



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA, BIOQUÍMICA Y
FARMACIA



**Impacto de la presencia de *Oiketicus* sp. (Lepidoptera:
Psychidae) sobre parámetros biológicos y ecológicos de
*Genista monspessulana***



ALUMNA: Contreras Salvatico, María Natalia

DIRECTORA: Sanhueza, Cristina

Bahía Blanca, Prov. De Buenos Aires, Argentina
Fecha de defensa oral: agosto del 2025

2025



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA, BIOQUÍMICA Y
FARMACIA



**Impacto de la presencia de *Oiketicus* sp. (Lepidoptera:
Psychidae) sobre parámetros biológicos y ecológicos de
*Genista monspessulana***

**TESIS PARA OPTAR AL GRADO DE LICENCIADA EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS**

Contreras Salvatico, María Natalia

Firma de la alumna

Sanhueza, Cristina

Firma de la directora

Título abreviado: Impacto de *Oiketicus* sp. sobre *G. monspessulana*



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA, BIOQUÍMICA Y
FARMACIA



**Impact of the presence of *Oiketicus* sp. (Lepidoptera:
Psychidae) on the biological and ecological parameters of
*Genista monspessulana***

BACHELOR'S THESIS IN BIOLOGICAL SCIENCES

Short title: Impact of *Oiketicus* sp. on *Genista monspessulana*

AGRADECIMIENTOS

A el Dr. Sergio Zalba, al Grupo de Estudios en Conservación y Manejo (GEKKO) y a mi directora, la Dra. Cristina Sanhueza, por confiar en mí para realizar esta investigación y apostar a nuevos horizontes. Haber trabajado en GEKKO y con todos ustedes ha sido un honor.

A las propietarias de la estancia “La Sofia”, en especial a Ceci Moro y su familia, por permitirme realizar este trabajo y por brindarme hospedaje durante todo el muestreo.

A el Lic. Valdemar Delhey por su colaboración con la estadística y su ayuda para utilizar el software estadístico.

A la Catedra de Diversidad de Plantas Vasculares, en especial a la Dra. Andrea Long, por su colaboración con la identificación de plantas nativas, y por brindarme el espacio para realizarlas.

A Josefina Moroncini, por ayudarme con los viajes de estos muestreos.

A la Universidad Nacional del Sur, que más allá de haberme permitido formarme como profesional bajo una educación de excelencia, pública y gratuita, fue mi segundo hogar durante todos estos años. Esta institución no se sostiene solo por sus paredes, sino también por las personas que la conforman. Los mejores años de mi vida fueron aquellos atravesados por la universidad. Todos los valores y convicciones que hoy me representan, los aprendí de este lugar. Estoy completamente agradecida.

A mi familia, por todo su apoyo y amor incondicional durante todos estos años, aun en los momentos más difíciles. Se que muchas veces no entienden lo que hago (y créanme, a veces yo tampoco lo sé), pero eso nunca fue un impedimento para que ustedes me impulsen a convertirme en mi mejor versión.

A mis amigos. ¿Qué sería de mí sin ustedes? Vicky, Mati, Fer, Mica, Juan y Mechi, estoy agradecida de haber compartido este camino junto a ustedes. Van a ser mis amigos para toda la vida. Nunca encontré un trébol de cuatro hojas, pero los encontré a ustedes, supongo que la suerte llega de distintas maneras. Ojalá todos tengan unos amigos como los míos.

A todos mis compañeros, con los que he compartido horas eternas de sala, mates entre cursadas, viajes de campo, y cervezas post-cursadas. De cada uno de ustedes me llevo una enseñanza. Les deseo lo mejor.

A todos los docentes que han dejado una marca en mí, ya sea con sus enseñanzas teóricas durante las clases, como por sus enseñanzas de vida por fuera de ellas.

A Josías, mi compañero de vida. Gracias por todo el cariño y la paciencia. Cumplimos la promesa y llegó el momento emprender una nueva aventura, juntos. Totalmente agradecida por compartir este camino con vos, y todo aquello que nos depare. Sos mucho más de lo que se merecer. Rohayhu.

Y por último, y no menos importante, me agradezco a mí. Por no haber bajado los brazos y por haber disfrutado tanto de todo este proceso.

“There is grandeur in this view of life, with its several powers having been originally breathed into a few forms or into one; and that, whilst this planet has gone cycling on according to the fixed law of gravity, from so simple a beginning, endless forms, most beautiful and most wonderful have been and are being evolved”

Charles Darwin

RESUMEN

Las invasiones biológicas son una de las principales causas de pérdida de biodiversidad, incluso en áreas remotas y protegidas. En las Sierras Australes Bonaerenses, *Genista monspessulana* (retamilla) representa una de las especies exóticas más invasoras, con altas densidades y velocidad de avance que limitan la eficacia de los métodos tradicionales de control. El abordaje de la interacción entre la retamilla y el lepidóptero nativo (conocido como bicho canasto) se basó en la evaluación de su impacto sobre parámetros biológicos y ecológicos de la planta. Se evidenció una reducción de hasta el 49 % en la producción de frutos bajo alta presión de herbivoría. Además, se observó una baja producción de semillas ($2,74 \pm 0,71$), en comparación con estudios previos en la región. Se identificó taxonómicamente al lepidóptero y se relevó la comunidad de artrópodos fitófagos asociada a la especie hospedera, así como su presencia en especies leñosas nativas. Los resultados refuerzan el potencial de los lepidópteros como posibles agentes de control biológico, aunque se requieren estudios específicos para evaluar su eficacia, especificidad y seguridad ecológica. Su aplicación podría ser considerada en áreas con invasión incipiente o tras intervenciones con métodos tradicionales de control y manejo.

Palabras clave: Retamilla, bicho canasto, control biológico

ABSTRACT

Biological invasions are a major driver of biodiversity loss, affecting even remote and protected areas. In the Buenos Aires Mountain grasslands, *Genista monspessulana* (French broom) is one of the most aggressive invasive plant species, exhibiting high population densities and rapid spread that limit the effectiveness of conventional control methods. This study evaluates the interaction between French broom and a native moth (commonly known as bagworm), focusing on its effects on key biological and ecological parameters of the host plant. Under high herbivory pressure, fruit production decreased by up to 49%. In addition, seed production was low (2.74 ± 0.71), compared to previous studies in the region. The moth was taxonomically identified, and the phytophagous arthropod community associated with the host plant was surveyed, including its occurrence on native woody species. These findings highlight the potential of moths as biological control agents, although specific studies are required to assess their effectiveness, host specificity, and ecological safety. Their use could be considered in areas with early-stage invasions or after interventions with conventional control and management methods.

Key words: French broom, bagworm, biological control

INDICE DE CONTENIDOS

INTRODUCCIÓN	7
Especies exóticas e invasiones biológicas	7
Pastizales naturales, su importancia y los peligros que enfrentan	9
El pastizal pampeano	9
Especie de estudio: <i>Genista monspessulana</i>	11
Antecedentes de control de retamilla en las Sierras Australes Bonaerenses	12
Efectos de la herbivoría sobre parámetros reproductivos de las plantas	13
<i>Oiketicus</i> sp., un nuevo caso de estudio	13
OBJETIVOS	15
MATERIALES Y METODOS	16
Área de estudio	16
Revisión de antecedentes	17
Muestreo a campo	17
Identificación de la especie del género <i>Oiketicus</i>	20
Identificación de invertebrados fitófagos	20
Análisis de datos	21
RESULTADOS	23
Revisión de antecedentes de control biológico en <i>Genista monspessulana</i>	23
Descripción de <i>Oiketicus platensis</i>	24
Evaluación de la producción de frutos	25
Evaluación de la producción de semillas	27
Evaluación de la supervivencia	28
Evaluación de la cobertura foliar	28
Registro de la presencia de <i>O. platensis</i> sobre plantas nativas leñosas	30
Registro de la comunidad de artrópodos	31
DISCUSIÓN	32
Impacto de <i>O. platensis</i> sobre la producción de frutos	32
Impacto de <i>O. platensis</i> sobre la producción de semillas	33
Impacto de <i>O. platensis</i> sobre la cobertura foliar	34
Distribución y potenciales interacciones ecológicas de <i>O. platensis</i>	35
Implicaciones para el control biológico	36
CONCLUSIONES	38
BIBLIOGRAFÍA	39

INTRODUCCIÓN

Especies exóticas e invasiones biológicas

El ser humano ha alterado drásticamente los rangos de distribución de muchas especies, movilizándolas desde áreas geográficas donde son nativas, hacia regiones que no podrían alcanzar mediante sus propios mecanismos de dispersión. Este proceso da lugar a lo que se conoce como especie exótica. Las **especies exóticas** se definen como organismos que han sido trasladados mediante las actividades humanas desde su región de origen, donde forman parte de la biota nativa, hacia zonas donde nunca antes estuvieron presentes (Siller-Clavel et al., 2023).

La introducción de especies exóticas puede ocurrir de forma no intencional o mediante procesos naturales (como vientos o corrientes marinas), pero en la mayoría de los casos es consecuencia directa de actividades humanas con fines económicos, ornamentales, agrícolas o forestales, sin evaluar adecuadamente sus impactos (IPBES, 2023). En un contexto de globalización, el transporte y movimiento de especies se ha vuelto más frecuente, facilitando su llegada a nuevas regiones (Koleff, 2017). La introducción implica superar una barrera geográfica, es por esto que en este punto se las considera **especies introducidas**.

El establecimiento de una población de una especie introducida se facilita cuando las condiciones ambientales del nuevo sitio son similares a las del área de distribución original, aunque esta situación no se da en la mayoría de los casos. El éxito del establecimiento de una especie en una nueva área de distribución se lo atribuye a ciertas características biológicas, o la combinación de ellas. En el caso de una planta, estas características suelen ser la habilidad de reproducirse, su crecimiento rápido desde semilla hasta alcanzar la madurez sexual y particularmente la adaptación al estrés (Koleff, 2017). Cuando las especies han logrado superar las barreras ambientales que podrían condicionar su capacidad reproductiva, se las considera **especies establecidas**.

Finalmente, las especies establecidas tienden a aumentar su área de distribución, como constituyente esencial de la dinámica poblacional. Las barreras que aquí pueden presentarse incluyen a características del ambiente, como presencia de herbívoros, ausencia de agentes de dispersión, entre otras (Koleff, 2017). Una vez que las especies logran superar estas barreras, y avanzan extensivamente sobre el nuevo ambiente, se las considera **especies invasoras**.

En la actualidad, las invasiones biológicas constituyen una de las principales causas de pérdida de biodiversidad en los ecosistemas naturales. Están reconocidas como uno de los cinco principales impulsores directos de la degradación de la naturaleza a nivel global, junto con el cambio del uso de la tierra y el mar, la sobreexplotación de organismos, el cambio climático y la contaminación (IPBES 2019, 2023). Más de 37.000 especies exóticas han sido introducidas por actividades humanas en todas las regiones y biomas de

la tierra (Figura 1). Existen estudios que evidencian impactos negativos y en algunos casos irreversibles, incluyendo la pérdida de la identidad ecológica de las comunidades biológicas y contribuyendo al deterioro de la biosfera, para más de 3500 de estas especies categorizadas como **especies exóticas invasoras (EEI)**. Estos estudios han sido documentados en ámbitos terrestres, como bosques templados, zonas boscosas y áreas cultivadas, incluidas las tierras agrícolas (IPBES, 2023).

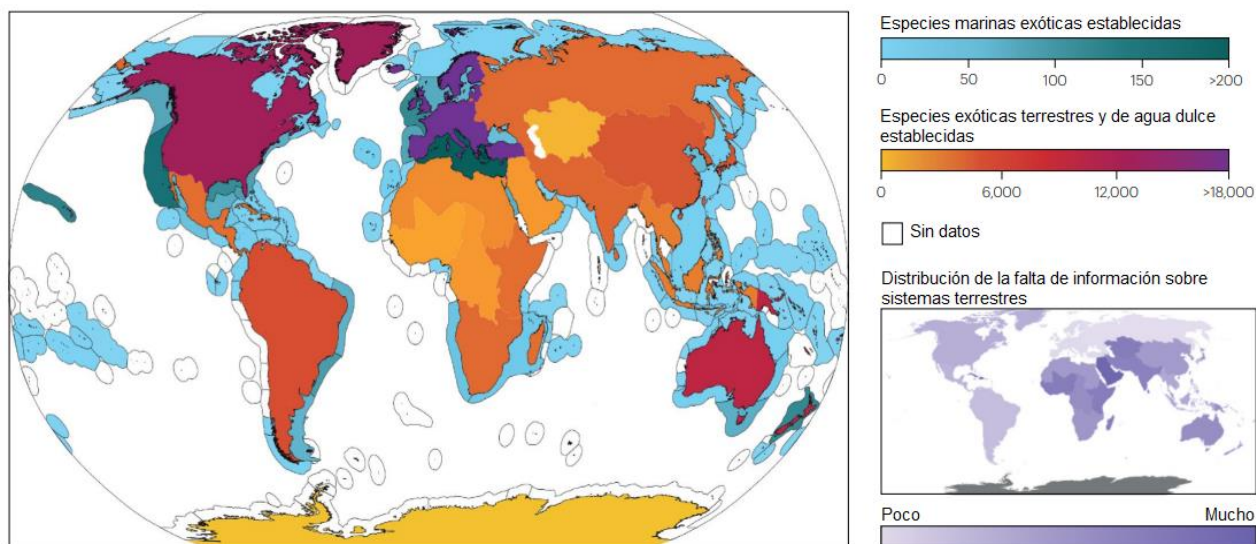


Figura 1. Distribución global de especies exóticas establecidas. Número total de especies exóticas establecidas (terrestres y de agua dulce) en las regiones (compuestas por países y unidades subnacionales) y ecorregiones marinas. Mapas adaptados y extraídos de IPBES, 2023.

