

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**APORTES DE FRANJAS DE *THINOPYRUM INTERMEDIUM*
A LA GESTIÓN INTEGRADA DE PLAGAS DEL CULTIVO DE SOJA**

por

**Hugo Franco PEREYRA COLLAZO
Alfonso Marcel THOME RIERA**

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

**PAYSANDÚ
URUGUAY
2025**

Este Trabajo Final de Grado se distribuye bajo licencia
“Creative Commons **Reconocimiento – No Comercial – Sin Obra Derivada**”.



PÁGINA DE APROBACIÓN

Trabajo final de grado aprobado por:

Directora

Ing. Agr. (Dra.) Silvana Abbate

Codirector

Ing. Agr. (Dr.) Filipe Madeira

Tribunal:

Ing. Agr. (Dr.) Filipe Madeira

Ing. Agr. (Dr.) Xavier Pons

Ing. Agr. (Mag.) Horacio Silva

Fecha:

29 de diciembre de 2025

Estudiante:

Hugo Franco Pereyra Collazo

Alfonso Marcel Thome Riera

AGRADECIMIENTOS

Queremos expresar nuestro más sincero agradecimiento a todas las personas que nos acompañaron y apoyaron durante este proceso académico.

A la Ing. Agr. Dra. Silvana Abbate, por su dedicación, compromiso y colaboración como tutora de este trabajo. Su disposición para brindarnos su tiempo y compartir sus conocimientos resultó esencial para llevarlo adelante. También agradecemos a nuestro co-tutor, Ing. Agr. Dr. Filipe Madeira, por su valiosa colaboración en el análisis de datos y a Horacio Silva por estar siempre dispuesto a ayudarnos.

A quienes fueron parte de la etapa práctica, tanto en el campo como en el laboratorio: Ana Paula, Federico, Tomas. También a Ana Clara por su colaboración en la elaboración de la presentación para la defensa.

Extendemos nuestro agradecimiento a Carol Guillemot y a Patricia Choca, bibliotecarias de EEMAC, por su apoyo y colaboración.

A nuestros amigos de la vida y de la carrera, por acompañarnos en tantas experiencias, aprendizajes y momentos inolvidables. Su compañía y amistad hicieron que este camino fuera aún más enriquecedor.

Agradecemos también a la fuente de financiación gracias a la cual se pudo desarrollar el experimento sobre el cual llevamos adelante nuestra tesis titulada: *Intensificación ecológica: aportes de un cultivo de grano perenne a la biodiversidad y el control biológico* financiado por el FONDO VAZ FERREIRA. Ministerio de Educación y Cultura. Uruguay.

Agradecemos especialmente a nuestras familias, quienes fueron pilares fundamentales en nuestra formación como personas.

TABLA DE CONTENIDO

PÁGINA DE APROBACIÓN.....	3
AGRADECIMIENTOS.....	4
LISTA DE FIGURAS.....	7
RESUMEN.....	10
ABSTRACT.....	12
1. INTRODUCCIÓN.....	14
1.1. Objetivos específicos.....	15
1.2. Hipótesis asociadas a los objetivos específicos.....	15
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	16
2.1. La soja en Uruguay y la región.....	16
2.2. Gestión integrada de plagas.....	16
2.2.1 Insectos plaga del cultivo de soja en Uruguay.....	18
2.2.2 Lagartas defoliadoras.....	18
2.2.3 Chinchas fitófagas.....	19
2.2.4 Fitófagos de importancia menor.....	20
2.2.5. Enemigos naturales.....	21
2.2.6. Predadores en soja.....	21
2.2.7. Parasitoides en soja:.....	23
2.3. Importancia del paisaje en la conservación de artrópodos.....	24
2.3.1. Cultivos perennes y su relación con la abundancia de artrópodos..	26
2.3.2. Aporte del tinopiro en los sistemas agrícola-pastoriles.....	26
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	28
3.1. Localización.....	28
3.2. Diseño experimental.....	28
3.3. Muestreo de artrópodos.....	29
3.4. Análisis estadístico.....	30
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	31
4.1. Estructura y composición funcional de artrópodos.....	31
4.2. Abundancia de enemigos naturales totales.....	35
4.2.1. Abundancia de predadores totales en función del hábitat.....	37

4.2.2. Abundancia de predadores totales en función de la distancia al tinopiro	38
4.2.3. Abundancia de arañas en función del hábitat.....	40
4.2.4. Abundancia de arañas en función de la distancia al tinopiro	41
4.2.5. Abundancia de hemípteros predadores en función del hábitat.....	43
4.2.6. Abundancia de hemípteros predadores en función de la distancia al tinopiro.....	44
4.2.7. Abundancia de crisopas en función del hábitat	46
4.2.8. Abundancia de crisopas en función de la distancia al tinopiro.....	47
4.2.9. Abundancia de coccinélidos en función del hábitat	49
4.2.10. Abundancia de coccinélidos en función de la distancia	50
4.2.11. Abundancia de dípteros en función del hábitat.....	51
4.2.12. Abundancia de parasitoides totales en función del hábitat	51
4.2.13. Abundancia de parasitoides totales en función de la distancia al tinopiro.....	52
4.3. Abundancia de fitófagos	53
4.3.1. Abundancia de lagartas defoliadoras en función del hábitat.....	56
4.3.2. Abundancia de lagartas defoliadoras en función de la distancia al tinopiro.....	57
4.3.3 Abundancia de chinches fitófagas en función del hábitat	59
4.3.4. Abundancia de chinches fitófagas en función de la distancia al tinopiro	60
4.3.5. Abundancia de crisomélidos en función del hábitat.....	62
4.3.6. Abundancia de crisomélidos en función de la distancia al tinopiro ..	63
4.3.7. Abundancia de ortópteros en función del hábitat	65
4.3.8. Abundancia de ortópteros en función de la distancia al tinopiro	66
4.3.9. Abundancia de hormigas fitófagas en función del hábitat.....	67
4.3.10. Abundancia de hormigas fitófagas en función de la distancia al tinopiro.....	67
5. CONCLUSIONES	69
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70

LISTA DE FIGURAS

Figura	Página
Figura 1 <i>Diseño experimental</i>	29
Figura 2 <i>Distribución de la abundancia de artrópodos en función del lugar y método de muestreo</i>	31
Figura 3 <i>Estructura del conjunto de enemigos naturales recolectados con red entomológica en los tres hábitats estudiados</i>	32
Figura 4 <i>Estructura del conjunto de artrópodos predadores recolectados con paño vertical en el cultivo de soja</i>	33
Figura 5 <i>Estructura del conjunto de fitófagos recolectados con red entomológica en los tres hábitats estudiados</i>	34
Figura 6 <i>Estructura del conjunto de fitófagos recolectados con paño vertical en el cultivo de soja</i>	35
Figura 7 <i>Abundancia media ($\pm EE$) de enemigos naturales totales en tinopiro, vegetación espontánea y soja (red entomológica)</i>	36
Figura 8 <i>Medias ajustadas ($\pm IC95\%$) de enemigos naturales según distancia al tinopiro (red entomológica)</i>	37
Figura 9 <i>Abundancia media ($\pm EE$) de predadores en tinopiro, vegetación espontánea y soja muestreados con red entomológica</i>	38
Figura 10 <i>Medias ajustadas ($\pm IC95\%$) de predadores según distancia al tinopiro (red entomológica)</i>	39
Figura 11 <i>Medias ajustadas ($\pm IC95\%$) de predadores según distancia al tinopiro (paño vertical)</i>	40
Figura 12 <i>Abundancia media ($\pm EE$) de arañas en tinopiro, vegetación espontánea y soja muestreados con red entomológica</i>	41
Figura 13 <i>Medias ajustadas ($\pm IC95\%$) de arañas según distancia al tinopiro (red entomológica)</i>	42
Figura 14 <i>Medias ajustadas ($\pm IC95\%$) de arañas según distancia al tinopiro (paño vertical)</i>	43
Figura 15 <i>Abundancia media ($\pm EE$) de hemípteros predadores en tinopiro, vegetación espontánea y soja con red entomológica</i>	44

Figura 16 <i>Medias ajustadas (\pm IC95%) de hemípteros predadores según distancia al tinopiro (red entomológica)</i>	45
Figura 17 <i>Medias ajustadas (\pm IC95%) de hemípteros predadores según distancia al tinopiro (pañó vertical)</i>	45
Figura 18 <i>Abundancia media (\pmEE) de crisopas en tinopiro, vegetación espontánea y soja muestreados con red entomológica</i>	47
Figura 19 <i>Medias ajustadas (\pm IC95%) de crisopas según distancia al tinopiro (red entomológica)</i>	48
Figura 20 <i>Medias ajustadas (\pm IC95%) de crisopas según distancia al tinopiro (pañó vertical)</i>	48
Figura 21 <i>Abundancia media (\pmEE) de coccinélidos en tinopiro, vegetación espontánea y tinopiro muestreados con red entomológica</i>	50
Figura 22 <i>Abundancia media (\pmEE) de dípteros predadores en tinopiro, vegetación espontánea y soja con red entomológica</i>	51
Figura 23 <i>Abundancia media (\pmEE) de parasitoides en tinopiro, vegetación espontánea y soja muestreados con red entomológica</i>	52
Figura 24 <i>Medias ajustadas (\pm IC95%) de parasitoides según distancia al tinopiro (red entomológica)</i>	53
Figura 25 <i>Abundancia media (\pmEE) de fitófagos en tinopiro, vegetación espontánea y soja muestreados con red entomológica</i>	54
Figura 26 <i>Medias ajustadas (\pm IC95%) de fitófagos totales según distancia al tinopiro (red entomológica)</i>	55
Figura 27 <i>Medias ajustadas (\pm IC95%) de fitófagos totales según distancia al tinopiro (pañó vertical)</i>	56
Figura 28 <i>Abundancia media (\pmEE) de lagartas en tinopiro, vegetación espontánea y soja muestreados con red entomológica</i>	57
Figura 29 <i>Medias ajustadas (\pm IC95%) de lagartas según distancia al tinopiro (red entomológica)</i>	58
Figura 30 <i>Medias ajustadas (\pm IC95%) de lagartas según distancia al tinopiro (pañó vertical)</i>	58
Figura 31 <i>Abundancia media (\pmEE) de chinches fitófagas en los diferentes hábitats muestreados con red entomológica</i>	60

Figura 32 <i>Abundancia media ($\pm EE$) de chinches fitófagas en tinopiro, vegetación espontánea y soja con red entomológica</i>	61
Figura 33 <i>Medias ajustadas ($\pm IC95\%$) de chinches fitófagas según distancia al tinopiro (paño vertical)</i>	61
Figura 34 <i>Abundancia media ($\pm EE$) de crisomélidos en tinopiro, vegetación espontánea y soja muestreados con red entomológica</i>	63
Figura 35 <i>Medias ajustadas ($\pm IC95\%$) de crisomélidos según distancia al tinopiro (red entomológica)</i>	64
Figura 36 <i>Medias ajustadas ($\pm IC95\%$) de crisomélidos según distancia al tinopiro (paño vertical)</i>	64
Figura 37 <i>Abundancia media ($\pm EE$) de ortópteros en tinopiro, vegetación espontánea y soja con red entomológica</i>	65
Figura 38 <i>Medias ajustadas ($\pm IC95\%$) de ortópteros según distancia al tinopiro (red entomológica)</i>	66
Figura 39 <i>Abundancia media ($\pm EE$) de hormigas fitófagas en los diferentes hábitats muestreados con red entomológica</i>	67
Figura 40 <i>Medias ajustadas ($\pm IC95\%$) de hormigas fitófagas según distancia al tinopiro (red entomológica)</i>	68

RESUMEN

El cultivo de soja (*Glycine max*) es el principal cultivo agrícola en Uruguay, pero su intensificación plantea serios desafíos en el manejo de plagas, debido a la resistencia de insectos y la contaminación ambiental. En este contexto, la Gestión Integrada de Plagas (GIP) promueve el uso de áreas reservorio para fomentar la presencia y abundancia de enemigos naturales. El objetivo general de este trabajo fue evaluar el aporte del *Thinopyrum intermedium* (tinopiro), una gramínea perenne invernala de doble propósito, a la GIP en el cultivo de soja. Los objetivos específicos consistieron en estudiar el efecto de la distancia a las franjas de tinopiro en la abundancia de artrópodos predadores y fitófagos. Se planteó la hipótesis de que la abundancia de predadores disminuiría y la de fitófagos aumentaría con la distancia a las franjas de tinopiro. El experimento se realizó en EEMAC, Paysandú, Uruguay, utilizando cuatro franjas permanentes de tinopiro paralelas al cultivo de soja. Los puntos de muestreo se establecieron en el tinopiro, en una franja de vegetación espontánea, y dentro de la soja a 10, 25, 40 y 55 metros del borde. Los muestreos se realizaron quincenalmente utilizando una red entomológica en todos los hábitats y un paño vertical dentro de la soja. La abundancia en cada hábitat (tinopiro, vegetación espontánea y soja) se analizó mediante Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) usando distribución binomial negativa debido a la sobredispersión. El hábitat fue efecto fijo y fecha y bloque, efectos aleatorios. Cuando el "Hábitat" resultó significativo, se realizaron comparaciones post-hoc utilizando el paquete emmeans, con ajuste de Sidak para detectar diferencias entre hábitats. Por otro lado, se modeló la abundancia de artrópodos mediante GLMM con distribución binomial negativa, usando la distancia al tinopiro como efecto fijo y fecha y bloque como efectos aleatorios. Se compararon modelos con efecto lineal y con término cuadrático, eligiendo el mejor según AIC. Se recolectaron 7389 artrópodos de interés, siendo el 34% enemigos naturales (predadores y parasitoides). La abundancia de enemigos naturales y predadores fue significativamente menor en la soja que en el tinopiro y la vegetación espontánea. Esta abundancia disminuyó de forma lineal y progresiva con la distancia desde el tinopiro hacia el interior del cultivo. El tinopiro presentó mayor abundancia de crisopas y arañas. En contraste, los fitófagos se concentraron en la soja. Nuestros resultados indican que la inclusión de franjas con *Thinopyrum intermedium* es una estrategia prometedora para favorecer la presencia de artrópodos benéficos y contribuir a la diversificación funcional del sistema. Las franjas perennes funcionan como un refugio y fuente de recursos clave para los enemigos naturales. El patrón de disminución de predadores y el de concentración de fitófagos en la soja (lejos del borde) refuerza la hipótesis de que el tinopiro contribuiría

indirectamente al control natural de plagas mediante la conservación de enemigos naturales en el entorno inmediato del cultivo. De esta forma, el tinopiro se posiciona como un componente multifuncional que integra producción (grano y forraje) y conservación de fauna benéfica, alineándose con los principios de la intensificación ecológica para lograr sistemas agrícola-pastoriles más sustentables en Uruguay.

Palabras clave: *Thinopyrum intermedium*, enemigos naturales, control biológico, franjas perennes, Uruguay

ABSTRACT

Soybean (*Glycine max*) is the main agricultural crop in Uruguay, but its intensification poses serious challenges for pest management due to insect resistance and environmental contamination. In this context, Integrated Pest Management (IPM) promotes the use of reservoir areas to enhance the presence and abundance of natural enemies. The general objective of this study was to evaluate the contribution of *Thinopyrum intermedium* (intermediate wheatgrass), a winter perennial grass of dual purpose, to IPM in soybean crops. The specific objectives were to examine the effect of distance from T. *intermedium* strips on the abundance of predatory and herbivorous arthropods. We hypothesized that predator abundance would decrease and herbivore abundance would increase with increasing distance from the strips. The experiment was conducted at EEMAC, Paysandú, Uruguay, using four permanent T. *intermedium* strips parallel to the soybean crop. Sampling points were established in the tinopiro, in a strip of spontaneous vegetation, and within the soybean crop at 10, 25, 40, and 55 meters from the edge. Sampling was carried out biweekly using an entomological sweep net in all habitats and a vertical beat cloth within soybean. Abundance in each habitat (T. *intermedium*, spontaneous vegetation, and soybean) was analyzed using Generalized Linear Mixed Models (GLMM) with a negative binomial distribution due to overdispersion. Habitat was included as a fixed effect, and date and block as random effects. When "Habitat" was significant, post-hoc comparisons were performed using the emmeans package with Sidak adjustment to detect differences among habitats. In addition, arthropod abundance was modeled through GLMM with a negative binomial distribution, using distance from tinopiro as a fixed effect and date and block as random effects. Models with linear and quadratic terms were compared, selecting the best according to AIC. A total of 7,389 arthropods of interest were collected, 34% of which were natural enemies (predators and parasitoids). The abundance of natural enemies and predators was significantly lower in soybean than in tinopiro and spontaneous vegetation. Their abundance decreased linearly and progressively with increasing distance from the tinopiro toward the interior of the crop. Tinopiro presented higher abundances of lacewings and spiders. In contrast, herbivores were concentrated in soybean. Our results indicate that the inclusion of *Thinopyrum intermedium* strips is a promising strategy for enhancing the presence of beneficial arthropods and contributing to the functional diversification of the system. Perennial strips act as key refuges and resource sources for natural enemies. The pattern of decreasing predator abundance and the concentration of herbivores in soybean (farther from the edge) reinforces the hypothesis that tinopiro may indirectly contribute to natural pest control through the conservation of

natural enemies in the immediate vicinity of the crop. Thus, tinopiro emerges as a multifunctional component that integrates production (grain and forage) with the conservation of beneficial fauna, aligning with the principles of ecological intensification to achieve more sustainable agricultural–pastoral systems in Uruguay.

Keywords: *Thinopyrum intermedium*, natural enemies, biological control, perennial strips, Uruguay

1. INTRODUCCIÓN

La soja (*Glycine max*) en el Uruguay es uno de los cultivos más importantes desde inicios de este siglo, siendo el principal cultivo agrícola de Uruguay. Su intensificación sostenida en los últimos años ha sido objeto de estudio en las diversas áreas de la agronomía siendo el manejo de plagas un punto importante. Debido a la problemática para el control de estas, producto entre otros factores de la resistencia a ciertos principios activos, el control errático que se ha observado en los últimos años con la tecnología Bt y la contaminación ambiental, la Gestión Integrada de Plagas (GIP) emerge como un enfoque estratégico fundamental. Las especies plagas poseen enemigos naturales capaces de mantener las poblaciones por debajo de los niveles de daño. Promover su presencia y abundancia en los paisajes agropecuarios es muy importante para reducir el uso de insecticidas, lo cual ayudaría a disminuir el impacto negativo que la agricultura puede generar en el medio ambiente. En este sentido, una estrategia para albergar una fuente importante de artrópodos es dejar áreas “reservorio”, las cuales serían pequeñas áreas que se dejan sin sembrar y con vegetación natural o con un cultivo estratégico para lograr esta abundancia de especies. Los cultivos perennes de doble propósito serían una alternativa promisorio en este sentido, ya que nos brindan más de un año de refugio para insectos benéficos. El tinopiro (*Thinopyrum intermedium*) es un cultivo promisorio que está emergiendo en nuestro país. Es una gramínea perenne invernal doble propósito, que brinda un recurso de forraje para consumo animal, aportando a la vez grano de buena calidad. Diversos estudios se han realizado sobre este cultivo con relación a los aportes en pérdida de erosión de suelo y adaptaciones agronómicas para las condiciones de Uruguay, pero muy poco se sabe sobre el posible efecto en la promoción de enemigos naturales en los paisajes agrícola ganaderos. En este contexto, el objetivo general de este trabajo fue evaluar el aporte de tinopiro a la gestión integrada de plagas en el cultivo de soja.

1.1. Objetivos específicos

Estudiar el efecto de las distancias a las franjas con *T. intermedium* en la abundancia de:

- a) artrópodos predadores de plagas del cultivo de soja.
- b) insectos fitófagos del cultivo de soja.

1.2. Hipótesis asociadas a los objetivos específicos

- a) La abundancia de artrópodos predadores disminuye a medida que aumenta la distancia entre las franjas de tinopiro y la soja.
- b) La abundancia de insectos fitófagos incrementa a medida que aumenta la distancia entre las franjas de tinopiro y la soja.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. La soja en Uruguay y la región

La agricultura en Uruguay ha sufrido un proceso de intensificación, generando cambios estructurales importantes en el tradicional sistema agrícola-ganadero. La expansión agrícola reemplazó pasturas perennes por cultivos anuales, formando sistemas más simples y homogéneos. Aunque económicamente rentable, este cambio compromete la sostenibilidad a mediano plazo (Ernst Godoy et al., 2024).

La soja (*Glycine max*) es un cultivo oleaginoso de gran importancia a nivel mundial, con una superficie cultivada de 120,77 millones de hectáreas y una contribución de aproximadamente el 64 % de la producción total de semillas oleaginosas, lo que la convierte en el cultivo oleaginoso más importante del mundo, superando al algodón, la colza, el maní, el girasol, entre otros (Gautam et al., 2018).

En Uruguay la soja desde sus comienzos ha tenido un aumento significativo del área sembrada donde en la zafra 23/24 se sembraron 1.064.600 hectáreas (Oficina de Estadísticas Agropecuarias [DIEA], 2024). Hoy en día, y desde hace ya varios años, se ha posicionado como el principal cultivo extensivo de verano, constituyendo una parte importante de la economía del sector agropecuario. Según Uruguay XXI (2025), la soja en el año 2024 resultó en un aumento drástico en el volumen producido, alcanzando las 3 millones de toneladas, lo cual se reflejó en el valor exportado en ese año. Las exportaciones de soja rondaron los 1200 millones de dólares constituyendo así el segundo mayor registro de los últimos 10 años (Rava, 2024).

Diversos factores son los que pueden generar pérdidas económicas en el cultivo de soja, uno de ellos son los insectos plaga. Entre ellos se encuentran las lagartas defoliadoras y las chinches como los grupos más importantes (Abbate, 2022; Zerbino, 2002). Estas son las especies que motivan 3, 4 o hasta 5 aplicaciones de insecticidas (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2001).

2.2. Gestión integrada de plagas

Para que una especie de insecto fitófago alcance el estatus de plaga, es necesario que su población se desarrolle hasta que alcance una población que genere un daño tal que sea capaz de generar un perjuicio económico en un determinado cultivo (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2010).

A nivel mundial el manejo de especies plagas del cultivo de soja se basa predominantemente en la aplicación de insecticidas (Bortolotto et al., 2015). La mayoría de los insecticidas disponibles a nivel comercial no son específicos, por lo tanto, es casi inevitable que como consecuencia de su uso se vean perjudicadas especies no objetivo como los enemigos naturales o polinizadores (Zerbino, 2004).

