad de vuelo, que les permitiría escapar al anegamiento sin desplazarse por la superficie del suelo.

En cuanto a los insectos herbívoros, en este estudio no encontraron diferencias en la abundancia y la riqueza entre años y ni entre ambientes. Los estudios realizados por Fernandez *et al.* (2013) sobre insectos en cultivos de Brassicaceae, en distintos ambientes de la localidad de Zavalla, indican que la abundancia, riqueza y diversidad de insectos herbívoros es significativamente mayor en los cultivos extensivos respecto a las huertas agroecológicas y esto es atribuido a la mayor concentración del recurso alimenticio en la situación de cultivo extensivo. En otros estudios locales realizados sobre barbechos de soja con diferentes situaciones de manejo de la vegetación acompañante se verificó que cuanto mayor es la diversidad vegetal del sitio, mayor es la abundancia y riqueza de herbívoros capturados en trampas pitfall (Montero *et al.*, 2010; Cánepa *et al.*, 2013). En este trabajo, en todos los ambientes relevados durante el

período otoñal es escaso el recurso alimenticio para herbívoros, debido a que gran parte de la cobertura es materia seca (broza o rastrojo) y la vegetación otoño invernal recién comienza a emerger, lo cual la falta de una cobertura verde podría ser la causa de la baja abundancia y riqueza de herbívoro en este período.

El estrecho espacio de borde donde se disponen los postes del alambrado, que limita a los distintos lotes y en este experimento separa el área de clausura del campo con rastrojos, posee un micro relieve elevado debido a la acumulación de tierra, producto de antiguas prácticas de remoción del suelo usando arado de reja y vertedera. Cuando se produce un anegamiento parcial del terreno estas micro elevaciones permiten la conformación de un área de refugio para diversas especies de artrópodos, que se movilizan hacia estos sitios escapando de la inundación y por esta causa aumenta su capturabilidad en trampas pitfall.

Como se ha expresado, la inundación o el anegamiento y encharcamiento del terreno después de intensas lluvias constituyen fenómenos catastróficos para las poblaciones de artrópodos edáficos; muchas de las especies hipogeas estrictas suelen perecer ahogadas (*eg.* larvas de Diptera) y aquellas especies que se entierran durante algún momento del día pero desarrollan actividades superficiales en otros momentos pueden ser capaces de sobrevivir en función de sus mecanismos de dispersión. Si son lentas y pesadas (*eg.* larvas de Coleoptera, Diplopoda, Oligochaeta) tienen mayor posibilidad de quedar atrapadas en los charcos cuando avanza el anegamiento y por el contrario, si son más rápidas y livianas (*eg.* adultos de Carabidae, Lycosidae y otras arañas) pueden escapar al avance del agua seleccionando microhabitats favorables. En este último caso, la mayor movilidad superficial se reflejará en mayores tasas de captura en trampas pitfall. Las especies capaces de volar o de trepar sobre la vegetación (*eg.* algunos Pterostichini pequeños, Araneidae, Gnaphosidae) pueden sobrevivir abandonando el hábitat o refugiándose en sitios favorables y limitando sus desplazamientos por la superficie del suelo, con una consiguiente menor capturabilidad en trampas pitfall.

La mayor riqueza de artrópodos en la clausura puede explicarse por la mayor heterogeneidad que posee este ambiente, tanto en la arquitectura de la vegetación como en los microclimas que esa misma vegetación y la materia vegetal seca que produce generan. Esta heterogeneidad microambiental produce una mayor disponibilidad de hábitats y brinda áreas de refugio para diversas especies animales (Montero, 2008), que

se movilizan en el paisaje agrícola hacia otros ambientes circundantes, cuando las condiciones ambientales se tornan desfavorables. Coincidiendo con el razonamiento anterior, la mayor diversidad presentada en la zona de clausura durante el año 2015 se presume que se debería a estos mismos factores antes mencionados. En el año de régimen hídrico normal durante el período otoñal, se observa la presencia de especies dominantes que colonizan los diferentes ambientes explotando los recursos disponibles y producen un efecto de disminución de la diversidad y la equitatividad de sus comunidades.

La abundancia y la riqueza de especies de predadores de semillas fue mayor en la clausura y este efecto fue más marcado en el año 2015; se presume que esto puede deberse a que en esta zona es mayor la disponibilidad de semillas de diferentes especies vegetales de crecimiento espontáneo. Algunos estudios han demostrado que entre los principales predadores granívoros se encuentran las hormigas de los géneros *Solenopsis* (Motzke *et al.*, 2013), *Pogonomyrmes* (Pirk *et al.*, 2004) y los *Grillidae* (O'Rourke *et al.*, 2006). En un estudio (Pirk *et al.*, 2004) se evaluaron tres generos de *Pogonomyrmex* en el monte central, estableciendo que sus dietas consistían principalmente en semillas particularmente de gramíneas (más del 75% de las semillas).

La especie *Solenopsis saevissima* se caracterizó por su mayor abundancia en la clausura en el año 2015 y en los rastrojos en el año 2016. Esta especie moviliza sus colonias frente a la inundación y aún constituyen “bolos de hormigas” que flotan y les permiten desplazarse hacia terrenos más altos cuando se anegan sus colonias, es posible que al inundarse el terreno en el otoño de 2015 se hayan refugiado y concentrado en el área de clausura, mientras que cuando las condiciones hídricas son normales explotan con preferencia los terrenos con menor vegetación y menor contenido de materia seca en superficie (Bulacio, 2009).

5.2- Comunidades de Roedores

La influencia antrópica, producto de la extensión de la actividad agropecuaria, no sólo ha modificado profundamente el paisaje de la Región Pampeana, sino que también han producido importantes cambios en la vegetación. Estos cambios han sido bastante perjudiciales para muchas especies de vertebrados terrestres, especialmente depredadores de tamaño mediano como: el gato montés (*Leopardus geoffroyi*), el zorro gris (*Lycalopex gymnocercus*), el zorrino (*Conepatus chinga*), el hurón menor (*Galictis*

cuja), la comadreja overa (*Didelphis albiventris*) y la comadreja colorada (*Lutreolina crassicaudata*) (Guidobono, 2013). Por el contrario, los roedores fueron los beneficiarios de diversas alteraciones del ambiente, puesto que al descender la densidad de sus predadores e incrementar las fuentes de alimento, resultó ser el grupo que mejor se adaptó a las perturbaciones ambientales. Sin embargo, no todas las especies de roedores tendrían esta capacidad de adaptación a los disturbios ambientales (Burel *et al.*, 1998).

La composición específica de la comunidad de pequeños roedores que habita en el área donde se realizó este experimento está conformada por seis especies: *Akodon azarae*, *Calomys laucha*, *Calomys musculus*, *Oligoryzomys flavescens*, *Mus musculus* y *Cavia aperea*. La composición específica de estos ensamblajes son similares a los detectados por otros investigadores en agroecosistemas pampeanos (Pardiñas *et al.*, 2004). En estudios realizados hace 22 años, por el Instituto Nacional de Enfermedades Virales Humanas "Dr. Julio I. Maiztegui" (INEV) y la FCA-UNR, en la misma área en que se realizó este experimento, se capturaron las mismas especies de roedores (Pire *com. pers.*). En consecuencia, en este hábitat continúan presentes las mismas especies que antaño, pese a los importantes cambios en el modelo productivo agrícola ocurrido en los últimos años.

Si bien la composición específica se mantiene en el tiempo en el área relevada, la abundancia relativa de las especies se ha modificado. En el relevamiento realizado por el INEV (Instituto Nacional de Enfermedades Virales Humanas), la especie más abundante fue *A. azarae* (44%), mientras que en el actual estudio, las especies predominantes fueron *C. aperea pamparum* (49%) y *C. musculus* (33%), estableciéndose una notable disminución en la abundancia de *A. azarae*. No obstante, en diversos estudios se han detectado que *A. azarae* fue la especie más abundante en los agroecosistemas pampeanos (Bilenca *et al.*, 1992; Bilenca y Kravetz, 1995, 1998).

Los resultados de la abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad de roedores no se vieron afectados entre ambos años de muestreo, pese a que existieron condiciones climáticas diferentes tales como el anegamiento temporal del suelo en el año 2015. Sin embargo, los hallazgos de este estudio no apoyan las conclusiones de Guidobono (2013), donde la abundancia de roedores presentó variaciones entre años debido tanto al efecto de variables climáticas, como a las variaciones en el uso de la tierra de los campos agrícolas. Por otro lado, las fechas de muestreos dentro de la estación otoñal, tampoco mostraron una variación de la abundancia y riqueza dentro de

cada año. Estos resultados son consistentes con Busch *et al.* (2001) el cual señala que la abundancia y actividad de los roedores no se ven afectados dentro del periodo otoñal.

La información bibliográfica existente señala que *A. azarae* es un pequeño roedor mívrido de amplia distribución geográfica y que utiliza hábitats variados, tanto pastizales, pajonales y palmares, como campos de cultivos, banquinas, terraplenes ferroviarios y bordes de caminos y arroyos (Cittadino, 1995). En este estudio se ha detectado a esta especie con baja abundancia y solamente en el área de clausura, durante el año 2016. De Villafañe (1994) señala que esta especie es característica de campos abandonados o con inactividad agrícola, lo cual coincide con el ambiente evaluado, aunque sus capturas alcanzaron mayores niveles de abundancia que las obtenidas en este estudio. Otro aspecto para resaltar es que *A. azarae* se le atribuye ser un roedor de alta territorialidad en relación a los demás cricétidos de la región, desplazando a otras especies a micro hábitats con menor cobertura vegetal y exponiéndolos a la predación de aves rapaces, mientras que su presencia en los campos de cultivo es sólo ocasional (Belloq, 1987; Bilenca *et al.*, 1992; Bilenca y Kravetz, 1995, 1998).

Por otro lado, el género *Calomys* está constituido por pequeños roedores de amplia distribución, que suelen encontrarse preferentemente en hábitats sometidos a perturbaciones periódicas, como las que ocurren en los campos cultivados (Pardiñas *et al.*, 2004). *C. laucha* es una especie poco abundante, que sólo fue capturada en las áreas de borde, en oposición a otros estudios en los que este roedor es abundante en los campos de cultivo (Mills *et al.*, 1991, Ellis *et al.*, 1998). Por el contrario, *C. musculus* fue capturado en todos los ambientes relevados y se presenta como una especie de alta fidelidad a las áreas de rastrojo. Si bien esta especie es reconocida por su dieta granívora (Dellafiore y Polop, 1994) y su bioecología ha sido convenientemente estudiada (Mills *et al.*, 1991; Busch *et al.*, 2000 y Campos *et al.*, 2001), este roedor es el principal transmisor de la Fiebre Hemorrágica Argentina que es una enfermedad emergente, endémica de la región Pampeana (Enria, 2010).