En todo el mundo se ha demostrado que las EEI causan graves daños a la biodiversidad, perjudicando a los servicios ambientales y, por consiguiente, al bienestar humano. Pueden llegar a causar la degradación de los ambientes acuáticos y terrestres, la alteración de los procesos y funciones ecológicas y la modificación de los ciclos biogeoquímicos. También se ha documentado que las EEI causan deterioro en los servicios ambientales, afectan la producción de alimentos y pueden ser devastadoras hasta en ecosistemas agropecuarios, dañan la infraestructura pública, degradan las tierras de cultivo, afectan la calidad del agua y los paisajes de valor turístico e histórico. Por todo esto, sus impactos pueden significar elevados costos, tanto por el daño directo como por el gasto invertido en su control o erradicación (Koleff, 2017).

Entre los diversos impactos que generan las EEI, las especies leñosas constituyen una de las amenazas más severas, especialmente en ecosistemas abiertos como los pastizales. Su capacidad para alterar profundamente la estructura y el funcionamiento de estos ambientes las convierte en agentes de cambio particularmente agresivos. En los pastizales, la introducción de árboles y arbustos exóticos no solo modifica la composición florística, sino que incorpora nuevas formas de vida que transforman los procesos ecológicos fundamentales, como el régimen de fuego, la dinámica de nutrientes y las interacciones entre las especies (Richardson, 1998; Zalba y Villamil, 2002).

Pastizales naturales, su importancia y los peligros que enfrentan

Los pastizales constituyen uno de los biomas dominantes del sistema terrestre, abarcando hasta el 40% de su superficie. Se encuentran en casi todas las zonas climáticas, exceptuando los polos, las zonas extremadamente áridas y las montañas más altas. Su distribución global está determinada principalmente por la temperatura y las precipitaciones (Petermann et al., 2021).

Los pastizales se encuentran entre los hábitats con mayor riqueza de especies y niveles elevados de biodiversidad. En particular, en las regiones templadas los pastizales pueden albergar cantidades significativamente altas de especies. Un ejemplo es el de los pastizales argentinos, donde se pueden encontrar hasta 89 especies de plantas por m². Muchas de estas especies, tanto vegetales como de otros grupos, son especialistas de este tipo de hábitat, y muchas son endémicas de regiones específicas, por lo que a menudo se las considera raras o están dentro de la categoría en peligro de extinción (Petermann et al., 2021).

La alta biodiversidad de los pastizales permite el desempeño de funciones y servicios ecosistémicos cruciales, además de la producción de forraje para el ganado, como la polinización, el almacenamiento de carbono, la provisión de hábitat para la fauna silvestre, el control de la erosión del suelo y la regulación del caudal del agua (Buzhdygan et al., 2020). Además, los pastizales ejercen una fuerte influencia en la regulación climática global mediante el secuestro de carbono del suelo y la capacidad de enfriamiento atmosférico, gracias a su elevado albedo superficial (Petermann et al., 2021).

A pesar de ser ecosistemas sumamente valiosos, en la actualidad enfrentan grandes amenazas. El uso que ha tenido por el ser humano a lo largo de la historia ha provocado grandes cambios, y más recientemente, la pérdida de los mismos. La mayor pérdida de pastizales comenzó a principios del siglo XIX, debido a su conversión en tierras de cultivo. Las principales modificaciones en los pastizales se deben a la agricultura, la fragmentación, las EEI, la falta de incendios, la desertificación, la urbanización/asentamientos humanos, y el ganado doméstico. De estas, las tres primeras representan la mayor amenaza para los pastizales (Gibson, 2009).

El pastizal pampeano

En la provincia de Buenos Aires, las Sierras Australes Bonaerenses (SAB) representan uno de los remanentes más valiosos de diversidad de la provincia fitogeográfica pampeana. La vegetación más predominante del pastizal pampeano son las gramíneas, asteráceas y otras especies herbáceas de pastizales. Además, el relieve, clima y proximidad de estas sierras a otros grupos montañosos, facilitan la presencia de especies de otras provincias fitogeográficas (Long, 2018).

En las Sierras Australes se han contabilizado unas 600 especies de plantas nativas y otras 150 especies de plantas introducidas (Long, 2018). Debido al aislamiento en cuanto a clima local y sustrato, presenta una gran abundancia de especies endémicas, algunas de distribución muy estrecha, limitadas a unos pocos sitios serranos, como *Lupinus aureonitens* Gillies ex Hook. & Arn. (1833) (de Villalobos y Long, 2024). Algunos endemismos son tan raros que pocas veces se los puede detectar. Las especies de *Polygala ventanensis* Grondona (1948) y *Mostacillastrum ventanense* (Boelcke) Al-Shehbaz (2006) son ejemplos de especies endémicas raras que, en la actualidad, se encuentran en peligro de extinción (Sanhueza 2012; Long 2018) (Figura 2).

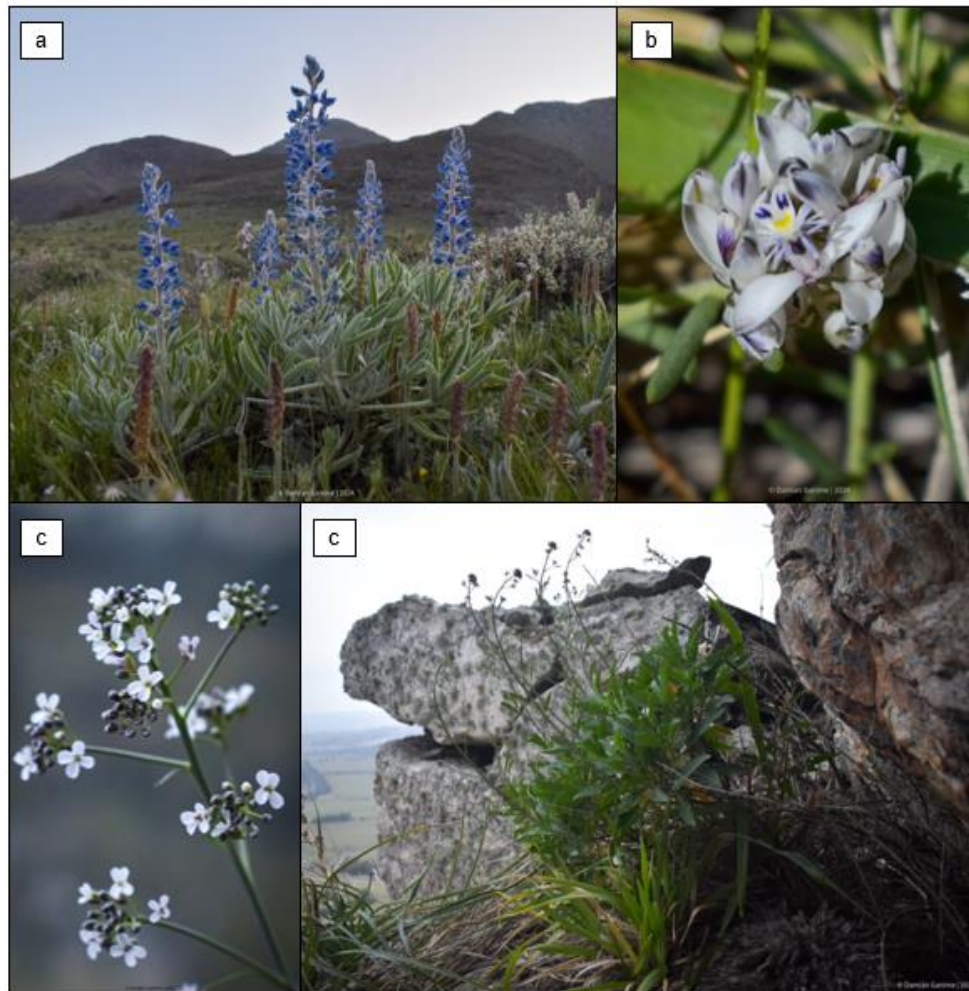


Figura 2. Ejemplares de especies endémicas del sistema de Ventania, **a.** *Lupinus aureonitens*, **b.** *Polygala ventanensis* y **c.** *Mostacillastrum ventanense*. Fotos tomadas por Damián Ganime.

Los pastizales naturales de las SAB no se encuentran libres de amenazas. Uno de los procesos de transformación y empobrecimiento de la diversidad biológica nativa es el avance de especies exóticas invasoras, especialmente de plantas leñosas, que afectan también las actividades productivas (Sanhueza, 2012). Una de las especies exóticas leñosas invasoras más abundantes es la retamilla (*Genista monspessulana*).

Especie de estudio: *Genista monspessulana*

La retamilla o retama francesa (*Genista monspessulana* (L.) L.A.S. Johnson, 1962) es un arbusto leñoso perenne, perteneciente a la familia de las leguminosas (Fabaceae) y nativo de la región Mediterránea (CABI, 2019). Las hojas son alternas, trifoliadas y pecioladas. Sus flores son abundantes, pequeñas de 1 a 2 cm de longitud y de color amarillo, de tipo papilionoidea. El pico de floración se da entre los meses de octubre y noviembre. Presentan frutos pilosos en vaina de hasta 2,5 cm de largo, con una producción máxima en el mes de diciembre (Ariza, 2018). Las semillas tienen forma redondeada, de color marrón oscuro y son liberadas de la vaina de por dehiscencia explosiva, pudiendo alcanzar hasta unos cuatro metros de distancia desde la planta madre. Además, pueden ser dispersadas por hormigas, aves y animales, y por cuerpos de agua (Sanhueza, 2012) (Figura 3).



Figura 3. *Genista monspessulana*, **a.** planta adulta, **b.** detalle de las flores y hojas, **c.** vainas, **d.** semillas. Fotos tomadas por Aldana Ariza, extraídas de Ramírez, 2020.

En su área de distribución nativa, la retamilla presenta una amplia extensión geográfica, es localmente abundante y suele establecerse en poblaciones de tamaño reducido. Sin embargo, en las áreas de distribución no nativa es invasora de parques nacionales, estatales y urbanos, así como de terrenos destinados para la

actividad agrícola, que a menudo forma densas masas monoespecíficas. Solo en Australia y California (EE. UU) se ha conseguido controlar la invasividad de la especie (CABI, 2019).

La retamilla fue reportada como una amenaza en las SAB a comienzos de la década de los 90 (Zalba, 1994), sin manifestar una expansión marcada hasta el año 2008, luego de un severo incendio natural que afectó la zona (Sanhueza, 2012). Entre los años 2010 y 2017 el área cubierta por la especie dentro del Parque Provincial Ernesto Tornquist (PPET), ubicado dentro de las SAB, aumentó más de siete veces (Ramírez, 2020). El avance de la invasión es una preocupación no solo para los administradores de las reservas naturales, sino también para los campos privados donde condiciona y pone en riesgo las actividades productivas. El rápido avance de las retamillas se atribuye a su capacidad de crecer en alta densidad, formando stands monoespecíficos, su abundante banco de semillas y su persistencia en el tiempo, la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico, la alta flamabilidad de tejidos aéreos, la habilidad de rebrotar luego de la quema, y la germinación masiva post-fuego (Sanhueza, 2012; Ariza, 2018; Ramírez, 2020).

Antecedentes de control de retamilla en las Sierras Australes Bonaerenses

Debido al avance de la invasión se han puesto de manifiesto dos técnicas de control sobre la retamilla. El control mecánico, resulta suficiente cuando las densidades de la especie invasoras son bajas y/o cuando la especie no tiene capacidad de rebrotar. La retamilla, sin embargo, es capaz de recuperarse rápidamente luego del corte (Sanhueza, 2012). La eliminación de la planta requiere de su remoción completa, lo que solo es posible y eficiente para ejemplares pequeños creciendo en baja densidad. Para núcleos extendidos y/o para ejemplares mayores la opción más viable es la del control químico. La utilización de herbicida Togar diluido al 5% con aceite vegetal como adyuvante ha obtenido resultados positivos para el control de la especie (Sanhueza, 2012). La combinación de control mecánico y químico resulta ser la más eficiente, con una mortalidad de la totalidad de las plantas que sufren el control (Ramírez, 2020). Sin embargo, este tipo de acciones requieren un gran esfuerzo y elevados costos (Sanhueza, 2012; Hogg et al., 2016; Ramírez, 2020).

Las altas densidades y gran velocidad de avance características de la invasión de la retamilla en el área imposibilitan el uso de controles clásicos, abriendo la perspectiva cierta de explorar otras alternativas, tales como el control biológico (Clewley et al., 2012; IPBES, 2023; Anderson et al., 2024). El control biológico clásico utiliza los enemigos naturales de la especie objetivo de control para reducir sus impactos (Simberloff y Rejmánek, 2011; Hoffman et al., 2019; Sutton et al., 2021). La retamilla ya ha sido objeto de iniciativas de control biológico en Australia y en los Estados Unidos (Sheppard y Henry, 2012; Sullivan, 2013; Hogg et al, 2016-2017), lo que refuerza las perspectivas para un potencial uso exitoso en otras áreas del mundo donde se encuentra invadiendo.

Las interacciones entre las plantas y los niveles tróficos superiores en los pastizales, como la herbívora y la polinización, son procesos ecológicos clave (Petermann et al., 2021). En este contexto, el estudio de las

relaciones entre la retamilla y otros organismos ofrece nuevas perspectivas para su manejo, ampliando las posibilidades de control más allá de los enfoques tradicionales. Analizar estas interacciones puede revelar oportunidades para estrategias de control biológico basadas en las dinámicas ecológicas propias del sistema invadido.