Si bien el uso de insecticidas es una herramienta en muchos casos eficaz para evitar pérdidas de rendimiento y simplificar el manejo de los cultivos, la excesiva dependencia del control químico se asocia con la contaminación de los ecosistemas y efectos negativos en la salud (Barzman et al., 2015). Por este motivo surge el concepto de Manejo Integrado de Plagas (MIP). El MIP es un sistema de apoyo a la toma de decisiones para la selección y uso de tácticas de control de plagas, ya sea de forma individual o coordinadas de manera armoniosa dentro de una estrategia de manejo, basada en análisis de costo-beneficio que toman en cuenta los intereses de los productores, la sociedad y el medio ambiente (Kogan, 1998). Este modelo se basa en conocer la dinámica poblacional de las plagas por lo tanto una parte importante del MIP es determinar un umbral de daño económico, y la abstención de controlar los insectos hasta alcanzado este umbral (Altieri, 1999).

Posteriormente nace el concepto de Gestión Integrada de Plagas (GIP), concepto más amplio que integra el manejo de cultivo junto al análisis de todos los métodos de protección vegetal disponibles (Dara, 2019). La GIP promueve integrar las medidas más adecuadas para evitar el desarrollo de poblaciones de organismos nocivos y mantener el uso de productos fitosanitarios y otras formas de intervención en niveles que estén económica y ecológicamente justificados, y que reduzcan o minimicen los riesgos para la salud humana y el medio ambiente. La GIP tiene como finalidad, por tanto, el desarrollo de cultivos sanos con la mínima alteración posible de los agroecosistemas y la promoción de los mecanismos naturales de control de plagas (Ballesteros Jareño, 2009; Consejería de Agricultura, Pesca, Agua y Desarrollo Rural, s.f.). No es un principio que deba ser aplicado de forma estricta y uniforme en todas las situaciones, sino más bien una filosofía que pueda guiar al profesional a aplicarlo según corresponda su situación (Dara, 2019).

La Gestión Integrada de Plagas está integrada por cuatro componentes (Dara, 2019);

1. Manejo de la plaga: utilizando las diversas herramientas que existen hoy en día como la resistencia genética o tolerancia de las plantas hacia las plagas, el control

cultural que abarca la fecha de siembra, densidad de siembra, distancia entre hileras, ajuste de la fertilización, control biológico y químico.

2. Conocimiento y recursos: muchas veces la aplicación del manejo integrado de plagas se ve reducida por la falta de conocimiento, recursos, o de un beneficio económico inmediato suficiente.

3. Planificación y organización: el monitoreo cumple un rol fundamental, ya que permite en muchos casos una detección temprana de la plaga dando lugar a aplicaciones localizadas de bajo costo, cuando las infestaciones crecen el monitoreo se vuelve aún más importante para determinar el momento de control óptimo, evitando aplicaciones “calendario”.

4. Comunicación: cumple un rol muy importante, los productores y profesionales del control de plagas deben estar informados sobre las plagas existentes y emergentes, mantenerse al día con los problemas de plagas y sus tendencias de manejo, esto juega un papel clave en la GIP.

2.2.1 Insectos plaga del cultivo de soja en Uruguay

El cultivo de soja enfrenta diversas limitantes que dificultan el incremento de su productividad, entre las que se destacan las plagas, capaces de provocar importantes pérdidas de rendimiento cuando las condiciones favorecen su desarrollo. En Uruguay, la soja es afectada por varios grupos de insectos, especialmente lepidópteros defoliadores y chinches fitófagas las que perjudican al cultivo en diferentes etapas de su ciclo (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2010).

2.2.2 Lagartas defoliadoras

Los lepidópteros defoliadores se consideran plaga primaria del cultivo de soja ya que provocan pérdida de área foliar, reducción de la intercepción de radiación y capacidad fotosintética, acortando el período de llenado de granos y en ocasiones, reduciendo su calidad (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2006).

En nuestro país, el complejo de defoliadoras está constituido principalmente por el complejo de medidoras: *Rachiplusia nu* (Guenée) y *Chrysodeixis includens* (Walker) y por la lagarta de las leguminosas: *Anticarsia gemmatilis* (Hübner) (Lepidoptera: Noctuidae), (Abbate, 2022; Blanco et al., 2016). En Uruguay es muy común encontrar poblaciones de estas especies, por lo que en la planificación de costos para el cultivo de soja se prevé por lo menos una aplicación para el control de estas (Bentancourt Pérez

& Scatoni, 2006). La etapa reproductiva es la más sensible del cultivo, dado que en ella se determinan los rendimientos (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2010). En nuestro país la evidencia indica que la soja en buenas condiciones hídricas podría aceptar hasta un 20% de defoliación en R5 sin un perjuicio en el rendimiento del cultivo (Beasley, 2024).

Anticarsia gemmatalis se considera la especie defoliadora más importante de la soja en el hemisferio occidental. Las larvas habitualmente se alimentan en el tercio o mitad superior del follaje, pero en ataques severos pueden atacar brotes, tallos o hasta vainas. Una larva a partir del cuarto estadio consume la cantidad de vegetación equivalente a su peso en aproximadamente 15 a 16 horas (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2006). Otro defoliador de gran importancia económica en soja es *R. nu* que a diferencia de *A. gemmatalis* esta se ubica preferiblemente en el estrato medio del canopeo dificultando la aplicación efectiva de los insecticidas (Cibils et al., 2023). De similares características a *R. nu*, *C. includens* es un lepidóptero polífago que daña el follaje de las plantas, perforando las hojas sin afectar las nervaduras principales y que, eventualmente, puede atacar las chauchas de leguminosas (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2010).

Una de las estrategias para el control de lagartas es la utilización de cultivares con tecnología Bt, son cultivares genéticamente modificados con la introducción de genes procedentes de la bacteria *Bacillus thuringiensis* (Berliner). En Uruguay el área destinada a soja Bt abarca aproximadamente el 20% del área sembrada de este cultivo (Abbate, 2023). Al ser liberada comercialmente se indicaba como efectiva contra diversas especies de lepidópteros (*Control de plagas*, s.f.): como *A. gemmatalis*, *R. nu*, *C. includens*, *Crociosema aporema* (Walsingham), *Helicoverpa gelotopoeon* (Dyar), *Colias lesbia* (Fabricius), *Loxostege bifidalis* (Walker), *Spilosoma virginica* (Fabricius) y *Heliothis virescens* (Fabricius). Recientemente Vera et al. (2022) en Argentina y Rodríguez Cerrudo (2025) en Uruguay, demostraron la pérdida de susceptibilidad de *Rachiplusia nu* a la proteína Cry1A(c) presente en los cultivares de soja Bt. Bentancourt Pérez y Scatoni (2006) ya alertaban de la importancia de esta especie dada su menor susceptibilidad a insecticidas piretroides.

2.2.3 Chinchas fitófagas

En Uruguay el complejo de chinches fitófagas representa uno de los problemas sanitarios más importantes del cultivo de soja, siendo la especie más problemática *Piezodorus guildinii* (Westwood). Este complejo además está compuesto por otras especies como *Nezara viridula* (Linnaeus), *Dichelops furcatus* (Fabricius) y *Edessa*

meditabunda (Fabricius) (Abbate, 2022). El manejo de estos insectos se vuelve dificultoso por diferentes características, la primera es que causan daños económicos aún en bajas densidades, además la migración de adultos puede devenir en un aumento rápido de las poblaciones, por lo que resulta frecuente realizar aplicaciones adicionales para lograr mantener esta plaga debajo de los umbrales de daño (Abbate, Silva, et al., 2022). Otra característica relevante es que presentan tolerancia intrínseca a los principios activos comúnmente utilizados, por lo que se requieren dosis altas para su control. Tanto las ninfas como los adultos se alimentan del tejido vegetal picando el mismo, con posterior succión del contenido (Panizzi, 1997). El resultado es que se produce aborto y deformación de granos, pérdida de vigor y disminución en la germinación y alteraciones en el contenido de proteína y aceites (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2010). *Nezara viridula* puede generar retrasos en la madurez cuando la infestación de chinches ocurre en las etapas de formación y llenado de granos (Boethel et al., 2000). El incremento de la soja en la en las rotaciones agrícolas ha resultado en un aumento de la fuente de alimento preferida de *P. guildinii*, una plaga que provoca importantes daños en la calidad y producción de grano, la misma carece de un complejo eficiente de enemigos naturales (Castiglioni Rosales et al., 2008).

2.2.4 Fitófagos de importancia menor

Además de las lagartas y las chinches en el cultivo de soja pueden aparecer otras especies de artrópodos fitófagos que ocasionalmente podrían convertirse en plaga como coleópteros, ortópteros o himenópteros donde destacan las hormigas cortadoras (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2010). En condiciones de estrés hídrico los ortópteros pueden poner en riesgo la implantación mientras que la arañuela roja (*Tetranychus urticae* Koch) y los trips (*Caliothrips phaseoli* Hood) pueden generar senescencia anticipada (Gamundi & Perotti, 2009, como se cita en Giovanini et al., 2025).

Los ortópteros, como la langosta migratoria (*Schistocerca cancellata* Serville) pueden alimentarse de las partes aéreas de la soja y otros cultivos, causando daños severos en fases gregarias al formar enjambres capaces de destruir hectáreas completas (Zhang et al., 2019). Su desarrollo está condicionado por lluvias abundantes seguidas de calor, que favorecen la reproducción y la biomasa vegetal. En Uruguay no representan una amenaza constante, ya que su presencia es sólo ocasional y bajo condiciones climáticas específicas poco frecuentes (Dirección General de Servicios Agrícolas [DGSA], s.f.).

La araña roja (*Tetranychus urticae*) y los trips (Thysanoptera) pueden llegar a ser un problema en situaciones de sequía y altas temperaturas donde se ven muy favorecidas (Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa [Aapresid], 2022). La araña roja, es un ácaro que puede convertirse en un problema en soja en condiciones de estrés hídrico, cuando al alimentarse en el envés de las hojas con sus estiletes bucales reduce la superficie fotosintética (Pauletti, 2016). Los trips, también afectan al cultivo mediante su alimentación por succión, dañando hojas y órganos reproductivos, lo que provoca decoloración, necrosis, caída prematura de hojas y reducción del rendimiento (Gamundi & Perotti, 2009, como se cita en Giovanini et al., 2025). Las especies que se encuentran con mayor frecuencia en el cultivo de soja en Uruguay son *Caliothrips phaseoli* (Hood), y *Frankliniella occidentalis* (Pergande) con menor asiduidad (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2010). Si bien están presentes a lo largo de todo el ciclo, las infestaciones más severas ocurren en floración y llenado de grano (Twardowski et al., 2024).

Entre otros insectos fitófagos de menor importancia en el cultivo de soja se encuentra *Diabrotica speciosa* (Germar), el cual es un coleóptero, de la familia Chrysomelidae. Si bien su principal hospedero es el maíz, también puede alimentarse de soja (Montoya Carpio, 2024). En Uruguay se está comenzando a registrar mayor abundancia de esta especie en las primeras etapas del cultivo de soja

2.2.5. Enemigos naturales

En la naturaleza la mayoría de los insectos fitófagos no alcanzan poblaciones que causen un daño económico al cultivo, esto es atribuible en parte a factores ambientales o abióticos, pero también a factores bióticos (Abbate, 2022). La inmensa mayoría de las especies presentan enemigos naturales, los que se clasifican en predadores, parasitoides y patógenos. Cuando se afecta el complejo de enemigos naturales que regula dichas poblaciones es común que un insecto emerja como plaga, un claro ejemplo es el uso indiscriminado de insecticidas amplio espectro (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2001). En soja el grupo de artrópodos más abundante tanto en los márgenes como dentro del cultivo son las arañas (Asutin Martínez & Brehm Müller, 2019).

2.2.6. Predadores en soja

Los artrópodos predadores se caracterizan por atacar y matar a sus presas, consumiéndolas en un período corto de tiempo (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2001). En

el cultivo de soja los predadores que aparecen temprano en el cultivo pueden evitar que poblaciones de insectos fitófagos alcancen niveles de daño económico (McPherson et al., 1982). En Uruguay la mayoría de los predadores son polífagos, predominando en el cultivo de soja las arañas (Abbate, 2022).

Las arañas constituyen un grupo sumamente diverso y numeroso, presente en una amplia variedad de ambientes. Su capacidad de adaptación les permite habitar distintos ecosistemas, donde cumplen un papel clave como depredadores naturales dada la abundancia con la que a menudo se presentan (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2001). Ribeiro (2010) menciona a las arañas como el grupo más abundante; constituyendo el 50% de los predadores que se encuentran en la parte aérea. Asutin Martínez y Brehm Müller (2019) resaltaron la abundancia de arañas en los márgenes de chacras de soja siendo las mismas el 83,2% del total de artrópodos evaluados.

Dentro de los hemípteros predadores tres familias resultan las más abundantes: Anthocoridae, Geocoridae y Nabidae. *Orius insidiosus* (Say) (Anthocoridae) es la especie más comúnmente encontrada del género *Orius*, se la puede encontrar en diversos cultivos, atacando por ejemplo *C. aporema* (Basso & Ribeiro, 2002). En este caso es común que al abrir los brotes de soja afectados por *C. aporema* se encuentren dos o hasta tres de estos predadores. También atacan ácaros, trips y huevos de insectos, donde pueden llegar a ser grandes consumidores de huevos y larvas de lepidópteros plaga (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2001).

Otro hemíptero predador de importancia es *Geocoris pallipes* (Stål) (Geocoridae) a menudo puede encontrarse en cultivos de soja, maíz, alfalfa o algodón. Cuando abundan contribuyen de manera eficaz al control de plagas ya que tanto sus ninfas como adultos son voraces predadores generalistas que se alimentan de ácaros, pequeños insectos, larvas y pulgones (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2001).

Los nábidos (Nabidae) son de gran importancia dentro de los enemigos naturales, sus miembros son todos predadores y se los puede encontrar sobre la vegetación aérea (Basso & Ribeiro, 2002). Dentro de esta familia destaca el género *Nabis spp* muy frecuente en la vegetación espontánea, se alimentan de huevos y orugas pequeñas de lepidópteros y otros insectos. En cultivos extensivos atacados por lagartas, los nábidos son uno de los grupos de predadores más abundantes, asociado principalmente a *A. gemmatilis*, *P. adultera*, *Faronta albilinea* (Hübner) y *R. nu*. (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2001).

Los coccinélidos (Coleoptera: Coccinellidae), son en su mayoría carnívoros y se alimentan tanto de larvas como los adultos de ácaros, pulgones, cochinillas y otros

insectos de cuerpo blando. Este grupo de insectos ejercen un importante papel como predadores de artrópodos plagas. En soja hay varias especies que se diferencian por su tamaño y coloración. En cultivos extensivos en Uruguay se destacan: *Eriopis connexa* (Germar), *Coccinella ancoralis* (Germar), *Cycloneda sanguinea* (Linneo), *Harmonia axyridis* (Pallas) e *Hyperaspis festiva* (Guérin-Ménéville) entre otras (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2001).

Por otro lado, los neurópteros, se destacan como uno de los órdenes más relevantes por su rol benéfico en los agroecosistemas. Durante su desarrollo larval, puede consumir varias presas a lo largo de su vida, mientras los adultos se alimentan de líquidos y polen (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2001). Muchas de sus especies actúan como depredadores eficaces de diversas plagas, incluyendo pulgones, moscas blancas, psílidos y otros insectos perjudiciales para los cultivos. *Chrysoperla externa* (Steinmann) es la especie más frecuente en los sistemas agrícolas-pastoriles de Uruguay (Basso & Ribeiro, 2002) llegando a ser extremadamente abundante en cultivos de soja (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2001). Las larvas de este neuróptero son predadoras, se alimentan de huevos, lagartas, pulgones, ácaros y otros artrópodos de tegumento blando (Carvalho & Souza, 2002).

2.2.7. Parasitoides en soja:

Los parasitoides cumplen por lo menos una fase de su desarrollo asociado al huésped del cual se alimenta. A diferencia de los predadores, que consumen varias presas durante su vida, los parasitoides se caracterizan por utilizar un solo individuo huésped durante todo su ciclo biológico, estableciendo asociaciones que perduran hasta la muerte del hospedero (Parra et al., 2002). En el cultivo de soja, los parasitoides resultan muy importante tanto para el control biológico natural de poblaciones de insectos plaga como para utilizar en programas de control biológico aplicado (Parra et al., 2002).

Copidosoma sp (Hymenoptera: Encyrtidae), es el principal enemigo natural de *Rachiplusia nu*. Esta especie ovipone dentro de los huevos de la lagarta, deposita de 1 a 3 huevos que luego se dividen centenares de veces por poliembrionía, si bien no le impide su emergencia y desarrollo, una vez que la lagarta prepara el capullo para pupar muere por efectos de los parasitoides (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2006).

Según una investigación realizada en EEMAC por Ribeiro y Castiglioni (2008), *Telenomus podisi* fue el principal agente de mortalidad de *P. guildinii*, sin embargo, este controlador natural no fue suficiente para mantener la población de chinches por debajo

de los umbrales de daño económico utilizados en el cultivo de soja, donde el máximo porcentaje de huevos parasitados se dio luego del pico de posturas y en una etapa del cultivo donde la soja ya no era susceptible al daño de chinches.

2.3. Importancia del paisaje en la conservación de artrópodos

Tscharntke et al. (2016) destacan la importancia de conservar hábitats naturales y seminaturales para sostener comunidades funcionales de enemigos naturales. Estos hábitats proporcionan a los insectos recursos alternativos (refugio y alimento) que favorecen a la supervivencia y reproducción de estos organismos en los momentos en que no hay un cultivo en la chacra (González et al., 2022). Estos autores también destacan que la distribución espacial y calidad de este paisaje es muy importante, no basta solo con preservar pequeñas “islas” de vegetación si no están conectadas o si están muy degradadas.

Los paisajes más heterogéneos y diversificados tenderán a favorecer comunidades más estables de enemigos naturales (Tscharntke et al., 2016). La sola presencia de hábitats naturales no garantiza un control biológico efectivo, ya que dicho potencial puede verse significativamente restringido por la intensificación agrícola (Geiger et al., 2010). Específicamente, prácticas como el elevado uso de pesticidas, la simplificación del paisaje y los monocultivos reducen la biodiversidad funcional y limitan el impacto de los enemigos naturales (Geiger et al., 2010).

Enfoques agroecológicos basados en principios ecológicos ofrecen alternativas para contrarrestar estas fallas del modelo convencional (Altieri & Nicholls, 2020). Estudios recientes también enfatizan la necesidad de adoptar paisajes diversos para mejorar los servicios ecosistémicos en combinación con prácticas agrícolas sostenibles (Tscharntke et al., 2021), mientras que evidencias locales muestran cómo la expansión del monocultivo de soja en Uruguay ha transformado y empobrecido la estructura del paisaje y su diversidad (Tiscornia et al., 2014).

Diversos estudios han demostrado que el entorno paisajístico influye fuertemente en la eficacia del control biológico. Gardiner et al. (2009) encontraron que los enemigos naturales generalistas son más abundantes en chacras de soja rodeados por cobertura vegetal diversa, lo que se traduce en un mayor control biológico. En contraste, paisajes dominados por monocultivo de soja u otros cultivos anuales, presentaron menor abundancia de predadores, lo que puede llevar a una mayor necesidad de control químico. Esto resalta la importancia de conservar o incorporar esta

diversificación vegetal en la matriz agrícola para sostener servicios ecosistémicos como el control biológico.

Según Bentancourt Pérez y Scatoni (2001), los monocultivos generan condiciones altamente favorables para el desarrollo de ciertos insectos, en particular algunas especies de noctuidos que causan importantes daños económicos. En contraste, los enemigos naturales de estas plagas requieren una mayor diversidad ambiental y vegetal para poder establecerse y desarrollarse adecuadamente. En este sentido, Asutin Martínez y Brehm Müller (2019) remarcan la importancia de implementar prácticas de manejo que incluyan la preservación de la vegetación espontánea en los márgenes de chacra, evitando el uso de agroquímicos en esas áreas. Esto se debe a que dichos márgenes pueden actuar como fuente de arañas y servir de refugio para enemigos naturales, como coccinélidos y hemípteros depredadores, especialmente hacia el final del ciclo del cultivo de soja. Según Abbate (2022), la abundancia de predadores de la soja se relaciona negativamente con la proporción de dicho cultivo en el paisaje, pero se asocia positivamente con pastizales naturales y márgenes de chacra lo cual resalta la importancia de la composición del paisaje en el manejo integrado de plagas.

La incorporación de praderas en los agroecosistemas resulta en un efecto positivo en la estabilidad de un gran número de invertebrados y en la disminución de los daños al cultivo (Zerbino, 2004). En sistemas agrícola-ganaderos donde coexisten cultivos, áreas de praderas artificiales y campo natural donde permanecen con pocas modificaciones durante años se proporciona continuidad de huéspedes vegetales a algunas especies fitófagas, pero también se ejerce el mismo efecto sobre los enemigos naturales (Zerbino, 2004).

Según Toivonen et al. (2018), las franjas sembradas con cultivos perennes tienen el potencial de favorecer el control biológico de plagas en paisajes agrícolas que han sido intensificados, esto debido a que se diversifica la disponibilidad de recursos para enemigos naturales generalistas. Estos autores concluyen que el efecto de las franjas puede favorecer poblaciones de enemigos naturales, atenuar aumentos en las poblaciones plagas en cebada y contribuir a la biodiversidad y reducción de uso de insecticidas. Pompozzi et al. (2021) marcan la importancia de la presencia de hábitats seminaturales en los paisajes agrícolas, ya que estos son fuente de alimento y refugio para los predadores naturales de las plagas, sobre todo en el caso de soja, que debido al uso de insecticidas los sitios de oviposición de las arañas dentro de este cultivo son muy bajos.

2.3.1. Cultivos perennes y su relación con la abundancia de artrópodos

Los sistemas agrícolas son más inestables en cuanto a biodiversidad como consecuencia de la simplificación del paisaje. En dichos sistemas, los problemas de plagas se acentúan y requieren un mayor uso de insecticidas provocando diversos efectos negativos tales como contaminación, muerte de enemigos naturales; resurgencia y resistencia de plagas (Zerbino, 2004).

Los cultivos perennes son de gran importancia para el crecimiento y desarrollo de los ciclos de vida de los insectos, la cual cobra mayor relevancia en épocas poco favorables (Zumoffen et al., 2010). La adopción de nuevas estrategias agrícolas como la preservación de la vegetación marginal, la reducción en el uso de pesticidas y el aprovechamiento de los múltiples recursos que ofrecen los cultivos perennes permiten mantener las poblaciones de insectos benéficos en “equilibrio oscilante” con las especies plaga (Zumoffen et al., 2010).

