

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**EVALUACIÓN DEL BANCO DE SEMILLAS Y RECLUTAMIENTO DE LA
ESPECIE EXÓTICA INVASORA TOJO (*Ulex europaeus* L.) EN UN
PREDIO GANADERO DE LA REGIÓN ESTE DEL PAÍS**

por

Joaquín BRITO DEL PINO CASTELLANOS

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

**MONTEVIDEO
URUGUAY
2024**

PÁGINA DE APROBACIÓN

Trabajo final de grado aprobado por:

Director/a: -----

Lic. (Dra.) Daniella Bresciano

Ing. Agr. (MSc.) Carolina Munka

Tribunal: -----

Ing. Agr. Raquel Balero

Ing. Agr. Amparo Quiñones

Fecha: 4 de octubre de 2024

Estudiante: -----

Joaquín Brito del Pino Castellanos

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo final va dedicado para todas las personas que me apoyaron en estos años de la carrera donde hubo momentos buenos y también de los otros, pero finalmente valió la pena el esfuerzo.

A mi familia, mi novia Agustina y toda su familia, amigos y amigas por su apoyo incondicional.

A compañeros y compañeras que fui cosechando en estos años de la facultad, y que sin duda también son parte muy importante de estos logros.

A mis tutoras Daniella y Carolina por su apoyo académico, su gran calidad humana y por confiar en mí.

Agradecimiento a Omar por abrirnos las puertas de su campo y permitirnos trabajar con total libertad.

A la Facultad de Agronomía y la Universidad de la República por permitirme una formación gratuita y de calidad. Y además, por contribuir a la formación de conocimiento, y al desarrollo del país.

Tabla de contenido

PÁGINA DE APROBACIÓN.....	2
AGRADECIMIENTOS.....	3
LISTA DE FIGURAS Y TABLA.....	5
RESUMEN.....	6
SUMMARY	7
1. INTRODUCCIÓN	8
1.1 OBJETIVOS	9
1.1.1 Objetivo general.....	9
1.1.2 Objetivos específicos	9
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	10
2.1 PROCESO DE INVASIÓN BIOLÓGICA	10
2.2 PROBLEMÁTICA GLOBAL DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS.....	12
2.3 ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN URUGUAY	13
2.4 <i>Ulex europaeus</i> L.	14
2.4.1 Origen y distribución	14
2.4.2 Biología de la especie	17
2.4.3 Dispersión y banco de semillas de <i>Ulex europaeus</i>	18
2.4.4 Factores que afectan la germinación de las semillas y el reclutamiento de plántulas	20
2.4.5 Nicho climático de <i>U. europaeus</i>	21
2.4.6 Impacto de la invasión de <i>U. europaeus</i>	23
2.4.7 Tipos y estrategias de control para <i>U. europaeus</i>	24
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	25
3.1 CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	25
3.2 FACTORES CLIMÁTICOS Y METEOROLÓGICOS DEL ÁREA DE ESTUDIO ..	27
3.3 DISEÑO EXPERIMENTAL	28
3.4 DETERMINACIONES A CAMPO	32
3.5 DETERMINACIONES EN EL LABORATORIO	33
3.6 ANÁLISIS DE DATOS	34
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	35
4.1 CARACTERIZACIÓN CLIMÁTICA	35
4.2 CUANTIFICACIÓN DE SEMILLAS Y PLÁNTULAS	38
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	43
6. BIBLIOGRAFÍA.....	45
7. ANEXOS.....	56

LISTA DE FIGURAS Y TABLA

Figura N°

Figura 1 Representación esquemática de las principales barreras que limitan la dispersión de las plantas introducidas.....	11
Figura 2 Distribución a nivel mundial de <i>U. europaeus</i>	15
Figura 3 Distribución espacial de <i>Ulex europaeus</i> en Uruguay.....	16
Figura 4 Ciclo de vida de <i>Ulex europaeus</i>	18
Figura 5 Ubicación del predio donde se desarrolló el estudio.....	25
Figura 6 Mapa del predio según grado de invasión.....	26
Figura 7 Mapa del predio según grupo CONEAT.....	27
Figura 8 Transectas de 30 m desde una zona cercana a parches de <i>U. europaeus</i>	29
Figura 9 Transectas a una distancia de 3 a 5 m de los parches de <i>U. europaeus</i>	30
Figura 10 Vista del borde de los parches de tojo denominado frontera.....	31
Figura 11 Representación de la frontera de los parches de <i>U. europaeus</i>	31
Figura 12 Extracción de muestras de suelo con calador manual a 5 cm de profundidad.....	32
Figura 13 Vistas de evaluación de reclutamiento de <i>U. europaeus</i>	33
Figura 14 Vista de muestras de suelo en el tamiz malla N10.....	34
Figura 15 Temperatura (°C) media y precipitaciones para 2022, 2023 y promedio histórico de 1990-2009.....	35
Figura 16 Porcentaje de agua disponible para los años 2022 y 2023.....	37
Figura 17 Índice de bienestar hídrico para los años 2022 y 2023.....	38
Figura 18 Muestreo de plántulas (plántulas / m ²) en frontera de parches.....	40
Figura 19 Plántulas de <i>U. europaeus</i> clasificadas según altura.....	41