Efecto de la herbivoría sobre parámetros reproductivos de las plantas

La herbivoría puede clasificarse generalmente como un efecto negativo directo sobre el *fitness* las plantas ya que puede, por sí sola, afectar los parámetros reproductivos de manera tanto directa como indirecta, independientemente del proceso de polinización. La herbivoría sobre las flores puede reducir el *fitness* de las plantas al reducir directamente la capacidad de una flor para producir semillas (Haas y Lortie, 2020). Sin embargo, los herbívoros también pueden eliminar o dañar estructuras no florales (vegetativas), como hojas, tallos y raíces. El daño a estas estructuras puede provocar que una planta no produzca flores, frutos, ni semillas, o que produzca estructuras de mala calidad (Lucas-Barbosa, 2016; Rusman et al., 2019). Si bien el daño directo al tejido floral es la forma más común de examinar los efectos de los herbívoros sobre los polinizadores, el daño al tejido vegetativo también posee efectos indirectos sobre los atributos florales. Al disminuir el área fotosintética disponible para una planta se pueden producir menos flores o flores más pequeñas (Hladun y Adler, 2009), generando así un impacto sobre los polinizadores, y por consecuencia, la disminución en la producción de semillas (Haas y Lortie, 2020). Si bien las plantas también pueden compensar el daño sobre las estructuras vegetativas, a menudo se destinan recursos al rebrote, en lugar de a la reproducción, por lo que el daño vegetativo puede reducir el *fitness* de manera significativa (García y Eubanks, 2019).

***Oiketicus* sp., un nuevo caso de estudio**

En el año 2022, las propietarias de un establecimiento ganadero en la Sierra de la Ventana reportaron áreas con un porcentaje considerable de retamillas muertas, coincidiendo con una notable abundancia de “bichos canasto” (Figura 4). Según los testimonios de las propietarias, la presencia de *Oiketicus* sp. Guilding (1827), ha sido observada en el establecimiento de manera recurrente durante al menos los últimos 15 años.

El nombre de “bicho canasto” se utiliza coloquialmente para denominar a especies de lepidópteros del género *Oiketicus*, pertenecientes a la familia Psychidae. Esta familia incluye alrededor de 1000 especies las cuales todas tienen la particularidad de completar su ciclo de vida en el interior del canasto construido por el estado larval. De las diez subfamilias que componen a esta familia, nueve tienen especies con hembras ápteras (neoténicas) (Rhainds et al. 2009).



Figura 4. Ejemplares de *Oiketicus* sp. sobre un individuo de retamilla muerta.

Los arbustos y árboles de casi todas las especies vegetales soportan el ataque de especies de *Oiketicus* sp. En la República Argentina existen unas 20 especies de *Oiketicus* sp. ampliamente distribuidas en casi todo el territorio (Geist y Gallardo, 2014). La larva es un activo defoliador y la magnitud de los daños que ocasiona, particularmente sobre frutales y especies forestales, hicieron que en 1908 la ley nacional 4.863 de Defensa Agrícola la declare Plaga Nacional, reglamentando la obligatoriedad de su destrucción para el agricultor que la tuviera en sus campos (Florentino y Diodato de Medina, 1991).

Se ha reportado la presencia de *Oiketicus* sp. con actividad defoliadora en diferentes especies de árboles y arbustos no nativos tales como acacia (*Robinia pseudoacacia*), roble (*Quercus robur*), tamarisco (*Tamarix gallica*), entre otros, y sobre especies nativas como caldén (*Prosopis caldenia*) y piquillín (*Condalia microphylla*) (Orrego, 1983). Sin embargo, hasta la actualidad no existen registros de especies de *Oiketicus* sp. que utilicen a la retamilla como hospedera, ni que se registre una actividad defoliadora sobre la misma.

Considerando las características de la invasión de la retamilla, su expansión actual, la limitada eficacia de los métodos tradicionales de manejo y los recientes reportes de elevada mortalidad asociados a la presencia del bicho canasto, el presente estudio propone evaluar los efectos de este lepidóptero sobre distintos parámetros reproductivos de la retamilla, con el objetivo de explorar su potencial como agente de control biológico.

OBJETIVOS

Objetivo general: Evaluar el impacto de *Oiketicus* sp. (Lepidoptera, Psychidae) sobre parámetros biológicos y ecológicos de *Genista monspessulana* en las Sierras Australes Bonaerenses.

Objetivos específicos:

1. Revisar los antecedentes acerca del control biológico de *G. monspessulana*.
2. Evaluar los efectos de la presencia y abundancia de *Oiketicus* sp. sobre la supervivencia y producción de semillas y cobertura foliar de *G. monspessulana*.
3. Identificar la o las especies del género *Oiketicus* asociadas con *G. monspessulana* en el establecimiento “La Sofía”.
4. Releva la eventual presencia de *Oiketicus* sp. sobre especies de plantas nativas en el establecimiento “La Sofía”.
5. Registrar la comunidad de invertebrados fitófagos presentes sobre *G. monspessulana* asociados a la presencia de *Oiketicus* sp.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los muestreos correspondientes al presente estudio se desarrollaron en la Estancia “La Sofía”, durante el periodo comprendido entre noviembre del 2024 y mayo del 2025. La estancia está ubicada entre los 37° 49' - 37° 53' S y los 62° 8' - 62° 11' O, al pie del Sistema de Ventania, en la provincia de Buenos Aires, Argentina (Figura 5).

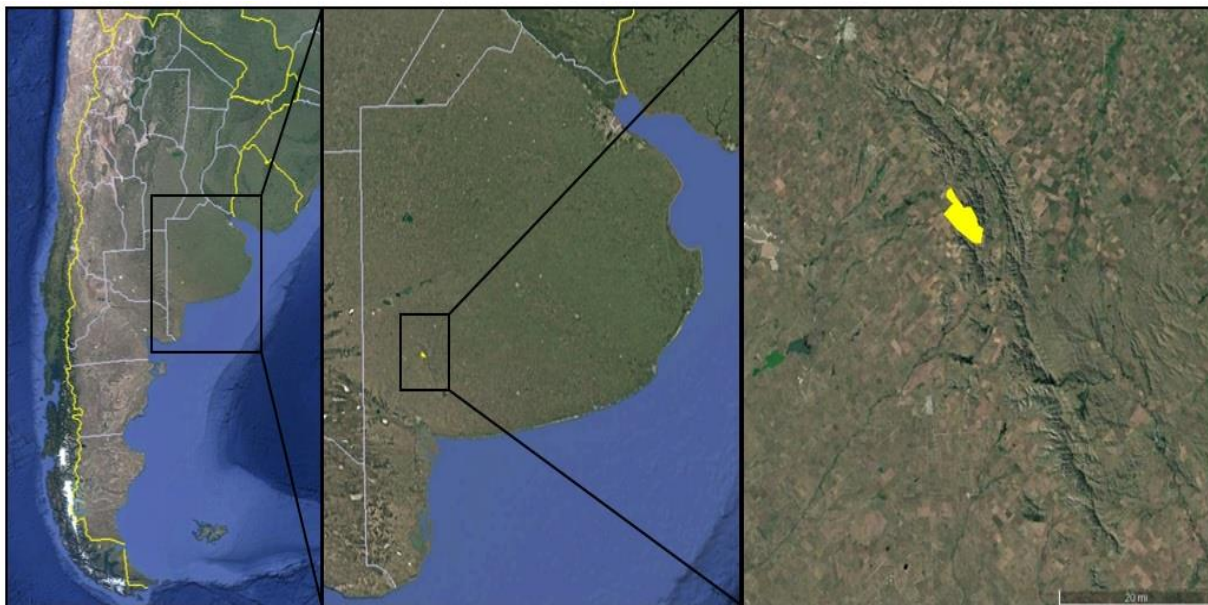


Figura 5. Ubicación de la estancia “La Sofía” al pie del Sistema de Ventania, en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. (Google Earth, 2025).

Posee un área aproximada de 3100 hectáreas, compuesta por sectores de planicies y sierras. Su principal actividad productiva es la agricultura en las zonas de valle y la ganadería en las áreas serranas. Esta última comenzó a desarrollarse con ganado ovino a principios del siglo XX y, con el tiempo, fue reemplazada de manera paulatina por ganado bovino. El clima de la zona es templado con una temperatura media anual de 14°C. El promedio anual de precipitaciones es entre los 500 a 800 mm, siendo el periodo más lluvioso el de primavera-verano. En enero, el mes más cálido, la temperatura media es de 20,5°C mientras que, en julio, el mes más frío, es de 8°C. En invierno las heladas son frecuentes y ocasionalmente nieva (Burgos, 1969). Las laderas y parte de los valles de las sierras de la estancia se encuentran intensamente invadidas por la retamilla (Figura 6).



Figura 6. Invasión de retamilla en una de las áreas de la estancia “La Sofia”.

Revisión de antecedentes

Se realizó una revisión sistemática (Brancatelli et al. 2024), relevando los antecedentes, agentes utilizados y resultados obtenidos en el control biológico de retamilla. El *set de keywords* utilizado fue: 1) *control biológico* (“control biológico” o “*biological control*”) y 2) *retamilla* (o “*Genista monspessulana*” o “retama francesa” o “*French broom*” o “*montpellier broom*”).

Muestreo a campo

En primera instancia, se recorrieron las áreas de distribución conocida de retamilla dentro del establecimiento. En dichas áreas se podían encontrar diferentes situaciones: 1) solo presencia de retamilla, 2) presencia de retamilla + canastos con presencia inactiva y 3) presencia de retamilla + canastos con presencia activa.

El área que presentaba la situación 3, con *presencia activa* de bicho canasto, fue la seleccionada para evaluar su impacto sobre parámetros biológicos y ecológicos de retamilla. Se define como *presencia activa* a la detección de canastos “nuevos” correspondientes a la temporada 2023, los cuales se identifican visualmente por estar contruidos con porciones pequeñas de ramas y rodeados por una capa de seda fina de color blanco

(Figura 7a). Por el contrario, la *presencia inactiva* se define como la detección de canastos “viejos” correspondiente a temporadas previas al 2023, los cuales se identifican por estar contruidos por porciones de pequeñas ramas y presentar un color gris oscuro, con retazos de seda deteriorada o vieja (Figura 7b).

En una subárea de aproximadamente 7000 m² se establecieron 12 parcelas, cada una de 25m². Las parcelas fueron divididas en cuatro grupos correspondientes a la densidad de retamillas presentes, de acuerdo a la cobertura por proyección en parcelas de 1 m², y a la presencia/ausencia de canastos: tres parcelas de densidad baja (cobertura menor al 50%) con canastos, tres de densidad media (cobertura entre 50 y 70 %) con canastos, tres de densidad alta (cobertura mayor al 70%) con canastos y tres de densidad media (cobertura entre 50 y 70%) sin canastos. El grupo conformado por las últimas tres parcelas se estableció como grupo “control”. Todas las parcelas fueron muestreadas de manera mensual en campañas que constaron de dos días de duración. Los muestreos se realizaron en correspondencia con las fases del ciclo de vida (estadio larval-pupa-adulto) del bicho canasto.

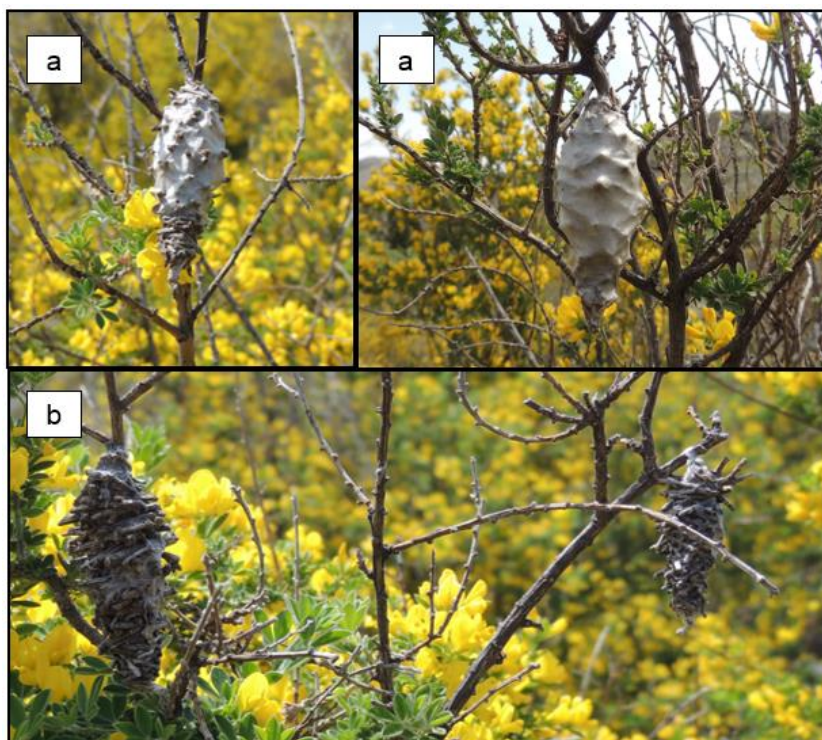


Figura 7. Identificación visual de los canastos de *Oiketicus* sp. encontrados sobre las retamillas, en las distintas áreas de su distribución, en la estancia “La Sofia”. **a.** Canastos “nuevos” correspondientes a la temporada 2023, **b.** Canastos “viejos” correspondientes a temporadas previas al año 2023.

En cada una de las parcelas se eligieron aleatoriamente cuatro individuos de retamilla. Para todos los individuos se realizó un conteo inicial de número de canastos, que fueron discriminados entre “canastos nuevos” (correspondientes a la temporada 2023) y “canastos viejos” (correspondiente a temporadas previas al 2023). En cada individuo se seleccionaron cuatro ramas, una por cada orientación cardinal (norte, sur, este y oeste), sobre las cuales se midieron las siguientes variables: número de frutos por rama (registrado

únicamente en el mes de noviembre), número de semillas por fruto (a partir de una cosecha realizada en diciembre) y cobertura foliar. Para esta última variable se discriminó entre hojas de tamaño pequeño (menores a 1 cm) y hojas de tamaño grande (mayores a 1 cm) (Figura 8), y fue registrada durante todos los meses en los que se realizó el muestreo. Además, se realizó un seguimiento mensual de la supervivencia de cada individuo.