En este estudio se capturó un ejemplar de *M. musculus* en el área de bordes, lo cual es bastante atípico en los ambientes relevados y posiblemente su presencia esté relacionada con la proximidad de ambientes recientemente urbanizados en la localidad de Zavalla. Esta es una especie que presenta mayor abundancia en paisajes periurbanos, granjas avícolas y ambientes peri-domiciliarios y es muy rara su presencia en las áreas de cultivo y sus alrededores (Castellarini *et al.*, 2003 y Fraschina *et al.*, 2017). No obstante, León *et al.*, (2013) menciona que la presencia de esta especie se da con

frecuencia en los alrededores de los campos de cultivo y no dentro de los mismos, lo cual coincide con lo detectado en el borde. Por otro lado, en ambientes agrícolas pampeanos la exclusión competitiva de especies nativas como el *A. azarae* podrían limitar el establecimiento y abundancia de *M. musculus* en este tipo de hábitats (Busch *et al.*, 2005).

Oligoryzomys flavescens es una especie poco abundante en el área de estudio, no obstante fue considerada como una especie común de los agroecosistemas pampeanos; diversos estudios la sitúan como un roedor que con frecuencia es dominante en los humedales del Delta del río Paraná (Pardiñas *et al.*, 2010 y Massa *et al.*, 2014). Esta especie ha sido relacionada con hábitats poco perturbados y de alta cobertura vegetal (Cittadino *et al.*, 1997; Simone, 2010; Fraschina *et al.*, 2017), como el que brinda el área de clausura estudiada. Por otro lado, se asume que la captura de algunos individuos en la zona de rastrojos puede deberse a sus desplazamientos para obtener alimento y debido a su mayor movilidad en esta área, aumenta su capturabilidad. A su vez, esta especie pudo ser desplazada de la clausura por *A. azarae*, que tiene la característica de tener una alta territorialidad y ha sido detectada desplazando a *O. flavescens* a micro hábitats con menor cobertura vegetal, como los rastrojos de campos de cultivo, donde su presencia es sólo ocasional (Cueto *et al.*, 1995).

Varias especies de roedores pueden prestar servicios ecosistémicos como la regulación de algunas malezas a través de la predación de sus semillas, no obstante también pueden ser altamente perjudiciales para las actividades culturales humanas, debido a que pueden ocasionar daños directos sobre los cultivos, sobre los granos almacenados y también pueden ser capaces de transmitir diversas enfermedades que afectan a las personas (Briggiler *et al.*, 2015; Singleton, 2003).

5.3- Comunidad de Aves

Los resultados indican que la composición específica de la comunidad de aves detectadas en este estudio, corresponde a especies comunes que son frecuentemente registradas en diversos hábitats de la región pampeana. Estos resultados son consistentes con los de otros estudios regionales, donde se detectaron las mismas especies en agroecosistemas semejantes (Leveau y Leveau, 2002 y 2004; Zaccagnini *et al.*, 2011). Por otro lado, la mayor abundancia y riqueza de aves ocurrió en el área de rastrojos, respecto a las áreas de borde y clausura.

La abundancia y riqueza de aves en un determinado ambiente se puede relacionar con diversos factores. En principio, se ha propuesto que la disponibilidad de recursos alimenticios del ecosistema es uno de los factores más importantes en la estructuración de las comunidades de aves que lo habitan (McArthur y Levins, 1964; Cody, 1968; Fretwell, 1972). Así mismo, la composición de las comunidades de aves puede ser modificada tanto por diferentes restricciones en su alimentación, como por la disponibilidad de los recursos que utilizan para sus diversas actividades. En consecuencia el comportamiento de las especies que integran la comunidad, puede verse afectado de diferente manera ante cambios, tanto de la abundancia de alimento como de la estructura del hábitat (Dänhardt *et al.*, 2010 y Zarco, 2016). En este estudio, se detectaron los mayores niveles de abundancia y riqueza de aves en las áreas de rastrojo de soja, muy por encima de lo esperado. La mayor abundancia corresponde a las especies *P. domesticus*, *Z. auriculata* y *S. luteola*, que constituyen bandadas otoñales de numerosos individuos y que explotan los rastrojos y pastizales pampeanos alimentándose de semillas de diversas especies, tanto dispersas en la superficie del suelo como insertas en las infrutescencias de gramíneas y otras especies vegetales (Vigil, 1973; Codesido, 2010). La proximidad de lotes con rastrojo de maíz también aumentó la oferta de alimento, con la consiguiente atracción de aves, sobre todo las palomas. La cercanía de una extensa arboleda como la que conforma el Parque Villarino y de un área con vegetación espontánea herbácea y arbustiva como la de la clausura, proporcionan una mayor complejidad estructural al paisaje y brindan condiciones para el refugio de aves menos abundantes con diferentes regímenes alimenticios (Flores Peredoy Galindo-González, 2004), por lo que es posible que aumente el tránsito ocasional de estas especies también en las áreas de rastrojos.

Una especie con la mayor abundancia y fidelidad presente en el área de rastrojos de soja es la paloma torcaza (*Zenaida auriculata*), que se alimenta de diversos materiales de origen vegetal, principalmente semillas obtenidas de las estructuras reproductivas de las plantas o bien semillas ya dispersadas, presentes en la superficie del suelo (Codesido, 2010; Vigil, 1973). Bucher y Nores (1973) analizaron los contenidos estomacales y detectaron el predominio de semillas de especies cultivadas (sorgo, mijo, maíz, girasol y trigo) sobre las especies silvestres (*Chenopodium* sp., *Amaranthus* sp., *Argemone subfusiformis*, *Setaria pampeana* y *Echinochloa colona*). Se presume que la presencia con altos niveles de abundancia de esta especie en el área de rastrojos de soja, se asocia a la existencia de rastrojos de maíz en la proximidad del lote; luego de la

cosecha del maíz queda una importante cantidad de granos, enteros y partidos, en la superficie del suelo que son explotados por palomas y roedores. Esta especie de paloma fue declarada plaga nacional, debido a que ocasiona daños en cultivos de trigo, consumiendo las semillas menos enterradas durante las labores de siembra y también consume semillas de cardos, maíz y alfalfa (Vigil, 1973).

El tero (*Vanellus chilensis*) es una de las especies de alta abundancia relativa en el área de rastrojos; diversos estudios indican que estas aves habitan con preferencia en las áreas abiertas de pastizales, humedales, campos arados y lotes con rastrojos de cultivos agrícolas (Johnson, 1965; Vigil, 1973; Leveau y Leveau, 2004 y Ares, 2007). Tradicionalmente son reconocidas como aves que se alimentan de lombrices de tierra y varias especies de insectos, tanto al estado adulto como juvenil (Housse 1945; Johnson 1965). En estudios más recientes realizados en el noreste de Chile, a través de la evaluación del contenido estomacal, se determinó que la dieta invernal de los teros consistía principalmente en larvas de isocas cortadoras del género *Agrotis* (Noctuidae), larvas de gusanos alambre (Elateridae) y cascarudos adultos de las familias Carabidae y Curculionidae (Gantz *et al.*, 2009). El área de rastrojos estudiada brinda condiciones de hábitat favorable y de abundante alimentación para los teros, que contribuyen con la disminución de especies animales que pueden resultar plaga en cultivos agrícolas de futura implantación, pero debido a que son predadores generalistas también podrían incluir en su alimentación a insectos que se alimentan de semillas de malezas durante el barbecho invernal, tales como los Carabidae, Scarabaeidae, Elateridae y Gryllidae.

El gorrión (*P. domesticus*) es una especie exótica, originario de Eurasia y el norte de África, que se ha diversificado y adaptado sin mayores dificultades, en todos los ambientes y especialmente en las áreas urbanizadas de todo el planeta (Canevari *et al.*, 1991). Leveau *et al.*, (2015) plantea que esta especie tiende a ser más frecuente en áreas urbanizadas, con una marcada tendencia a decrecer a medida que se pasa a un ambiente rural, coincidiendo también con lo expresado por Perepelizin y Faggi (2009) quienes manifiestan que los gorriones se encuentran estrechamente relacionadas al ser humano y son indicadores de altos niveles de presión urbana. Molinaro (2016) en un sitio con diferentes niveles de disturbio antrópico, muy cercano a la zona de estudio, no detectó adultos ni nidos de gorriones y atribuyó su ausencia a la posible predación de aves rapaces, principalmente chimangos (*Milvago chimango*) muy abundantes y con una población establecida en el mencionado parque. Durante el período primavero-estival sus bandadas son laxas y una vez terminado el período de cría, durante el período

otoño-invernal, se agrupan en bandadas densas (Arnaiz-Villena *et al.*, 2009) a veces en compañía de tordos (*Molothrus bonariensis*) y chingolos (*Zonotrichia capensis*) y exploran áreas periurbanas y áreas agrícolas abiertas de agroecosistemas regionales. Su alimentación primordial consiste en semillas, aunque por su carácter de comensal aprovecha los desperdicios producidos por el ser humano y en algunas zonas urbanas se alimenta casi exclusivamente de ellos.

Otra especie con una considerable abundancia relativa pero con un valor indicador bajo, debido a que también es frecuente en el área de clausura, es el chingolo (*Zonotrichia capensis*). Esta especie es granívora, como todos los Emberizidae y fue observada consumiendo semillas de *Chenopodium album*, *Chloris virgata*, *Eleusine tristachya*, *Hyptis mutabilis*, *Sida spinosa* y *Schkuria pinnata* (De la Peña y Pensiero, 2003). De la Peña (2002) también los observó consumiendo *Panicum prionitis* y *Amaranthus quitensis*. Zotta (1936 a y b) detectó, a través de análisis del contenido estomacal, que la dieta estaba conformada por 30% de semillas, 50% de insectos y el resto de materia de origen mineral. Klimaitis (1993) encontró insectos, semillas, fibras vegetales y piedritas en sus contenidos estomacales. Esta especie también tiene un comportamiento generalista en cuanto a la gran diversidad de especies de semillas predadas, que pueden ser recolectadas de la superficie del suelo o cuando aún permanecen sobre la planta, constituyendo un factor de predación relevante para semillas de tamaño pequeño presentes en el área de estudio.

El misto (*Sicalis luteola*) fue detectado en mayor abundancia en el área de rastrojos; es una especie granívora generalista, de hábitos terrícolas, que conforma grandes bandadas que durante el período otoño-invernal visitan cultivos de trigo, alpiste, avena y otros cereales y se alimentan de los granos maduros de las espigas o panojas (Codesido, 2010). En el período de cría, al igual que otros Emberizidae, la dieta se transforma principalmente en insectívora (Vigil, 1973). De la Peña (2002) los detectó consumiendo semillas de malezas como *Cynodon dactylon*, *Sorghum halepense*, *Setaria fiebrigii* y *Paspalum urvillei*.