Tabla N°

Tabla 1 Temperatura (°C) máxima y mínima promedio años 2022, 2023 y promedio histórico de 1990-2009.....	36
---	----

RESUMEN

Ulex europaeus también conocida como “tojo”, “aulaga común” o “retama espinosa”, está catalogada como una de las cuatro plantas exóticas invasoras de mayor riesgo para Uruguay. Su distribución en el país está concentrada principalmente en la zona este y noreste del país. Esta especie exótica invasora (EEI) disminuye la productividad del campo natural e interfiere en el uso y aprovechamiento del suelo. Dada la invasividad de la especie, se busca aportar conocimientos acerca de la estrategia de dispersión sexual a larga distancia. El objetivo del trabajo fue analizar el banco de semillas y reclutamiento de plántulas de la especie *U. europaeus* en función de un gradiente espacial, desde un área con parches de tojo, hasta los 35 m de distancia de los parches. Como objetivos específicos se propuso: i) cuantificar el tamaño del banco de semillas y la densidad de plántulas en un área no invadida contigua a parches de *U. europaeus*, y ii) estimar la densidad de plántulas en el borde exterior de los parches de *U. europaeus*. Para esto se realizaron dos relevamientos en un predio ganadero en el departamento de Lavalleja (34°08'03.1"S, 55°13'01.5"W). En el primero se contabilizó el número de plántulas y para el banco de semillas se tomaron muestras de suelo a partir de 3 m del borde exterior de parches de tojo y hasta los 35 m. Se realizaron 10 transectas de 30 m de largo a través de una pendiente y se realizaron las mediciones cada 10 m. En el segundo muestreo se evaluó en un área de borde de los parches de tojo realizando una frontera de 30 m con 15 puntos, ubicados a 2 m entre sí, donde se contabilizaron plántulas. En el primer muestreo no se encontraron semillas ni plántulas a los 0, 10, 20, 30 m desde una zona de parches de *U. europaeus*. Sin embargo, sí se constató la presencia de plántulas en una zona de borde de parches a una densidad de 21 plántulas / m²). Podemos confirmar que en este sitio y de acuerdo a la bibliografía, la dispersión de semillas sería en el entorno de la planta madre, y que la dispersión a una distancia mayor a 3 m sería un evento poco probable. La dispersión a mayores distancias serían eventos raros y cuyos agentes aún no están claros. El presente estudio busca visibilizar la importancia del control y prevención de las EEI y aporta conocimientos para entender la dispersión sexual de *U. europaeus*.

Palabras Clave: pastizales, banco de semillas, reclutamiento, dispersión

SUMMARY

Ulex europaeus, also known as “gorse”, “common gorse” or “prickly broom”, is listed as one of the four invasive exotic plants of greatest risk for Uruguay. Its distribution in the country is mainly concentrated in the east and northeast of the country. This invasive exotic species (IAS) decreases the productivity of natural fields and interferes with the use and exploitation of the soil. Given the invasiveness of the species, we seek to provide knowledge about the long-distance sexual dispersal strategy. The objective of the work was to analyze the seed bank and recruitment of seedlings of the *U. europaeus* species based on a spatial gradient, from an area with gorse patches to 35 m away from the patches. The specific objectives were: i) to quantify the size of the seed bank and the density of seedlings in a non-invaded area adjacent to *U. europaeus* patches, and ii) to estimate the density of seedlings on the outer edge of the *U. europaeus* patches. For this purpose, two surveys were carried out on a livestock farm in the Lavalleja department (34°08'03.1"S, 55°13'01.5"W). In the first, the number of seedlings was counted and for the seed bank, soil samples were taken from 3 m from the outer edge of gorse patches up to 35 m. Ten 30-m-long transects were made across a slope and measurements were taken every 10 m. In the second sampling, an area on the edge of gorse patches was evaluated by making a 30-m border with 15 points, located 2 m apart, where seedlings were counted. In the first sampling, no seeds or seedlings were found at 0, 10, 20, 30 m from an area of *U. europaeus* patches. However, the presence of seedlings was observed in a patch border area at a density of 21 seedlings/m²). We can confirm that at this site and according to the literature, seed dispersal would occur in the surroundings of the mother plant, and that dispersal over a distance greater than 3 m would be an unlikely event. Dispersal over greater distances would be rare events and the agents of which are still unclear. The present study seeks to make visible the importance of controlling and preventing IAS and provides knowledge to understand the sexual dispersal of *U. europaeus*.