La perennización de las especies cultivadas constituye una estrategia prometedora para mitigar la pérdida de servicios ecosistémicos derivada de la agricultura basada en cultivos anuales, esto debido a que los sistemas perennes pueden restaurar funciones ecológicas como la captura de carbono, la retención de nutrientes y la mejora en la biodiversidad del suelo (Crews & Cattani, 2018). Estos autores a su vez señalan que los cultivos perennes podrían servir como reservorio de enemigos naturales (o de plagas) que podrían colonizar sistemas de cultivos agrícolas anuales.

Clemente-Orta et al. (2020) concluyeron que el cultivo de Alfalfa (*Medicago sativa*) dada su perennidad es clave para la conservación de enemigos naturales y mejorar el control biológico en paisajes agrícolas ya que actúa como fuente de fauna benéfica en este caso en el cultivo de maíz.

2.3.2. Aporte del tinopiro en los sistemas agrícola-pastoriles

El tinopiro es una gramínea rizomatosa perenne, originaria de Eurasia, históricamente utilizada como forraje debido a su alta producción de biomasa y buena calidad nutritiva (Vogel & Jensen, 2001). En las últimas décadas ha sido objeto de programas de domesticación como cereal perenne, motivados por características agronómicas favorables como su semilla relativamente grande, menor desgrane, altura uniforme y maduración sincrónica en comparación con otras gramíneas perennes (Wagoner & Schaeffer, 1990).

El interés en su desarrollo no radica únicamente en su valor productivo, sino también en su potencial para mejorar la sustentabilidad de los sistemas agrícolas. Su cultivo se asocia con beneficios ecosistémicos tales como la mejora de la salud del suelo (Culman et al., 2013), la protección de la calidad del agua (Jungers et al., 2019) y el secuestro de carbono (Sprunger et al., 2019). Estas características lo posicionan como una alternativa prometedora frente a los impactos de la agricultura intensiva y el cambio climático (Crews et al., 2018). Se ha demostrado que el tinopiro puede generar raíces funcionales que alcanzan profundidades de hasta dos metros, lo que le permite aprovechar el agua disponible en capas profundas del suelo (Clément et al., 2022). Esta característica le otorga una notable ventaja en escenarios de sequía, al incrementar su potencial de absorción hídrica frente a condiciones limitantes (Sleiderink, 2020).

Según el artículo *Kernza® and intermediate wheatgrass* (2025), la incorporación del tinopiro como cultivo perenne representa un avance significativo en la sostenibilidad agrícola ya que mantiene la cobertura vegetal viva, proporcionando una protección constante del suelo y ofreciendo hábitat para las especies presentes en los pastizales. Los agricultores de los Estados Unidos que sembraron tinopiro en sus campos, manifestaron la posibilidad de uso del tinopiro cultivo como cultivo doble propósito como una práctica atractiva (Lanker et al., 2020).

El tinopiro tiene un alto potencial como cultivo perenne doble propósito en regiones templadas con inviernos suaves, como Uruguay. Su adopción podría mejorar la sostenibilidad agrícola, reducir la dependencia de insumos externos y ofrecer flexibilidad económica en sistemas integrados de cultivo y ganadería (Locatelli Fagúndez, 2023).

En relación con el aporte para el manejo de plagas, hay muy pocos estudios que evalúen el rol de los cultivos perennes en la conservación de enemigos naturales y el control biológico en soja. Por ello, se hace necesario ampliar el conocimiento en este sentido, explorando cómo *T. intermedium* puede contribuir a sistemas agrícolas más sostenibles y equilibrados.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Localización

El experimento fue instalado en la Estación Experimental “Dr. Mario A. Cassinoni” (EEMAC) de la Facultad de Agronomía (32, 5° latitud S, 58° longitud W), departamento de Paysandú. Se realizó entre los meses de diciembre de 2024 y mayo de 2025.

3.2. Diseño experimental

El experimento se llevó a cabo en el potrero de la estación meteorológica (32°22'44.78 " latitud S 58° 3'51.88" latitud W) donde ya estaban establecidas 4 franjas permanentes de tinopiro dispuestas en paralelo al cultivo, las cuales fueron sembradas en el mes de mayo de 2024 (figura 1). Cada franja de tinopiro tuvo una dimensión aproximada de 12 m de ancho por 20 m de largo. Frente a cada una de las cuatro franjas (B1–B4) se delimitó una franja de vegetación espontánea y, a continuación, el cultivo de soja.

La soja fue sembrada el 19 de diciembre, utilizando el cultivar NEO 62s24 se, un cultivar no Bt. La densidad de siembra utilizada fue 60 kg/ha, con una distancia entre hileras de 19 cm, buscando el objetivo de 7 plantas por metro lineal, es decir 36,8 plantas por metro cuadrado. El cultivo se implantó en un periodo de importante déficit hídrico determinando una cobertura heterogénea y un crecimiento retrasado. Las lluvias durante las primeras etapas del período vegetativo contribuyeron a uniformizar el desarrollo del cultivo. Durante toda la etapa del cultivo no se realizaron aplicaciones de insecticidas.

Las franjas de tinopiro se sembraron 4 bloques el 20 de mayo de 2024, cada uno con dimensiones de 20m de largo por 12 m de ancho, asegurando que el cultivo se encontrara establecido y con buen desarrollo al momento de la siembra de soja. El tinopiro fue evaluado también en términos de producción de grano y forraje. La cosecha de grano se realizó el 23/1/25 obteniéndose un rendimiento de 127 kg/ha \pm 8,8 el cual es considerado bajo debido a escasa la disponibilidad hídrica durante floración y llenado de grano.

Se establecieron puntos de muestreo a una distancia fija del tinopiro correspondientes a: 0 metros (dentro del tinopiro, en la mitad del ancho de la franja), 4 metros (en una franja enmalezada) y dentro del cultivo de soja a los 10, 25, 40 y 55

metros desde el borde de la franja, de esta manera se dispusieron un total de 6 puntos de muestreo en cada uno de los bloques (figura 1).

Figura 1

Diseño experimental



La figura 1 muestra un esquema del diseño experimental, donde se indican las franjas de tinopiro (color verde oscuro), la vegetación espontánea (amarillo) y el cultivo de soja (verde claro), junto con la disposición de los puntos de muestreo (x) correspondientes a cada distancia.

3.3. Muestreo de artrópodos

Los muestreos se iniciaron el 17 de enero, cuando el cultivo de soja se encontraba en estado fenológico V2. Dichos muestreos se realizaron en cada una de las cuatro franjas de tinpiro y a distancias de 4, 10, 25, 40 y 55 metros respecto a estas, señalando los puntos de muestreo con estacas de madera. Las evaluaciones se repitieron con una periodicidad aproximada de 15 días y se mantuvieron hasta la cosecha de la soja en mayo.

La recolección de muestras se efectuó mediante el uso de red entomológica en la franja de *T. intermedium*, en la franja de transición en la cual emergieron malezas (4 metros) y en la soja. En cada punto se realizaron transectos de 20 redadas, cuyos artrópodos fueron almacenados en bolsas de nylon rotuladas y conservados en freezer hasta su procesamiento e identificación en laboratorio. Adicionalmente, en los puntos de muestreo dentro de la soja se utilizó la técnica de paño vertical, con tres repeticiones por sitio, registrando en planillas los artrópodos de interés. Completando así un total de 7 muestreos con paño y 8 con red entomológica.

3.4. Análisis estadístico

Para evaluar la abundancia de enemigos naturales y fitófagos entre hábitats, se ajustaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMM). Inicialmente se probó un modelo con distribución Poisson, pero todas las variables respuesta presentaron sobredispersión significativa (diagnosticada con el paquete DHARMA). Por ello, se ajustaron modelos con distribución binomial negativa (*nbinom2*). En estos modelos, "Hábitat" (tinopiro, vegetación espontánea y soja) se incluyó como efecto fijo, mientras que "Fecha de muestreo" y "Bloque experimental" se consideraron efectos aleatorios para controlar la variabilidad temporal y espacial. Cuando el "Hábitat" resultó significativo, se realizaron comparaciones post-hoc utilizando el paquete emmeans, con ajuste de Sidak para identificar diferencias entre hábitats.

Para evaluar el efecto de la distancia al tinopiro sobre la abundancia de artrópodos, se ajustaron GLMM con distribución binomial negativa, incluyendo la "distancia al margen" como efecto fijo, "fecha de muestreo" y el "bloque experimental" como efectos aleatorios. Inicialmente se ajustó un modelo con efecto lineal de la distancia. Posteriormente, con el fin de detectar posibles relaciones no lineales, se ajustó un segundo modelo incorporando un término cuadrático. La selección del modelo final se realizó mediante el criterio de parsimonia basado en AIC, seleccionando el modelo con menor valor de AIC. La validez de los modelos se verificó a través del diagnóstico de residuos simulados (paquete de DHARMA).

Por último, la relación entre la abundancia y la distancia se interpretó como monótona (aumento o disminución con la distancia) cuando solo el efecto lineal fue significativo, y como no lineal (curvatura) cuando el modelo con el término cuadrático mostró un ajuste superior.

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software R (versión 4.4.1; R Core Team. 2024), utilizando los paquetes lme4, glmmTMB, DHARMA, emmeans, multcomp, MuMIn y ggplot2.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Estructura y composición funcional de artrópodos

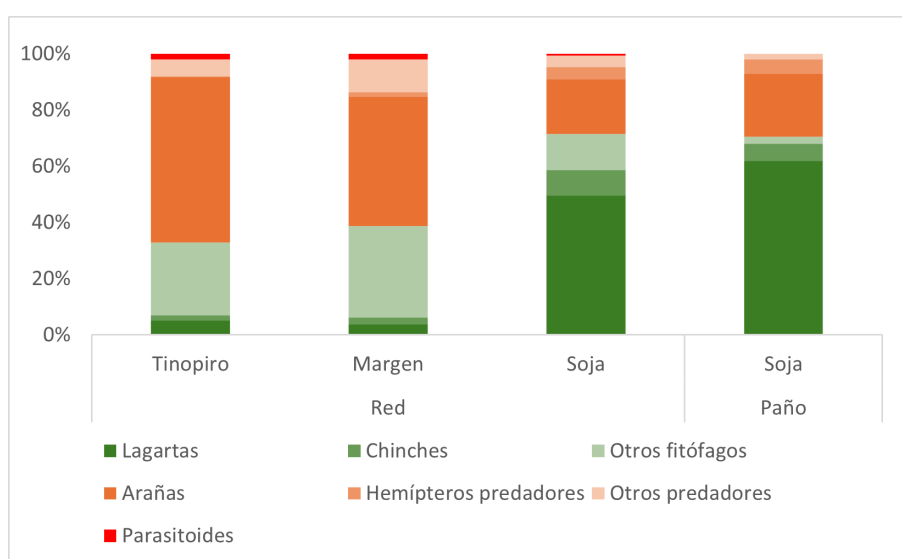
Se recolectaron, integrando ambos métodos de muestreo, un total de 7389 artrópodos de interés, de los cuales 2518 (34%) resultaron enemigos naturales, dentro de este grupo se analizaron 2484 predadores y 34 parasitoides. Discriminando según método de muestreo, con red, se capturaron 1384 enemigos naturales en total, desagregados en 1350 predadores y 34 parasitoides. Utilizando paño vertical (realizado sólo en soja), se recolectaron 1134 predadores, pero no se registraron parasitoides en este método.

Con respecto a los insectos fitófagos, en el total de los muestreos, se contabilizaron con ambos métodos de captura 4871 artrópodos, dividiéndose los mismos en 2187 insectos fitófagos muestreados con red entomológica y 2684 insectos fitófagos muestreados con paño vertical (el cual se efectuó solo en soja).

Para visualizar la estructura del conjunto de artrópodos predadores en ambos métodos (paño y red) se elaboraron gráficas de distribución que muestran la proporción relativa de este grupo en cada método y lugar de muestreo (figura 2).

Figura 2

Distribución de la abundancia de artrópodos en función del lugar y método de muestreo



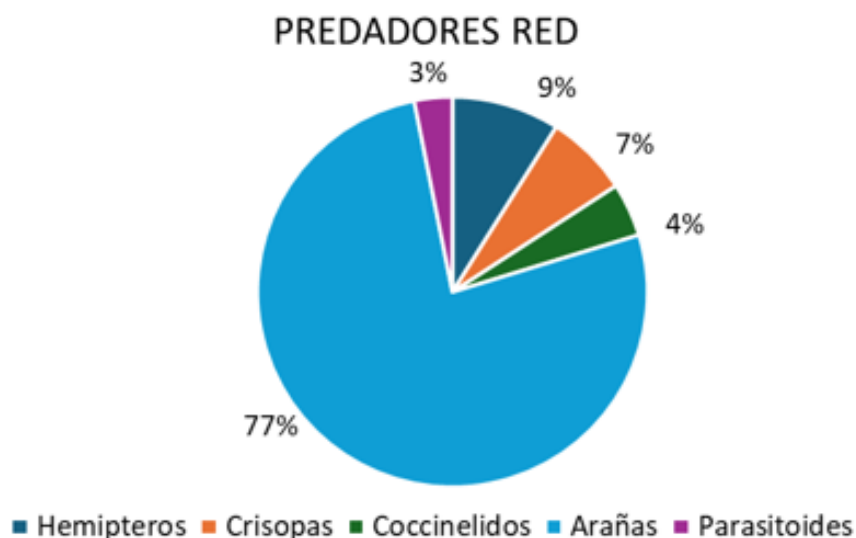
Existe una gran variación en la estructura de la composición de artrópodos en función principalmente del sitio de muestreo. Se puede observar cómo los enemigos naturales pasan de ser el gran grupo más abundante (67%) en tinopiro a ser el menos

abundante (29%) en soja, esto se debe al aumento de los insectos fitófagos plagas de la soja principalmente. Dentro de los enemigos naturales no se observan mayores cambios en su composición como sí se observan en los fitófagos. Tanto en tinopiro como en el margen de vegetación espontánea predomina la categoría “otros fitófagos” donde se agruparon aquellos fitófagos de menor importancia como crisomélidos, ortópteros y hormigas cortadoras, pero cuando se observa la composición de los fitófagos en el cultivo de soja se ve una mayor variación dentro del grupo ya que lagartas y chinches aumentan su proporción (en relación con el total).

En el muestreo realizado con red entomológica (figura 3), la comunidad de predadores presentó una estructura dominada por arañas (77%) y hemípteros (9%), mientras que los demás grupos como las crisopas, coccinélidos y carábidos, estuvieron representados en proporciones menores (figura 3). Este patrón evidencia la importancia de los grupos más generalistas, particularmente las arañas, dentro del conjunto de enemigos naturales registrados mediante este método, como ya habían observado diversos autores como Asutin Martínez y Brehm Müller (2019), Esbres Silva y Montanaro Schlottmann (2020) y Abbate (2022).

Figura 3

Estructura del conjunto de enemigos naturales recolectados con red entomológica en los tres hábitats estudiados

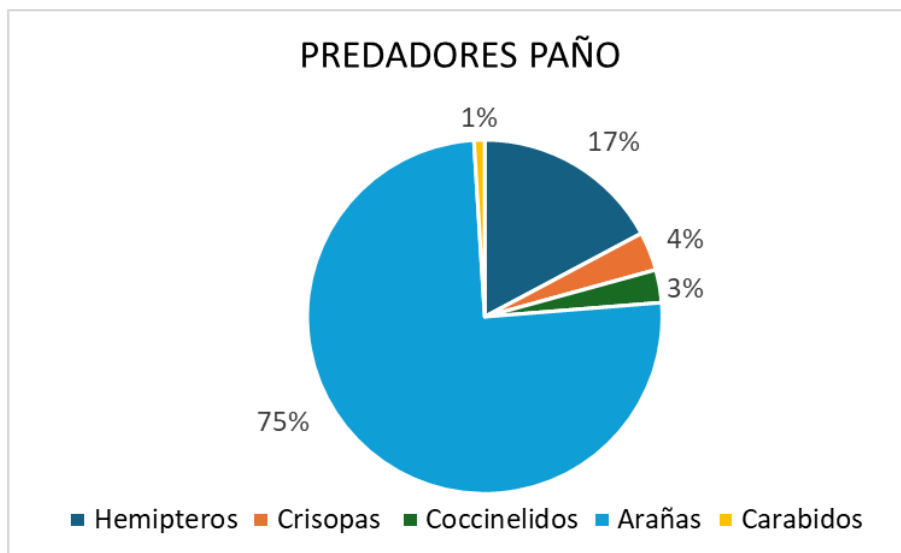


En el muestreo con paño vertical (figura 4), la composición relativa de los predadores mostró una tendencia similar a la obtenida con red, con predominancia de arañas seguidas por hemípteros predadores, aunque se observó una ligera variación en la representación de los otros grupos funcionales (figura 4). En ambos casos, la

estructura de enemigos naturales sugiere que con ambos métodos de muestreo se obtienen resultados similares a la composición de la comunidad de predadores.

Figura 4

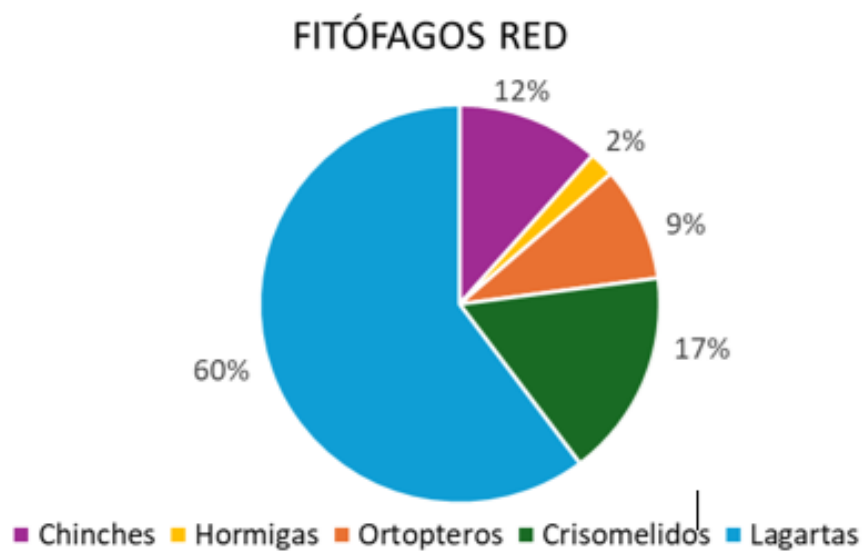
Estructura del conjunto de artrópodos predadores recolectados con paño vertical en el cultivo de soja



En el muestreo con red entomológica, la comunidad de insectos fitófagos estuvo dominada por larvas de lepidópteros (lagartas); en segundo orden se registraron crisomélidos y chinches, mientras que ortópteros y hormigas tuvieron una presencia minoritaria (figura 5).

Figura 5

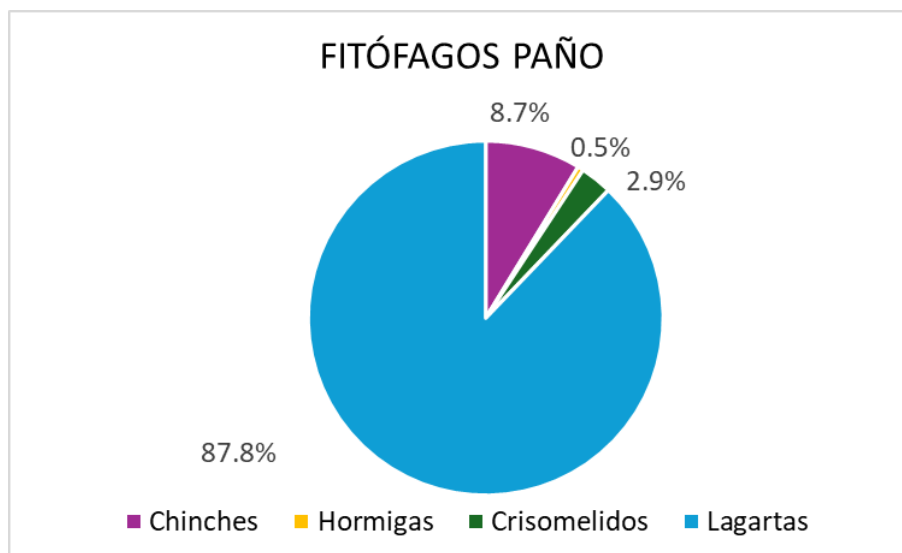
Estructura del conjunto de fitófagos recolectados con red entomológica en los tres hábitats estudiados



En el muestreo con paño vertical la comunidad de insectos estuvo claramente dominada por lagartas; en segundo término, aparecieron chinchas, y en proporciones mucho menores los demás grupos (figura 6).

Figura 6

Estructura del conjunto de fitófagos recolectados con paño vertical en el cultivo de soja

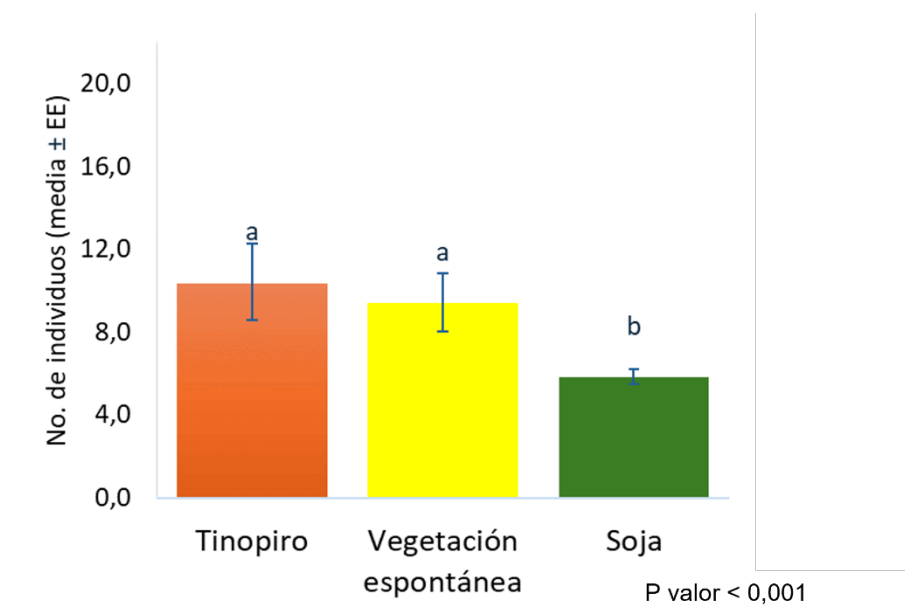


4.2. Abundancia de enemigos naturales totales

La abundancia de enemigos naturales difirió significativamente entre hábitats (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 23.39$, $df = 2$, $p < 0.001$). Las comparaciones de medias mostraron que la soja presentó menor abundancia de enemigos naturales en comparación con los otros dos hábitats, mientras que el tinopiro y la vegetación espontánea no difirieron entre sí (figura 7). Este patrón indicaría que las franjas de tinopiro y la vegetación espontánea podrían actuar como reservorios de enemigos naturales, favoreciendo su concentración en los márgenes del cultivo.