Figura 8. Tamaño de hojas de retamilla. Escala 1:1, en cm.

En el mes de febrero, coincidente con el estadio de pupa y posterior emergencia de machos adultos, se realizó un nuevo conteo final de número de canastos presentes, discriminando nuevamente en “canastos nuevos” (temporada 2024) y “canastos viejos” (temporada 2023 o previas) (Figura 9). Además, se registró la presencia de canastos en los individuos pertenecientes al grupo “control”.

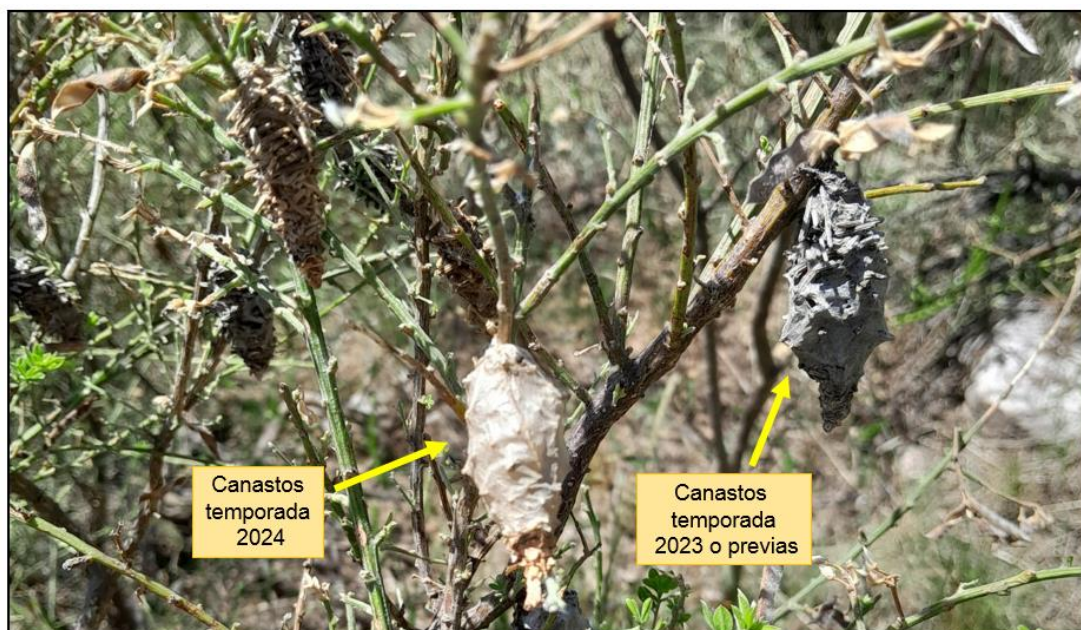


Figura 9. Identificación visual de los canastos de *Oiketicus* sp. pertenecientes a la temporada 2024 y a la temporada 2023 (o previas). En canastos de la temporada 2024 se observan pequeñas ramas de color marrón claro.

Al finalizar los muestreos en el mes de mayo, se registró la eventual presencia de canastos sobre ejemplares de plantas nativas leñosas creciendo en las inmediaciones de las parcelas, hasta dos metros de distancia. Posteriormente, las plantas fueron identificadas en laboratorio bajo lupa binocular utilizando la clave propuesta por Cabrera (1963) hasta el nivel de especie. Se registró el número de canastos presentes por especie.

Identificación de la especie del género *Oiketicus*

Los canastos correspondientes a la temporada 2024 fueron colectados a fines de febrero para la obtención de machos adultos. Se eligieron cinco plantas de manera aleatoria, dentro del área de muestreo, y se removieron los canastos en su totalidad. Los canastos fueron colocados dentro de recipientes de cría, elaborados con cajas de cartón, cubiertos por un tul. Los recipientes se mantuvieron en todo momento a temperatura ambiente. A medida que los machos fueron emergiendo de los canastos, fueron contabilizados y preservados en alcohol al 70% para su posterior análisis en laboratorio. La identificación de la especie se realizó en laboratorio, bajo lupa binocular, siguiendo la clave propuesta por Davis (1964), utilizando los machos preservados que emergieron de los canastos correspondientes a la temporada 2024.

Identificación de invertebrados fitófagos

Durante el periodo comprendido entre diciembre y marzo se realizaron capturas de invertebrados mediante la utilización de trampas de agua cromáticas. Las trampas consistieron en vasos de color amarillo (Bravo-Portocarrero et al., 2020) que contenían una solución jabonosa activados durante 24 horas. Por cada parcela

se colocó una trampa dispuesta sobre el tronco principal de un solo individuo de retamilla, seleccionado aleatoriamente. Cada muestra obtenida fue conservada en alcohol al 70% para su posterior análisis en laboratorio. Las muestras obtenidas de las capturas de invertebrados se identificaron siguiendo a Triplehorn y Johnson (2005) hasta la categoría orden, bajo lupa binocular. Aquellos invertebrados que resultaron ser fitófagos fueron identificados hasta la categoría Familia.

Análisis estadístico de los datos

Para el análisis de los datos de producción de frutos y semillas, se trabajó en el entorno RStudio versión 1.1.463.0 utilizando el lenguaje R versión 3.5.1 (R Core Team, 2018). Previo al análisis, se realizó una transformación logarítmica de las variables para cumplir con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. Se ajustaron modelos lineales mixtos para evaluar el efecto aleatorio de la variable *parcela*; dado que este efecto no fue significativo, los análisis se realizaron utilizando los valores promedio por planta como unidad experimental. En consecuencia, se procedió con un análisis de varianza (ANOVA) de un factor entre los grupos establecidos. Los supuestos del modelo se verificaron mediante el test de Shapiro-Wilk para la normalidad de los residuos y el test de Levene para la homocedasticidad. Posteriormente, se aplicó un test de comparaciones múltiples de Tukey para determinar las diferencias significativas entre grupos, cuyos resultados se representaron mediante un gráfico de barras con letras de significancia. Por último, para evaluar la posible influencia del número inicial de canastos (temporada 2023 y anteriores) sobre ambas variables se aplicaron modelos de regresión lineal simple, por separado, únicamente para los grupos de densidad baja, media y alta.

Para el análisis de la cobertura foliar, los datos fueron procesados en Microsoft Excel (2016). Para cuantificar la velocidad de recuperación de la cobertura foliar luego de la presión de herbivoría, se calculó la tasa de recuperación de cobertura total (TR) para los cuatro grupos. Dicha tasa se calculó como la suma de los incrementos porcentuales de cobertura divididos por el número de días transcurridos desde el inicio del período de recuperación (enero), de acuerdo con la siguiente fórmula adaptada de López et al. (1999):

$$TR = \sum_{i=1}^n \frac{Ri}{di}$$

Donde Ri es el incremento porcentual de cobertura foliar entre dos fechas consecutivas calculado como la diferencia entre la cobertura promedio del grupo en el tiempo i y la del tiempo $i - 1$, di es el número de días transcurridos desde el inicio del seguimiento (enero) hasta el momento i , y n es el número total de observaciones (fechas registradas) desde el inicio del seguimiento. La cobertura se expresa en valores porcentuales de 0 a 100. Luego, se graficó el porcentaje de cobertura promedio a lo largo del tiempo (en días) de cada grupo.

Como los datos de cobertura total no seguían una distribución normal, se aplicó el test no paramétrico de Wilcoxon para comparar, dentro de cada grupo, los valores de cobertura registrados en noviembre (antes de la presión de herbívora) y en mayo (al finalizar el período de recuperación). Además, se calculó la pérdida promedio de cobertura total entre ambos momentos, estimando la diferencia de cobertura para cada unidad y promediando esos valores.

Dado que la cobertura total estaba discriminada por el tamaño de las hojas (pequeñas y grandes), se elaboraron gráficos de barras apiladas para representar la composición de la cobertura por mes y por tipo de hoja.

Los resultados correspondientes a la supervivencia no fueron sometidos a análisis estadísticos.

Todos los resultados de los valores medios calculados se expresan como promedio $\pm$ desvío estándar (DE).

RESULTADOS

Revisión de antecedentes de control biológico en *Genista monspessulana*

Se revisó un total de siete trabajos científicos, que incluyeron artículos, capítulos de libros y presentaciones en reuniones científicas. En ellos la retamilla se ha reportado como una de las especies exóticas invasoras más problemáticas en varios países, en donde diversos autores destacan la costa occidental de los Estados Unidos y el sur de Australia. Frente a la problemática de efectivizar métodos de controles clásicos, dichos países iniciaron programas de investigación de control biológico (Sheppard, 2000; Sheppard et al., 2014; Kerdellant et al., 2021).

Diversos estudios sobre la comunidad de artrópodos asociados a la retamilla permitieron la identificación de 85 especies de artrópodos fitófagos, de las cuales 26 son específicas de la tribu Genisteae, y 8 del género *Genista*. No obstante, únicamente cuatro han sido objeto de estudio en diferentes niveles de profundidad, y hasta la fecha, solo una ha sido implementada como agente de control biológico. La Tabla 1 resume dichas especies y los daños que ocasionan sobre la retamilla, con información recopilada de Sheppard (2000), Sheppard y Thomann (2003), Sheppard et al. (2006), Sullivan (2013), Sheppard et al. (2014) y Kerdellant et al. (2021). Dentro de los daños observados se destaca la depredación de semillas del 22% ejercida por *L. argentatum*.

Tabla 1. Resumen de artrópodos estudiados como posibles agentes de control biológico de *Genista monspessulana* y daños registrados en su área nativa.

Orden	Especie	Distribución	Daños observados
Hemiptera	<i>Arytinnis hakani</i>	Mediterráneo occidental	Defoliación; mortalidad generalizada de plantas.
Coleoptera	<i>Bruchidius villosus</i>	Sureste de Francia	Mortalidad prematura en poblaciones de baja densidad; depredación de semillas; ataque a tallos y raíces.
Coleoptera	<i>Lepidapion argentatum</i>	Sur de Francia	Depredación de semillas; formación de agallas en tallos
Diptera	<i>Chyliza leptogaster</i>	Sureste de Francia	Mortalidad de plantas adultas; galerías larvales en tallos y raíces que provocan necrosis generalizada

En lo que respecta a un control biológico propiamente dicho solamente se cuenta con el antecedente de lo sucedido en Australia, donde *A. hakani* ha sido el agente de control seleccionado. Dada su alta especificidad por la retamilla, y su bajo impacto en especies no objetivo (por ejemplo, especies de *Lupinus*), su redistribución, en conjunto a la acumulación de los impactos producidos a lo largo de varias generaciones sucesivas, ha logrado un control exitoso de la invasión. En los Estados Unidos, la liberación de *A. hakani* se considera de mayor riesgo, por lo que los esfuerzos actuales se centran en la evaluación de *L. argentatum* como posible agente de control (Sheppard y Henry, 2012; Sullivan, 2013; Sheppard et al., 2014).

Descripción de *Oiketicus platensis*

La siguiente descripción fue realizada con un total de 59 machos adultos, y en base a la clave propuesta por Davis (1964).

Oiketicus platensis Berg, 1883

Familia Psychidae

Antenas plumosas, cuerpo de color marrón claro de $1,70 \pm 0,30$ cm, envergadura de $2,84 \pm 0,32$ cm. Tarso de la pata delantera distintivamente menor que la tibia en longitud; tibia anterior sin epífisis; alas primarias con escamas más densas y con un patrón característico de color fácilmente observable. Canastos de $4,66 \pm 0,62$ cm de longitud, fusiforme, cubierto de hojas pequeñas, peciolo, ramitas cortas y delgadas, rodeado por una fina capa de seda blanca (Figura 16).

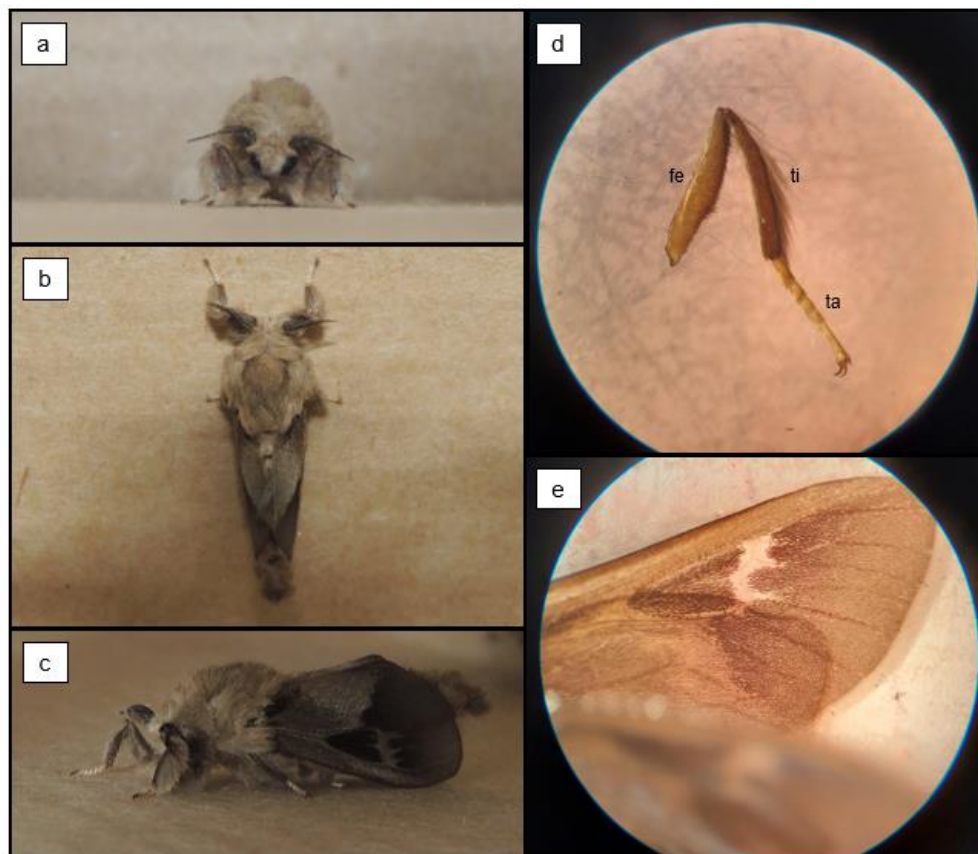


Figura 16. Ejemplar de macho adulto de *Oiketicus platensis* y sus características morfológicas, **a.** vista frontal, **b.** vista dorsal, **c.** vista lateral, **d.** pata derecha del primer par de patas (donde fe = fémur, ti = tibia y ta = tarso) y **e.** ala primaria.