Entre las aves presentes en la zona de clausura se observó al chimango (*Milvago chimango*), que es el ave rapaz más abundante y común del centro y sur de la Argentina, distribuyéndose también en varios países vecinos (Bellocq *et al.*, 2008; Josens *et al.*, 2013; Figueroa, 2015). Posee una gran flexibilidad adaptativa, que le ha permitido ocupar ambientes con ciertas modificaciones antrópicas, como pueden ser las zonas cultivadas o con cierto grado de urbanización (Solaro, 2015). Es una especie depredadora

generalista, que posee una conducta de caza oportunista. Sus presas están representadas, principalmente por invertebrados (Coleoptera y Orthoptera) y sólo secundariamente se alimentan de carroña y desperdicios de origen humano (Yáñez y Nuñez, 1980; Nuñez y Yáñez, 1981; Yáñez *et al.*, 1982; Nuñez *et al.*, 1982; Cabezas y Schlatter 1987; Figueroa, 2015). Un estudio llevado a cabo por Biondi *et al.* (2005) sobre los hábitos tróficos del chimango durante el periodo reproductivo, permitió establecer la existencia de una amplia diversidad de presas que forman parte de su dieta, compuesta principalmente por insectos y en menor proporción por arácnidos, crustáceos y vertebrados. Los chimangos recorren la clausura en vuelos a muy baja altura, al principio del otoño de cada año, posiblemente en busca de hembras de grandes tucuras (*eg. Zoniopoda tarsata* y *Aleuas uruguayensis*), que desovan en el suelo debajo de densos parches de chilca (*Baccharis salicifolia*) presentes en las proximidades del área de muestreo (Montero, 2008). Otras dos especies de alta fidelidad en la clausura son la tacuarita (*Troglodytes aedon*) y el pijuí cola parda (*Synallaxis albescens*); ambas son insectívoras y se caracterizan porque buscan alimento entre la vegetación baja y densa, como la que está presente en este ambiente. Las tacuaritas son habitantes ocasionales de la clausura y exploran la vegetación y la superficie del suelo en busca de pequeños insectos y arañas (Álvarez *et al.*, 1994; Guinan y Sealy, 1987), por el contrario los pijuís son habitantes permanentes, construyen sus nidos en los arbustos más altos del chilcal, exploran el arbustal en busca de presas de mayor tamaño y rara vez se desplazan por el suelo.

Posados sobre el alambrado del borde se detectaron grupos poco numerosos de cotorras (*Myiopsitta monachus*), que es una especie declarada plaga nacional, debido a que ocasiona importantes daños en cultivos de girasol, sorgo y maíz (Canavelli *et al.*, 2012). Durante el otoño e invierno, los granos de cardos y otras malezas constituyen su principal fuente de alimento; en el caso de los cardos corta los capítulos, los rompe en el suelo y consume las semillas que se desprenden (Vigil, 1973). De la Peña y Pensiero (2003) la detectaron ingiriendo 13 especies vegetales, entre las que se incluyen semillas de las Asteraceae (*Baccharis salicifolia* y *Senecio grisebachii*), dos malezas muy abundantes en el área de estudio. Las cotorras constituyen un problema cada vez más serio para los cultivos agrícolas del Campo Experimental J.V. Villarino, donde se realizaron estos experimentos. El incremento de sus poblaciones es significativo en los últimos años debido a que comenzaron a utilizar las cortinas perimetrales de *Eucalyptus* y las araucarias (*Araucaria araucana*) del Parque Villarino como sitios de nidificación y

se complementan importantes factores demográficos, por un lado la migración de parejas de los alrededores, que encuentran en este parque un sitio propicio para la actividad reproductiva y por otro lado la proximidad de una fuente abundante y variada de alimento proporcionada por los diversos cultivos agrícolas y frutícolas lindantes al parque (Montero *com. pers.*). También se observó en el área del alambrado algunos individuos de torcacita común (*Columbina picui*). Esta especie es granívora y fue registrada alimentándose de semillas presentes en el suelo y predando semillas sobre las panojas de *C. album* (De la Peña y Pensiero, 2003). Vigil (1973) menciona que en ocasiones las torcacitas se reúnen en bandadas de 10 a 30 o más individuos y recorren los rastrojos de áreas de cultivos, consumiendo semillas de diferentes especies de plantas espontáneas.

5.4- Predación de semillas de malezas

La predación post-dispersiva es una importante causa de pérdida de semillas de malezas, que afecta a la dinámica poblacional en los ambientes naturales y en los agroecosistemas (Gallandt, 2006; Davis *et al.*, 2013; Westerman *et al.*, 2012; White *et al.*, 2007). Los resultados de predación diaria de semillas de 6,98 a 48,21% son comparables a las determinadas en otros trabajos, que demuestran que las tasas de predación diaria de semillas pueden ser muy elevadas (80 - 90%) (O'Rourke *et al.*, 2006; Menalled *et al.*, 2007), o presentar valores de 1 a 5% (Brust y House, 1988) o 6% de consumo diario (Mittelbach y Gross, 1984). Si bien a los predadores comúnmente se les atribuyen tasas menores al 10% en la mayoría de los sistemas (Lundgren y Rosentrater, 2007), otros investigadores registraron en cultivos de maíz, variaciones en el porcentaje de predación diaria de semillas de *Abutilon theophrasti* que fluctuaron entre 1,2 y 57% (Cardina *et al.*, 1996). Hay que destacar que las tasas de predación pueden variar según las especies de malezas, la aceptación de sus semillas según la población del potencial predador y también la disponibilidad de otras fuentes de alimentos. Así mismo, la interacción de diversos factores afecta a la predación, por ejemplo, cambios estacionales en la disponibilidad de semillas, cambios de predadores y efectos de factores ambientales sobre el comportamiento alimenticio de los predadores. (Cardina *et al.*, 1996).

En general, los resultados obtenidos en los experimentos muestran que las mayores tasas de predación de las semillas de *C. album*, *C. erecta* y *E. colona*, se

registraron en la zona de clausura y el borde del lote. Estos resultados podrían explicarse por una mayor abundancia y actividad de insectos y roedores en el área de clausura respecto al área agrícola. Tanto en la clausura como en el borde del lote se genera un ambiente más favorable para el hábitat de los predadores, debido principalmente a la alta densidad de vegetación y al mayor contenido de residuos vegetales en superficie, que le brinda refugio tanto a roedores como a artrópodos y donde los mismos evitan a sus depredadores naturales (Magura *et al.*, 2001; Kelt *et al.*, 2004; Perez-Ramos y Maranon, 2008; Birthisel, 2013). Por otra parte, en el sector de rastrojo, el lote proviene de una rotación soja-soja de más de 10 años que no permite una consistente acumulación de residuos de rastrojos, como sí podría observarse en lotes con rotación trigo-soja o soja-maíz. Según Velez *et al.* (2016) los roedores son capaces de consumir más semillas, bajo condiciones de cobertura vegetal que en el suelo desnudo y a su vez, muchas de las actividades de estos individuos son de carácter nocturno (Zhang *et al.*, 1997; Larochelle y Lariviere, 2003). Por otra parte, en los agroecosistemas las modificaciones producidas al ambiente por los distintos tipos de actividades (cosecha, siembra, aplicaciones de fitosanitarios) afectan tanto a las poblaciones de malezas, como a la distribución y abundancia de artrópodos; estas actividades culturales también contribuirían a explicar la menor tasa de predación existente en las áreas de rastrojos.

En el área de estudio se han detectado por capturas en trampas pitfall de algunas especies de insectos que se las ha señalado como potenciales predadoras de semillas (*Solenopsis saevissima*, *Pogonomyrmex* sp. 0367 y *Grillidae* sp. y *Notiobia cupripennis*), por ello atribuye a estas especies el consumo de las semillas de malezas en el tratamiento donde se excluyeron a los otros agentes de predación. Los carábidos están entre los consumidores de semillas de malezas más documentados y abundantes en los agroecosistemas (Cardina *et al.*, 1996, Menalled *et al.*, 2007; Schonbeck, 2013). En este trabajo es importante destacar que el carábido *Notiobia cupripennis* se presentó en baja abundancia, sin detectarse diferencias entre tratamientos en ambos años de muestreo, en contraste con los altos valores de abundancia de dicha especie, encontrados en el mismo sitio hace 18 años en el estudio realizado por Nisensohn *et al.*, (1999). Según Hance (2002) hay evidencias que el efecto de los insecticidas y fertilizantes puede afectar negativamente a algunos predadores de semillas y consecuentemente las tasas de predación. El incremento de aplicaciones de biocidas utilizados durante la implementación del modelo productivo agrícola que ha transformado los

agroecosistemas en estudio podría explicar la disminución de las poblaciones de *N. cupripennis*.

Por otro lado, el tamaño de la semilla es un factor muy importante que determina el consumo de las mismas por parte de los predadores (Brust y House, 1988). Los insectos son los responsables de las mayores tasas de predación de las semillas de tamaño pequeño y mediano (Culver y Beattie, 1978); en coincidencia con este trabajo, donde las semillas pequeñas de las malezas *C. album* y *E. colona* son las que presentaron altas tasas de predación producida por insectos. Es muy probable que las semillas de *E. colona* hayan sido consumidas por hormigas y escarabajos. Como se ha mencionado anteriormente, también las aves como la paloma torcaza puede ser un predador de semillas de *C. album* y *E. colona*.

En el caso de *C. erecta*, las mayores tasas de predación de sus semillas se detectaron en la clausura y en el borde. No se han encontrado registros bibliográficos sobre insectos y/o roedores como agentes de predación que consuman a estas semillas. Según el trabajo de Vélez *et al.*, (2016), los roedores son capaces de consumir primero las semillas más grandes y luego consumen las más pequeñas, este comportamiento podría explicar la predación de las semillas de *C. erecta*, cuyo tamaño es mayor al de las otras dos malezas estudiadas. Si existen registros que las semillas de esta maleza son consumidas por algunas aves como las palomas blancas (*Zenaida asiatica*), palomas de luto (*Zenaida macroura*) y por la codorniz blanca (*Colinus virginianus*) (Everitt, *et al.*, (1999). De acuerdo a los relevamientos realizados en ambos años del experimento, la especie más abundante en la zona de rastrojos fue la “torcaza” (*Zenaida auriculata*), este ave consume semillas ya dispersadas presentes en la superficie del suelo y podría ser una de las posibles predadoras de semillas de *C. erecta*, no obstante es muy baja la tasa de predación de semillas de *C. erecta* en los rastrojos, en ambos años de muestreo.

Las pérdidas registradas en las bandejas utilizadas como tratamiento testigo son bajas, no difieren entre tratamientos y se pueden atribuir a las condiciones ambientales muy húmedas que favorecen la germinación o la descomposición de las mismas, o bien al arrastre producido por el agua, producto del anegamiento ocurrido en el año 2015.