Keywords: grassland, seed bank, recruitment, dispersion

1. INTRODUCCIÓN

Las especies exóticas invasoras (EEI) constituyen una problemática a nivel mundial y Uruguay no es ajeno a la misma. Las invasiones biológicas están catalogadas como uno de los principales impulsores del cambio en la naturaleza y pérdida de biodiversidad a nivel global, además sus impactos tienen repercusiones económicas y en la salud humana (Brondizio et al., 2019; Ricciardi et al., 2017). Las EEI contribuyen en el 25% de las extinciones de plantas y en el 33% de las extinciones de animales (Blackburn et al., 2019). Los costos asociados que generan a nivel mundial han mostrado una tendencia incremental desde 1970. Se calcula que en el año 2019 esos costos superaron los 423 mil millones de dólares (Roy et al., 2023).

Los impactos de las EEI en Uruguay se encuentran principalmente en el bosque nativo, los pastizales y los ecosistemas costeros (Blumetto & Brazeiro, 2022; Cantón & Mello, 2016). El trabajo tiene como objeto de estudio a *Ulex europaeus* L, que está catalogada como una de las cuatro EEI de alto riesgo y prioritarias para el control en Uruguay (Brazeiro et al., 2021).

Ulex europaeus también conocida como “tojo”, “aulaga común” o “retama espinosa” es originaria de Europa centro-occidental y del norte de África (Tutin et al., 1993). La especie ha logrado dispersarse en todos los continentes y en Uruguay existen registros de la especie a partir de 1890., La introducción se debió en un principio para realizar cercos vivos y para uso ornamental (Cárdenas & Pérez, 2023; Figarola, 2018; Porcile, 2001). Se distribuye principalmente en la región este y noreste del país (Arocena Basso & León Klüver; 2018; Tassano et al., 2024). La presencia de la especie genera problemas para actividades agropecuarias, siendo los rubros forestal y ganadero los más perjudicados. La especie disminuye la productividad del campo natural e interfiere en el uso y aprovechamiento del suelo (Balero, 2021; García et al., 2015).

Este trabajo busca aportar información para comprender el avance de la invasión de la especie bajo la estrategia de reproducción sexual. Para esto se realizó una revisión bibliográfica, y estudio de campo para evaluar el banco de semillas y el reclutamiento de plántulas en zonas cercanas a parches de *U. europaeus*.

Para realizar el trabajo se plantearon las siguientes hipótesis:

- La diseminación de las semillas de *U. europaeus* puede alcanzar distancias mayores a 5 m.
- A menor distancia de los parches de *U. europaeus*, hay mayor densidad de semillas en el suelo y mayor abundancia de plántulas.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo general

Analizar el banco de semillas y reclutamiento de plántulas de la especie exótica invasora *U. europaeus* en función de un gradiente espacial, desde un área con parches de tojo, hasta los 35 m de distancia de los parches.

1.1.2 Objetivos específicos

Cuantificar el tamaño del banco de semillas y la densidad de plántulas en un área no invadida contigua a parches de *U. europaeus*

Estimar la densidad de plántulas en el borde exterior de los parches de *U. europaeus*.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1 PROCESO DE INVASIÓN BIOLÓGICA

El proceso de invasión consta de sucesivas barreras que tiene que superar una especie introducida, para finalmente considerarse una EEI. La primera barrera es la geográfica, y depende de la introducción de la planta o su propágulo de forma voluntaria o involuntaria a un sitio que se encuentra fuera del rango de distribución natural de la especie. Algunas especies luego de introducidas logran establecerse y reproducirse, pero no mantienen sus poblaciones durante períodos prolongados, es decir que dependen de introducciones sucesivas para sostenerse, a esto se le denomina una especie casual (Richardson et al., 2000). Por otro lado, si la especie logra mantener sus poblaciones durante períodos prolongados, sin depender de estas introducciones sucesivas, significa que logró superar las barreras geográficas, ambientales y reproductivas, y por lo tanto se considera una especie naturalizada.