Descripción del ciclo de vida sobre *Genista monspessulana*

La presencia del estadio larval de *O. platensis* sobre *G. monspessulana* se detectó en el mes de noviembre (Figura 17). Cada larva observada se encontraba en proceso de construcción de su canasto, con una longitud aproximada de 3 mm. El estadio larval registró un crecimiento progresivo hasta el mes de febrero, alcanzando una longitud máxima de $4,66 \pm 0,05$ cm. Entre diciembre y febrero, se evidenció una gran

actividad defoliadora atribuida tanto a la alimentación como a la recolección de material vegetal para la construcción del canasto. Esta actividad mostró una disminución hacia fines de enero. A comienzos de febrero se observó la transición del estadio larval al estadio de pupa, y hacia finales de febrero se registró la emergencia de machos en estadio adulto, identificada por la presencia de mudas adheridas a la base inferior de los canastos. En marzo se obtuvieron en condiciones de cautiverio un total de 59 machos alados y 71 hembras ápteras (neoténicas). Las hembras retienen la puesta de huevos dentro del canasto, donde permanecen en estado de latencia (“hibernación”) hasta que las condiciones ambientales resultan propicias para la eclosión larval.

Se describe el ciclo de vida de *O. platensis* como anual, univoltino y semélparo, con una estación reproductiva en verano.

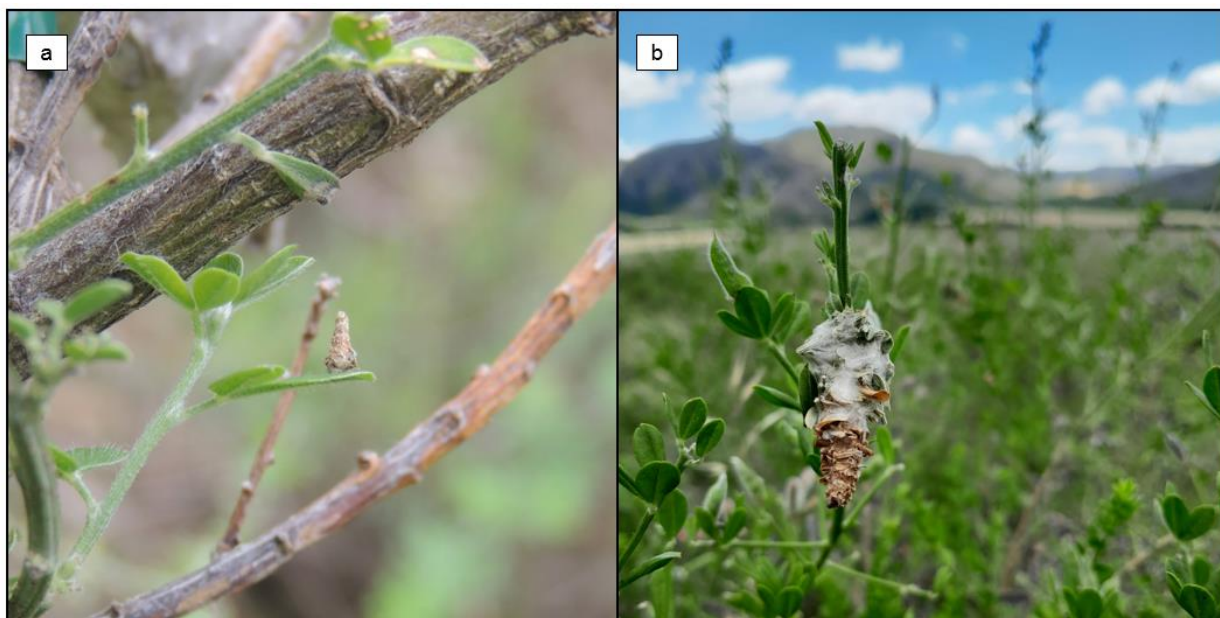


Figura 17. Estadio larval de *Oiketicus platensis* en los meses: **a.** noviembre y **b.** diciembre.

Parámetros reproductivos y ecológicos

Evaluación de la producción de frutos: En la Tabla 2 se muestran los resultados de la producción promedio de frutos por rama para cada grupo y el número de canastos iniciales. La producción promedio de frutos para todos los individuos ($n = 48$) es de $190,36 \pm 148,22$.

Tabla 2. Producción de frutos, semillas y número de canastos en cada grupo.

Grupo	Semillas por fruto (promedio $\pm$ D.E)	Frutos por rama (promedio $\pm$ D.E)	Canastos por planta (promedio $\pm$ D.E)	Canastos finales por planta (promedio $\pm$ D.E)
Densidad baja	$2,64 \pm 0,65$ b	$204,04 \pm 88,42$ a	$32,58 \pm 27,28$	$48,16 \pm 39,00$
Densidad media	$2,64 \pm 0,68$ b	$118,12 \pm 61,40$ b	$27,25 \pm 20,36$	$48,33 \pm 41,67$

Densidad alta	3,32 ± 0,72 a	206,08 ± 238,03 ab	34,33 ± 20,22	48,08 ± 36,20
Control	2,36 ± 0,38 b	233,22 ± 115,72 a	0	6,66 ± 5,67

El análisis mediante el ANOVA de una vía mostró diferencias significativas para la producción promedio de frutos entre los grupos ($F(3, 44) = 4,76$, $p = 0,005$). La prueba de comparaciones múltiples de Tukey indicó que el grupo de densidad media presentó diferencias significativas en la cantidad de frutos por rama respecto al grupo control ($p = 0,006$) y al grupo de densidad baja ($p = 0,026$). No se detectaron diferencias significativas entre los grupos control, densidad baja y densidad alta ($p > 0,05$) (Figura 10). El grupo densidad media fue el que tuvo menor producción de frutos por rama ($118,12 \pm 61,40$), representando una reducción del 49,3% con respecto al control. Los grupos densidad alta y baja también presentan una reducción en la producción de frutos del 11,6% y 12,5% respectivamente.

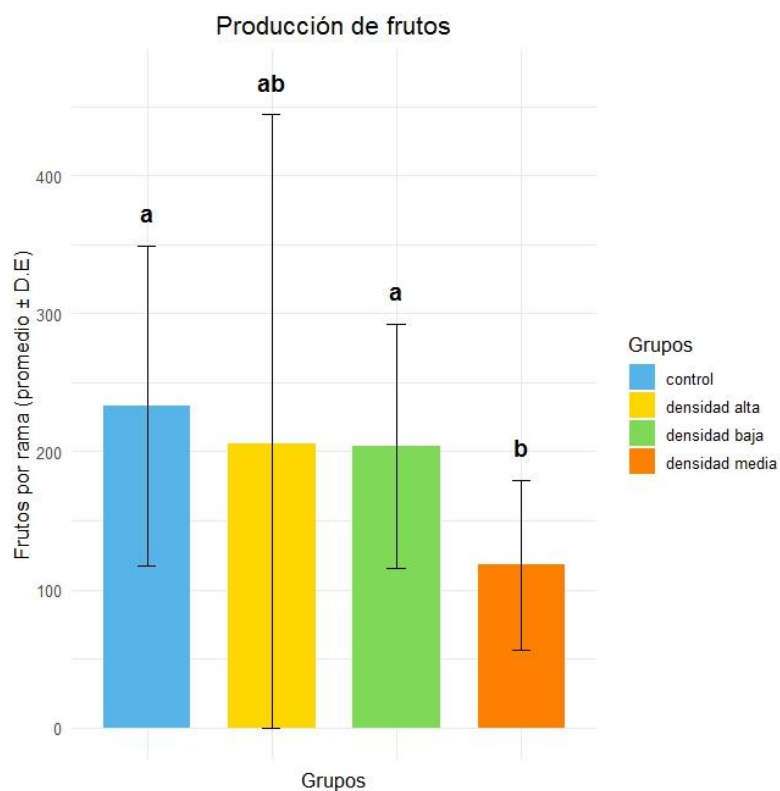


Figura 10. Producción promedio de frutos por rama para cada grupo. Las barras de error representan el desvío estándar (D.E) de la variable sin transformar. En los casos donde el valor mínimo es negativo, se truncó a cero para mantener la interpretación biológica. El análisis estadístico fue realizado sobre los datos transformados con logaritmo.

En cuanto a las regresiones lineales ninguna resultó significativa ($p > 0,05$). En densidad baja, $\beta = -0,0005 \pm 0,0039$, $t(10) = -0,12$, $p = 0,909$, y el modelo explicó menos del 0,1 % de la variación observada ($R^2 = 0,001$). En densidad media, $\beta = 0,0092 \pm 0,0077$, $t(10) = 1,20$, $p = 0,259$, con un 12,5 % de la variación

explicada ($R^2 = 0,125$). En densidad alta, $\beta = 0,017 \pm 0,010$, $t(10) = 1,73$, $p = 0,114$, y el modelo explicó el 23% de la variación observada ($R^2 = 0,230$).

Evaluación de la producción de semillas: En la Tabla 2 se muestran los resultados de la producción promedio de semillas por fruto para cada grupo, y el número de canastos iniciales. El promedio de semillas por fruto para todos los individuos ($n = 48$) es de $2,74 \pm 0,71$.

El análisis mediante el ANOVA de una vía mostro diferencias significativas para la producción promedio de semillas por fruto entre los grupos ($F(3, 44) = 7,08$, $p = 0,0005$). La prueba de comparaciones múltiples de Tukey indicó que el grupo de densidad alta presentó diferencias significativas en la cantidad de semillas por fruto respecto a los grupos control ($p = 0,0004$), densidad baja ($p = 0,0168$) y densidad media ($p = 0,0149$). No se detectaron diferencias significativas entre los grupos control, densidad baja y densidad media ($p > 0,05$) (Figura 11). El grupo densidad alta fue el que tuvo mayor producción de semillas por fruto ($3,32 \pm 0,72$), con respecto al control.

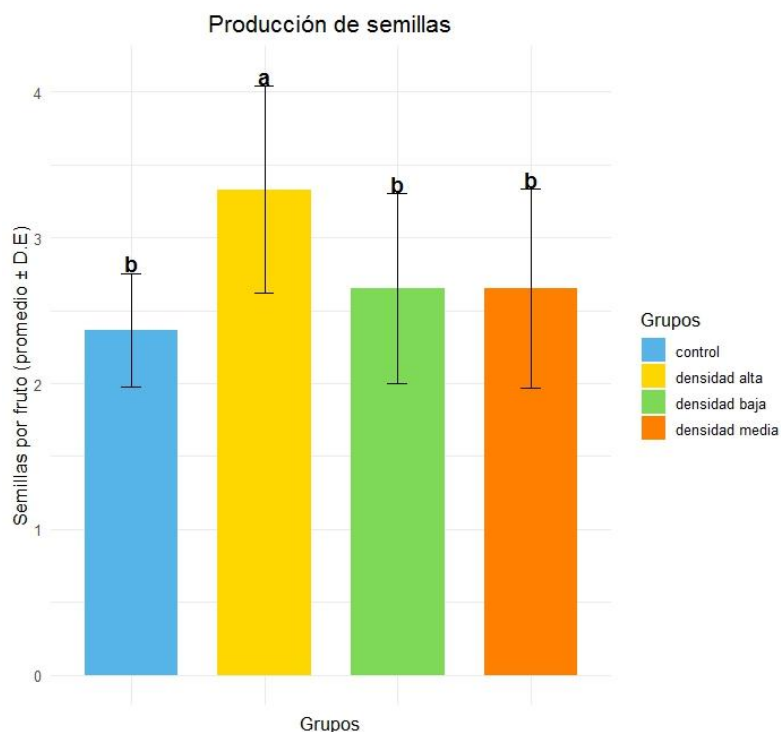


Figura 11. Producción promedio de semillas por fruto para cada grupo. Las barras de error representan el desvío estándar (D.E) de la variable sin transformar. El análisis estadístico fue realizado sobre los datos transformados con logaritmo.

En cuanto a las regresiones lineales, ninguna resultó significativa ($p > 0,05$). En densidad baja, $\beta = -0,0023 \pm 0,0021$, $t(10) = -1,10$, $p = 0,299$, y el modelo explicó aproximadamente el 10,7% de la variación observada ($R^2 = 0,107$). En densidad media, $\beta = -0,0008 \pm 0,0031$, $t(10) = -0,26$, $p = 0,799$, con menos del 1% de la variación explicada ($R^2 = 0,007$). En densidad alta, $\beta = -0,000002 \pm 0,0031$, $t(10) = -0,001$, $p = 0,999$, y el modelo no explicó variación alguna ($R^2 = 5,812 \times 10^{-08} \approx 0$).

Evaluación de la supervivencia: Durante todo el estudio, de las 48 retamillas marcadas se registró únicamente la muerte de dos individuos, pertenecientes al grupo densidad baja. En el mes de diciembre se evidenciaron síntomas de senescencia foliar, con hojas amarillentas y secas (Figura 12). Durante los meses de enero a mayo no se detectaron signos de rebrote.



Figura 12. Senescencia foliar de un individuo de retamilla.