De acuerdo a los resultados obtenidos la mayor cobertura del suelo presente en la clausura y en el borde, en comparación con el interior del campo de cultivo, son los determinantes de la mayor predación por parte de los insectos y roedores. De este modo, la predación de semillas de malezas constituye una causa importante de mortalidad de las malezas de ciclo anual y tiene la potencialidad de reducir considerablemente el

banco de semillas del suelo. Dada la magnitud de estas pérdidas, la predación de semillas es un proceso que debería ser conservado y potenciado por su contribución al control natural de las poblaciones de malezas con el fin de aumentar la sustentabilidad de los sistemas agrícolas.

6- CONSIDERACIONES FINALES

Las semillas de malezas son una importante fuente de recursos alimenticios para insectos, aves y mamíferos presentes en los agroecosistemas de la región. La predación de semillas de malezas es un servicio ambiental que beneficia a los agricultores por la disminución de las entradas al banco de semillas, lo que reduce la presión de malezas en las siguientes estaciones de crecimiento.

Se dos primeros objetivos se alcanzaron, ya que se pudo aracterizar la fauna presente en cada tipo de ambiente y se estableció y cuantificó la abundancia de insectos, roedores y aves, que pueden actuar como predadores de semillas cumpliendo con el segundo objetivo. *Chenopodium álbum* fue la especie con la más alta tasa de predación diaria durante 2016, mientras que en 2015 fue *Echinoclhoa colona* cumpliendo con el tercer objetivo planteado. En cuanto a las hipótesis planteadas, se acepta la primera hipótesis ya que la abundancia y la actividad de los roedores fueron mayores en la zona de clausura, respecto a las demás zonas en estudio. Por otro lado, la abundancia y actividad de aves fue mucho mayor en la zona de rastrojos, aceptando con este resultado la segunda hipótesis planteada, pero no sucedió lo mismo con la predación atribuible a las aves en esta zona. Se rechaza la hipótesis de que la predación de semillas producida por insectos sería semejante en las distintas estaciones de muestreo; en este caso, la predación relacionada con los insectos se dio mayoritariamente en la zona de clausura. Esto puede suceder debido al grado de cobertura del sitio y la disponibilidad de alimento en comparación con el borde y el interior del campo (rastrojo). El impacto de la predación en las poblaciones de las tres malezas estudiadas es una fuente importante de mortalidad de sus semillas y por lo tanto forma parte del control natural.

De acuerdo a los resultados obtenidos en este trabajo y a pesar de las limitantes que se han presentado se puede concluir que las características nutricionales de las semillas de malezas así como la abundancia y la actividad de los distintos predadores registrados como insectos, pequeños mamíferos o aves son los principales responsables de la predación postdispersiva de las semillas de las tres malezas estudiadas.

7- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. **ALTIERI MA.** 1995. Agroecology: the science of sustainable agricultura (No. 630.2745 A468a 1995). Instituto Hondureño del Café, Tegucigalpa (Honduras). IICA, Guatemala (Guatemala). PROMECAFE.
2. **ÁLVAREZ H, HEREDIA MD y HERNÁNDEZ MC.** 1994. Reproducción del Cucarachero Común (*Troglodytes aedon*) en el Valle del Cauca. *Caldasia* 14:85-123.
3. **ARES R.** 2007. *Aves: vida y conducta*. 1^{ra} Ed. Vázquez Mazzini Editores, CABA, Argentina. 288 pp.
4. **ARNAIZ-VILLENA A, GÓMEZ-PRIETO P y RUIZ-DE-VALLE V.** 2009. Phylogeography of finches and sparrows. *Nova Science Publishers*.
5. **BAKKER JP, POSCHLOD P, STRYKSTRA RJ, BEKKER RM y THOMPSON K.** 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45 (4): 461-490.
6. **BALBINOT AA, FLECK NG, AGOSTINETTO D y RIZZARDI MA.** 2002. Predação de sementes de plantas daninhas em áreas cultivadas. *Ciência Rural* 32(4).
7. **BARAIBAR B.** 2013. La depredación de semillas de malas hierbas, una función ecológica a conservar y potenciar. *Revista Ecosistemas* 22 (1): 62-66.
8. **BASKIN CC y BASKIN JM.** 2006. The natural history of soil seed banks of arable land. *Weed Science* 54 (3): 549-557.
9. **BELLOCQ MI, FILLOY J y GARAFFA PI.** 2008. Influence of agricultural intensity and urbanization on the abundance of the raptor Chimango Caracara (*Milvago chimango*) in the Pampean region of Argentina. *Annales Zoologici Fennici* 45: 128–134.
10. **BELLOCQ MI.** 1987. Selección de hábitat de caza y depredación diferencial de *Athene cunicularia* sobre roedores en ecosistemas agrarios. *Revista chilena de historia natural* 60: 81-86.
11. **BIANCO CA, NUÑEZ CO y KRAUS TA.** 2000. *Identificación de frutos y semillas de malezas del centro de la Argentina*. Ed. Fundación Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Argentina. 142 pp.

12. **BILENCA DN y KRAVETZ FO.** 1995. Patrones de abundancia relativa en ensamblajes de pequeños roedores de la región pampeana. *Ecología Austral* 5:21–30.
13. **BILENCA DN y KRAVETZ FO.** 1998. Seasonal variations in microhabitat use and feeding habits of the pampas mouse *Akodon azarae* in agroecosystem of central Argentina. *Acta Theriologica* 43(2), 195-203.
14. **BILENCA DN, KRAVETZ FO y ZULETA GA.** 1992. Food habits of *Akodon azarae* and *Calomys laucha* (Cricetidae, Rodentia) in agroecosystems of central Argentina. *Mammalia* 56(3): 371-384.
15. **BIRTHISEL SK.** 2013. Sources of variability in agronomic weed seed predation: time, space, habitat, and hyperpredation. *Electronic Theses and Dissertations*. 2023.
16. **BIONDI LM, BÓ MS y FAVERO M.** 2005. Dieta del chimango (*Milvago chimango*) durante el período reproductivo en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 18: 31–42.
17. **BRIGGILER A, SINCHI A, CORONEL F, SÁNCHEZ Z, LEVIS S, TAYLOR J y ENRIA D.** 2015. Los nuevos escenarios de transmisión de la fiebre hemorrágica Argentina desde la introducción de la vacuna a virus Junín vivo atenuado (Candid#1): una experiencia en trabajadores golondrinas. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública* 32 (1): 165-171.
18. **BRUST GE y HOUSE GJ.** 1988. Weed seed destruction by arthropods and rodents in low-input soybean agroecosystems. *American Journal of Alternative Agriculture* 3 (1): 19-25.
19. **BRUST GE.** 1994. Seed-predators reduce broadleaf weed growth and competitive ability. *Agriculture, ecosystems y environment* 48 (1): 27-34.
20. **BUCHER EH y NORES M.** 1973. Alimentación de pichones de la paloma *Zenaida auriculata*. *El Hornero* 11(3): 209-216.
21. **BUHLER DD, HARTZLER RG y FORCELLA F.** 1997. Implications of weed seedbank dynamics to weed management. *Weed Science* 329-336.
22. **BULACIO VA, MONTERO GA y LIETTI MM.** 1998. Consumo de semillas de malezas por larvas de gusanos blancos (Coleoptera: Melolonthidae). En: Resúmenes, III Congreso Rosarino y XVIII Reunión Anual de Sociedad de Biología de Rosario. Rosario. Pp. 83.

23. **BULACIO VA.** 2009. *Aportes de la agricultura urbana al mantenimiento de la biodiversidad y la restauración de servicios ambientales*. Tesis de Maestría en Sistemas Ambientales humanos. Centro de Estudios Interdisciplinarios. Universidad Nacional de Rosario. 153 pp.
24. **BUREL F, BAUDRY J, BUTET A, CLERGEAU P, DELETTRE Y, LE COEUR D, DUBS F, MORVAN N, PAILLAT G, PETIT S, THENAIL C, BRUNEL E y LEFEUVRE JC.** 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 19:47-60.
25. **BUSCH M, BILENCA D, CITTADINO EA y CUETO G.** 2005. Effect of removing a dominant competitor *Akodon azarae* (Rodentia, Sigmodontinae) on community and population parameters of small rodent species in Central Argentina. *Ecología Austral* 30:168-178.
26. **BUSCH M, MIÑO MH, DADON JR y HODARA K.** 2000. Habitat selection by *Calomys musculus* (Muridae, Sigmodontinae) in crop areas of the Pampean region, Argentina. *Ecología Austral* 10:15-26.
27. **BUSCH M, MIÑO MH, DADON JR y HODARA K.** 2001. Habitat selection by *Akodon azarae* and *Calomys laucha* (Rodentia, Muridae) in pampean agroecosystems. *Mammalia* 65(1): 29-48.
28. **BUSSO A y AUSILIO A.** 1989. Mapa de suelos del Campo Experimental José F. Villarino. Publicación técnica N° 5. FCA-UNR
29. **CABEZAS VM y SCHLATTER RP.** 1987. Hábitos y comportamiento alimentario de *Milvago chimango* Vieillot, 1816 (Aves, Falconidae). *An. Mus. Hist. Nat. Valp.* 18: 131-141.
30. **CABRERA A y WILLINK A.** 1973. Biogeografía de América Latina. Monografías Científicas. Serie Biología. N° 13. Washington, USA. 120 pp.
31. **CABRERA A.** 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Bol. Soc. Arg. Bot.* 14 (1-2): 1-42.
32. **CAMPOS CM, OJEDA RA, MONGE S y DACAR M.** 2001. Utilization of food resources by small and medium-sized mammals in the Monte desert biome, Argentina. *Ecología Austral* 26:142-149.
33. **CANAVELLI SB, ARAMBURÚ R y ZACCAGNINI ME.** 2012. Aspectos a considerar para disminuir los conflictos originados por los daños de la cotorra (*Myiopsitta monachus*) en cultivos agrícolas. *El Hornero* 27(1): 89-101.
34. **CÁNEPA ME, LIETTI M, REYES V, PIGOZZI L, VIGNAROLI L,**