Una especie naturalizada se refiere entonces, a aquella que puede generar descendencia y que es autosostenible, independientemente del manejo humano. En el caso de plantas se encuentran por lo general cerca de su planta madre (Richardson et al., 2000). Luego que la especie naturalizada se dispersa y se adapta a ambientes perturbados y naturales es considerada EEI. Por lo tanto, se considera a ésta como una especie que se reproduce y deja descendencia en grandes cantidades, a distancias importantes de la planta madre o de su lugar de introducción (Richardson et al., 2000; Figura 1).

El patrón espacial de la dispersión de árboles y arbustos según Cannas et al. (2004) puede seguir dos estrategias de colonización, que pueden ser de corto o largo alcance. La estrategia de corto alcance corresponde a un único parche de vegetación compacto y rodeado de algunos pocos individuos aislados. En cambio, la estrategia de largo alcance corresponde a un parche de vegetación más irregular, rodeado de algunos parches pequeños y de una cantidad mayor de plantas aisladas (Cannas et al., 2004).

2.2 PROBLEMÁTICA GLOBAL DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

Las invasiones biológicas se reconocen como uno de los principales causantes de la pérdida de biodiversidad, y pueden tener consecuencias en el ámbito económico regional y en la salud humana (Ricciardi et al., 2017). Por ejemplo, Winter et al. (2009) describen que las invasiones en Europa han generado una homogeneización filogenética y taxonómica de las floras de esa región. A nivel mundial las invasiones biológicas están catalogadas como uno de los cinco impulsores del cambio en la naturaleza, junto con: el cambio del uso del suelo y del mar, la sobreexplotación, el cambio climático, y la contaminación (Brondizio et al., 2019).

El aumento a nivel mundial en la migración de flora, fauna y microorganismos sigue, en líneas generales, la tendencia del incremento en el transporte y en el comercio. El comercio global ha experimentado un crecimiento exponencial en los últimos 200 años, generando una oportunidad para el aumento de las invasiones biológicas (Mack et al., 2000). Las invasiones biológicas pueden materializarse cuando los organismos son trasladados hacia regiones nuevas y frecuentemente distantes, donde sus progenies experimentan una proliferación, dispersión y persistencia subsiguiente (Mack et al., 2000).

Desde 1800 se observa una aceleración en la tasa anual de primeros registros de EEI en todo el mundo. El 37% de estos registros están concentrados entre los años 1970 y 2014 (Seebens et al., 2017). La expansión de las invasiones no muestra un signo de saturación, y es esperable que siga aumentando en los próximos años (Seebens et al., 2017). Se espera que para el año 2050, la cantidad de especies exóticas invasoras aumente un 30% aproximadamente respecto al 2005 (Roy et al., 2023).

En un estudio de Blackburn et al. (2019) compararon la frecuencia con la que especies exóticas y nativas son impulsoras de extinciones de plantas y animales (en base a datos de la lista roja de especies amenazadas de la Unión para la Conservación de la Naturaleza - UICN). Los autores concluyeron que las especies exóticas contribuyen a causar el 25% de las extinciones de plantas, y el 33% de las extinciones

de animales, mientras que las especies nativas estuvieron implicadas en valores menores al 5% y al 3% respectivamente.

Desde 1970, por cada década, los costos económicos que generan las EEI a nivel mundial se han cuadruplicado. El costo anual en 2019 se estima que superó los 423 mil millones de dólares (Roy et al., 2023).

En este contexto, los países que se adhirieron al Marco Mundial sobre la Diversidad Biológica de Kunming-Montreal del 2022, tienen como una de sus metas:

Eliminar, minimizar o reducir las especies exóticas invasoras o mitigar sus impactos en la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas mediante la detección y la gestión de las vías de introducción de las especies exóticas, previniendo la introducción y el establecimiento de especies exóticas invasoras prioritarias, reduciendo las tasas de introducción y establecimiento de otras especies exóticas invasoras conocidas o potenciales en al menos un 50 % para el 2030, y erradicando o controlando las especies exóticas invasoras, en especial en lugares prioritarios, como las islas. (Convention on Biological Diversity [CBD], 2022)

Particularmente las invasiones biológicas producidas por especies leñosas de árboles y arbustos, tienen una gran relevancia a nivel mundial. Se han identificado un total de 751 EEI leñosas, siendo 434 árboles y 317 arbustos (Rejmánek & Richardson, 2013). Dichas especies disminuyen la abundancia y la diversidad de las comunidades nativas, como también pueden convertir ecosistemas de praderas y matorrales en terrenos arbolados o bosques, generando una afectación en el ciclo hidrológico, los ciclos de los nutrientes y/o el régimen de perturbaciones (van Wilgen & Richardson, 2014; Vilà et al., 2011).