Evaluación de la cobertura foliar: La tasa de recuperación (TR) de la cobertura foliar total varió entre los grupos. El valor más alto se registró en el grupo de densidad alta, con una $TR = 1,63$, indicando una recuperación más rápida de la cobertura de hojas en comparación con los demás grupos. En segundo lugar, el grupo de densidad media presentó una $TR = 1,56$, mientras que el grupo control alcanzó un valor de $TR = 1,24$. Por último, el grupo de densidad baja mostró la recuperación más lenta, con una $TR = 0,93$ (Figura 13).

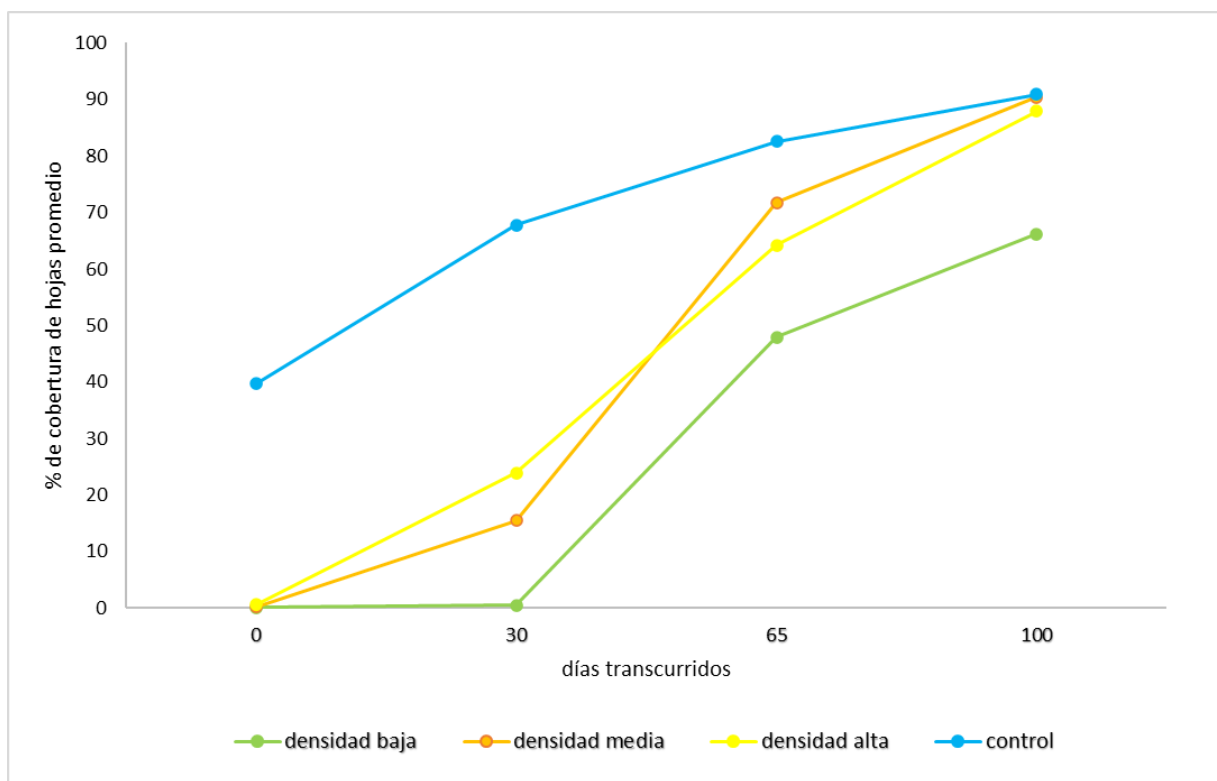


Figura 13. Porcentaje acumulado de cobertura de hojas promedio de cada grupo durante el período comprendido entre enero y mayo.

El análisis de Wilcoxon mostró diferencias significativas ($p < 0,05$) en la cobertura total para todos los grupos al comparar los meses de noviembre y mayo, permitiendo evidenciar la presión de herbivoría ejercida por las larvas de *Oiketicus* sp. En el grupo densidad baja, la cobertura foliar promedio disminuyó de 100 % en noviembre a 66,25 % en mayo, con una pérdida en las ramas del 33,75 %. En el grupo densidad media, la cobertura foliar promedio descendió de 99,79 % a 90,41 %, con una pérdida del 9,4 %. En el grupo densidad alta, la cobertura promedio descendió de 100 % a 87,91 %, implicando una pérdida del 12,08 %. Finalmente, en el grupo control, la cobertura foliar promedio descendió de 100 % a 90,93 %, con una pérdida del 9 %.

En relación con la composición de la cobertura foliar total, los gráficos de barras apiladas (Figura 14) muestran que, al finalizar el período de recuperación, los grupos presentan una composición foliar similar, caracterizada por una mayor proporción de hojas grandes en comparación con hojas pequeñas. No obstante, en el grupo de densidad media se observa una excepción a esta tendencia, evidenciándose una inversión en la composición, con una predominancia de hojas pequeñas sobre hojas grandes.

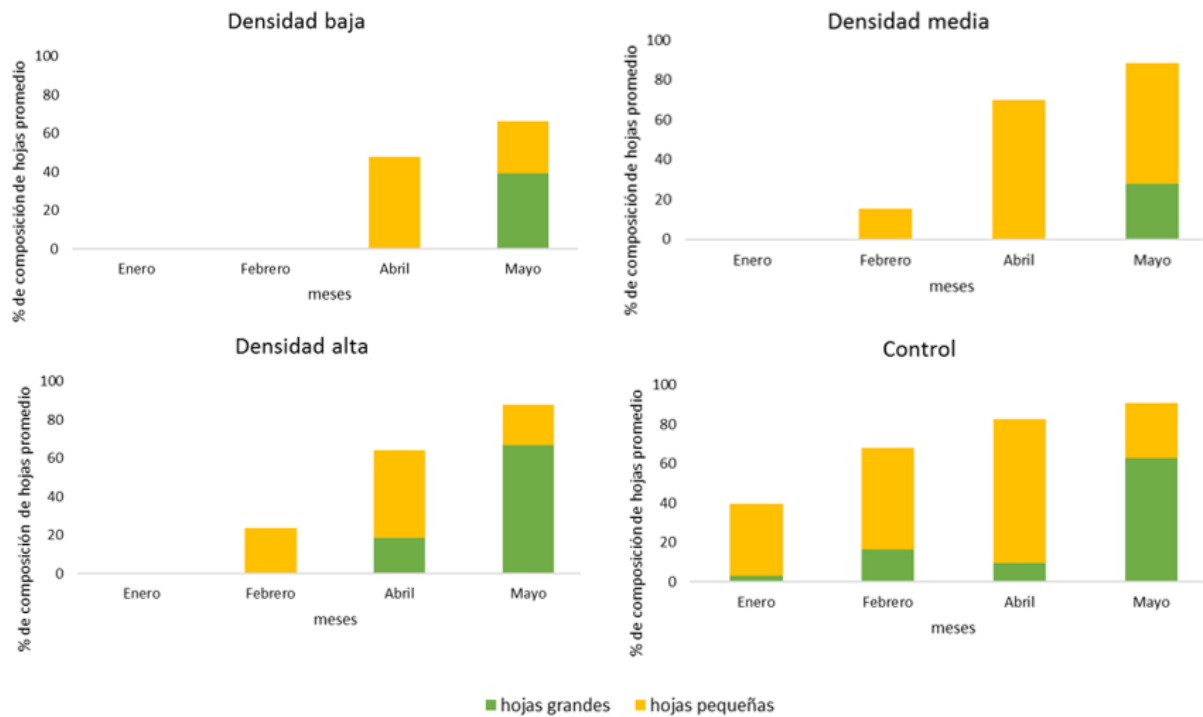


Figura 14. Porcentaje de composición de la cobertura foliar total para los grupos densidad baja, densidad media, densidad alta y control.

Registro de la presencia de *O. platensis* sobre plantas nativas leñosas

Se registró la presencia de *O. platensis* sobre las especies *Acanthostyles bunifolius* (Hook. & Arn.) R.M. King & H. Rob., y *Baccharis articulata* (Lam.) Pers. (Figura 15). No se registró actividad defoliadora sobre ninguna de las especies vegetales. En la Tabla 3 se presentan las especies de plantas nativas leñosas con presencia de *O. platensis*, junto al promedio de canastos, en los grupos estudiados.

Tabla 3. Plantas nativas leñosas y número de canastos.

Grupo	<i>n</i> de canastos promedio	± DE	Especie	<i>n</i> de plantas muestreadas
Densidad baja	7	5,56	<i>A. bunifolius</i>	3
Densidad media	3,75	3,09	<i>A. bunifolius</i>	4
	3	-	<i>B. articulata</i>	1
Densidad alta	12,5	11,12	<i>A. bunifolius</i>	4
Control	3	1	<i>A. bunifolius</i>	3
	11	-	<i>B. articulata</i>	1



Figura 15. Canastos de *Oiketicus platensis* sobre plantas nativas leñosas en **a.** *Acanthostyles bunifolius* y **b.** *Baccharis articulata*.

Registro de la comunidad de artrópodos

Se identificaron 9 órdenes y 6 familias. En la Tabla 4 se presenta la composición taxonómica de la comunidad de artrópodos fitófagos registrada sobre *Genista monspessulana* y su distribución en los grupos estudiados. Se hallaron otros insectos (coleópteros, dípteros, ortópteros, himenópteros, lepidópteros y tricópteros) y arañas que no forman parte de la presente tabla por ser predadores.

Tabla 4. Comunidad de artrópodos fitófagos registrados sobre *Genista monspessulana*.

Grupo	Orden	Familia
Control	Hemiptera	<i>Aphididae</i>
Densidad baja		
Densidad media		
Densidad alta		
Densidad media	Hemiptera	<i>Cicadellidae</i>
Densidad baja		
Densidad baja	Hemiptera	<i>Lygaeidae</i>
Control	Hemiptera	<i>Membracididae</i>
Densidad alta	Hemiptera	<i>Pentatomidae</i>
Densidad alta	Hemiptera	<i>Reduviidae</i>
Densidad alta	Hemiptera	<i>indeterminado</i>
Control	Thysanoptera	<i>indeterminado</i>
Densidad media		

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en este trabajo evidencian que la presencia de *Oiketicus platensis* en las retamillas genera una reducción de hasta el 49% en la producción de frutos, ejerciendo un impacto negativo sobre el rendimiento reproductivo de la planta.

Impacto de *O. platensis* sobre la producción de frutos

En términos generales, la producción de frutos observada en las retamillas de la estancia “La Sofía” alcanzaron un valor promedio de $190,36 \pm 148,22$, coincidiendo con los datos obtenidos por Ariza (2018) en el PPET ($197,92 \pm 218,02$). En ambos casos, estos valores son considerablemente inferiores a los registrados en retamillas de la región Mediterránea, donde se observó una producción de $661,71 \pm 858,6$ frutos por planta (Herrera et al., 2010). Cabe recordar que, al colonizar un nuevo ambiente, una planta exótica suele formar focos de invasión caracterizados por altas densidades de individuos, en contraste con lo que ocurre en su área de distribución nativa. Esto puede llevar a que las plantas localizadas en las regiones introducidas produzcan menos frutos, como consecuencia de una mayor competencia intraespecífica (Herrera et al., 2010), lo que podría explicar, en parte, la baja producción observada en ambas localidades.

Por otro lado, al analizar los resultados obtenidos por grupo, se observa que la presión de herbivoría ejercida por las larvas de *O. platensis* genera una clara reducción en la producción de frutos. A pesar de que solo haya resultado estadísticamente significativa la reducción en el grupo densidad media, también se encontraron reducciones en el grupo densidad baja y densidad alta. Esta fuerte presión de herbivoría se evidencia en la Figura 13, donde se observa que en el mes de enero el porcentaje de cobertura foliar promedio en los grupos se reduce a cero, lo que indica un daño total al follaje.

A pesar de que las regresiones lineales para esta variable no resultaron significativas en ninguno de los grupos, esto no necesariamente implica la ausencia de un efecto biológico de la herbivoría sobre la reproducción. La evidencia obtenida sobre la reducción de la cobertura foliar en retamillas expuestas a *O. platensis* sugiere una disminución en la capacidad fotosintética, lo cual podría limitar la disponibilidad de recursos para la producción futura de flores y frutos. Sin embargo, la relación entre estas variables puede estar mediada por mecanismos de compensación (Bitume et al., 2019), condiciones ambientales específicas o umbrales de daño que no fueron detectables con el análisis estadístico utilizado. Asimismo, la alta variabilidad natural del sistema podría haber reducido la sensibilidad del modelo para detectar patrones significativos.

Impacto de *O. platensis* sobre la producción de semillas

Las retamillas presentes en la estancia “La Sofía” presentan una menor producción de semillas por fruto ($2,74 \pm 0,71$) en comparación a las retamillas localizadas en el PPET, que registraron un promedio de $5,09 \pm 1,15$ (Ariza, 2018), y con aquellas localizadas en la región Mediterránea, cuyo valor fue de $3,70 \pm 0,25$ (Herrera et al., 2010). Si bien se esperaba una posible disminución en la producción de semillas en los grupos sometidos a la presión de herbivoría, los resultados no arrojaron diferencias significativas entre el grupo control ($2,36 \pm 0,38$), grupo densidad baja ($2,64 \pm 0,65$) y grupo densidad media ($2,64 \pm 0,68$). En conjunto con los resultados de las regresiones lineales que resultaron ser no significativas, y los bajos porcentajes de explicación del modelo para esta variable, se evidencia que la herbivoría efectuada por *O. platensis* no tendría un efecto directo sobre la producción de semillas. Las diferencias encontradas con el trabajo de Ariza (2018) pueden atribuirse a las distintas condiciones y recursos en ambas áreas. Estos resultados respaldan la hipótesis planteada por la autora, en la que se propone que el PPET constituye un hábitat con condiciones más favorables para el crecimiento y la reproducción de la retamilla, con respecto a otras áreas invadidas por la especie. En este sentido, resulta relevante señalar que, hasta la fecha en el PPET, no se ha registrado una abundante presencia de *O. platensis*, como sí ocurre en el área de estudio del presente trabajo.