- ASSELBORN JP, CALCABRINI M y MONTERO GA.** 2013. Variación estacional de la relación entre la macrofauna del suelo y características ambientales en barbechos de soja con diferente manejo de la vegetación. III Congreso Nacional de Ecología y Biología de Suelos. pp. 01-10
35. **CÁNEPA ME; MONTERO GA y BARBERIS IM.** 2015. Matas de gramíneas como refugios de artrópodos invernantes en agroecosistemas pampeanos: efectos del tamaño, del agrupamiento y de la arquitectura de las plantas. *Ecología Austral* 25:119-127.
36. **CANEVARI M, CARRIZO GR, CANEVARI P.** 1991. *Nueva guía de las aves argentinas* (No. 598.2982). Fundación Acindar.
37. **CARDINA J, NORQUAY HM, STINNER BR y MCCARTNEY DA.** 1996. Post dispersal predation of velvetleaf (*Abutilon theophrasti*) seeds. *Weed Science* 534-539.
38. **CARMONA DM, MENALLED FD y LANDIS DA.**1999. Field crickets (Orthoptera: Gryllidae): laboratory weed seed predation and within field activity-density. *J. Econ. Entomol.* 92: 825–829.
39. **CASAFE.** 2011. Guía de Productos Fitosanitarios. 15° Edición. Cámara de Sanidad Agropecuaria y fertilizantes. 2000 pp.
40. **CASTELLARINI F, DELLAFIORE C y POLOP J.** 2003. Feeding habits of small mammals in agroecosystems of central Argentina. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 68(2): 91-101.
41. **CAVERS P.** 1983. Seed demography. *Canadian Journal of Botany* 61: 3578-3590.
42. **CHAUHAN BS y JOHNSON DE.** 2010. The role of seed ecology in improving weed management strategies in the tropics. *Advances in Agronomy* 105, 221-262.
43. **CITTADINO EA, HODARA K y KRAVETZ F.** 1997. Dispersión invernal de *Oligoryzomys flavescens* (Rodentia: Muridae) en bordes de campos de cultivos de agroecosistemas pampeanos. *Ecología Austral* 7: 13-19.
44. **CITTADINO EA.** 1995. Movimientos y dispersión en el ratón del pastizal pampeano *Akodon azarae*. FCEyN- UBA.
45. **CLEMENTS DR, BENOTT DL, MURPHY SD y SWANTON CJ.** 1996. Tillage effects on weed seed return and seedbank composition. *Weed Science* 314-322.

46. **CODESIDO M.** 2010. Ensamblajes de aves en agroecosistemas de la provincia de Buenos Aires: su relación con los patrones de uso de la tierra y las características del paisaje. FCEyN-UBA.
47. **CODY ML.** 1968. On the methods of resource division in grassland bird communities. *The American Naturalist* 102(924): 107-147.
48. **COTO H.** 2007. Actualización en biología y control de ratas sinantrópicas. Ed. Killgerm, Barcelona, España.
49. **CUETO GR, BILENCA DN, KRAVETZ FO.** 1995. Interspecific social relationships in three murid rodent species of Central Argentina, after fasting and unlimited food. *Behaviour* 132(11), 811-820.
50. **CRAWLEY MJ.** 1989. Insect herbivores and plant population dynamics. *Annual review of entomology*. 34 (1): 531-562.
51. **CRAWLEY MJ.** 1992. Seed predators and population dynamics. pp. 157-191. In: FENNER M (Ed.). *Seeds: the Ecology and Regeneration in Plant Communities*. CAB International, Oxon, UK.
52. **CRAWLEY MJ.** 2000. Seed predators and plant population dynamics. pp. 167-182. *Seeds: the Ecology and Regeneration in Plant Communities*. CAB International, Oxon, UK.
53. **CUEVAS.** 2001. Aves migratorias: constante amenaza para el cultivo del arroz. *Arroz (Colombia)* 50(432):16-19.
54. **CULVER DC y BEATTIE AJ.** 1978. Myrmecochory in *Viola*: dynamics of seed-ant interactions in some West Virginia species. *The Journal of Ecology* 53-72.
55. **DÄNHARDT, J., GREEN, M., LINDSTRÖM, Å, RUNDLÖF, M., & SMITH, H. G.** 2010. Farmland as stopover habitat for migrating birds—effects of organic farming and landscape structure. *Oikos*, 119 (7): 1114-1125.
56. **DAVIS AS, TAYLOR EC, HARAMOTO ER y RENNER KA.** 2013. Annual Post dispersal Weed Seed Predation in Contrasting Field Environments. *Weed Science*. 61: 296-302.
57. **DE LA FUENTE EB, PERELMAN S y GHERSA CM.** 2010. Weed and arthropod communities in soybean as related to crop productivity and land use in the Rolling Pampa, Argentina. *Weed research* 50 (6): 561-571.

58. **DE LA FUENTE EB, SUÁREZ SA y GHERSA CM.** 2006. Soybean weed community composition and richness between 1995 and 2003 in the Rolling Pampas (Argentina). *Agriculture, Ecosystems y Environment* 115 (1): 229-236.
59. **DE LA PEÑA MR y PENSIERO JF.** 2003. Contribución de la flora en los hábitos alimentarios de las aves de un bosque del centro de la provincia de Santa Fe. *Ornitología Neotropical* 14: 499-513.
60. **DE LA PEÑA MR.** 2002. Observaciones de campo en la alimentación de las aves. *Revista FAVE FCV-UNL* 1 (2): 59-64.
61. **DE VILLAFANE G, QUINTANA RD, MERLER JA y BONAVENTURA SM.** 1994. Selección de hábitat en *Akodon azarae* y *Calomys laucha* en semicautividad. Efecto de la densidad de *Calomys laucha* sobre *Akodon azarae*. *Mastozoología Neotropical* 1(2): 123-133.
62. **DELLAFIORE CM y POLOP JJ.** 1994. Feeding habits of *Calomys musculus* in the crop fields and its borders. *Mastozoología Neotropical*. 1 (1): 45-50.
63. **DUFRENE M y LEGENDRE P.** 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
64. **ELIAS DJ.** 1984. Roedores como plagas de productos almacenados: control y manejo. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe. Serie Tecnología Poscosecha N°3. Santiago, Chile.
65. **ELLIS BA, MILLS JN, GLASS GE, McKEE Jr KT, ENRIA DA y CHILDS JE.** 1998. Dietary habits of the common rodents in an agroecosystem in Argentina. *Journal of Mammalogy* 79(4): 1203-1220.
66. **ENRIA DA, AMBROSIO AM, BRIGGILER AM, FEUILLADE MR y CRIVELLI E.** 2010. Vacuna contra la fiebre hemorrágica argentina Candid#1 producida en la Argentina: Inmunogenicidad y seguridad. *MEDICINA (Buenos Aires)* 70(3): 215-222.
67. **EVERITT JH, DRAWE DL y LONARD RI.** 1999. Field Guide to the Broad-leaved Herbaceous Plants of South Texas: Used by Livestock and Wildlife. Texas Tech University Press, Lubbock, TX. Explore biodiversity and the wild classroom 2002. Commelinaceae: Spiderwort family.
68. **FACCINI DE & LA NISENSOHN.** 1994. Dinámica de la población de yuyo colorado (*Amaranthus quitensis* H.B.K.). Influencia de los tratamientos

- químicos y mecánicos en un cultivo de soja. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*. 29(7): 1041-1050.
69. **FERNANDEZ, C., LIETTI, M., MONTERO, G.** 2013. Ensamblajes de insectos herbívoros y benéficos, en Brassicaceae de cultivos y bordes en Agroecosistemas extensivos y huertas agroecológicas. En: Resúmenes, II Jornadas Técnicas Argentinas de Agricultura Urbana. Municipalidad de Rosario.
 70. **FIGUEROA RA.** 2015. El rapaz olvidado ¿por qué hay tan pocos estudios sobre la historia natural y ecología básica del tiuque (*Milvago chimango*) en Chile? *Boletín Chileno de Ornitología*. 21 (1-2): 103-118.
 71. **FLORES PEREDO, R, GALINDO-GONZÁLEZ, J.** 2004. Abundancia y diversidad de aves depredadoras de semillas de *Pinus teocote* Schl. et Cham. En hábitats contrastantes de Veracruz, México. *Foresta veracruzana*. [Fecha de consulta: 29 de octubre de 2017] Disponible en: <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49760209>> ISSN 1405-7247
 72. **FRASCHINA J, LEÓN VA Y BUSCH M.** 2017. The effect of neighbourhood on rodent communities: an example from Pampean agroecosystems. *Landscape Research* 42(5): 533-542.
 73. **FRASCHINA J.** 2011. Efectos de cambios en el uso de la tierra sobre ensamblajes de roedores en agroecosistemas pampeanos. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 124 pp.
 74. **FRETWELL SD.** 1972. *Populations in a seasonal environment* (Nº5). Princeton University Press.
 75. **GALLANDT ER.** 2006. How can we target the weed seedbank? *Weed Science*. 54 (3): 588-596.
 76. **GANTZ A, ORAYA SS y RAU J.** 2009. Winter diet and feeding preferences of the Southern Lapwing (*Vanellus chilensis*, Molina 1782) in pastures of Southern Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 15(2): 87-93.
 77. **GHERSA CM, MARTINEZ-GHERSA MA, SATORRE EH, VAN ESSO ML y CHICHOTKY G.** 1993. Seed dispersal, distribution and recruitment of seedlings of *Sorghum halepense* (L.) Pers. *Weed Research* 33: 79-88.
 78. **GOUDIE AS y VILES HA.** 2013. The earth transformed: an introduction to human impacts on the environment. John Wiley y Sons. 273 pp.
 79. **GREENSLADE PJ.** 1964. Pitfall trapping as a method for studying population of Carabidae (Coleoptera). *J. Anim. Ecol.* 33 (2): 301-310.

80. **GUIDOBONO JS.** 2013. Dinámica poblacional de roedores en agroecosistemas y su relación con variables ambientales. FCE y N-UBA.
81. **GUINAN DM y SEALY SG.** 1987. Diet of house wrens (*Troglodytes aedon*) and the abundance of the invertebrate prey in the dune-ridge forest, Delta Marsh, Manitoba. *Canadian Journal of Zoology* 65(7): 1587-1596.
82. **GULDEN RH y SHIRTLIFFE SJ.** 2009. Weed seed banks: biology and management. *Prairie Soils and Crops Journal* 2: 46-52.
83. **HANCE, T.** 2002. Impact of cultivation and crop husbandry practices. In: Holland, J.M. (Ed.). *The Agroecology of Carabidae Beetles*. Intercept Ltd., Andover, pp. 231–250.
84. **HARPER JL.** 1977. *Population biology of plants*. London Academic Press, 582pp.
85. **HAWKINS CP y Mac MAHON JA.** 1989. Guilds: the multiple meanings of a concept. *Ann. Rev. Entomol.* 34: 423-451.
86. **HILL MO y GAUCH HG.** 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42:47-58.
87. **HOLM L.** 1978. Some characteristics of weed problems in two worlds. *Proceedings of the Western Society of Weed Sciences* 31: 3-12.
88. **HOUSSE R.** 1945. *Las aves de Chile en su clasificación moderna: su vida y sus costumbres*. Ediciones Universidad de Chile, Santiago, Chile.
89. **DI RIENZO JA, CASANOVES F, BALZARINI MG, GONZALEZ L, TABLADA M, ROBLEDO CW.** 2013. InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
90. **INTA.** 1983. Carta de suelos de la República Argentina. Hojas 3360-20/21. Arroyo Seco y San Nicolás de los Arroyos. Buenos Aires.
91. **JOHN A.** 2014. Rodent outbreaks and rice pre-harvest losses in Southeast Asia. *Food Security* 6 (2): 249-260.
92. **JOHNSON AW.** 1965. *The birds of Chile and adjacent regions of Argentina, Bolivia and Peru. Volumen 1*. Platt Establecimientos Gráficos SA., Buenos Aires, Argentina.
93. **JOSENS ML, PRETELLI MG y ESCALANTE AH.** 2013. Communal roosting of Chimango caracaras (*Milvago chimango*) at a shallow lake in the Pampas, Argentina. *Journal of Raptor Research*. 47: 316–319.