Figura 7

Abundancia media (\pm EE) de enemigos naturales totales en tinopiro, vegetación espontánea y soja (red entomológica)



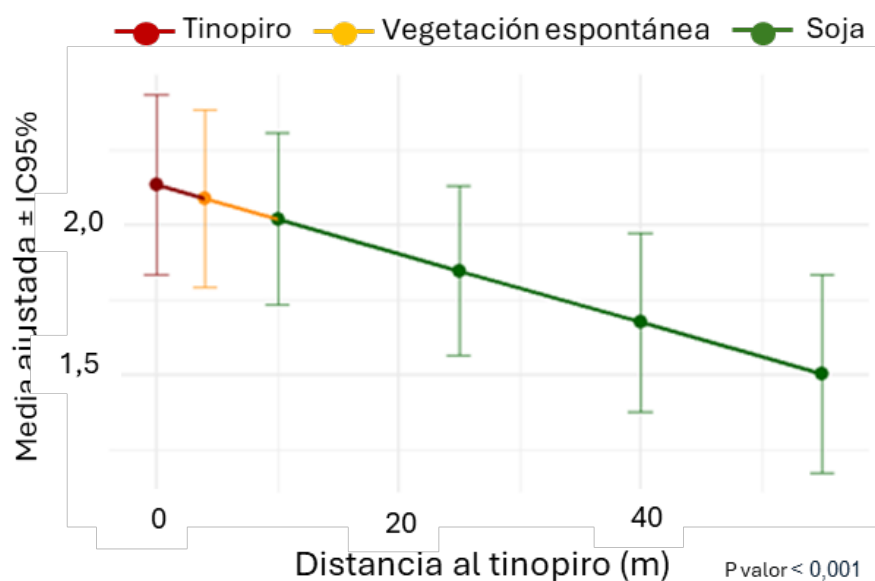
Nota. Barras con letras diferentes indican diferencias significativas entre hábitats

En función de la distancia al tinopiro, la abundancia de enemigos naturales totales registrada con red entomológica disminuyó significativamente con la distancia al tinopiro (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 19.15$, $df = 1$, $p < 0.001$). La comparación entre modelos (AIC) mostró que el modelo lineal fue el más parsimonioso. Por lo tanto, la abundancia de enemigos naturales disminuyó de forma lineal y progresiva desde el tinopiro hacia el interior del cultivo de soja (figura 8).

Las medias ajustadas mostraron mayores abundancias en el margen del tinopiro (0 m) y una reducción gradual hacia el interior del cultivo de soja (figura 8). Esto coincide con lo observado por Crews y Cattani (2018), quienes indican que los cultivos perennes pueden actuar como reservorio de enemigos naturales.

Figura 8

Medias ajustadas (\pm IC95%) de enemigos naturales según distancia al tinopiro (red entomológica)



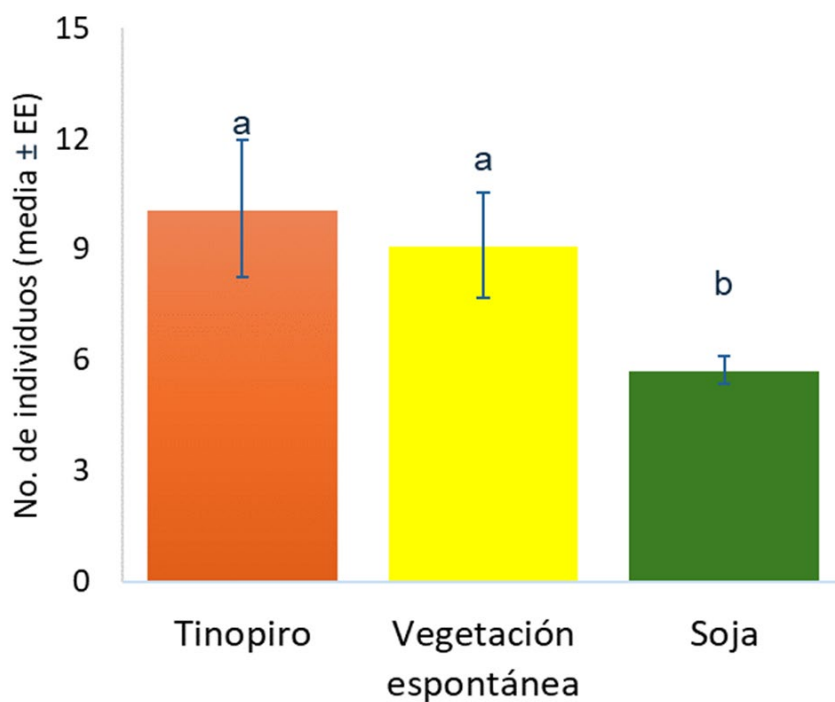
Este grupo de artrópodos no se evaluó como tal para el muestreo con paño vertical debido a que en el mismo se debería de tomar en cuenta a los parasitoides, los cuales no son capturados mediante el método de paño vertical.

4.2.1. Abundancia de predadores totales en función del hábitat

La abundancia de predadores difirió significativamente entre hábitats (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 20.34$, $df = 2$, $p < 0.001$). Las comparaciones de medias mostraron que la soja presentó menor abundancia de predadores en comparación con los otros dos hábitats, mientras que el tinopiro y la vegetación espontánea no difirieron entre sí en abundancia de predadores (figura 9). Este patrón indicaría que las franjas de tinopiro y la vegetación espontánea actúan como reservorios de predadores, favoreciendo su concentración en los márgenes del cultivo.

Figura 9

Abundancia media (\pm EE) de predadores en tinopiro, vegetación espontánea y soja muestreados con red entomológica



P valor < 0,001

Nota. Barras con letras diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.

4.2.2. Abundancia de predadores totales en función de la distancia al tinopiro

Los resultados obtenidos con red entomológica indican que la abundancia de predadores disminuyó significativamente con la distancia al tinopiro (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 16.5$, $df = 1$, $p < 0.001$). La comparación entre modelos (AIC) mostró que el modelo lineal fue el más parsimonioso. Por lo tanto, la abundancia de predadores disminuyó de forma lineal y progresiva desde el tinopiro hacia el interior del cultivo de soja (figura 10).

Las medias ajustadas mostraron mayores abundancias en el margen del tinopiro (0 m) y una reducción gradual hacia el interior del cultivo de soja (figura 10), la explicación en este caso es la misma que fue discutida en enemigos naturales, ya que solo se diferencian en que predadores no incluye a los parasitoides.

Los resultados obtenidos con paño vertical indican que la abundancia de predadores disminuyó significativamente con la distancia al tinopiro (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 12.9$, $df = 1$, $p < 0.001$). La comparación entre modelos (AIC) mostró que

el modelo lineal fue el más parsimonioso. Por lo tanto, la abundancia de predadores disminuyó de forma lineal y progresiva desde el tinopiro hacia el interior del cultivo de soja (figura 11).

Las medias ajustadas estimadas por el modelo reflejaron el mismo patrón entre ambos métodos de muestreo, mostrando mayores valores de abundancia en el margen del tinopiro y una reducción gradual y continua hacia el interior del cultivo (figuras 10 y 11).

Figura 10

Medias ajustadas (\pm IC95%) de predadores según distancia al tinopiro (red entomológica)

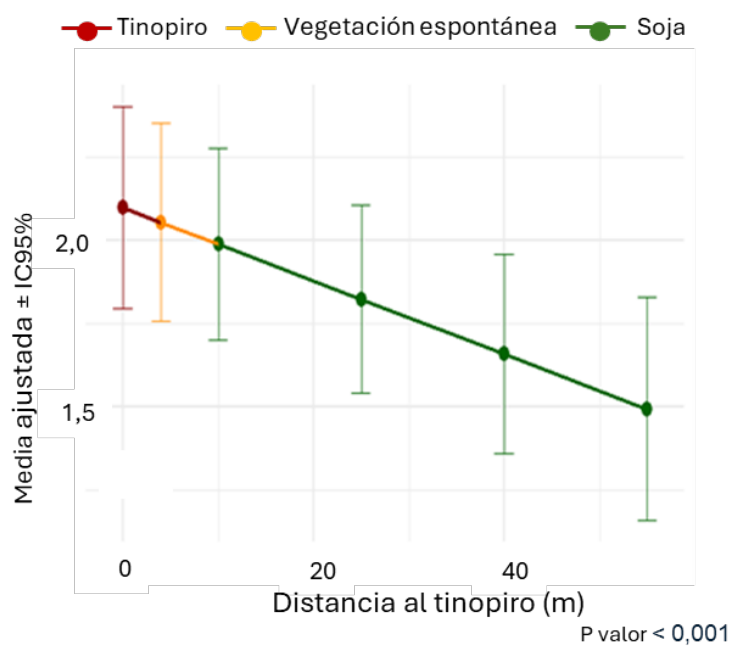
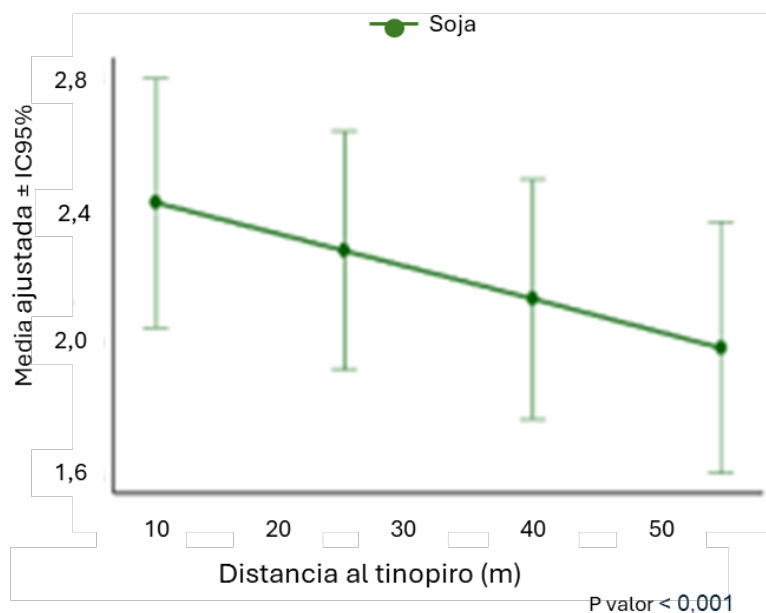


Figura 11

Medias ajustadas (\pm IC95%) de predadores según distancia al tinopiro (paño vertical)



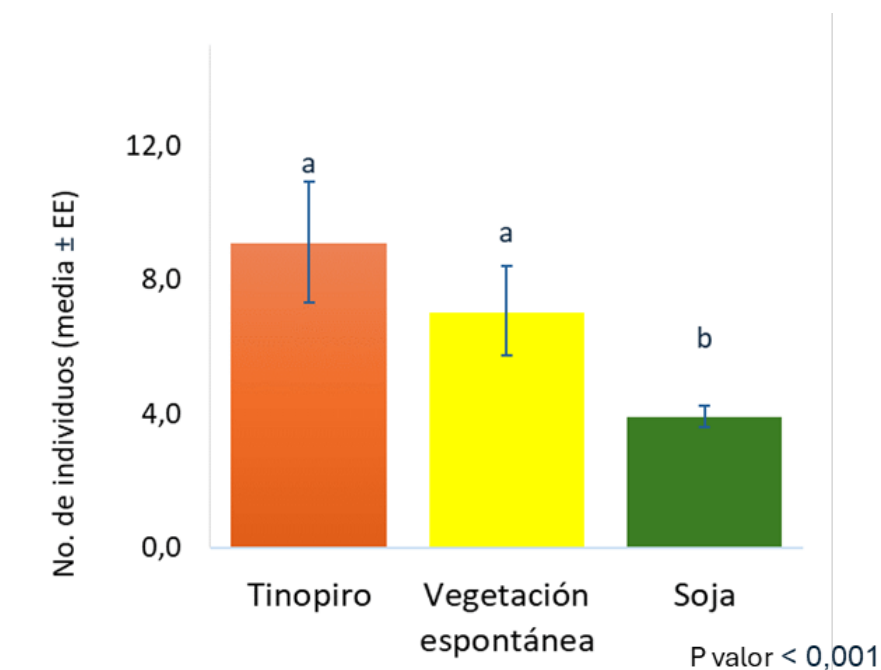
Estos resultados son consistentes con lo reportado por Abbate, Madeira, et al. (2022), quienes encontraron que el cultivo de soja en el paisaje podría afectar negativamente la abundancia de predadores, a su vez estos autores también reportan que los márgenes de vegetación espontánea de los campos son una fuente de artrópodos predadores de gran importancia en las chacras de soja. Lo cual también se relaciona positivamente con lo descrito en este trabajo donde se encontraron diferencias significativas entre la abundancia del margen con el cultivo de soja, a su vez no hubo diferencias significativas entre el margen y el tinopiro lo cual indicaría que el cultivo de tinopiro podría actuar de igual forma que un margen de vegetación espontánea para la preservación de predadores, a diferencia de la vegetación espontánea el tinopiro permitiría cosechar forraje y grano, intensificando la producción sin perjudicar servicios ecosistémicos.

4.2.3. Abundancia de arañas en función del hábitat

En el caso de las arañas, se observaron patrones similares entre los dos métodos de muestreo, aunque con diferencias en la forma de la relación entre la abundancia y la distancia al tinopiro. La abundancia de arañas fue mayor en los márgenes con tinopiro y vegetación espontánea que en el interior del cultivo de soja (figura 12).

Figura 12

Abundancia media (\pm EE) de arañas en tinopiro, vegetación espontánea y soja muestreados con red entomológica



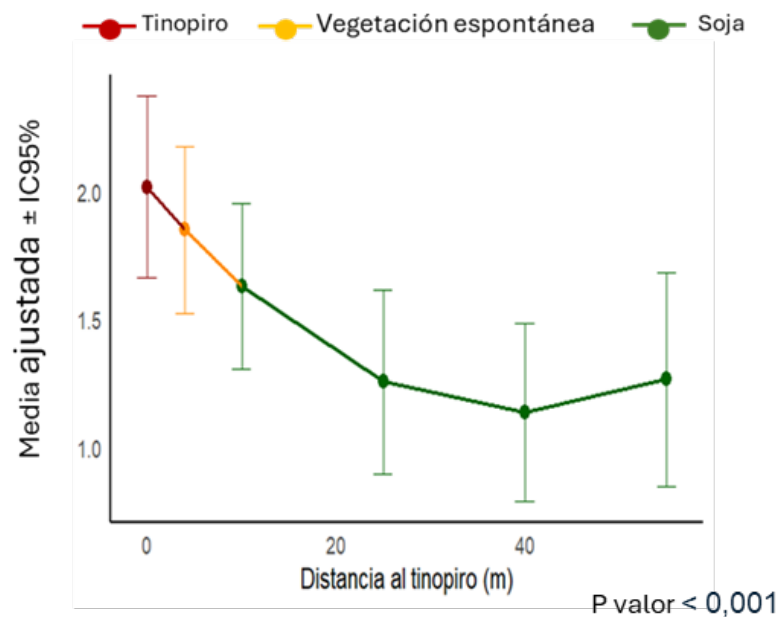
Nota. Barras con letras diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.

4.2.4. Abundancia de arañas en función de la distancia al tinopiro

Los resultados obtenidos mediante red entomológica indican que la abundancia de arañas disminuyó significativamente con la distancia al tinopiro (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 26.07$ df = 2, $p < 0.001$). La comparación entre modelos (AIC) mostró que el modelo polinomial (2º orden) fue el más parsimonioso. Por lo tanto, la abundancia de arañas disminuyó de forma curvilínea, siguiendo un patrón parabólico positivo, con un mínimo en las distancias intermedias (figura 13).

Figura 13

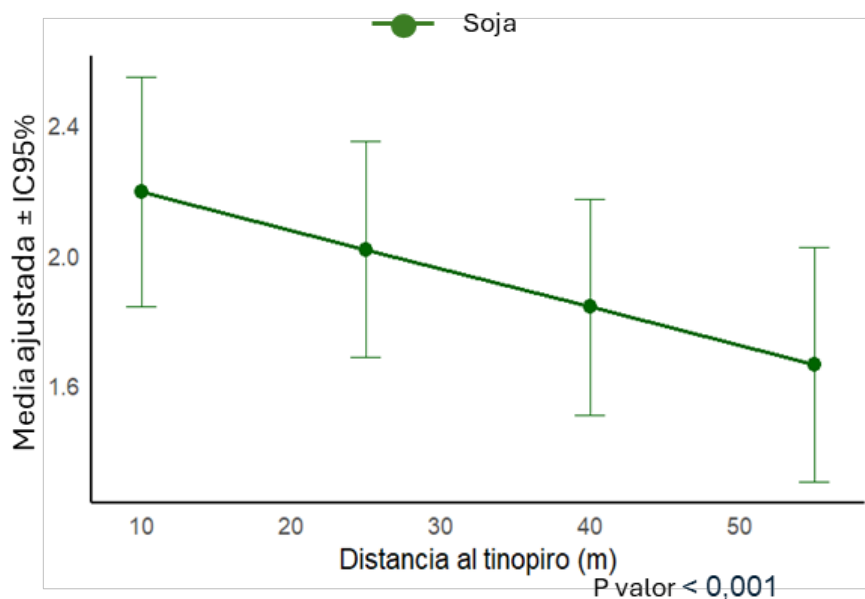
Medias ajustadas (\pm IC95%) de arañas según distancia al tinopiro (red entomológica)



Los resultados obtenidos mediante método de paño vertical indican que la abundancia de arañas disminuyó significativamente con la distancia al tinopiro (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 14.24$, $df = 1$, $p < 0.001$). La comparación entre modelos (AIC) mostró que el modelo lineal fue el más parsimonioso. Por lo tanto, la abundancia de arañas disminuyó de forma lineal y progresiva desde el tinopiro hacia el interior del cultivo de soja (figura 14).

Figura 14

Medias ajustadas (\pm IC95%) de arañas según distancia al tinopiro (paño vertical)



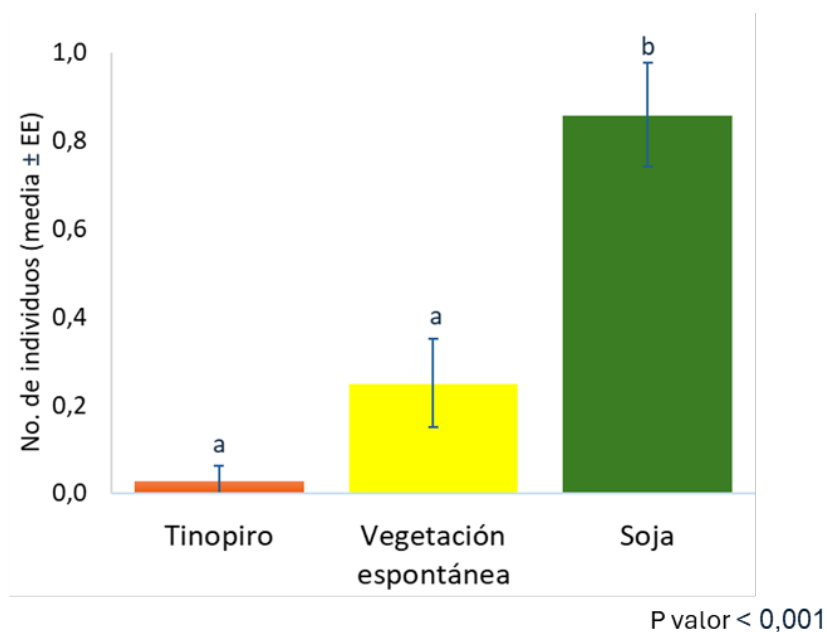
En conjunto, ambos métodos de muestreo mostraron que las arañas se concentran en los márgenes del cultivo, particularmente en las franjas de tinopiro y vegetación espontánea (muestreos con red), y que su abundancia disminuye hacia el interior de la soja. El tinopiro actúa como un hábitat marginal clave que favorece la presencia de arañas, probablemente al ofrecer refugio, estructura vegetal y mayor disponibilidad de presas, dispersándose luego hacia el cultivo. Esto resalta la importancia de los márgenes vegetados en la conservación de enemigos naturales dentro del cultivo. Resultados similares obtuvieron Asutin Martínez y Brehm Müller (2019) donde registraron una abundancia de arañas promedio mayor en los márgenes que dentro del cultivo de soja. Abbate, Madeira, et al. (2022) por su parte también registraron una mayor abundancia en los márgenes que en la soja independientemente de si esta era Bt o no Bt.

4.2.5. Abundancia de hemípteros predadores en función del hábitat

Al analizar por separado el grupo de hemípteros predadores, se observaron patrones distintos según el método de muestreo utilizado. En el muestreo con red entomológica (figura 15), la abundancia difirió significativamente entre hábitats (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 18.33$, $df = 2$, $p < 0.001$). La abundancia fue mayor en el cultivo de soja, mientras que el tinopiro y la vegetación espontánea presentaron abundancias más bajas y no difirieron entre sí (figura 15).

Figura 15

Abundancia media (\pm EE) de hemípteros predadores en tinopiro, vegetación espontánea y soja con red entomológica



Nota. Barras con letras diferentes indican diferencias significativas entre hábitats (comparaciones post-hoc emmeans con ajuste de Sidak).