A pesar de lo mencionado anteriormente, un dato que podría contradecir parcialmente esta interpretación es la producción de semillas correspondiente al grupo densidad alta. En este caso, se encontraron diferencias estadísticamente significativas, con un valor promedio de $3,32 \pm 0,72$ semillas por fruto. Una posible explicación de este fenómeno podría estar relacionada con los efectos de la actividad ganadera. Tal como se mencionó en la sección de metodología, la ganadería en este establecimiento se desarrolla principalmente en las zonas serranas, donde el ganado bovino se desplaza, se alimenta y deposita sus heces en áreas que permiten su libre tránsito, como lo son las áreas con densidades baja y media de retamilla. En contraste, las áreas con densidad alta, al presentar una mayor cobertura vegetal y mayor cantidad de individuos por m^2 , dificultarían el paso del ganado, actuando como una barrera natural. Esta condición podría haber generado una menor perturbación en estas zonas, favoreciendo de esta forma una mayor producción de semillas.

Mora Marín et al. (2017) han descripto los efectos directos de la ganadería sobre el suelo, destacando las alteraciones a nivel químico como cambios en la disponibilidad de macro y micronutrientes, así como una mayor liberación de los depósitos de materia orgánica, y en determinados contextos hasta la salinización del perfil del suelo. Además, también hay que tener en cuenta las alteraciones a nivel físico, la compactación del suelo, erosión y pérdida de cobertura vegetal que afectan a la estructura superficial y reducen la fertilidad química del suelo. Por lo tanto, la presencia de ganado bovino podría haber contribuido a una degradación de las condiciones edáficas y de los recursos del establecimiento, en comparación con el PPET, donde las

invasiones de retamilla ocurren en el contexto de una reserva natural, libre de las perturbaciones asociadas a la actividad ganadera.

Otra posible explicación de este fenómeno podría estar relacionada con lo mencionado por Herrera (2009), que observó que las plantas “infestadas” por un agente de control presentaban una mayor ramificación secundaria y mayor biomasa foliar, lo que sugiere que algunas especies pueden responder a la herbivoría mediante mecanismos compensatorios que incrementan su frondosidad. Además, García y Eubanks (2019) señalan que en particular las plantas leñosas tienden a sobrecompensar en términos reproductivos, relacionado con la propia capacidad de almacenar recursos, que podrían asignarse posteriormente a la producción de flores, tras la herbivoría ejercida por insectos.

Una cuestión interesante a resaltar para el grupo de densidad alta son los resultados obtenidos sobre la tasa de recuperación de cobertura foliar, donde presentó los valores más elevados en función del tiempo ($TR = 1,63$). Una mayor recuperación foliar permite a las plantas restablecer más rápidamente su área fotosintética, favoreciendo la captación de energía y la asignación de recursos hacia funciones reproductivas (Solorza Bejarano, 2017), lo que podría explicar también la mayor producción de semillas observada en este grupo.

Es importante destacar que los efectos observados actualmente en la producción de frutos y semillas no están íntimamente relacionados con la presión de herbivoría ejercida por los individuos de *O. platensis* de la temporada actual (2024), sino con la acción de las larvas presentes durante la temporada anterior (2023). Esto se debe a la dinámica de la biología de la retamilla y al ciclo de vida de *O. platensis*, cuyo impacto sobre el follaje suele manifestarse en un momento específico del año. Dado que la floración y fructificación de la retamilla tiene lugar en la primavera, los efectos directos de la herbivoría registrada en la presente temporada solo podrán ser evaluados posteriormente, cuando se concrete el siguiente evento reproductivo. Esta diferencia temporal entre el daño foliar y la respuesta reproductiva debe ser considerada al interpretar los resultados obtenidos.

Impacto de *O. platensis* sobre la cobertura foliar

A partir de enero, luego de la presión máxima de herbivoría, las retamillas comienzan a recuperar su cobertura foliar. Aunque los grupos control, densidad media y densidad alta muestran tasas de recuperación relativamente elevadas, sus valores permanecen por debajo de los registrados antes de la herbivoría (noviembre). Esta recuperación parcial sugiere que la presión de herbívora podría inducir una disminución acumulativa de la cobertura foliar a lo largo del tiempo, especialmente si estos eventos se repiten en el tiempo. La reducción temporal de superficie fotosintética se traduce en un descenso de las variables reproductivas. Cabe destacar que el grupo control, inicialmente libre de larvas de *O. platensis*, terminó siendo “invadido”, aunque con un número de canastos considerablemente menor ($6,66 \pm 5,67$) que los otros

grupos ($48,19 \pm 38,96$). En cuanto a la composición de la cobertura foliar, al final del período de recuperación los grupos control, densidad baja y densidad alta presentaron una mayor proporción de hojas grandes que pequeñas, mientras que en el grupo de densidad media ocurrió lo opuesto.

Es posible que los efectos de la herbivoría se vean más acentuados en condiciones intermedias de competencia, como en el grupo densidad media, donde la presión combinada de las larvas y recursos limitantes podría intensificar el efecto sobre la reproducción. Esto también puede ser una explicación de por qué la composición de las hojas en el fin de la recuperación en dicho grupo tiene mayor representación por hojas pequeñas, en comparación de los otros grupos.

La tasa de recuperación del grupo densidad alta podría estar relacionada con las mismas hipótesis previamente planteadas para explicar la producción de semillas. En el caso del grupo control, su capacidad de recuperación podría atribuirse a la baja carga de larvas de *O. platensis*. Tanto la baja tasa recuperación observada en el grupo densidad baja, como los únicos registros de mortalidad de dos individuos de retamilla, o la combinación de ambos, podrían deberse a factores que no han sido objeto de estudio en el presente trabajo. Entre estos se incluyen los posibles efectos derivados de la composición de artrópodos acompañantes o la presencia de agentes no evaluados, como patógenos.

Si bien se contabilizó el número de canastos presentes en los individuos de retamilla como indicador de la presencia de *O. platensis*, es importante señalar que esta medida no representa necesariamente la totalidad de larvas que se hayan alimentado de las plantas. Esto se debe a que las larvas presentan una alta movilidad, lo que les permite desplazarse entre plantas o incluso desprenderse accidentalmente de ellas. Además, algunos canastos podrían haberse degradado antes del muestreo debido a la depredación de larvas por parte de las aves presentes en el sitio. En consecuencia, es probable que se esté produciendo una subestimación del número real de larvas presentes en cada retamilla, lo que podría afectar la precisión en la cuantificación del impacto de la herbivoría sobre las variables reproductivas.

Distribución y potenciales interacciones ecológicas de *O. platensis*

Los resultados obtenidos de la identificación de *O. platensis* en el Sistema de Ventania coinciden con los encontrados en los trabajos de Risi et al (2013) y Geist y Gallardo (2014) para la provincia de La Pampa. La especie se distribuye en América del Sur por debajo de los 20° S, y frecuenta los países de Argentina, Bolivia, Paraguay y Uruguay (Bentancourt y Scatoni, 1999). En nuestro país está ampliamente distribuida en las provincias de Buenos Aires, La Pampa, Río Negro, Mendoza, Entre Ríos, Sur de Córdoba y Santa Fe. Durante muchos años fue confundida con *Oiketicus kirbyi*, especie que se halla en ámbitos de mayor temperatura en Sudamérica (Pastrana, 1978). El ciclo de vida de *O. platensis* observado en *G.*

monspessulana, coincide lo reportado en la literatura en cuanto a la duración y las etapas (Geist y Gallardo, 2014).

A pesar de haberse encontrado canastos de *O. platensis* en *A. bunifolius* y *B. articulata*, estas especies no pueden categorizarse aun como huéspedes. La ausencia de defoliación dichas plantas puede atribuirse a la presencia de compuestos químicos de defensa contra la herbivoría. Por ejemplo, se ha documentado que las especies del género *Baccharis* contienen diversos compuestos fitoquímicos tales como flavonoides, ácidos fenólicos, cumarinas, terpenos, tricotecenos, poliacetilenos y aceites esenciales (Minteguiaga, 2019) que pueden actuar de manera sinérgica como un arsenal químico contra los herbívoros.

En cuanto al registro de la comunidad de artrópodos, específicamente de los fitófagos, se identificaron 6 familias pertenecientes al orden Hemiptera, distribuidos de forma diferencial en cada uno de los grupos de densidad de retamilla. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Da Silva (2020), en California, y por Sheppard y Thomann (2003), en la distribución nativa de la retamilla. Sin embargo, los resultados obtenidos difieren en que no se registró la presencia de la familia Psyllidae, a la cual pertenece la especie *A. hakani*, utilizada como agente de control biológico en Australia. La ausencia de esta familia podría estar relacionada con su sensibilidad a las temperaturas elevadas, previamente reportada por Sheppard et al. (2014). Cabe destacar que los muestreos se realizaron durante la estación estival, donde se registraron temperaturas máximas absolutas de hasta 40,6 °C (Servicio Meteorológico Nacional, 2025). Esta limitación térmica podría dificultar el establecimiento o reducir la actividad de especies sensibles al calor durante los meses más cálidos, lo que afectaría su detección en el área de estudio.

Implicaciones para el control biológico

A pesar de que algunos estudios con otros agentes de control biológico concluyen que es preferible priorizar aquellos que eliminan a los adultos de retamilla, resulta igualmente relevante considerar estrategias que afecten la producción de semillas a lo largo del ciclo de vida de la planta (Sheppard y Thomann, 2003). Este enfoque puede ser particularmente útil en focos de invasión que se encuentren en expansión, ya que, al reducir la tasa de propagación, permite complementar otras técnicas de control y manejo. En este sentido, *O. platensis* representa una alternativa prometedora dado que sus efectos sobre la disminución de la producción de frutos podrían, a mediano y largo plazo, impactar negativamente sobre el banco de semillas, contribuyendo así a la reducción sostenida de la población.

Si la disminución en la producción de frutos varía según la densidad de las poblaciones de retamilla, como se observa en este trabajo, esto podría representar una oportunidad clave para aplicar el control biológico no solo en poblaciones en expansión, sino también en los renovales que surgen tras la aplicación de métodos de control convencional, como los mencionados por Ramírez (2020) en el PPET.

En base a los resultados obtenidos en este trabajo, puede afirmarse que la presión de herbivoría ejercida por las larvas de *O. platensis* genera un impacto negativo sobre los parámetros reproductivos de la retamilla, particularmente al reducir significativamente su producción de frutos. Este hallazgo amplía las perspectivas en el manejo de especies exóticas invasoras, al abrir la posibilidad de considerar un nuevo enfoque de control biológico. No obstante, se requiere la realización de estudios adicionales que permitan evaluar con mayor profundidad tanto la eficacia como la seguridad de este potencial agente de control.

Como sugerencia general derivada de este trabajo, se destaca en primer lugar la conveniencia de ampliar el período de muestreo a lo largo de todo el año, a fin de contemplar posibles variaciones estacionales en la presencia y actividad de los fitófagos. Asimismo, sería pertinente complementar los métodos utilizados en este estudio con técnicas adicionales como las aplicadas por Sheppard y Thomann (2003), y Da Silva (2020), que incluyeron el zarandeo y golpeteo de los individuos de retamilla con la colocación de una tela colectora por debajo, seguido de la aspiración de las muestras o colecta manual. Estas metodologías podrían mejorar la eficiencia en la detección de especies poco visibles o de baja movilidad, permitiendo así una caracterización más completa de la comunidad de artrópodos acompañantes. Esto, a su vez, podría facilitar la identificación de nuevos posibles agentes de control biológico, o de especies causantes de daños que no fueron abordadas en el presente estudio. En segundo lugar, se resalta la necesidad de correlacionar los efectos generados por la presión de herbivoría de los individuos de *O. platensis* durante la temporada 2024 sobre las variables reproductivas de las plantas, con los resultados previamente mencionados, a fin de comprender con mayor precisión su impacto sobre las retamillas. Por último, resulta interesante contemplar la posibilidad de realizar ensayos de laboratorio, basados en la exposición controlada de las plantas a distintas densidades del agente, como los producidos por Bitume (2019), Cook y Smith (2014), Hogg (2016, 2017) y Kerdellant (2021), con el objetivo de comprender de manera más específica los efectos de *O. platensis* sobre las retamillas. Este tipo de estudios permitiría profundizar en los mecanismos de acción del agente y orientar el diseño de futuros ensayos dirigidos a evaluar su potencial como herramienta de control biológico.

CONCLUSIONES

A pesar de que la producción de semillas de *G. monspessulana* no se vio directamente afectada por la presencia de *O. platensis*, los resultados obtenidos permiten evidenciar un efecto indirecto significativo. En particular, se observó una reducción en la producción de frutos de hasta un 49 %, lo que demuestra su impacto negativo sobre el rendimiento reproductivo de la retamilla. Estos hallazgos refuerzan el potencial de los lepidópteros como agentes de control biológico, a pesar de que históricamente han sido poco estudiados en este contexto.

El estudio de la comunidad de artrópodos acompañante, y la identificación de las especies nativas que podrían actuar como hospedadoras alternativas de *O. platensis* continúan siendo aspectos clave para evaluar su uso como agente de control biológico.

Se documenta por primera vez el desarrollo completo de *O. platensis* sobre *G. monspessulana*, aportando información novedosa con implicancias ecológicas y de manejo.