94. **KELT DA, MESERVE PL y GUTIÉRREZ JR.** 2004. Seed removal by small mammals, birds and ants in semi-arid Chile, and comparison with other systems. *Journal of Biogeography* 31(6): 931-942.
95. **KLIMAITIS JF.** 1993. Contenido estomacal de algunas aves. Museo Ornitológico Municipal Berisso, Municipalidad de Berisso. Publicación N°3, 1-8.
96. **KRAVETZ F.** 1997. Los roedores y la salud pública. pp. 18-25. En: *Simposio Internacional: control epidemiológico de vectores*. San Isidro, Argentina.
97. **KREBS C.** 2014. Rodent biology and management. *Integrative zoology* 9 (3): 229-230.
98. **KREMER RJ y SPENCER NR.** 1989. Impact of a seed-eating insect and microorganisms on velvetleaf (*Abutilon theophrasti*) seed viability. *Weed Science* 37: 211–216.
99. **LABUSCHAGNE L, SWANEPOEL LH, TAYLOR PJ, BELMAIN SR y KEITH, M.** 2016. Are avian predators effective biological control agents for rodent pest management in agricultural systems? *Biological Control* 101: 94-102.
100. **LANDIS DA, MENALLED FD, COSTAMAGNA AC y WILKINSON TK.** 2005. Manipulating plant resources to enhance beneficial arthropods in agricultural landscapes. *Weed Science* 53: 902-908
101. **LAROCHELLE A y LARIVIERE MC.** 2003. A Natural History of the Ground-Beetles (Coleoptera: Carabidae) of America North of Mexico. Moscow–Sofia: Pensoft. 583 pp.
102. **LEIVA, G.** 2001. Leptospirosis. la Dolencia de la Pobreza. Revista electrónica Ambiente ecológico, Edición 81. Buenos Aires (Argentina). Disponible en: http://www.ambiente-ecologico.com/ediciones/2001/081_12.2001/081_Salud02.php3
103. **LEÓN VA, FRASCHINA J, GUIDOBONO JS y BUSCH M.** 2013. Habitat use and demography of *Mus musculus* in a rural landscape of Argentina. *Integrative Zoology* 8: 18–29.
104. **LEPORI ECV, MITRE GB y NASSETTA M.** 2013. Situación actual de la contaminación por plaguicidas en Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 29: 25-43.

105. **LEVEAU LM y LEVEAU CM.** 2002. Uso de hábitat por aves rapaces en un agroecosistema pampeano. *El Hornero* 17(1): 009-015.
106. **LEVEAU LM y LEVEAU CM.** 2004. Riqueza y abundancia de aves en agroecosistemas pampeanos durante el período post-reproductivo. *Ornitología Neotrop.* 15: 371-380.
107. **LEVEAU LM, ISLA FI y BELLOCQ MI.** 2015. Urbanization and the temporal homogenization of bird communities: a case study in central Argentina. *Urban ecosystems* 18 (4): 1461-1476.
108. **LEWIS JP.** 1981. La vegetación de la provincia de Santa Fe. Sociedad Argentina de Estudios Geográficos. GAEA. Buenos Aires. Serie especial N° 9, pp. 121-148.
109. **LIEBMAN M, MOHLER CL y STAVER CP.** 2001. *Ecological management of agricultural weeds.* Cambridge University Press, New York.
110. **LIETTI MM, MONTERO GA, NISENSOHN LA y FACCINI DE.** 2000. Evaluación del consumo de semillas de malezas por *Notiobia (Anisotarsus) cupripennis* (Carabidae: Harpalini). *Pesq. Agop. Bras.* 35 (2): 331-340.
111. **LIETTI MM; GAMUNDI JC; MONTERO GA; MOLINARI A y BULACIO VA.** 2008. Efecto de la labranza sobre la abundancia y actividad de artrópodos que habitan en el suelo. *Ecología Austral* 18: 71-87.
112. **LOUDA SM.** 1989. Predation in the dynamics of seed regeneration. pp 25-51. In: Leek MA, Parker VT y Simpson RL (Eds.). *Ecology of soil seed banks.*
113. **LUNDGREN JG y ROSENTRATER KA.** 2007. The strength of seeds and their destruction by granivorous insects. *Arthropod-Plant Interactions.* 1 (2): 93-99.
114. **MAGURA T, TÓTHMÉRÉSZ B y MOLNÁR T.** 2001. Forest edge and diversity: carabids along forest-grassland transect. *Biodiversity and Conservation* 10(2): 287-300.
115. **MARZETTI M, FACCINI D, NISENSOHN L y TUESCA D.** 2014. Situación actual de las malezas difíciles en diferentes zonas de la Argentina. Soja 2014. Malezas. pp. 82-96.
116. **McARTHUR, R., & LEVINS, R.** 1964. Competition, habitat selection, and character displacement in a patchy environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 51(6), 1207-1210.

117. **Mc CUNE, B. & M.J. MEFFORD.** 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 4.0. MjM Software Design. Gleneden Beach, Oregon. 237 pp.
118. **MASSA C, TETA P, y CUETO GR.** 2014. Effects of regional context and landscape composition on diversity and composition of small rodent assemblages in Argentinian temperate grasslands and wetlands. *Mammalia*, 78(3), 371-382.
119. **MENALLED FD, MARINO PC, RENNER KA y LANDIS DA.** 2000. Post-dispersal weed seed predation in Michigan crop fields as a function of agricultural landscape structure. *Agriculture, Ecosystems y Environment* 77 (3): 193-202.
120. **MENALLED FD, SMITH RG, DAUER JT y FOX TB.** 2007. Impact of agricultural management on carabid communities and weed seed predation. *Agriculture, Ecosystems y Environment* 118 (1): 49-54.
121. **MILLS JN, BA ELLIS, KT MCKEE, JI MAIZTEGUI y JE CHILDS.** 1991. Habitat associations and relative densities of rodent populations in cultivated areas of central Argentina. *Journal of Mammalogy* 72:470-479.
122. **MILLS JN, CHILDS JE, KSIAZEK TG y PETERS CJ.** 1998. Métodos para trampeo de pequeños mamíferos para estudios virológicos. Organización Panamericana de la salud. 64 pp.
123. **MITTELBAACH GG, GROSS KL.** 1984. Experimental studies of seed predation in old-fields. *Oecologia* 65: 7-13.
124. **MOHLER CL.** 2001. Weed life history: identifying vulnerabilities. Cap. 2: 40-98. En: Liebman M, Mohler, CL y Staver CP. *Ecological management of agricultural weeds*. Cambridge Univ. Press. Cambridge, UK. 552pp.
125. **MOLINARO G.** 2016. El efecto antrópico sobre la composición de la avifauna del Parque Villarino. Facultad de ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Rosario.
126. **MONTERO GA.** 2008. *Comunidades de artrópodos en vegetación de áreas no cultivadas del sudeste de Santa Fe*. Tesis de Maestría en Manejo y Conservación de Recursos Naturales. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Rosario. 208 pp.
127. **MONTERO GA, BUDAI N y LIETTI MM.** 2010. Ensamblajes de artrópodos edáficos durante el barbecho de soja con diferente cobertura de vegetación

- espontánea. Libro de publicaciones, IV Jornadas de Ciencia y Tecnología, UNR. pp. 334-337.
128. **MORENO CE.** 2001. *Métodos para medir biodiversidad*. Manuales y Tesis SEA. Vol. 1. Zaragoza, España. 84 pp.
 129. **MOTZKE I, TSCHARNTKE T, SODHI N S, KLEIN A M y WANGER T C.** 2013. Ant seed predation, pesticide applications and farmers income from tropical multi-cropping gardens. *Agricultural and forest entomology*. 15(3): 245-254.
 130. **NAROSKY T y YZURIETA D.** 2010. *Aves de Argentina y Uruguay. Guía de identificación*. 16^{va} Ed. Vazquez Mazzini Editores, CABA, Argentina, 432 pp.
 131. **NISENSOHN LA y FACCINI DE.** 1993. Persistencia de semillas de yuyo colorado en un suelo sin remoción. *Turrialba* 43 (2): 138-142.
 132. **NISENSOHN LA, FACCINI DE, MONTERO GA y LIETTI MM.** 1999. Predación de semillas de *Amaranthus quitensis* H.B.K. en un cultivo de soja: influencia del sistema de siembra. *Pesq. Agop. Bras.* 34 (3): 377-384.
 133. **NORRIS RF, CASWELL-CHEN EP y KOGAN M.** 2003. *Concepts in integrated pest management*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall. 586 pp.
 134. **NUÑEZ H y YÁÑEZ JV.** 1981. Alimentación del Tiuque *Milvago chimango chimango* (Vieillot) (Aves: Falconiformes). *Not. Mens. Mus. Hist. Nat. Chile* 25: 5-9.
 135. **NUÑEZ H, SALLABERRY M, VERGARA R y YÁÑEZ J.** 1982. Alimentación anual de *Milvago chimango* (Vieillot, 1816) (Aves: Falconiformes). *Bol. Mus. Nac. Hist. Nat. Chile* 39: 125-130.
 136. **O'ROURKE ME, HEGGENSTALLER AH, LIEBMAN M y RICE MR.** 2006. Post-dispersal weed seed predation by invertebrates in conventional and low-external-input crop rotation systems. *Agriculture, ecosystems y environment* 116 (3): 280-288.
 137. **PARDIÑAS UFJ, ABBA AM y MERINO ML.** 2004. Micromamíferos (Didelphimorphia y Rodentia) del sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina): Taxonomía y distribución. *Mastozoología Neotropical* 11(2): 211-232.
 138. **PARDIÑAS UFJ; TETA P y D'ELÍA G.** 2010. Roedores sigmodontinos de la región pampeana: historia evolutiva, sistemática y taxonomía. *Biología y*