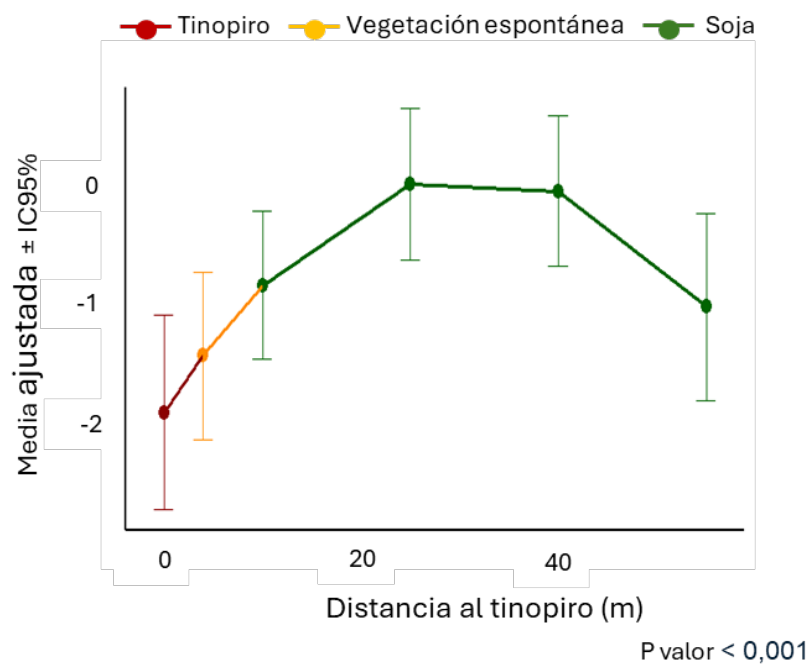
4.2.6. Abundancia de hemípteros predadores en función de la distancia al tinopiro

Los resultados obtenidos con red entomológica indican que la abundancia de hemípteros predadores en relación con la distancia al tinopiro ajustó a un modelo cuadrático (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 22.69$, $df = 2$, $p < 0.001$). La comparación entre modelos (AIC) mostró que el modelo polinomial (2° orden) fue el más parsimonioso. Por lo tanto, la abundancia de hemípteros predadores aumentó de forma curvilínea, siguiendo un patrón parabólico negativo, con un máximo en las distancias intermedias (figura 16).

Las medias ajustadas mostraron máximos de abundancia en distancias intermedias del cultivo de soja (25–40 m), mientras que los valores fueron menores tanto dentro del tinopiro (0 m) como en las zonas más alejada de la soja (55 m) (figura 16).

Figura 16

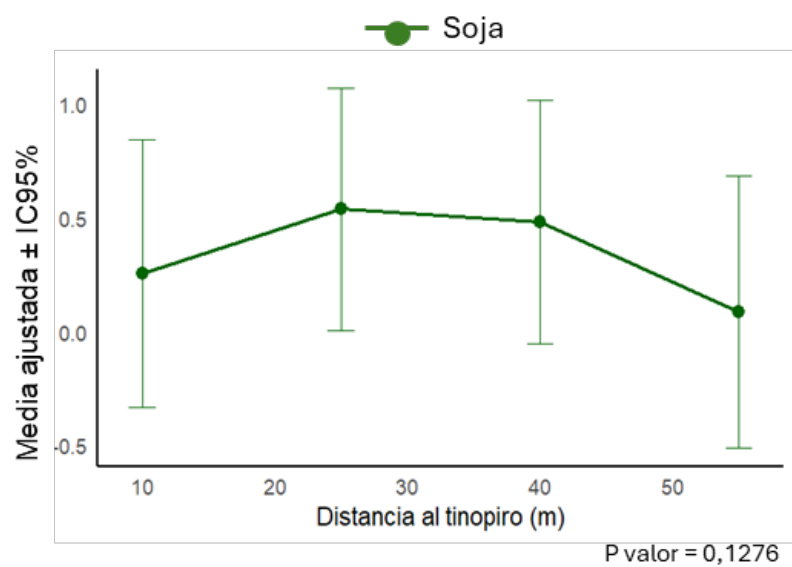
Medias ajustadas (\pm IC95%) de hemípteros predadores según distancia al tinopiro (red entomológica)



Los resultados obtenidos con paño vertical indican que los datos no se ajustan al modelo lineal, ni al modelo cuadrático (p valor > 0.5), y como se puede ver en la figura 17, la abundancia ajustada es uniforme en el gradiente de distancias (figura 17).

Figura 17

Medias ajustadas (\pm IC95%) de hemípteros predadores según distancia al tinopiro (paño vertical)



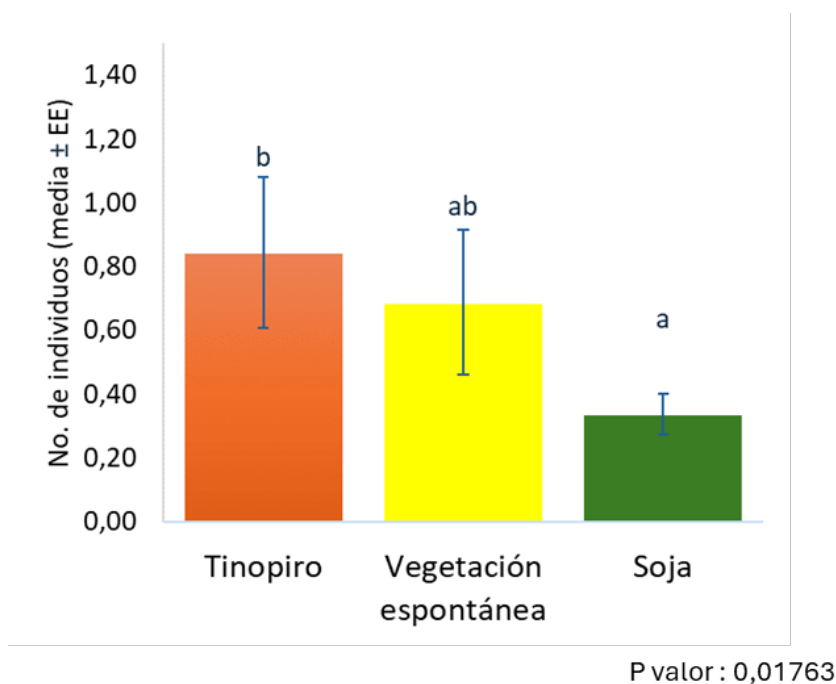
Estos resultados resaltan la importancia de la correcta elección del método de muestreo para este grupo de insectos, el muestreo con red entomológica resulta ser más efectivo, en el muestreo con paño vertical las diferencias no fueron significativas, aunque la tendencia observada fue la misma. La comparación de medias indicó una marcada y significativa preferencia de los hemípteros predadores por el cultivo de soja, esto puede estar asociado a la facilidad que les brinda la soja para capturar el alimento, ya que como describen Bentancourt Pérez y Scatoni (2001) especies de este grupo se alimentan de trips, huevos y pequeñas larvas de lepidópteros, las que fueron muy abundantes. En relación con las diferencias entre métodos de muestreo Southwood y Henderson (2000) señalan que los insectos alados que tienden a volar cuando son perturbados serán muestreados de manera deficiente, que es lo que podría ocurrir con este grupo de insectos cuando se utiliza el método de paño vertical.

4.2.7. Abundancia de crisopas en función del hábitat

La abundancia de crisopas difirió significativamente entre hábitats (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 8.07$ df = 2, $p = 0.012$). Las comparaciones de medias mostraron que el tinopiro presentó mayor abundancia de crisopas, fue intermedia en la vegetación espontánea y menor en la soja, con diferencias significativas únicamente entre tinopiro y soja ($T > S$; VE intermedio) (figura 18). Este patrón indicaría que las franjas de tinopiro actúan como reservorio de crisopas, favoreciendo su concentración en este cultivo.

Figura 18

Abundancia media (\pm EE) de crisopas en tinopiro, vegetación espontánea y soja muestreados con red entomológica



Nota. Barras con letras diferentes indican diferencias significativas entre hábitats (comparaciones post-hoc emmeans con ajuste de Sidak).

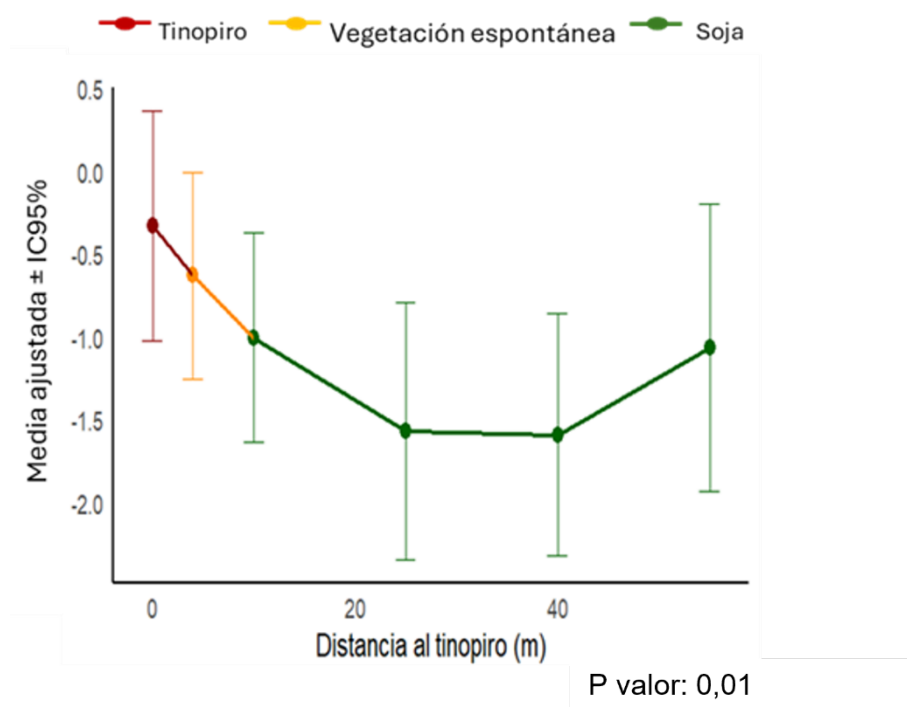
4.2.8. Abundancia de crisopas en función de la distancia al tinopiro

Los resultados obtenidos con red entomológica indican que la abundancia de crisopas disminuyó significativamente con la distancia al tinopiro ($\chi^2 = 9.46$, $df=1$, $p < 0.01$). La comparación entre modelos (AIC) mostró que el modelo polinomial (2º orden) fue el más parsimonioso. Por lo tanto, la abundancia de crisopas disminuyó de forma curvilínea, siguiendo un patrón parabólico positivo, con un mínimo en las distancias intermedias (figura 19).

Las medias ajustadas mostraron mayores abundancias en el margen del tinopiro (0 m) y una reducción hasta las distancias intermedias, volviendo a aumentar hacia la última distancia de muestreo (55 m) (figura 19).

Figura 19

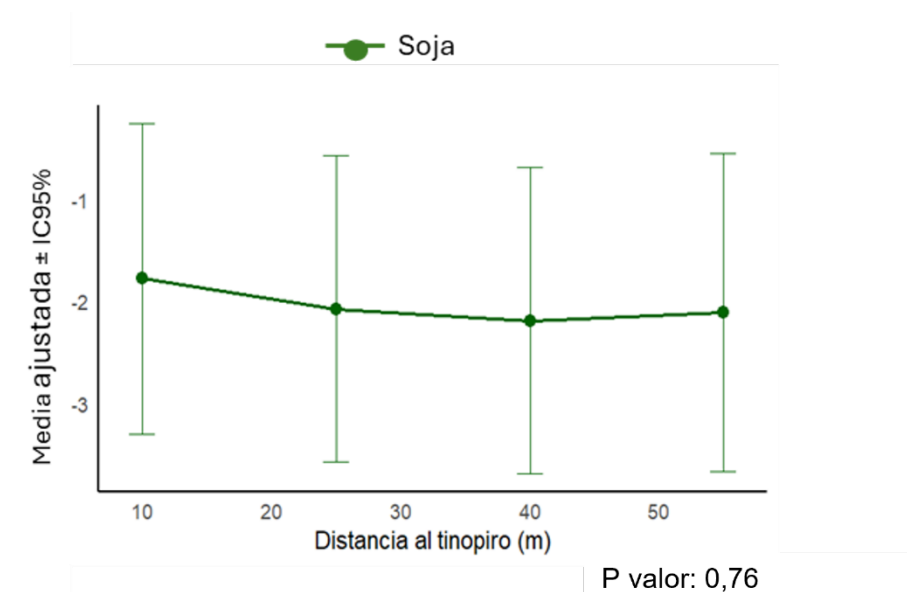
Medias ajustadas (\pm IC95%) de crisopas según distancia al tinopiro (red entomológica)



Los resultados obtenidos con paño vertical indican que los datos no se ajustan al modelo lineal, ni al modelo cuadrático (p valor > 0.5), la abundancia ajustada es uniforme en el gradiente de distancias (figura 20).

Figura 20

Medias ajustadas (\pm IC95%) de crisopas según distancia al tinopiro (paño vertical)



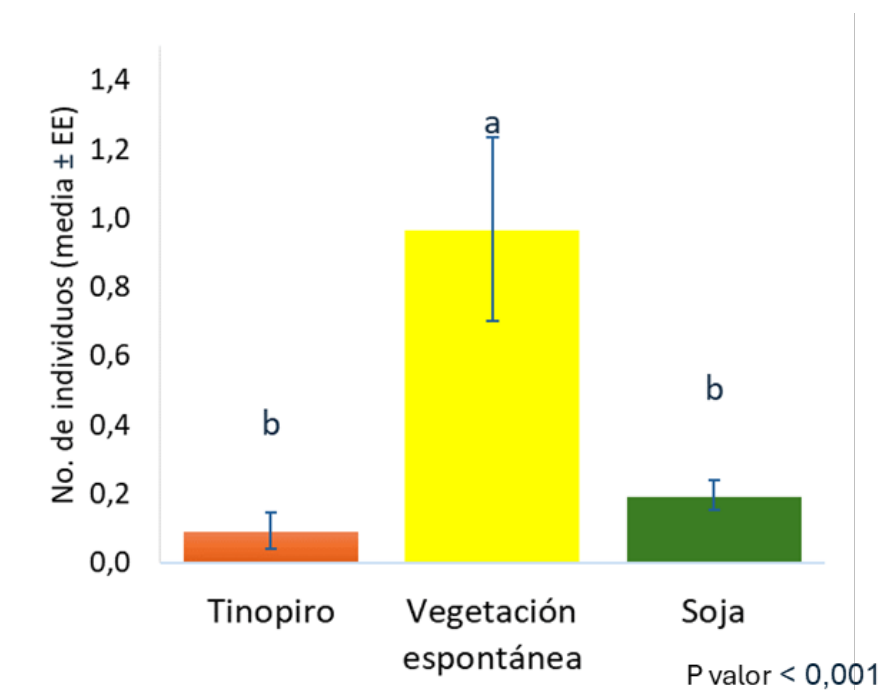
Estos resultados indicarían que el tinopiro sería refugio para las crisopas y que, si bien la diferencia contra el margen de vegetación espontánea no fue significativa, sí se observa mayor abundancia en comparación al cultivo de soja lo que podría estar asociado a su ciclo de vida. El tinopiro al ser un cultivo perenne a diferencia de la vegetación espontánea que en su mayoría eran especies anuales como *Amaranthus spp*, *Echinochloa sp* y *Choris sp*, podría generar un ambiente óptimo para este grupo de artrópodos en relación con la disponibilidad de alimento en situaciones donde las condiciones en el margen y dentro del propio cultivo de soja son desfavorables como ocurre durante la senescencia. Abbate, Madeira, et al. (2022) detectaron una asociación negativa entre la relación perímetro/área para este grupo de insectos luego de la etapa R3 del cultivo de soja, la cual relacionaron con una mayor capacidad migratoria desde el cultivo cuando las condiciones no eran óptimas. Esto podría explicar la relación no lineal con patrón curvo que ajustó el modelo.

4.2.9. Abundancia de coccinélidos en función del hábitat

En el caso de los coccinélidos predadores, la abundancia difirió significativamente entre hábitats (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 24.53$, $df = 2$, $p < 0.001$). La abundancia fue mayor en la vegetación espontánea, mientras que el tinopiro y la soja presentaron abundancias más bajas y que no difirieron entre sí (figura 21).

Figura 21

Abundancia media ($\pm EE$) de coccinélidos en tinopiro, vegetación espontánea y tinopiro muestreados con red entomológica



Nota. Barras con letras diferentes indican diferencias significativas entre hábitats (comparaciones post-hoc emmeans con ajuste de Sidak).

Los resultados indican que existe una preferencia significativa de estos insectos hacia la vegetación espontánea. Según Sarwar (2016) los coccinélidos oviponen en malezas nativas lo cual justificaría la mayor proporción de estos insectos en la vegetación espontánea. Para Cervantes et al. (2003), especies gramíneas cespitosas como lo son las del género *Festuca* son refugios en invierno de diversas especies de coccinélidos. Por lo que esto sugeriría un estudio de abundancia de coccinélidos en los meses de invierno para poder cuantificar realmente el efecto del tinopiro como reservorio de enemigos naturales.

4.2.10. Abundancia de coccinélidos en función de la distancia

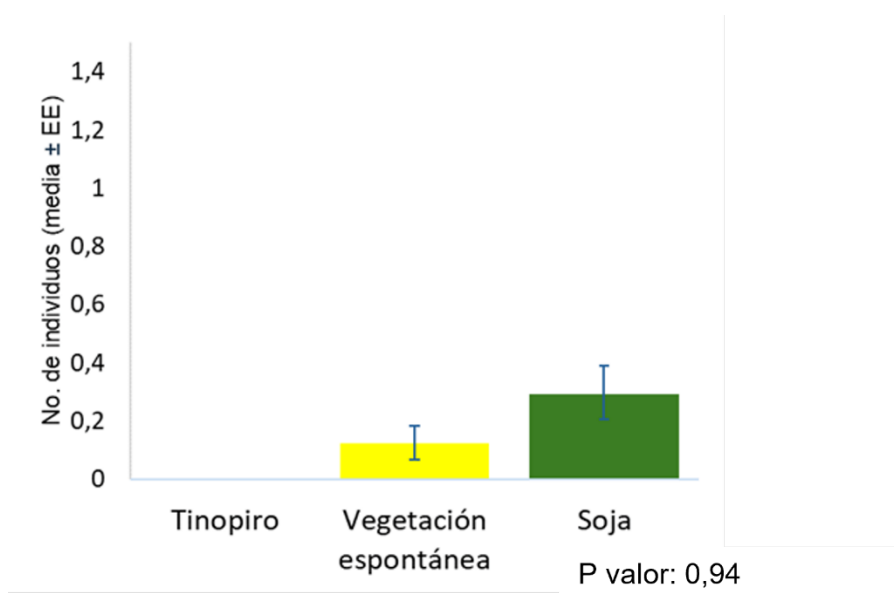
Debido a que la densidad de coccinélidos en el cultivo de soja y tinopiro fue baja, no se pudieron ajustar modelos para determinar el efecto de la distancia del tinopiro sobre la abundancia de este grupo de predadores para ninguno de los métodos de muestreo evaluados.

4.2.11. Abundancia de dípteros en función del hábitat

En el caso de los dípteros predadores, se obtuvieron resultados únicamente con el método de red entomológica. La abundancia no difirió significativamente entre los hábitats ($p = 0.943525$), aunque las medias numéricas mostraron valores nulos en el tinopiro (T), intermedios en la vegetación espontánea (VE) y ligeramente mayores en la soja (S) (figura 22).

Figura 22

Abundancia media ($\pm EE$) de dípteros predadores en tinopiro, vegetación espontánea y soja con red entomológica



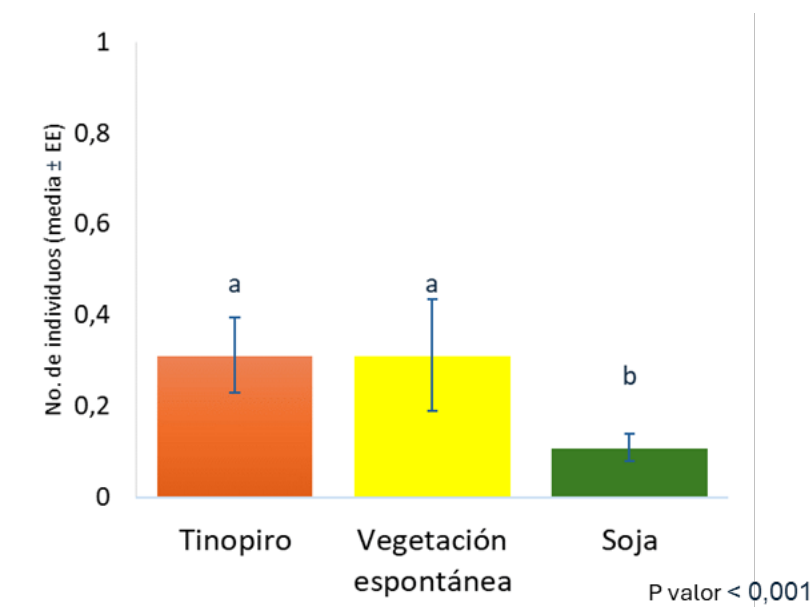
Nota. En este caso no hay diferencias estadísticamente detectables, por eso no se colocaron letras de significancia.

4.2.12. Abundancia de parasitoides totales en función del hábitat

En el caso de los parasitoides, la abundancia difirió significativamente entre hábitats (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 125111$, $df = 2$, $p < 0.001$), la abundancia fue mayor en el tinopiro y la vegetación espontánea, sin diferencias significativas entre sí, y menor en el cultivo de soja (figura 23).

Figura 23

Abundancia media (\pm EE) de parasitoides en tinopiro, vegetación espontánea y soja muestreados con red entomológica



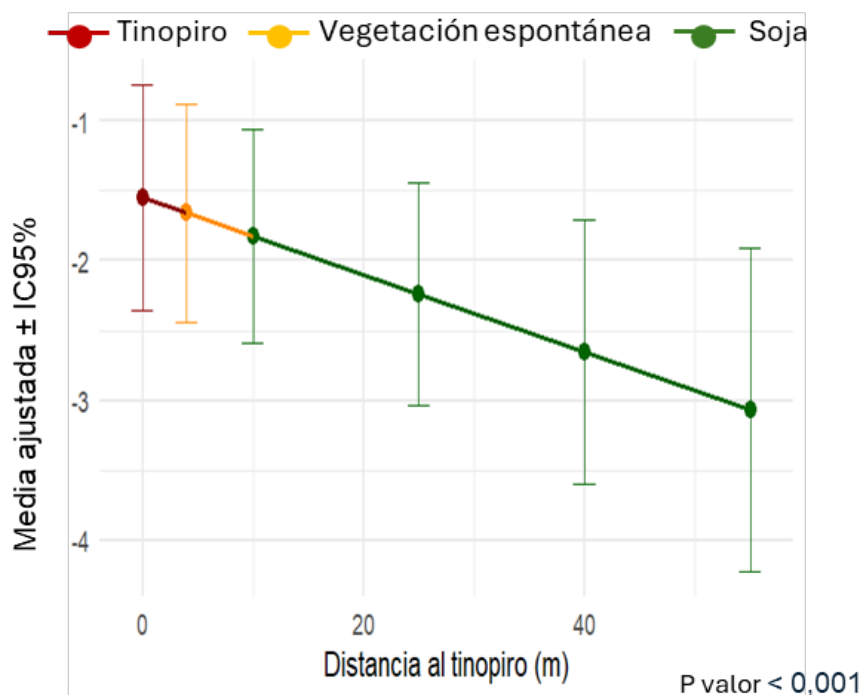
Nota. Barras con letras diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.