El presente trabajo sienta las bases para una nueva perspectiva en el manejo de *G. monspessulana* en las Sierras Australes Bonaerenses, y ofrece herramientas metodológicas que podrían extrapolarse para estudios de control de otras especies exóticas invasoras presentes en la región.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, F.E., Zalba, S.M., Ansaldi, J., Sosa, A., Mc Kay, F. & Cabrera Walsh, G.J. (2024). Prospects for the biological control of weeds in Argentina. *Biological Control*, 192, 105497. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2024.105497>.
- Ariza, A.M. (2018). Estudio y comparación de dos especies de plantas exóticas invasoras en el Parque Provincial Ernesto Tornquist, Buenos Aires. Tesis de grado. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.
- Bentancourt, C.M. & Scatoni, I.B. (1999). Guía de insectos y ácaros de importancia agrícola y forestal en el Uruguay. Facultad de Agronomía, Universidad de la República Montevideo, Uruguay. 134.
- Bitume, E.V., Moran, P.J., & Sforza, R.F.H. (2019). Impact in quarantine of the galling weevil *Lepidapion argentatum* on shoot growth of French broom (*Genista monspessulana*), an invasive weed in the western U.S. *Biocontrol Science and Technology*, 29(7): 615–625. <https://doi.org/10.1080/09583157.2019.1573417>
- Brancatelli, G., Yezzi, A. & Zalba, S.M. (2024). Fire as a management tool for invasive woody plants in natural environments: a systematic review. *Biological Conservation*, 293, 110602. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110602>
- Bravo-Portocarrero, R., Zela, K. & Lima-Medina, I. (2020). Eficiencia de trampas pegantes de colores en captura de insectos de hortalizas de hoja. *Scientia Agropecuaria*, 11(1): 61–66.
- Burgos, J. 1969. El clima de la Provincia de Buenos Aires en relación con la vegetación natural y el suelo. En: Cabrera, A. L. (Eds.), *Flora de la Provincia de Buenos Aires*, 1: 33–99.
- Buzhdygan, O.Y., Tietjen, B., Rudenko, S.S., Nikorych, V.A. & Petermann J.S. (2020). Direct and indirect effects of land-use intensity on plant communities across elevation in semi-natural grasslands. *PLoS ONE* 15(11): e0231122. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231122>.
- CABI Digital Library. (2019). “*Genista monspessulana* (Montpellier broom)”. CABI compendium, 25059. Recuperado de: <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.25059>.
- Cabrera, A.L. (1963). Flora de la Provincia de Buenos Aires. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Capítulo VI.
- Clewley, G.D., Eschen, R., Shaw, R.H., & Wright, D.J. (2012). The effectiveness of classical biological control of invasive plants. *Journal of Applied Ecology*, 49(6): 1287–1295. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02209.x>

- Cook, B.S & Smith, L. (2014). Prerelease efficacy test of the psyllid, *Arytinnis hakani*, a prospective biological control agent of the invasive weed *Genista monspessulana*, *Biocontrol Science and Technology*, 24(6): 641–651. <https://doi.org/10.1080/09583157.2014.884993>
- Da Silva, P.G. (2020). Comparison of arthropod associates of French broom, *Genista monspessulana* (Linnaeus) (Fabaceae), and native shrubs on Mt. Tamalpais, Marin County, California, U.S.A. *The Pan-Pacific Entomologist* 96(1): 7–16. <https://doi.org/10.3956/2020-96.1.007>
- Davis, D.R. (1964). Bagworm moths of the Western Hemisphere (Lepidoptera: Psychidae). Bulletin of the United States National Museum, 244, 102-129. Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- De Villalobos, M.E & Long, M.A. (2024). Fuego amigo: Estudios demográficos sobre *Lupinus aureonitens*, una planta endémica de Sierra de la Ventana. En: *XXX Reunión Argentina de Ecología*.
- Florentino, D.C. & Diodato de Medina, L. (1991). Breve panorama de las plagas entomológicas forestales argentinas. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*. N.O. 181–190.
- García, L.C. & Eubanks, M.D. (2019) Overcompensation for insect herbivory: a review and meta-analysis of the evidence. *Ecology*, 100(3): e02585. <https://doi.org/10.1002/ecy.2585>
- Geist, Y.H. & Gallardo, H.E. (2014). Estudio de la biología del bicho del cesto y los parasitoides asociados, en el caldenal. Trabajo final de Graduación. Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa, Argentina.
- Gibson, D.J. (2009). *Grasses and Grassland Ecology* (Oxford: Oxford University Press).
- Haas S.M. & Lortie, C.J. (2020). A systematic review of the direct and indirect effects of herbivory on plant reproduction mediated by pollination. *PeerJ* 8: e9049. <https://doi.org.10.7717/peerj.9049>
- Herrera, A.M. (2009). Ecology and management of invasive brooms *Genista monspessulana* and *Cytisus scoparius* in the western U.S. (Ph. D. dissertation). University of California, Berkeley, CA.
- Herrera, A.M., Carruthers, R.I. & Mills, N.J. (2010). Introduced populations of *Genista monspessulana* (French broom) are more dense and produce a greater seed rain in California, USA, than native populations in the Mediterranean Basin of Europe. *Biological Invasions* 13:369–380. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9829-1>
- Hladun, K.R & Adler, L.S. (2009). Influence of leaf herbivory, root herbivory, and pollination on plant performance in *Cucurbita moschata*. *Ecological Entomology* 34(1): 144–152. <https://doi.org.10.1111/j.1365-2311.2008.01060.x>

- Hoffmann, J.H., Moran, V.C., & Hill, M.P. (2019). Conceptualizing, categorizing and recording the outcomes of biological control of invasive plant species, at a population level. *Biological Control*, 133, 134–137. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2019.02.005>.
- Hogg, B.M., Moran, P.J. & Smith, L. (2017). Impacts of the Psyllid *Arytinnis hakani* (Homoptera: Psyllidae) on invasive French broom in relation to plant size and Psyllid density. *Environmental Entomology*, 46(3): 552–558. <https://doi.org/10.1093/ee/nvx074>
- Hogg, B.N., Moran, P.J. & Smith, L. (2016). Multi-generational impacts of the psyllid *Arytinnis hakani* on growth and survival of the weed *Genista monspessulana*. *Biological Control*, 100, 87–93. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2016.05.015>.
- IPBES. (2019). The global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S. and Ngo, H. T. (Eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- IPBES. (2023). Thematic assessment report on invasive alien species and their control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., and Renard Truong, T. (Eds.). IPBES Secretariat, Bonn, Germany. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430682>.
- Kerdellant, E., Thomann, T., Sheppard, A.W. & Sforza, R.F.H. (2021). Host specificity and preliminary impact of *Lepidapion argentatum* (Coleoptera, Brentidae), a biocontrol candidate for French broom (*Genista monspessulana*, Fabaceae). *Insects*, 12: 691. <https://doi.org/10.3390/insects12080691>
- Koleff, P. (2017). Conceptos básicos sobre las invasiones biológicas y sus impactos a la biodiversidad. En G. Born-Schmidt, et al. (Eds.), Principales retos que enfrenta México ante las especies exóticas invasoras (pp. 13–33). Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública.
- Long, M.A. (2018). Especies comunes y raras en la flora de las Sierras Australes Bonaerenses: causas históricas, ecológicas y ambientales. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.
- López, J., Devesa, T.A., Ruiz, T. & Ortega-Olivencia, A. (1999). Seed germination in Genisteae (Fabaceae) from South-West Spain. *Phyton*, 39 (1): 107–128.
- Lucas-Barbosa, D., Sun, P., Hakman, A., Van Beek, T.A., Van Loon, J.J.A. & Dicke, M. (2016). Visual and odour cues: plant responses to pollination and herbivory affect the behaviour of flower visitors. *Functional Ecology*, 30(3): 431–44. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12509>
- Minteguiga, M. (2019). Fitoquímica de *Baccharis* spp. L. (Asteraceae): Metabolitos secundarios, semi-síntesis y bioactividad. Tesis doctoral. Universidad de la República (Udelar). Montevideo, Uruguay.

- Mora Marín, M.A., Pescador Rios, L., Ramos Rios, L. & Charry Almario, J.L. (2017) Impacto de la actividad ganadera sobre el suelo en Colombia. *Ingeniería y Región*, 17, 1–12. <https://doi.org/10.25054/22161325.1212>
- Orrego Aravena, R. (1983). Insectos que perjudican a la flora leñosa de la provincia de La Pampa. En: *V Congreso Forestal Argentino, "Zonas árida y semiárida factor de integración del desarrollo forestal"*. Trabajos técnicos. 2, 4315–4321. Santa Rosa. La Pampa.
- Pastrana J.A. (1978). Las plagas insectiles importantes de los cultivos forestales, 528–534. En: *Actas del tercer Congreso Forestal Argentino*. Buenos Aires, Argentina.
- Petermann, J.S. & Buzhdygan, O.Y. (2021). Grassland biodiversity. *Current Biology*, 31(19): 1195–1201. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.06.060>.
- Ramírez, F.J. (2020). Invasión de retamilla (*Genista monspessulana*) en las Sierras Australes Bonaerenses: historia de su avance y estrategias de control. Tesis de grado. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.
- R Core Team. (2018). R: A language and environment for statistical computing (Versión 3.5.1). R Foundation for Statistical Computing.
- Rhainds, M., D.R. Davis & P.W. Price. (2009). Bionomics of Bagworms (Lepidoptera: Psychidae). *Annual Review of Entomology*, 54: 209–226
- Richardson, D.M. (1998). Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology*, 12: 18-56.
- Risi, N.A., Lopez, M. & Baudino, E.M. (2013). Huéspedes nativos del bicho del cesto y parasitoides asociados en el caldenal. *Semiárida*, 23 (1).
- Roy, H.E., Pauchard, A., Stoett, P.J., Truong, T.R., Meyerson, L.A., Bacher, S., Galil, B.S., Hulme, P.E., Ikeda, T., Kavileveettil, S., McGeoch, M.A., Nuñez, M.A., Ordonez, A., Rahlao, S.J., Schwindt, E., Seebens, H., Sheppard, A.W., Vandvik, V., Aleksanyan, A., ... Ziller, S.R. (2024). Curbing the major and growing threats from invasive alien species is urgent and achievable. *Nature Ecology & Evolution*, 8: 1216–1223. <https://doi.org/10.1038/s41559-024-02412-w>
- Rusman, Q., Poelman, E.H, Nowrin, F., Polder, G. & Lucas-Barbosa, D. (2019). Floral plasticity: herbivore-species-specific-induced changes in flower traits with contrasting effects on pollinator visitation. *Plant Cell and Environment*, 42(6): 1882–1896. <https://doi.org/10.1111/pce.13520>
- Sanhueza, C. (2012). Ecología y manejo de leguminosas invasoras en la Sierra de la Ventana. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.

- Servicio Meteorológico Nacional. (2025). Clima de Argentina. <https://www.smn.gob.ar/estadisticas>. Consultado el 04/07/2025.
- Sheppard, A.W. & Henry, K. (2012). *Genista monspessulana* (L.) L. Johnson – Cape broom. In: Julien, M., McFadyen, R., Cullen, J. (Eds.), *Biological control of weeds in Australia*. CSIRO, Melbourne, Australia, pp. 267–273.
- Sheppard, A. W., & Thomann, T. (2003). Quantitative field surveys for the selection of biological control agents for *Genista monspessulana*, based on host range and efficacy assessment. In J. M. Cullen, D. T. Briesse, D. J. Kriticos, W. M. Lonsdale, L. Morin, & J. K. Scott (Eds.), *Proceedings of the XI International Symposium on Biological Control of Weeds* (pp. 162–174). CSIRO Entomology, Canberra, Australia.
- Sheppard, A.W. (2000). Selection and testing of biological control agents for control of French broom *Genista monspessulana* (L.) L. Johnson. *Oregon Department of Agriculture, Project 801 GR*: Contracted research report. Recuperado de: http://www.cal-ipc.org/file_library/4836.pdf.
- Sheppard, A.W., Hosking, J.R., Sagliocco, J-L., Thomann, T., Downey, P.O. & Kwong, R.M. (2006). Biological control of brooms in Australia: An update. *Papers and proceedings of the XV Australian Weeds Conference* (pp. 573-576) Weed Society of New South Wales, Adelaide, Australia
- Sheppard, A.W., Thomann, T., Ivory, S. & Sforza, R. (2014). Successful biological control of Montpellier broom (*Genista monspessulana*) in Australia. *Proceedings of the XIV International Symposium on Biological Control of Weeds* (pp. 211–215). Kruger National Park, South Africa.
- Siller-Clavel, P., Badano, E. I., & Hernández-Quiroz, N. S. (2023). Invasiones biológicas en la era del cambio climático. *Revista Ciencia UANL*, 25(115), 8–19. Recuperado de: <https://cienciauanl.uanl.mx/ojs/index.php/revista/article/view/288>
- Simberloff, D. & Rejmánek, M. (Eds.). (2011). *Encyclopedia of Biological Invasions*. Encyclopedias of the Natural World, No. 3: 63–69. University of California Press.
- Solorza Bejarano, J.H. (2017). Patrón de regeneración de la plántula de *Genista monspessulana* (L.) L.A.S. Johnson, en dos escenarios de restauración ecológica. *Colombia Forestal*, 20 (2): 131–143
- Sullivan, P. (2013). A success story: the Cape broom psyllid, *Arytinnis hakani* Loginova. *Plant Protection Quarterly*, 28: 81–82.
- Sutton G.F., Canavan K., Day M.D. & Paterson I.D. (2021). Field-based ecological studies to assess prospective biological control agents for invasive alien plants: An example from giant rat's tail grass. *Journal of Applied Ecology*, 58: 1043–1054. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13834>.

- Triplehorn, C.A. & Johnson, N.F. (2005). Borror and DeLong's introduction to the study of Insects (pp. 273–288). Thomson Brooks/Cole.
- Zalba, S.M. (1994). Plantas leñosas exóticas en el Parque Provincial Ernesto Tornquist (Buenos Aires): evaluación de impacto y propuesta de control. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- Zalba, S.M y Villamil, C.B. (2002). Woody plant invasions in relictual grasslands. *Biological Invasions*, 4: 55-72.