- ecología de pequeños roedores en la región pampeana de Argentina: enfoques y perspectivas (Polop, JJ, y M. Busch, Eds.). UNC. Córdoba, Argentina, 9-36.
139. **PEREZ-RAMOS IM y MARANON T.** 2008. Factors affecting post-dispersal seed predation in two coexisting oak species: microhabitat, burial and exclusion of large herbivores. *Forest Ecology and Management*. 255(8): 3506-3514.
 140. **PERPELIZIN PV y FAGGI AM.** 2009. Diversidad de aves en tres barrios de la ciudad de Buenos Aires, Argentina. *Muldequina* 18(2): 71-85.
 141. **PIRK GI, LÓPEZ DE CASENAVE J y POL RG.** 2004. Asociación de las hormigas granívoras *Pogonomyrmex pronotalis*, *P. rastratus* y *P. inermis* con caminos en el Monte central. *Ecología austral*. 14(1): 65-76.
 142. **POLEO, C. y L. FUENTES.** 2005. Aves plagas de los cultivos de arroz y sorgo en Venezuela. Revista Digital del Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias de Venezuela 9.
 143. **PURICELLI E, FACCINI DE, ORIOLI G y SABBATINI MR.** 2005. Seed survival and predation of *Anoda cristata* in soyabean crops. *Weed research* 45 (6): 477-482.
 144. **RAHMAN A, JAMES TK y GRBAVAC N.** 2001. Potential of weed seedbanks for managing weeds: a review of recent New Zealand research. *Weed Biol Manag.* 1:89-95.
 145. **REY PJ, GARRIDO JL, ALCÁNTARA JM, RAMÍREZ JM, AGUILERA A, GARCÍA L, MANZANEDA AJ y FERNÁNDEZ R.** 2002. Spatial variation in ant and rodent post-dispersal predation of vertebrate dispersed seeds. *Funct. Ecol.* 16: 773-781.
 146. **RÍOS A.** 2013. Viabilidad del glifosato en sistemas productivos sustentables. Editado por la Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología del INIA. Serie Técnica N° 204.
 147. **ROBLES JSE, RASMUSSEN C, OTAZU V y MANDUJANO.** 2003. Plagas de aves en quinua (*Chenopodium quinoa* Willd.) y medidas de control en el Perú central. *Rev. Per. Ent.* 43: 147-150.
 148. **ROOT RB.** 1973. Organization of plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecol. Monographs* 43: 95-123.
 149. **RYSZKOWSKI L y JANKOWIAK J.** 2002. Development of agriculture and its impact on landscape functions. Cap. 1: 9-27. En: RYSZKOWSKI, L. (Ed.).

Landscape ecology in agroecosystems management. CRC Press. Washington. USA.

150. **SACCHI O, DALLA MARTA N, CONSTANZO M y CORONEL A.** 2002. Caracterización de las precipitaciones en la localidad de Zavalla. *Revista de Investigaciones FCA-UNR* 2 (2): 91-103.
151. **SASKA P, VAN DER WERF W, DE VRIES E y WESTERMAN PR.** 2008. Spatial and temporal patterns of carabid activity-density in cereals do not explain levels of predation on weed seeds. *Bulletin of Entomological Research* 98 (2): 169-181.
152. **SCHONBECK M, BENGTSSON J, AHNSTRÖM J, WEIBULL AC, SIMONNE E, HOCHMUTH R, ... y LASALLE TJ.** 2011. An Ecological Understanding of Weeds. <http://articles.extension.org/pages/18529/an-ecological-understanding-of-weeds>
153. **SCHONBECK M.** 2013. Promoting Weed Seed Predation and Decay. Virginia Association for Biological Farming. <http://articles.extension.org/pages/18544/promoting-weed-seed-predation-and-decay>
154. **SCOPEL A; BALLARE C y GHERSA CM.** 1988. Role of seed reproduction in the population ecology of *Sorghum halepense* in maize crops. *Journal of Applied Ecology* 25: 951-962.
155. **SINGLETON GR.** 2003. Impacts of rodents on rice production in Asia. Los Baños, Laguna: IRRI.
156. **SINGLETON GR, BELMAIN S, BROWN P y HARDY B.** 2010. Rodent outbreaks: ecology and impacts. International Rice Research Institute, Manila, Philippines.
157. **SINGLETON GR, PETCH DA.** 1994. A review of the biology and management of rodent pests in Southeast Asia. K y B Publications, Canberra, Australia.
158. **SIMONE I.** 2010. Variaciones en la abundancia de *Calomys musculus* (Rodentia: Cricetidae) y su relación con variables ambientales en bordes de cultivo. Tesis, Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina.
159. **SOLARO C.** 2015. Ecología y comportamiento del chimango (*Milvago chimango*) en ambientes antropizados del centro de Argentina. Tesis Doctoral. Centro Regional Universitario Bariloche. Universidad Nacional del Comahue.

160. **SWANTON CJ, SHRESTHA A, KNEZEVIC SZ, ROY RC, y BALL-COELHO BR.** 2000. Influence of tillage type on vertical weed seedbank distribution in a sandy soil. *Canadian Journal of Plant Science* 80 (2): 455-457.
161. **VAN ESSO ML, GHERSA CM y SORIANO A.** 1986. Cultivation effects on the dynamics of a Johnson grass seed population in the soil profile. *Soil and Tillage Research* 6 (4): 325-335.
162. **VANASSE A y LEROUX GD.** 2000. Floristic diversity, size, and vertical distribution of the weed seedbank in ridge and conventional tillage systems. *Weed Science* 48 (4): 454-460.
163. **VELEZ S, CHACOFF NP y CAMPOS CM.** 2016. Seed predation and removal from faces in a dry ecosystem. *Basic and Applied Ecology* 17: 145-154.
164. **VIGIL C.** 1973. *Aves argentinas y sudamericanas*. Ed. Atlántida, Buenos Aires, 360 pp.
165. **VITALI A.** 2017. Fauna asociada a cultivos de chía (*Salvia hispanica*, Lamiaceae) en el sudeste de Santa Fe. Tesis de Licenciatura en Recursos Naturales. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Rosario.
166. **WATKINSON AR y HARPER JL.** 1978. The demography of a sand dune annual: *Vulpia fasciculata*: I. The natural regulation of populations. *The Journal of Ecology* 15-33.
167. **WESTERMAN PR, HOFMAN A, VET LEM, VAN DER WERF W.** 2003a. Relative importance of vertebrates and invertebrates in epigeaic weed seed predation in organic cereal fields. *Agric. Ecosyst. Environ.* 95: 417-425.
168. **WESTERMAN PR, WES JS, KROPFF MJ y VAN DER WERF W.** 2003b. Annual losses of weed seeds due to predation in organic cereal fields. *Journal of Applied Ecology* 40(5): 824-836.
169. **WESTERMAN PR, ATANACKOVIC V, ROYO-ESNAL A y TORRA J.** 2012. Differential weed seed removal in dryland cereals. *Arthropod-Plant Interactions* 6(4): 591-599.
170. **WHELAN CJ, WILLSON MF, TUMA CA y SOUZA-PINTO I.** 1991. Spatial and temporal patterns of post dispersal seed predation. *Canadian Journal of Botany* 69 (2): 428-436.
171. **WHITE SS, RENNER KA, MENALLED FD y LANDIS DA.** 2007. Feeding preferences of weed seed predators and effect on weed emergence. *Weed Science* 55 (6): 606-612.

172. **YÁÑEZ, J. L., & H. NÚÑEZ.** 1980. Análisis de información y similitud para dos formas de determinación del espectro trófico en *Milvago chimango* (Vieillot, 1816). *Bol. Mus. Nac. Hist. Nat. Chile* 37: 113–116.
173. **YÁÑEZ JL, NÚÑEZ H y JAKSIC FM.** 1982. Food habits and weight of Chimango Caracara in central Chile. *Auk* 99: 170–171.
174. **ZACCAGNINI ME, THOMPSON JJ, BERNARDOS J, CALAMARI N, GOIJMAN, A y CANAVELLI S.** 2011. Riqueza, ocupación y roles funcionales potenciales de las aves en relación a los usos de la tierra y la productividad de los agroecosistemas: un ejemplo en la ecorregión pampeana. *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas, y aplicaciones para el ordenamiento territorial.* Ediciones INTA: 185-219.
175. **ZARCO A.** 2016. Influencia de la estructura de la vegetación y del alimento sobre el uso del espacio por las aves granívoras del desierto del Monte Central. FCEyN-UBA. http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_5928_Zarco.pdf
176. **ZHANG J, DRUMMOND FA, LIEBMAN M y HARTKE A.**1997. *Insect Predation of Seeds and Plant Population Dynamics.*
177. **ZOTTA AR.** 1936a. Sobre el contenido estomacal de algunas aves. *El Hornero* 5: 77-81.
178. **ZOTTA AR.** 1936b. Sobre el contenido estomacal de aves argentinas. *El Hornero* 6(2): 261-270.

8- APÉNDICES

APÉNDICES

Apéndice 1. Lista de artrópodos capturados con trampas pitfall en dos años de muestreo, en tres ambientes de un agroecosistema de la localidad de Zavalla.