4.2.13. Abundancia de parasitoides totales en función de la distancia al tinopiro

Los resultados obtenidos mediante el muestreo con red entomológica indican que la abundancia de parasitoides disminuyó significativamente con la distancia al tinopiro (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 6.62$, $df = 1$, $p = 0.01$). La comparación entre modelos (AIC) mostró que el modelo lineal fue el más parsimonioso. Por lo tanto, la abundancia de parasitoides disminuyó de forma lineal y progresiva desde el tinopiro hacia el interior del cultivo de soja (figura 24).

Figura 24

Medias ajustadas (\pm IC95%) de parasitoides según distancia al tinopiro (red entomológica)



Estos resultados indican que los parasitoides se concentran preferentemente en los márgenes, aprovechando la estructura vegetal más compleja y la mayor disponibilidad de hospederos o recursos florales en estos ambientes. Mayce y Price (1978) encontraron esta misma relación. Lo cual estaría relacionado a la diversidad vegetal presentes en estas áreas, la cual conlleva a una mayor diversidad y abundancia de parasitoides (Altieri & Nicholls, 2004). En este trabajo, las familias Ichneumonidae y Braconidae fueron las más representativas, ambas ampliamente mencionadas como parasitoides relevantes de lepidópteros en agroecosistemas. Según Basso y Ribeiro (2002), la presencia de estas familias en los márgenes es particularmente relevante porque pueden ejercer un efecto regulador sobre las lagartas presentes en la soja, contribuyendo así al control biológico natural del cultivo. De este modo, la acumulación de parasitoides en los márgenes y su potencial dispersión hacia la soja refuerzan la importancia de la vegetación perenne, como el tinopiro, para sostener procesos ecológicos que favorecen la reducción natural de plagas.

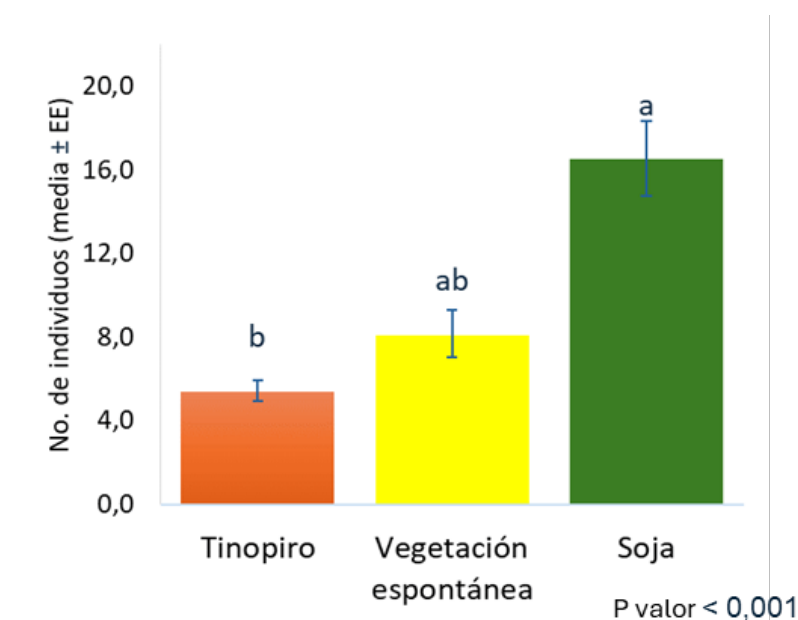
4.3. Abundancia de fitófagos

Entre hábitats la abundancia de fitófagos difirió significativamente (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 21.02$, $df = 2$, $p < 0.001$) Las comparaciones de medias mostraron

que la soja presentó la mayor abundancia de fitófagos, mientras que el tinopiro y la vegetación espontánea no difirieron entre sí en la abundancia de fitófagos (figura 25). Este patrón indicaría que los fitófagos tienden a concentrarse en el cultivo de soja, como era de esperarse, por hábitos o preferencias alimenticias. Dentro de los fitófagos totales los grupos más abundantes fueron las lagartas y chinches.

Figura 25

Abundancia media ($\pm EE$) de fitófagos en tinopiro, vegetación espontánea y soja muestreados con red entomológica



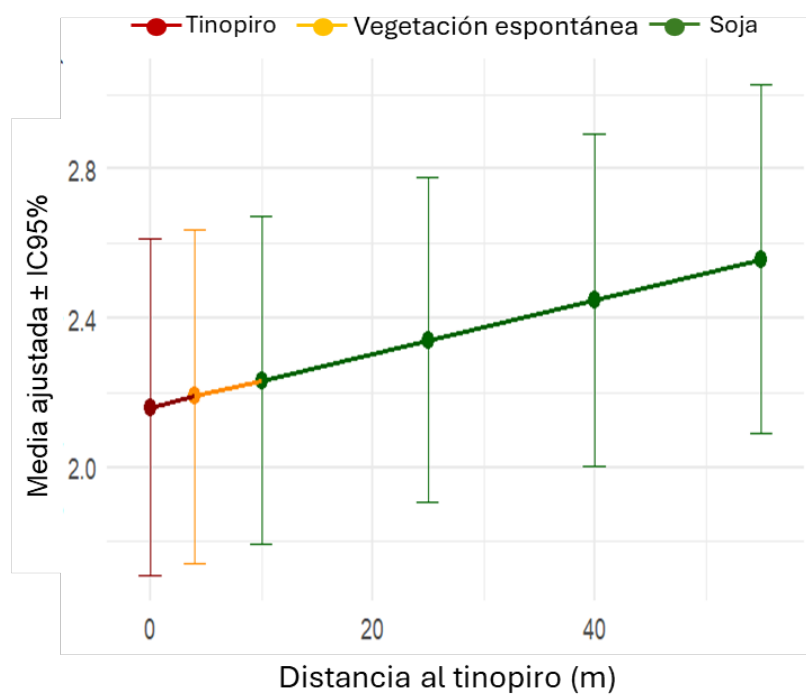
Nota. Barras con letras diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.

Los resultados obtenidos mediante el muestreo con red entomológica indican que la abundancia de fitófagos aumentó significativamente con la distancia al tinopiro (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 6.9$, $df = 1$, $p < 0.01$). La comparación entre modelos (AIC) mostró que el modelo lineal fue el más parsimonioso. Por lo tanto, la abundancia de enemigos naturales aumentó de forma lineal y progresiva desde el tinopiro hacia el interior del cultivo de soja (figura 26).

Las medias ajustadas mostraron menores abundancias en el margen con tinopiro (0 m) y un aumento gradual hacia el interior del cultivo de soja (figura 26).

Figura 26

Medias ajustadas (\pm IC95%) de fitófagos totales según distancia al tinopiro (red entomológica)

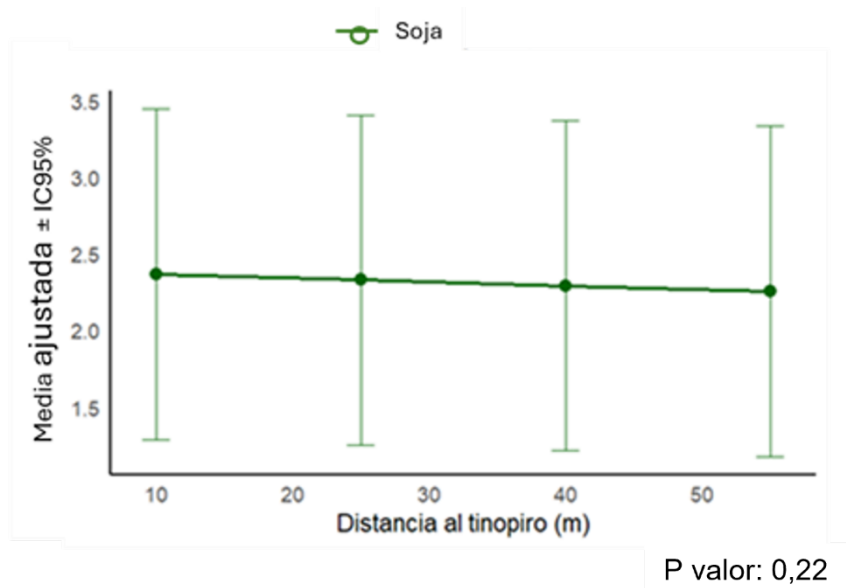


P valor: 0,008724

Los resultados obtenidos mediante el muestreo con paño vertical indican que los datos no se ajustan al modelo lineal, ni al modelo cuadrático (p valor > 0.5) (figura 27). La abundancia ajustada es uniforme en el gradiente de distancias.

Figura 27

Medias ajustadas (\pm IC95%) de fitófagos totales según distancia al tinopiro (pañó vertical)



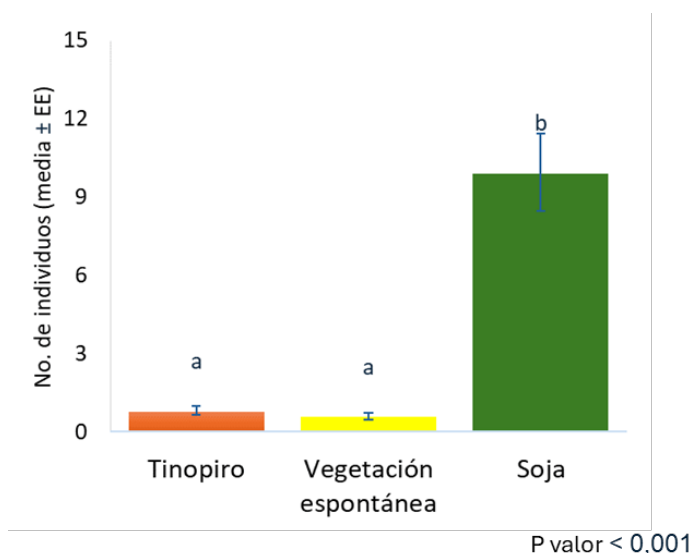
La mayor abundancia de insectos fitófagos encontrados en la soja tiene relación con lo reportado por Altieri y Nicholls (2020). Estos autores afirman que la abundancia de plagas generalmente se ve favorecida por la homogeneidad del paisaje y la pérdida de diversidad. González et al. (2017) indican que estas especies plagas se ven favorecidas por estos paisajes a la hora de encontrar alimento, lo que las lleva a permanecer en estas áreas. Esto podría explicar por qué el tinopiro, si bien tiene un número considerable de individuos reportados como fitófagos, tiene significativamente menos abundancia que la soja. Esto posiblemente debido a la diversidad vegetal que presentaron las franjas de tinopiro al no ser un cultivo homogéneo en cuanto a la composición botánica, por lo tanto, no se verían favorecidos los insectos fitófagos. En la vegetación espontánea se da una situación intermedia. Mientras que el efecto de la distancia evaluado con red entomológica estaría confirmando la idea de que a medida que se aleja de las franjas de tinopiro y el área se vuelve más homogénea, el número de artrópodos fitófagos aumenta. En el muestreo con paño vertical no hubo diferencias.

4.3.1. Abundancia de lagartas defoliadoras en función del hábitat

Para las lagartas, la abundancia difirió significativamente entre hábitats (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 93.36$, $df = 2$, $p < 0.001$). La abundancia fue mayor en el cultivo de soja, mientras que el tinopiro y la vegetación espontánea presentaron abundancias más bajas y no difirieron entre sí (figura 28).

Figura 28

Abundancia media (\pm EE) de lagartas en tinopiro, vegetación espontánea y soja muestreados con red entomológica



Nota. Barras con letras diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.

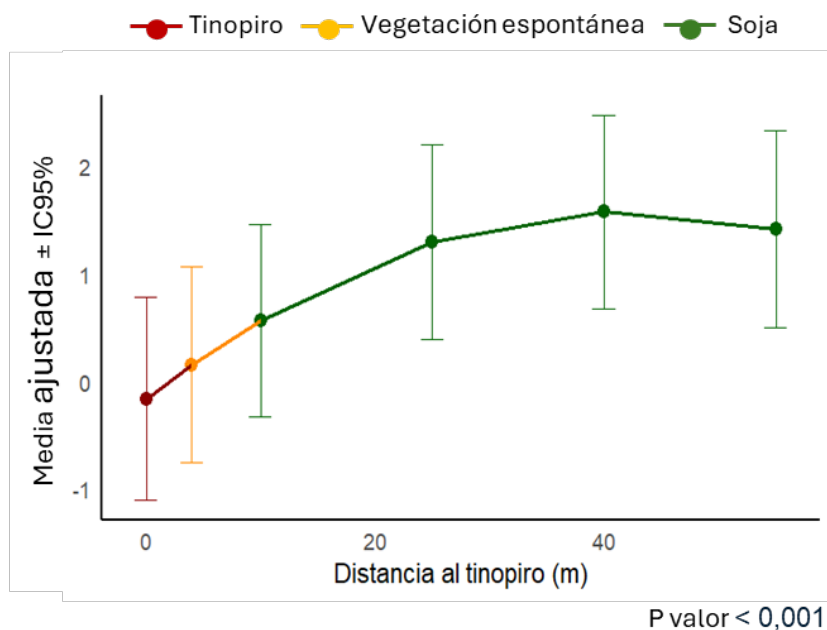
4.3.2. Abundancia de lagartas defoliadoras en función de la distancia al tinopiro

Los resultados obtenidos con red entomológica indican que la abundancia de lagartas fitófagas en relación con la abundancia al tinopiro ajustó a un modelo cuadrático (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 51.54$, $df = 2$, $p < 0.001$). La comparación entre modelos (AIC) mostró que el modelo polinomial (2° orden) fue el más parsimonioso. Por lo tanto, la abundancia de lagartas aumentó de forma curvilínea, siguiendo un patrón parabólico negativo, con un máximo en las distancias intermedias (figura 29).

Las medias ajustadas mostraron máximos de abundancia en distancias intermedias del cultivo de soja (25–40 m), mientras que los valores fueron menores junto al tinopiro (0 m) y con un leve descenso en la zona más alejada de la soja (55 m) (figura 29).

Figura 29

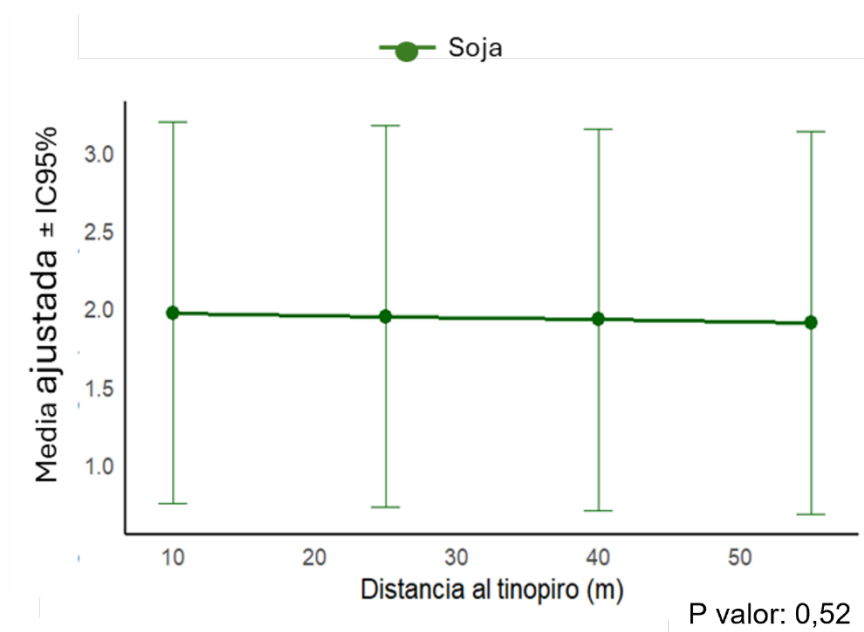
Medias ajustadas (\pm IC95%) de lagartas según distancia al tinopiro (red entomológica)



Los datos obtenidos con paño vertical no se ajustan ni al modelo lineal, ni al modelo cuadrático (p valor > 0.5), y como se puede ver en la figura 30, la abundancia ajustada es uniforme en el gradiente de distancias (figura 30).

Figura 30

Medias ajustadas (\pm IC95%) de lagartas según distancia al tinopiro (paño vertical)



Este patrón podría estar asociado al grado de especialización que presentan las lagartas y a la facilidad para encontrar alimento en un ambiente homogéneo y con

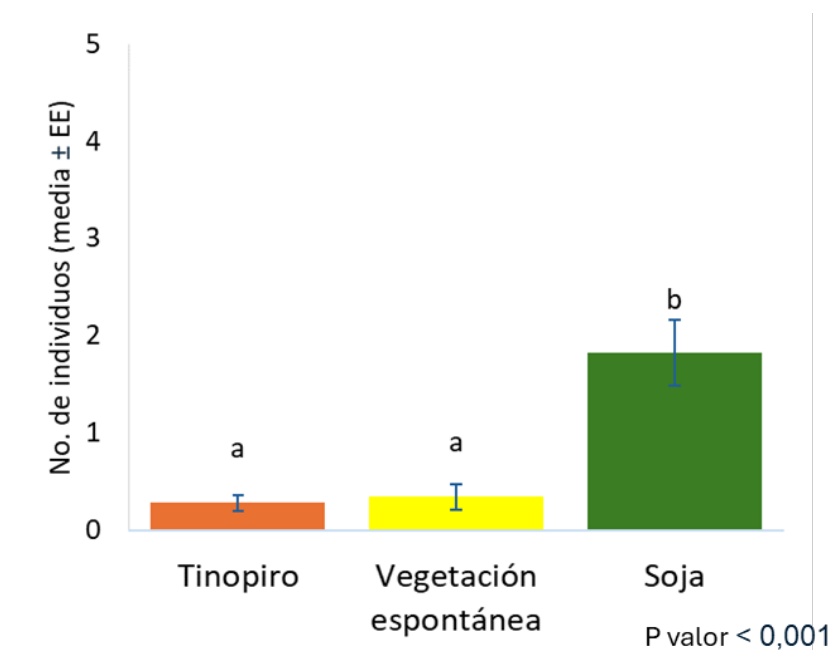
escasa diversidad vegetal, como es el cultivo de soja. Si bien a este grupo de insectos se los describe en la bibliografía como polífagos (Bentancourt Pérez & Scatoni, 2010) tienen un restringido rango de hospederos, para *Rachiplusia nu*. Urretabizkaya et al. (2010) mencionan soja, girasol, alfalfa, trébol arveja, papa y tomate como las más relevantes, de estas siete especies, cuatro son leguminosas. En cuanto a *Anticarsia gemmatilis* Bentancourt Pérez y Scatoni (2010) solo mencionan especies leguminosas como hospederos de este lepidóptero por lo que, si bien es cierto que son polífagos, tienen una preferencia alimenticia muy marcada por esta familia botánica. Las especies de lepidópteros encontradas en soja no mostraron pertenecer al rango alimenticio por el tinopiro u otras gramíneas, al menos durante el período en el que se realizó el experimento, esto sugiere que las franjas de tinopiro no serían un refugio para este conjunto de especies plagas, e incluso los datos muestran un aumento de lagartas a medida que se adentra en el cultivo de soja (40m-55m) lo que sugiere un efecto negativo del tinopiro sobre el número de lagartas, esto puede ser consecuencia del aporte de enemigos naturales por parte del tinopiro.

4.3.3 Abundancia de chinches fitófagas en función del hábitat

Para las chinches, la abundancia difirió significativamente entre los tres hábitats (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 24.47$, $df = 2$, $p < 0.001$). Las comparaciones de medias mostraron que la soja presentó mayor abundancia de chinches fitófagas en comparación con los otros dos hábitats, mientras que el tinopiro y la vegetación espontánea no difirieron entre sí en abundancia de chinches (figura 31).

Figura 31

Abundancia media (\pm EE) de chinches fitófagas en los diferentes hábitats muestreados con red entomológica.



Nota. Barras con letras diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.

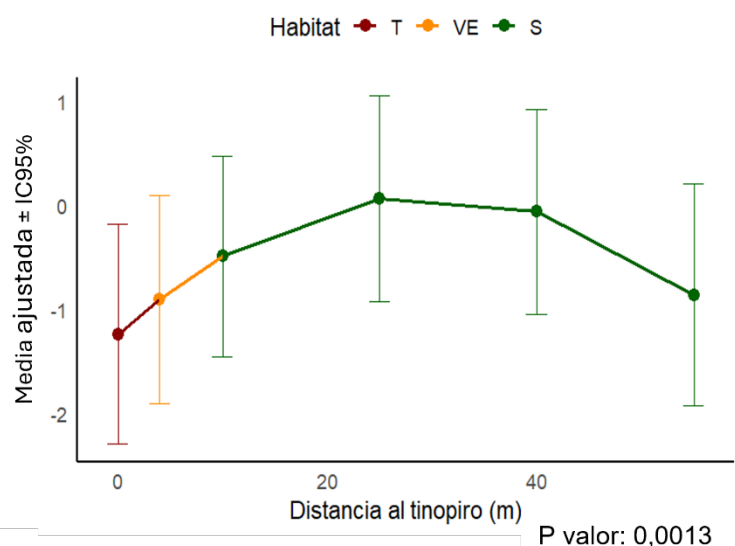
4.3.4. Abundancia de chinches fitófagas en función de la distancia al tinopiro

Los resultados obtenidos con red entomológica indican que la abundancia de chinches fitófagas aumentó significativamente con la distancia al tinopiro (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 13.27$, $df = 1$, $p = 0.001$). La comparación entre modelos (AIC) mostró que el modelo polinomial (2º orden) fue el más parsimonioso. Por lo tanto, la abundancia de chinches fitófagas aumentó de forma curvilínea, siguiendo un patrón parabólico negativo, con un máximo en las distancias intermedias (figura 32).

Las medias ajustadas mostraron máximos de abundancia en distancias intermedias del cultivo de soja (25–40 m), mientras que los valores fueron menores tanto junto al tinopiro (0 m) como en las zonas más alejadas de la soja (55 m) (figura 32).

Figura 32

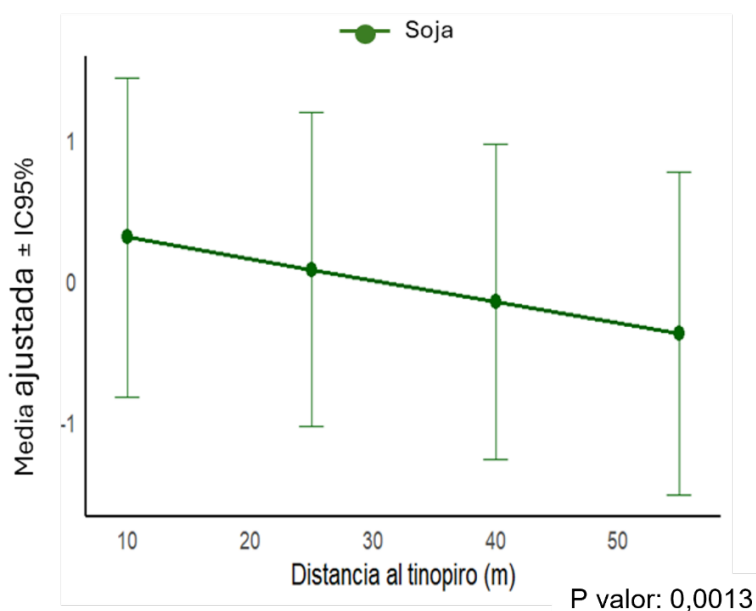
Abundancia media ($\pm EE$) de chinches fitófagas en tinopiro, vegetación espontánea y soja con red entomológica



Los resultados obtenidos con paño vertical indican que la abundancia de chinches disminuyó significativamente con la distancia al tinopiro (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 8.25$, $df = 1$, $p < 0.005$). La comparación entre modelos (AIC) mostró que el modelo lineal fue el más parsimonioso. Por lo tanto, la abundancia de chinches disminuyó de forma lineal y progresiva desde el tinopiro hacia el interior del cultivo de soja (figura 33).

Figura 33

Medias ajustadas ($\pm IC95\%$) de chinches fitófagas según distancia al tinopiro (paño vertical)



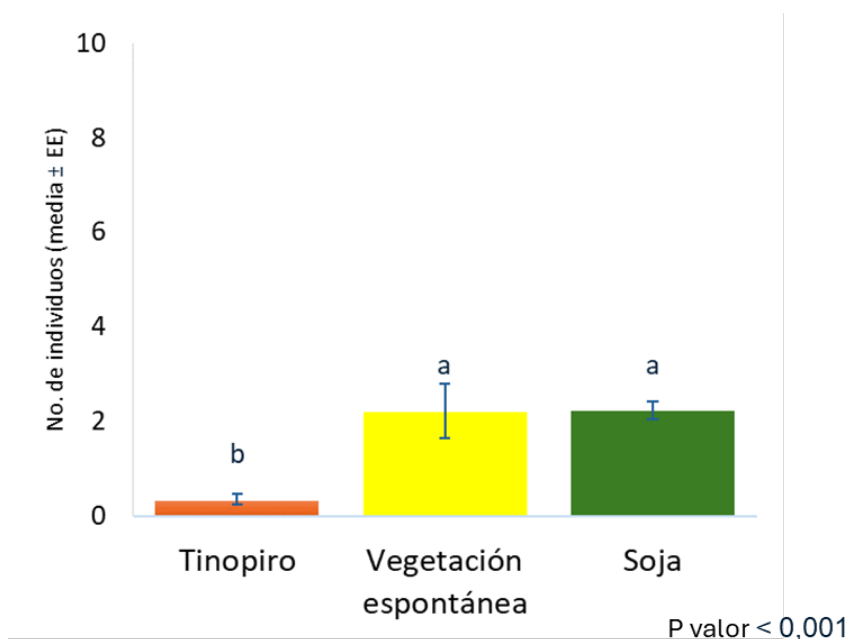
El aumento en la abundancia de chinches a medida que se incrementó la distancia desde las franjas de *T. intermedium* concuerda con lo descrito por Panizzi (1997). Según este autor, los hospederos silvestres y muchas gramíneas perennes funcionan principalmente como refugios temporales y no como fuentes alimenticias de alta calidad para las especies de Pentatomidae de importancia económica, que muestran un desempeño nutricional claramente superior cuando se alimentan de soja (*Glycine max*) en comparación con la mayoría de los hospederos alternativos. Además, este autor señala que especies como *P. guildinii* migra desde distintos hospederos silvestres hacia los cultivos de soja cuando estos alcanzan estados reproductivos, estableciéndose y reproduciéndose preferentemente en el interior del cultivo. En consecuencia, la mayor disponibilidad de estructuras reproductivas de soja lejos del borde explicaría el incremento observado en la abundancia de chinches a medida que aumenta la distancia del tinopiro.

4.3.5. Abundancia de crisomélidos en función del hábitat

Para los crisomélidos, la abundancia difirió significativamente entre los tres hábitats (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 31.29$, $df = 2$, $p < 0.001$). La abundancia fue mayor tanto en el cultivo de soja como en la vegetación espontánea, sin diferencias significativas entre sí y el tinopiro presentó abundancias menores (figura 34).

Figura 34

Abundancia media (\pm EE) de crisomélidos en tinopiro, vegetación espontánea y soja muestreados con red entomológica



Nota. Barras con letras diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.

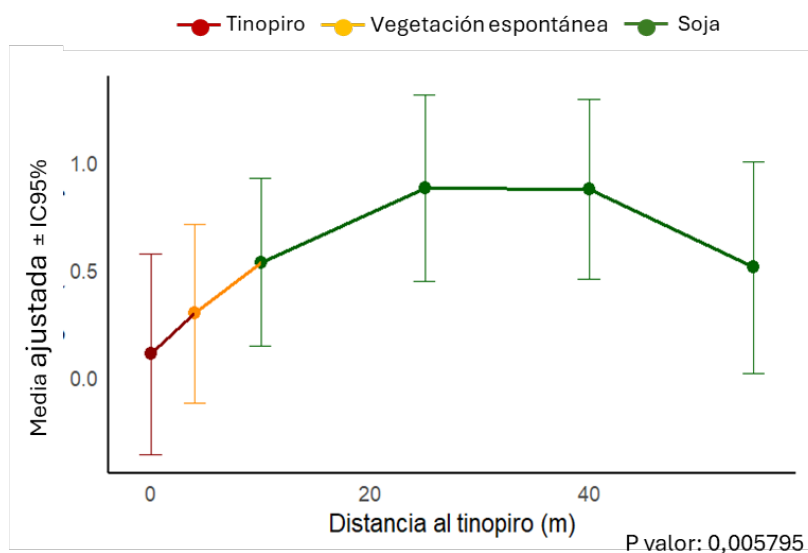
4.3.6. Abundancia de crisomélidos en función de la distancia al tinopiro

Los resultados obtenidos con red entomológica indican que la abundancia de crisomélidos en relación con la distancia al tinopiro ajustó a un modelo cuadrático (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 10.30$, $df = 2$, $p < 0.01$). La comparación entre modelos (AIC) mostró que el modelo polinomial (2° orden) fue el más parsimonioso. Por lo tanto, la abundancia de crisomélidos aumentó de forma curvilínea, siguiendo un patrón parabólico negativo, con un máximo en las distancias intermedias (figura 35).

Las medias ajustadas mostraron máximos de abundancia en distancias intermedias del cultivo de soja (25–40 m), mientras que los valores fueron menores tanto junto al tinopiro (0 m) como en las zonas más alejadas de la soja (55 m) (figura 35).

Figura 35

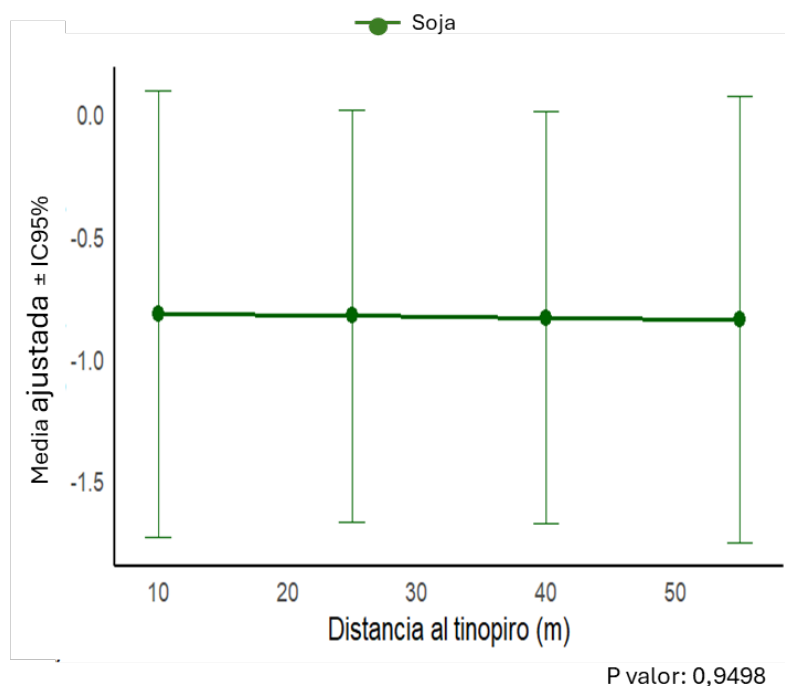
Medias ajustadas (\pm IC95%) de crisomélidos según distancia al tinopiro (red entomológica)



Los datos obtenidos con paño vertical no se ajustan ni al modelo lineal, ni al modelo cuadrático (p valor > 0.5), y como se puede ver en la figura 36, la abundancia ajustada es uniforme en el gradiente de distancias (figura 36).

Figura 36

Medias ajustadas (\pm IC95%) de crisomélidos según distancia al tinopiro (paño vertical)



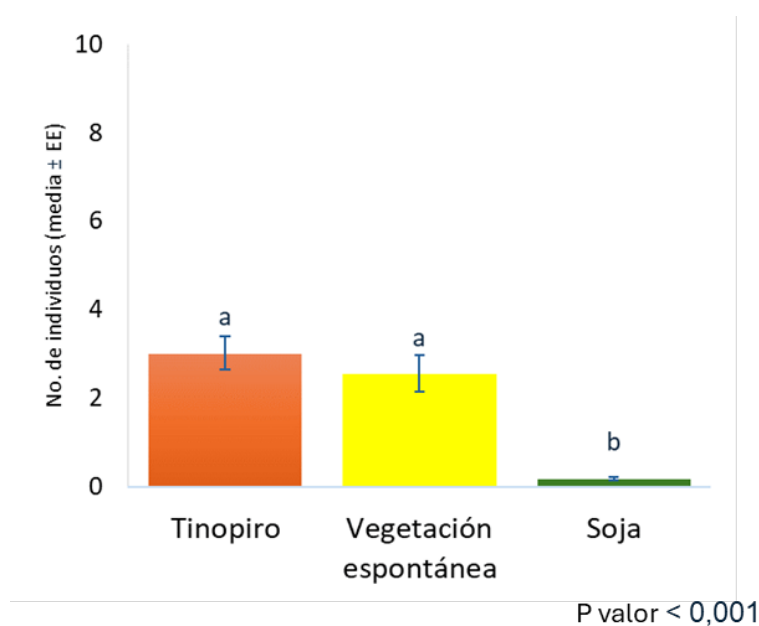
Con respecto a este grupo de insectos, la principal especie encontrada fue *Diabrotica speciosa*, una especie muy mencionada en la bibliografía como fitófago donde algunos de sus principales hospederos son maíz y soja (“*Diabrotica speciosa*”, 2025; Montoya Carpio, 2024). Esto podría explicar su baja abundancia en el tinopiro pero alta en soja. Esto no justifica su alta presencia en la vegetación espontánea, indagando en la bibliografía se encontró que a su vez también se alimenta de polen (Rodrigues, 2024), lo cual concuerda con lo observado en el campo, especies como *Amaranthus spp* y *Echinochola spp* estaban presentes y al momento de los muestreos en estado reproductivo.

4.3.7. Abundancia de ortópteros en función del hábitat

Para los ortópteros, la abundancia difirió significativamente entre hábitats (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 138.242$, $df = 2$, $p < 0.001$). La abundancia fue mayor tanto en el cultivo de tinopiro como en la vegetación espontánea, sin diferencias significativas entre sí, mientras que el cultivo de soja presentó la menor abundancia de ortópteros (figura 37).

Figura 37

Abundancia media ($\pm EE$) de ortópteros en tinopiro, vegetación espontánea y soja con red entomológica



Nota. Barras con letras diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.

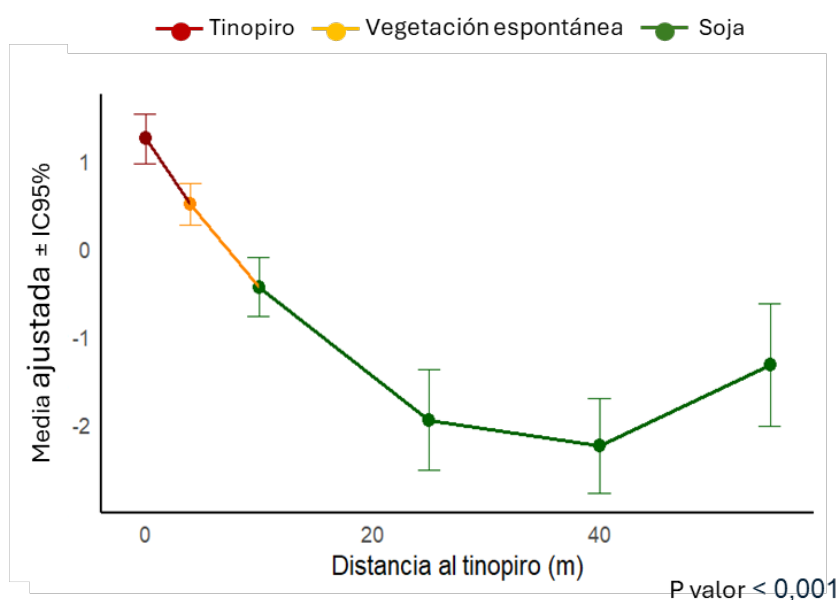
4.3.8. Abundancia de ortópteros en función de la distancia al tinopiro

Los resultados obtenidos con red entomológica indican que la abundancia de ortópteros en relación con la distancia al tinopiro ajustó a un modelo cuadrático (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 110.94$, $df = 2$, $p < 0.001$). La comparación entre modelos (AIC) mostró que el modelo polinomial (2° orden) fue el más parsimonioso. Por lo tanto, la abundancia de ortópteros disminuyó de forma curvilínea, siguiendo un patrón parabólico positivo, con un mínimo en las distancias intermedias (figura 38).

Las medias ajustadas mostraron las máximas abundancias en el tinopiro (0 m), mínimos de abundancia en distancias intermedias del cultivo de soja (25 - 40 m) y un leve incremento hacia la zona más alejada (55 m).

Figura 38

Medias ajustadas (\pm IC95%) de ortópteros según distancia al tinopiro (red entomológica)



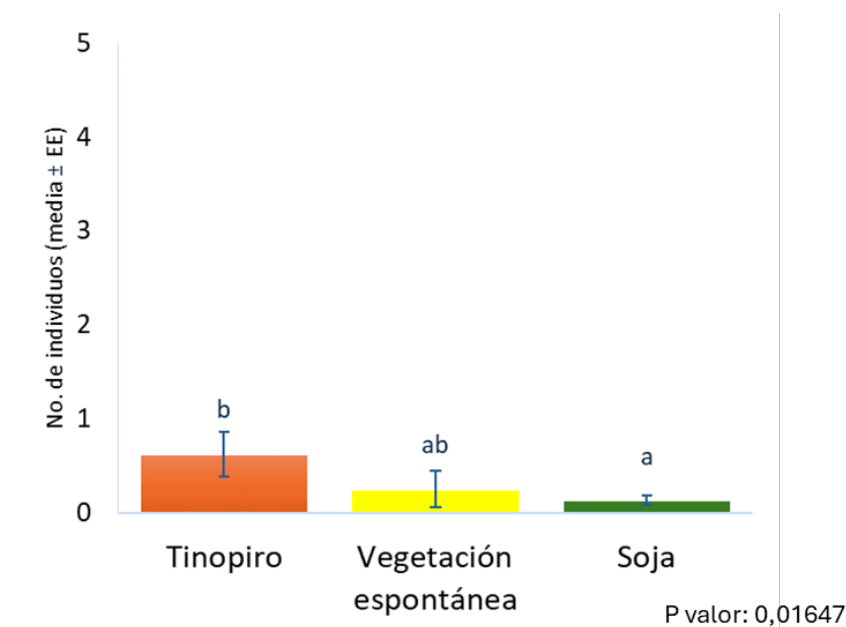
La disminución en la abundancia de ortópteros a medida que aumenta la distancia desde las franjas de *T. intermedium* coincide con lo planteado por Tschardt et al. (2005), quienes señalan que muchos herbívoros asociados a sistemas agrícolas, incluidos los ortópteros, se concentran en hábitats seminaturales y bordes vegetados debido a la mayor complejidad estructural y disponibilidad de recursos que estos ofrecen. Según estos autores, la pérdida progresiva de heterogeneidad y refugio hacia el interior de cultivos homogéneos reduce la aptitud del hábitat para este grupo, lo que explica la caída en su abundancia a medida que se incrementa la distancia desde un borde perenne como el tinopiro.

4.3.9. Abundancia de hormigas fitófagas en función del hábitat

Para las hormigas fitófagas, la abundancia difirió significativamente entre hábitats (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 8.21$, $df = 2$, $p < 0.001$). La abundancia fue mayor en el cultivo de tinopiro, y la menor abundancia se encontró en el cultivo de soja, mientras que en una posición intermedia se encontró a la vegetación espontánea, sin diferencias significativas entre los demás hábitats (figura 39).

Figura 39

Abundancia media ($\pm EE$) de hormigas fitófagas en los diferentes hábitats muestreados con red entomológica



Nota. Barras con letras diferentes indican diferencias significativas entre hábitats.

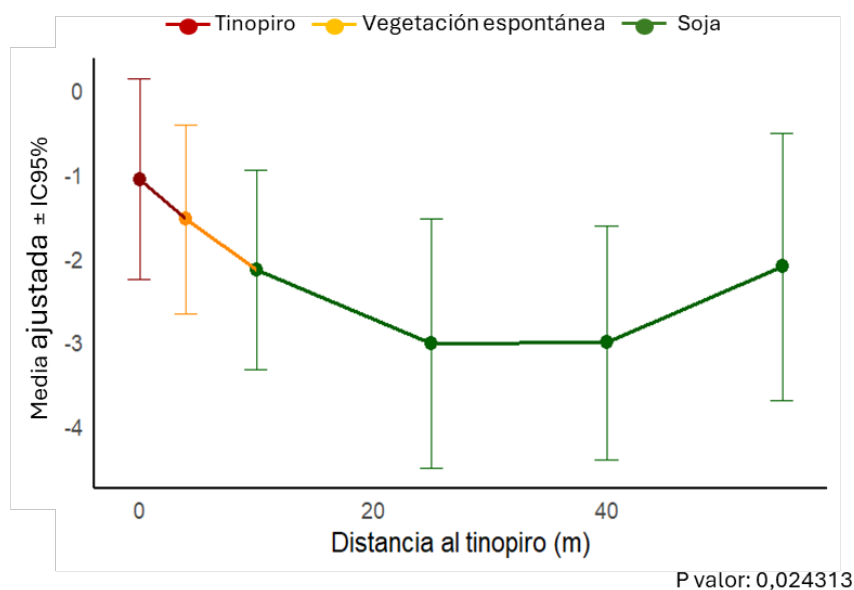
4.3.10. Abundancia de hormigas fitófagas en función de la distancia al tinopiro

Los resultados obtenidos con red entomológica indican que la abundancia de hormigas fitófagas en relación con la distancia al tinopiro ajustó a un modelo cuadrático (GLMM binomial negativa, $\chi^2 = 7.43$, $df = 2$, $p < 0.05$). La comparación entre modelos (AIC) mostró que el modelo polinomial (2° orden) fue el más parsimonioso. Por lo tanto, la abundancia de hormigas disminuyó de forma curvilínea, siguiendo un patrón parabólico positivo, con un mínimo en las distancias intermedias (figura 40).

Las medias ajustadas mostraron las máximas abundancias en el tinopiro (0 m), mínimos de abundancia en distancias intermedias del cultivo de soja (25 - 40 m) y un leve incremento hacia la zona más alejada (55 m).

Figura 40

Medias ajustadas (\pm IC95%) de hormigas fitófagas según distancia al tinopiro (red entomológica)



La reducción en la abundancia de hormigas a medida que aumenta la distancia desde las franjas de *T. intermedium* coincide con lo planteado por Lassau y Hochuli (2004). Estos autores demostraron que las hormigas alcanzan mayores niveles de actividad y abundancia en hábitats con elevada complejidad estructural, como aquellos dominados por vegetación perenne, ya que ofrecen más refugios, estabilidad del suelo y recursos. Por el contrario, hábitats simplificados o perturbados (como el interior de cultivos anuales) sostienen comunidades más pobres debido a la pérdida progresiva de estructura y microhábitats adecuados. En este sentido, el tinopiro actúa como un borde perenne favorable para las hormigas, lo que explica la disminución observada en su abundancia a medida que aumenta la distancia hacia el interior de la soja.

5. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este trabajo demostrarían que la inclusión de franjas con *T. intermedium* en paisajes agrícolas sería una estrategia prometedora para favorecer la presencia de artrópodos benéficos y contribuir a la diversificación funcional del paisaje agrícola pastoril uruguayo.

Si bien la abundancia específica varió según el método de muestreo y la distancia al tinopiro, en general se observó una mayor presencia de enemigos naturales (como coccinélidos, arácnidos y hemípteros predadores) en las proximidades de las franjas perennes, lo que sugiere que estas estructuras vegetales pueden actuar como refugio y fuente de recursos para dichos organismos.

Por otro lado, la abundancia de fitófagos tendió a ser más elevada en las distancias de la soja más alejada del tinopiro, lo que respalda la hipótesis de que la presencia de vegetación perenne contribuye indirectamente al control natural de plagas mediante la conservación y disponibilidad de enemigos naturales en el entorno inmediato del cultivo. Estos resultados indican que el tinopiro no solo aportaría diversidad estructural y temporal al paisaje, sino que también puede desempeñar un papel clave en el sostenimiento de servicios ecosistémicos como la regulación biológica, aspecto fundamental para avanzar hacia sistemas productivos más sustentables.