Clase	Orden	Familia	Especie / Morfoespecie	Grupo Trófico	Año 2015			Año 2016				
					Clausura	Borde	Rastrojo	Clausura	Borde	Rastrojo		
Arachnida	Acari	Unknown 07	Acari sp. 5973 cf.	PRE	1	0	0	0	0	0		
		Araneidae	Araneidae sp. 0056	PRE	0	0	0	0	0	3		
	Araneae	Dyctinidae	Dyctinidae sp. 0548 cf.	PRE	1	0	7	0	0	0		
		Gnaphosidae	Gnaphosidae sp. 5330 cf.	PRE	0	0	1	1	7	5		
			<i>Allocosa alticeps</i> Mello-Leitao, 1944	PRE	1	3	3	3	2	18		
		Lycosidae	<i>Lycosa thorelli</i> Keyserling, 1877	PRE	5	0	2	4	0	10		
			<i>Schizocosa maltiosa</i> Tullgren, 1905	PRE	0	2	5	0	2	7		
		Opilionida	Gonyleptidae	<i>Acanthopachylus aculeatus</i> Kirby, 1818	PRE	1	1	1	0	0	0	
		Pseudoescorpionida	Unknown 08	Pseudoescorpionida sp. 5285	PRE	0	0	1	0	0	0	
		Geophilomorpha	Geophilidae	Apogeophilus sp. 0064 cf.	PRE	0	0	1	0	0	0	
Lithobiomorpha	Henicopidae	<i>Lamyctes</i> sp. 0089	PRE	0	0	2	1	0	2			
Chylopoda	Scolopendromorpha	Scolopendridae	<i>Rhysida celeris</i> Humbert & Saussure, 1870	PRE	0	0	1	0	0	0		
		Scolopendridae	Scolopendridae sp. 5966 cf.	PRE	1	1	1	0	0	0		
Crustacea	Isopoda	Armadillidae	<i>Armadillidium vulgare</i> Latreille, 1804	DET	0	0	1	0	0	25		
Diplopoda	Julida	Pseudonannolenidae	<i>Pseudonannolene meridionalis</i> Silvestri, 1902	DET	75	67	340	135	202	700		
			<i>Pseudonannolene</i> sp. 0422	DET	18	2	10	0	4	6		
	Blattaria	Blattellidae	<i>Ischnoptera bilunata</i> Saussure, 1869	DET	5	9	12	0	0	4		
	Collembola	Entomobryidae	Entomobryidae sp. 5141	DET	2	0	4	3	4	36		
		Unknown 06	Coleoptera sp. 5596	UNK	1	0	0	0	0	0		
			Coleoptera sp. 5596	UNK	1	0	0	0	0	0		
		Cantharidae	Cantharidae sp. 0281	HER	0	0	0	0	0	3		
			<i>Discodon</i> sp. 0281	PRE	0	0	0	0	1	4		
			<i>Argutoridius bonariensis</i> Dejean, 1831	PRE	8	20	18	12	41	60		
			<i>Arthroctictus chlaenoides</i> Dejean	PRE	2	0	0	0	0	0		
Insecta	Coleoptera		<i>Blenidus loxandroides</i> Straneo, 1951	PRE	0	0	0	4	19	10		
			<i>Brachinus</i> sp. 5337	PRE	0	0	1	0	0	0		
			<i>Dercylus dercylodes</i> Chaudoir, 1883	PRE	0	0	0	0	0	3		
			<i>Ega montevidiensis</i> Tremoleras, 1917	PRE	0	1	0	0	0	0		
			Lebini sp. 5969 cf.	PRE	5	0	2	0	0	0		
			<i>Loxandrus simplex</i> Dejean, 1828	PRE	0	2	4	6	4	9		
			<i>Notiobia cupripennis</i> Germar, 1824	PREs	0	2	5	0	0	2		
			<i>Paranortes cordicollis</i> Dejean, 1828	PRE	0	2	6	0	0	0		
			<i>Polpochila flavipes</i> Dejean, 1831	PREs	1	1	2	0	0	0		
			<i>Pterostichini</i> sp. 0298	PRE	0	0	0	1	18	39		
Insecta	Coleoptera		<i>Scarites melanarius</i> Dejean, 1831	PRE	1	0	0	0	0	0		
			<i>Trirammatus striatulus</i> Fabricius, 1792	PRE	0	4	3	25	37	14		
			<i>Trirammatus</i> sp. 5595	PRE	0	0	0	0	1	3		
			Curculionidae sp. 5079	HER	0	0	0	0	3	0		
			Curculionidae sp. 7075	HER	0	1	2	0	0	0		
			<i>Listroderes costirostris</i> Schöenherr, 1826	HER	0	11	29	1	6	8		
			Elateridae	Elateridae sp. 0140	PREs	1	1	5	0	0	0	
			Elateridae	Elateridae sp. 5959	HER	1	0	0	0	0	0	
			Lampyridae	<i>Photinus fuscus</i> Germar, 1824	PRE	27	227	118	0	0	24	
				<i>Photuris</i> sp. 0076	PRE	41	272	47	0	0	6	
Insecta	Coleoptera		Melyridae	<i>Astylus atomaculatus</i> Blanchard, 1843	PREs	0	1	1	0	0	2	
			Nitidulidae	Nitidulidae sp. 0426	DET	0	0	1	0	1	2	
				<i>Aphodini</i> sp. 0636	HER	0	0	0	0	5	7	
			Scarabaeidae	<i>Diloboderus abderus</i> Sturm, 1826	PREs	0	0	1	0	0	0	
				Phanaeini sp. 5963	DET	4	7	0	0	0	0	
			Staphylinidae	Staphylinidae sp. 0035	PRE	0	1	1	0	0	0	
			Staphylinidae	Staphylinidae sp. 0036	PRE	0	0	1	1	2	6	
			Staphylinidae	Staphylinidae sp. 5967	PRE	0	0	2	0	0	0	
			Tenebrionidae	<i>Lagria villosa</i> Fabricius, 1781	DET	0	0	0	0	0	4	
			Unknown 01	Coleoptera sp. 5144	DET	2	0	0	2	0	0	
Insecta	Diptera	Unknown 02	Coleoptera sp. 0228	UNK	0	1	0	0	0	0		
			Anthomyiidae	Anthomyiidae sp. 5658	PREs	0	0	0	0	0	2	
			Sarcophagidae	Sarcophagidae sp. 5109 cf.	DET	0	1	0	0	1	0	
			Sciariidae	Sciariidae sp. 0386	DET	3	1	8	0	7	3	
			Unknown 03	Diptera sp. 0148	HER	0	0	2	0	0	0	
			Unknown 04	Diptera sp. 5145	UNK	3	0	0	0	0	0	
			Unknown 09	Diptera sp. 5145	PAR	0	0	0	3	0	0	
			Lygaeidae	<i>Nysius simulans</i> Stål, 1860	HER	0	3	3	0	0	1	
			Pentatomidae	<i>Edessa mediatubunda</i> Fabricius, 1794	HER	0	1	0	0	0	0	
			Reduviidae	<i>Rasahus hamatus</i> Fabricius, 1871	PRE	1	2	0	0	0	0	
Insecta	Homoptera		Aphididae	<i>Aphis gossypii</i> Glover, 1877	HER	0	0	0	0	3		
			Cercopidae	<i>Notoculia entrerriana</i> Bergman, 1879	HER	0	0	1	0	0	0	
			Cicadidae	Cicadidae sp. 0226	HER	0	0	0	0	0	3	
			Cicadidae	Cicadidae sp. 7089	HER	1	0	0	0	0	0	
			Aphididae	Aphididae sp.	PAR	0	0	0	0	0	1	
			Apiidae	<i>Apis mellifera</i> Linneo, 1758	HER	0	0	0	0	0	2	
				<i>Acromyrmex ludi</i> Guérin-Méneville, 1838	HOR	1	3	4	0	0	0	
			Hymenoptera	Formicidae	<i>Camponotus mus</i> Roger, 1863	HOR	11	17	0	0	9	0
				<i>Crematogaster</i> sp. 0373 s	PREs	0	0	1	0	0	0	
				Formicidae sp. 0367	PREs	49	0	5	42	0	6	
Insecta	Lepidoptera		<i>Solenopsis saevissima</i> Smith, 1885	PREs	90	15	40	18	13	197		
			<i>Agrotis malefida</i> Guenée, 1852	HER	0	3	4	0	1	8		
			Noctuidae	Lepidoptera	HER	0	0	0	0	0	2	
				<i>Spodoptera cosmioides</i> Walker, 1856	HER	1	0	0	0	0	0	
				Acrididae sp. 7082	HER	8	0	0	7	0	0	
				Acrididae sp. 7087	HER	0	0	1	0	0	0	
			Acrididae	<i>Aleusa uruguayensis</i> Carbonell, 2008	HER	2	0	0	0	0	0	
				<i>Dichroplus elongatus</i> Giglio-Tos, 1894	HER	0	0	5	0	0	0	
				<i>Dichroplus punctulatus</i> Thunberg, 1824	HER	0	0	0	0	2	0	
			Orthoptera		<i>Acheta assimilis</i> Fabricius, 1787	PREs	1	0	2	1	1	0
Insecta	Orthoptera		Gryllidae	Gryllidae sp. 0822	PREs	7	1	0	0	0	0	
				Gryllidae sp. 5962	PREs	7	1	0	10	0	0	
			Tettigoniidae	Tettigoniidae sp. 0047	HER	0	1	0	0	0	0	
			Unknown 05	Orthoptera sp. 5964	HER	0	0	1	0	0	0	
					HER	0	0	0	0	0	0	
					HER	0	0	0	0	0	0	
					HER	0	0	0	0	0	0	
					HER	0	0	0	0	0	0	
					HER	0	0	0	0	0	0	
					HER	0	0	0	0	0	0	
Abundancia Total					390	688	718	280	393	1250		
Riqueza Total					37	35	48	20	25	40		

Apéndice 2. Lista de aves observadas en dos años de muestreo, en tres ambientes de un agroecosistema de la localidad de Zavalla.

Orden	Familia	Especie / Morfoespecie	Grupo Trófico	Año 2015			Año 2016		
				Clausura	Borde	Rastrojo	Clausura	Borde	Rastrojo
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i> Molina, 1782	PRE	0	0	8	0	0	9
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Syrigma sibilatrix</i> Temminck, 1824	PRE	0	0	2	0	0	3
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba maculosa</i> Temminck, 1813	PREs	0	0	6	0	0	6
		<i>Columba picazuro</i> Temminck, 1824	PREs	0	0	0	0	3	0
		<i>Columbina picui</i> Temminck, 1813	PREs	0	0	0	0	0	4
		<i>Zenaida auriculata</i> Des Murs, 1847	PREs	0	0	22	0	0	21
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Guirra guirra</i> Gmelin, 1788	PRE	0	0	0	0	9	0
Falconiformes	Falconidae	<i>Milvago chimango</i> Vieillot, 1816	PRE	4	0	0	3	0	0
		<i>Sicalis luteola</i> Sparman, 1789	PREs	0	2	15	0	1	7
Passeriformes	Emberizidae	<i>Zonotrichia capensis</i> Muller, 1776	PREs	0	1	11	3	0	9
		<i>Furnarius rufus</i> Gmelin, 1788	PRE	0	0	0	0	0	8
	Furnariidae	<i>Synallaxis albescens</i> Temminck, 1823	PRE	3	0	0	4	0	0
		<i>Passer domesticus</i> Linneo, 1758	PREs	0	2	71	0	3	58
	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i> Vieillot, 1809	PRE	4	1	0	4	3	0
			PREs	0	4	0	0	9	3
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Myiopsitta monachus</i> Boddaert, 1783	PREs	0	4	0	0	9	3
Abundancia Total				11	10	135	14	28	128
Riqueza Total				3	5	7	4	6	10

Apéndice 3. Lista de roedores observados en dos años de muestreo, en tres ambientes de un agroecosistema de la localidad de Zavalla.

Orden	Familia	Especie / Morfoespecie	Grupo Trófico	Año 2015			Año 2016		
				Clausura	Borde	Rastrojo	Clausura	Borde	Rastrojo
Rodentia	Cricetidae	<i>Akodon azarae</i> Fischer, 1829	PREs	0	0	0	2	0	0
		<i>Calomys laucha</i> Waterhouse, 1837	PREs	0	1	0	0	2	0
		<i>Calomys musculus</i> Thomas, 1913	PREs	1	1	4	1	1	8
		<i>Oligoryzomys flavescens</i> Bangs, 1900	PREs	0	0	1	1	0	1
	Muridae	<i>Mus musculus</i> Linneo, 1758	PREs	0	0	0	0	1	0
	Caviidae	<i>Cavia aperea pamparum</i> Erxleben, 1777	PREs	8	3	2	6	3	2
Abundancia Total				9	5	7	10	7	11
Riqueza Total				2	3	3	4	4	3