Desde una perspectiva ecológica, el establecimiento de *T. intermedium* representa una oportunidad para reducir la dependencia de insumos externos, particularmente agroquímicos, al fortalecer los procesos naturales de control de plagas y contribuir a la resiliencia ecológica del sistema. Además, su capacidad de producir grano y forraje lo posiciona como un componente multifuncional que integra producción y conservación, alineándose con los principios de la intensificación ecológica y el manejo agroecológico del paisaje.

Este estudio aporta las primeras evidencias locales que demuestran el potencial del tinopiro como recurso perenne capaz de favorecer la diversidad funcional y el control biológico en soja. A diferencia de otros elementos no cultivados del paisaje, el tinopiro presenta el valor agregado de generar un retorno productivo mediante la producción de forraje y grano, lo que lo posiciona como una alternativa doblemente ventajosa para sistemas agrícolas que buscan integrar conservación y rentabilidad.

En conjunto, los resultados de este trabajo evidencian que la integración de franjas perennes como *T. intermedium* puede contribuir simultáneamente a la conservación de biodiversidad, al sostenimiento de servicios ecosistémicos, y a la sustentabilidad de los sistemas agrícola-pastoriles del Uruguay.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbate, S. (2022). *Factores locales y de paisaje determinantes de la abundancia y riqueza de insectos plaga y artrópodos predadores en soja Bt y no Bt* [Disertación doctoral, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/35426>
- Abbate, S. (2023). Are we under threat? The dilemma of insects in the production landscape. *Agrociencia Uruguay*, 27(suppl.), Artículo e1229. <https://doi.org/10.31285/AGRO.27.1229>
- Abbate, S., Madeira, F., Silva, H., Altier, N., & Pons, X. (2022). Association between landscape composition and the abundance of predator and herbivore arthropods in Bt and non-Bt soybean crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 336, Artículo e108027. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108027>
- Abbate, S., Silva, H., Ribeiro, A. F., Bentancur, O., & Castiglioni, E. (2022). Effectiveness of some insecticides against soybean stink bugs and side-effects on *Telenomus podisi* (Ashmead) and generalist predators. *International Journal of Tropical Insect Science*, 42, 1813-1824. <https://doi.org/10.1007/s42690-021-00709-y>
- Altieri, M. A. (Ed.). (1999). *Agroecología: Bases científicas para una agricultura sustentable*. Nordan-Comunidad. <https://agroeco.org/wp-content/uploads/2010/10/Libro-Agroecologia.pdf>
- Altieri, M. A., & Nicholls, C. I. (2004). *Biodiversity and pest management in agroecosystems* (2nd ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781482277937>
- Altieri, M. A., & Nicholls, C. I. (2020). Agroecology and the emergence of a post COVID-19 agriculture. *Agriculture and Human Values*, 37(3), 525-526. <https://doi.org/10.1007/s10460-020-10043-7>
- Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa. (2022, 28 de noviembre). *Trips y arañuelas: Protagonistas de una gruesa marcada por la seca*. <https://www.aapresid.org.ar/blog/trips-aranuelas-protagonistas-gruesa-marcada-seca>
- Asutin Martínez, V., & Brehm Müller, N. (2019). *Rol funcional de la vegetación espontánea del margen de chacra de soja BT y convencional en la conservación de enemigos naturales* [Trabajo final de grado, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/29427>

- Ballesteros Jareño, M. L. (2009, noviembre). La Gestión Integrada de Plaga (GIP) en el horizonte 2014. *Phytohemeroteca*, (213). <https://www.phytoma.com/la-revista/phytohemeroteca/213-noviembre-2009/la-gestion-integrada-de-plaga-gip-en-el-horizonte-2014>
- Barzman, M., Bàrberi, P., Birch, A. N. E., Boonekamp, P., Dachbrodt-Saaydeh, S., Graf, B., Hommel, B., Jensen, J. E., Kiss, J., Kudsk, P., Lamichhane, J. R., Messéan, A., Moonen, A.-C., Ratnadass, A., Ricci, P., Sarah, J.-L., & Sattin, M. (2015). Eight principles of integrated pest management. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(4), 1199-1215. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0327-9>
- Basso, C., & Ribeiro, A. (Coords.). (2002). *Enemigos naturales como reguladores de poblaciones de insectos: Biodiversidad, conservación y manejo*. Universidad de la República.
- Beasley, G. (2024). *Efecto de diferentes niveles de defoliación mecánica y causados por *Rachiplusia nu* en el rendimiento de soja* [Trabajo final de grado, Universidad de la República]. Colibri. <http://tesis.fagro.edu.uy/index.php/tg/catalog/view/317/215/6606>
- Bentancourt Pérez, C. M., & Scatoni, I. B. (2001). *Enemigos naturales: Manual ilustrado para la agricultura y la forestación*. Universidad de la República.
- Bentancourt Pérez, C. M., & Scatoni, I. B. (2006). *Lepidópteros de importancia económica en el Uruguay: Reconocimiento, biología y daños de las plagas agrícolas y forestales* (2ª ed.). Hemisferio Sur; Universidad de la República.
- Bentancourt Pérez, C. M., & Scatoni, I. B. (2010). *Guía de insectos y ácaros de importancia agrícola y forestal en el Uruguay* (3ª ed. rev. ampl.). Universidad de la República.
- Blanco, C. A., Chiaravalle, W., Dalla-Rizza, M., Farias, J. R., García-Degano, M. F., Gastaminza, G., Mota-Sánchez, D., Murúa, M. G., Omoto, C., Pieralisi, B. K., Rodríguez, J., Rodríguez-Maciel, J. C., Terán-Santofimio, H., Terán-Vargas, A. P., Valencia, S. J., & Willink, E. (2016). Current situation of pests targeted by Bt crops in Latin America. *Current Opinion in Insect Science*, 15, 131-138. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2016.04.012>

- Boethel, D. J., Russin, J. S., Wier, A. T., Layton, M. B., Mink, J. S., & Boyd, M. L. (2000). Delayed maturity associated with southern green stink bug (Heteroptera: Pentatomidae) injury at various soybean phenological stages. *Journal of Economic Entomology*, 93(3), 707-712. <https://doi.org/10.1603/0022-0493-93.3.707>
- Bortolotto, O. C., Pomari-Fernandes, A., de F. Bueno, R. C. O., de F. Bueno, A., da Kruz, Y. K. S., Queiroz, A. P., Sanzovo, A., & Ferreira, R. B. (2015). The use of soybean integrated pest management in Brazil: A review. *Agronomy Science and Biotechnology*, 1(1), 25-32. https://www.researchgate.net/publication/272700937_Freely_available_online_The_use_of_soybean_integrated_pest_management_in_Brazil_a_review
- Carvalho, C. F., & Sousa, B. (2002). Potencial de insetos predadores no controle biológico aplicado. En J. R. P. Parra, P. S. M. Botelho, B. S. Corrêa-Ferreira, & J. M. S. Bento (Eds.), *Controle biológico no Brasil: Parasitóides e predadores* (pp. 191-208). Manole.
- Castiglioni Rosales, E., Ribeiro, A., Silva, H., Pereira, C., & Cristino Salvo, M. (2008). Algunas interrogantes y respuestas para el manejo de plagas en los sistemas agrícolas intensificados. *Cangüé*, (30), 25-29.
- Cervantes, J. F., Galindo, N. E., Romero, J., & Pescador, A. (2003). Control biológico por conservación: Coccinélidos entomófagos en Zoquiapan, Estado de México. *Sociedades Rurales, Producción y Medio Ambiente*, 4(7), 57-64. <https://biblat.unam.mx/hevila/Sociedadesruralesproduccionymedioambiente/2003/vol4/no7/5.pdf>
- Cibils, X., González, A., Pessio, M., Calistro, P., Rossi, C., Giambiasi, M., Chiaravalle, W., Abbate, S., & Baráibar, N. (2023). Crónica del daño de la lagarta medidora (*Rachiplusia nu*) en soja Intacta®. *Revista INIA*, (72), 53-58. <https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/17042/1/Revista-INIA-72-marzo-2023-15.pdf>
- Clément, C., Sleiderink, J., Svane, S. F., Smith A. G., Diamantopoulos, E., Desbrøll, D. B., & Thorup-Kristensen, K. (2022). Comparing the deep root growth and water uptake of intermediate wheatgrass (Kernza®) to alfalfa. *Plant and Soil*, 472(1-2), 369-390. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05248-6>

- Clemente-Orta, G., Madeira, F., Batuecas, I., Sossai, S., Juárez-Escario, A., & Albajes, R. (2020). Changes in landscape composition influence the abundance of insects on maize: The role of fruit orchards and alfalfa crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 291, Artículo e106805.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106805>
- Consejería de Agricultura, Pesca, Agua y Desarrollo Rural. (s.f.). *Gestión integrada de plagas*. Junta de Andalucía.
<https://www.juntadeandalucia.es/organismos/agriculturapescaaguaydesarrollorural/areas/agricultura/sanidad-vegetal/paginas/productos-fitosanitarios-gip2.html>
- Control de plagas. (s.f.) INTACTA RR2 PRO. <https://www.intactarr2pro.uy/es-uy/practicas-de-manejo/control-plagas.html#accordion-726660-0>
- Crews, T. E., Carton, W., & Olsson, L. (2018). Is the future of agriculture perennial? Imperatives and opportunities to reinvent agriculture by shifting from annual monocultures to perennial polycultures. *Global Sustainability*, 1, Artículo e11.
<https://doi.org/10.1017/sus.2018.11>
- Crews, T. E., & Cattani, D. J. (2018). Strategies, advances, and challenges in breeding perennial cereal crops. *Sustainability*, 10(7), Artículo e2192.
<https://doi.org/10.3390/su10072192>
- Culman, S. W., Snapp, S. S., Ollenburger, M., Basso, B., & DeHaan, L. R. (2013). Soil and water quality rapidly responds to the perennial grain Kernza wheatgrass. *Agronomy Journal*, 105(3), 735-744. <https://doi.org/10.2134/agronj2012.0273>
- Dara, S. K. (2019). The new integrated pest management paradigm for the modern age. *Journal of Integrated Pest Management*, 10(1), Artículo e12
<https://doi.org/10.1093/jipm/pmz010>
- Diabrotica speciosa. (2025, 22 de junio). *Revista Cultivar*. <https://revistacultivar-es.com/fitossanidade/diabrotica-speciosa>
- Dirección General de Servicios Agrícolas. (s.f.). *Plan nacional de vigilancia de la langosta (Schistocera cancellata) en Uruguay*. MGAP.
<https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/noticias/PLAN%20CONTINGENCIA%20-%20Plaga%20Langosta.pdf>

- Ernst Godoy, F., Ernst Benech, O. R., Pérez Bidegain, M., Salvo Álvarez, L., Mazzilli Vanzini, S. R., García Carriquiry, I., Fernández Childs, G. M., Rizzo Ayphassorho, G. D., Ferreira López, A. L., Franco, J., Barreto Wagner, P., Piñeiro Guerra, G., & Bajsa Valverde, N. (2024). *Informe final del proyecto: Evaluación y rediseño de sistemas agrícolas en base a indicadores de sostenibilidad*. ANII. <https://hdl.handle.net/20.500.12381/3606>
- Esbres Silva, A. M., & Montanaro Schlottmann, M. M. (2020). *Evaluación de la abundancia de artrópodos plaga y benéficos en chacras de soja RR/Bt, refugios y RR/no Bt* [Trabajo final de grado, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/31441>
- Gardiner, M. M., Landis, D. A., Gratton, C., DiFonzo, C. D., O'Neal, M., Chacon, J. M., Wayo, M. T., Schmidt, N. P., Mueller, E. E., & Heimpel, G. E. (2009). Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. *Ecological Applications*, 19(1), 143-154. <https://doi.org/10.1890/07-1265.1>
- Gautam, D., Kumar, A., Prakash, A., & Pandey, D. C. (2018). An economic efficiency of soybean production in Malwa region of Madhya Pradesh. *International Journal of Chemical Studies*, 6(2), 636-639. <https://www.chemijournal.com/archives/2018/vol6issue2/PartI/6-1-285-674.pdf>
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J. J., ..., & Inchausti, P. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), 97-105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
- Giovanini, D., Ferrari, S., & Gerardo, U. A. (2025). Evaluación de trampas cromáticas pegajosas para el monitoreo de trips en el cultivo de soja en la región centro-sur de Córdoba. *Ab Intus*, 15(8), 15-24. <https://doi.org/10.63207/ai.v8i15.166>
- González, E., Bianchi, F. J. J. A., Eckerter, P. W., Pfaff, V., Weiler, S., & Entling, M. H. (2022). Ecological requirements drive the variable responses of wheat pests and natural enemies to the landscape context. *Journal of Applied Ecology*, 59(2), 444-456. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14062>

- González, E., Salvo, A., & Valladares, G. (2017). Arthropod communities and biological control in soybean fields: Forest cover at landscape scale is more influential than forest proximity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 359-367. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.002>
- Jungers, J. M., DeHaan, L. R., Mulla, D. J., Sheaffer, C. C., & Wyse, D. L. (2019). Reduced nitrate leaching in a perennial grain crop compared to maize in the Upper Midwest, USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 272, 63-73.
- Kernza® and intermediate wheatgrass: The plant that keeps on giving*. (2025, 10 de enero). USDA. <https://www.ars.usda.gov/oc/utm/kernza-and-intermediate-wheatgrass-the-plant-that-keeps-on-giving>
- Kogan, M. (1998). Integrated pest management: Historical perspectives and contemporary developments. *Annual Review of Entomology*, 43, 243-270. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.43.1.243>
- Lanker, M., Bell, M., & Picasso, V. D. (2020). Farmer perspectives and experiences introducing the novel perennial grain Kernza intermediate wheatgrass in the US Midwest. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 35(6), 653-662. <https://doi.org/10.1017/S1742170519000310>
- Lassau, S. A., & Hochuli, D. F. (2004). Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*, 27(2), 157-164. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03675.x>
- Locatelli Fagúndez, A. (2023). *Caracterización genética y fenotípica de Tinopiro* (*Thinopyrum intermedium*) *como cultivo perenne doble propósito en el Cono Sur* [Disertación doctoral, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/43404>
- Mayce, M. A., & Price, P. W. (1978). Seasonal development of soybean arthropod communities in east central Illinois. *Agro-Ecosystems*, 4(3), 387-405.
- McPherson, R. M., Smith, J. C., & Allen, W. A. (1982). Incidence of arthropod predators in different soybean cropping systems. *Environmental Entomology*, 11(3), 685-589.
- Montoya Carpio, C. A. (2024). *Manejo integrado de los principales Chrysomelidae defoliadores en el cultivo de soja* [Trabajo final de grado, Universidad Técnica de Babahoyo]. Repositorio UTB. <https://dspace.utb.edu.ec/handle/49000/16372>

- Oficina de Estadísticas Agropecuarias. (2024). *Anuario estadístico agropecuario 2024*. MGAP.
<https://descargas.mgap.gub.uy/DIEA/Anuarios/Anuario2024/Anuario2024/%20ANUARIO2024.pdf>
- Panizzi, A. R. (1997). Wild hosts of Pentatomids: Ecological significance and role in their pest status on crops. *Annual Review of Entomology*, 42, 99-122.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ento.42.1.99>
- Parra, J. R. P., Botelho, P. S. M., Corrêa-Ferreira, B. S., & Bento, J. M. S. (2002). Controle biológico: Terminología. En J. R. P. Parra, P. S. M. Botelho, B. S. Corrêa-Ferreira, & J. M. S. Bento (Eds.), *Controle biológico no Brasil: Parasitóides e predadores* (pp. 1-16). Manole.
- Pauletti, D. (2016). Arañuelas: Una plaga presente en años secos. *Revista Plan Agropecuario*, (157), 52-53.
https://www.planagropecuario.org.uy/publicaciones/revista/R157/R_157_52.pdf
- Pompozzi, G., Marrero, H. J., Panchuk, J., Graffigna, S., Haedo, J. P., Martínez, L. C., & Torretta, J. P. (2021). Differential responses in spider oviposition on crop-edge gradients in agroecosystems with different management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 322, Artículo e107654.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107654>
- Rava, C. (2024). *Soja y derivados: Situación y perspectivas*. En *Anuario OPYPA 2024* (pp. 1-12). MGAP.
- Ribeiro, A. (2010). Prospección de agentes de control natural de plagas en sistemas agrícola-pastoriles. En N. Altier, M. Rebuffo, & K. Cabrera (Eds.), *Enfermedades y plagas en pasturas* (pp. 105-110). INIA.
- Ribeiro, A., & Castiglioni, E. (2008). Caracterización de las poblaciones de enemigos naturales de *Piezodorus guildinii* (Westwood) (Hemiptera: Pentatomidae). *Agrociencia (Uruguay)*, 12(2), 48-56.
- Rodrigues, K. H. (2024, 23 de agosto). Control de Diabrotica speciosa. *Revista Cultivar Grandes Culturas*, (292). <https://revistacultivar-es.com/artigos/controle-de-diabrotica-speciosa>
- Rodríguez Cerrudo, A. (2025). *Susceptibilidad de Rachiplusia nu* (Lepidóptera: Noctuidae) a la proteína Cry1A(c) expresada en soja Bt y a insecticidas [Trabajo final de grado, Universidad de la República]. Colibri.
<https://hdl.handle.net/20.500.12008/50455>

- Sarwar, M. (2016). Biological control to maintain natural densities of insects and mites by field releases of Lady Beetles (Coleoptera: Coccinellidae). *International Journal of Entomology and Nematology*, 2(1), 21-26.
- Sleiderink, J. (2020). *The role of the deep roots of perennial cereal Kernza in a drying climate* [Tesis de maestría, Wageningen University]. Organics Eprints <https://orgprints.org/id/eprint/37949/>
- Southwood, T. R. E., & Henderson, P. A. (2000). *Ecological methods with particular reference to the study of insect populations* (3rd ed.). Chapman and Hall. https://books.google.com.uy/books?hl=es&lr=&id=HVFdir3qhxC&oi=fnd&pg=PR5&ots=6yMN534QAX&sig=I-fk_hOrZQY_GhS9Rw0UGLAfLtl&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false
- Sprunger, C. D., Culman, S. W., Peralta, A. L., DuPont, S. T., Lennon, J. T., & Snapp, S. S. (2019). Perennial grain crop roots and nitrogen management shape soil food webs and soil carbon dynamics. *Soil Biology and Biochemistry*, 137, Artículo e107573. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107573>
- Tiscornia, G., Achkar, M., & Brazeiro, A. (2014). Efectos de la intensificación agrícola sobre la estructura y diversidad del paisaje en la región sojera de Uruguay. *Ecología Austral*, 24(2), 212-219. <https://doi.org/10.25260/EA.14.24.2.0.24>
- Toivonen, M., Huusela-Veistola, E., & Herzon, I. (2018). Perennial fallow strips support biological pest control in spring cereal in Northern Europe. *Biological Control*, 121, 109-118. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2018.02.015>
- Tscharntke, T., Grass, I., Wanger, T. C., Westphal, C., & Batáry, P. (2021). Beyond organic farming: Harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 36(10), 919-930. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- Tscharntke, T., Karp, D. S., Chaplin-Kramer, R., Batáry, P., DeClerck, F., Gratton, C., Hunt, L., Ives, A., Jonsson, M., Larsen, A., Martin, E. A., Martínez-Salinas, A., Meehan, T. D., O'Rourke, M., Poveda, K., Rosenheim, J. A., Rusch, A., Schellhorn, N., Wanger, T. C., ..., & Zhang, W. (2016). When natural habitat fails to enhance biological pest control: Five hypotheses. *Biological Conservation*, 204, 449-458. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.001>
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity. *Ecology Letters*, 8(8), 857-874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>

- Twardowski, J., Gruss, I., Cierpisz, M., Twardowska, K., Magiera-Dulewicz, J., & Kozak, M. (2024). Diversity of thrips species associated with soybean grown in different plant arrangements at various phenological stages. *Agriculture*, 14(9), Artículo e1501. <https://doi.org/10.3390/agriculture14091501>
- Urretabizkaya, N., Vasicek, A., & Saini, E. (2010). *Insectos perjudiciales de importancia agronómica: I. Lepidópteros*. INTA. https://virtual.unju.edu.ar/pluginfile.php/408500/mod_resource/content/1/lepidopteros%20-Libro%20INTA.pdf
- Uruguay XXI. (2025). *Informe anual de comercio exterior 2024: Celulosa*. <https://www.uruguayxxi.gub.uy/uploads/informacion/db9efbc27476e87964777b14ad91155ba79bcd39.pdf>
- Vera, M. A., Casmuz, A. S., Murúa, M. G., Suárez, L. L., Cejas Marchi, E., Medrano, C. M., Romero, I., Ale Reuter, J. L., Margagiotti, E., Gastaminza, A., Scalora, S., & Devani, M. R. (2022). Susceptibilidad de *Rachiplusia nu* (Lepidoptera: Noctuidae) a soja Bt. En Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres (Ed.), *El cultivo de la soja en el noroeste argentino: Campaña 2021/2022* (pp. 97-100). <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/218184>
- Vogel, K. P., & Jensen, K. J. (2001). Adaptation of perennial *Triticeae* to the eastern Central Great Plains. *Journal of Range Management*, 54(6), 674-679. https://digitalcommons.unl.edu/context/usdaarsfacpub/article/2927/viewcontent/Vogel_Jensen_Perennial_Triticeae_Eastern_Plains_JRM_2001.pdf
- Wagoner, P., & Schaeffer, J. R. (1990). Perennial grain development: Past efforts and potential for the future. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 9(5), 381-408.
- Zerbino, M. S. (2002). Plagas en soja. En Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (Ed.), *Jornada de girasol y soja* (pp. 31-41). <https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/9151/1/INIA-SAD.2002.-no.297-p.31-41-Zerbino.pdf>
- Zerbino, M. S. (2004). Intensificación agrícola: Efecto sobre la biodiversidad y la incidencia de insectos plaga. En Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (Ed.), *Sustentabilidad de la intensificación agrícola en el Uruguay* (pp. 25-31). <https://inia.uy/sites/default/files/publications/2024-06/ad-365.pdf>
- Zhang, L., Lecoq, M., Latchininsky, A., & Hunter, D. (2019). Locust and grasshopper management. *Annual Review of Entomology*, 64, 15-34. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011118-112500>

Zumoffen, L., Salto, C., & Signorini, M. (2010). Alfalfa (*Medicago sativa* L.) como reservorio de insectos entomófagos. *Revista FAVE - Ciencias Agrarias*, 9(1-2), 73-82. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/245122>