2.3 ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN URUGUAY

Uruguay como otros países del mundo, está bajo algunas amenazas que afectan a la diversidad biológica. Entre estas se pueden identificar como principales: la pérdida y degradación de hábitats naturales, el uso no sostenible de los recursos naturales, y el impacto que generan las EEI (Cantón & Mello, 2016). Las primeras introducciones de especies exóticas al territorio uruguayo provinieron de Europa, y datan de aproximadamente 500 años, aunque la mayor cantidad de especies exóticas vegetales y animales llegaron en los últimos 150 años (Masciadri et al., 2010). Los datos recabados en la Base de Datos de Especies Invasoras para Uruguay (InBUy) hasta el año 2010, muestran que la mayor cantidad de registros de EEI se encuentran a lo largo

de la costa sur, desde el departamento de Colonia (sobre el Río de la Plata y el Río Uruguay), hasta el departamento de Rocha (Masciadri et al., 2010).

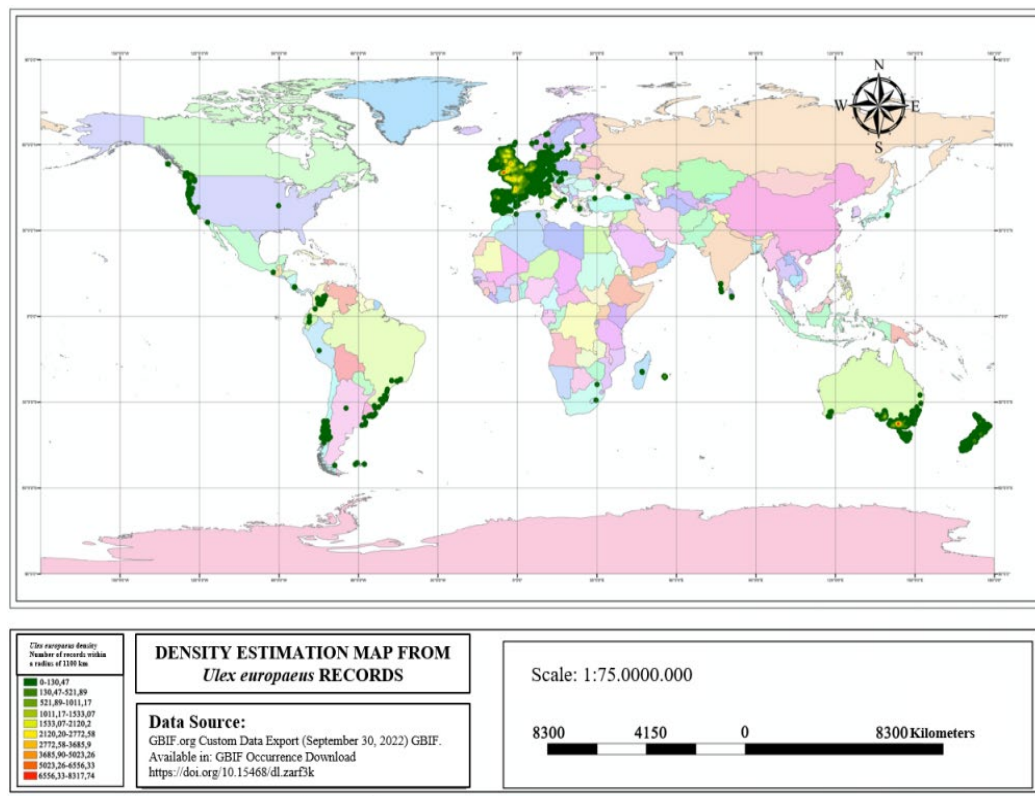
Respecto a las EEI (ya sea flora o fauna) se conoce que estas causan graves afectaciones a la diversidad biológica, tanto a nivel de ecosistemas, comunidades y recursos genéticos. En Uruguay, se pueden observar estos efectos sobre el bosque nativo, los pastizales y los ecosistemas costeros (Blumetto & Brazeiro, 2022; Cantón & Mello, 2016). Respecto a las EEI leñosas, Brazeiro et al. (2021) afirma que algunas de estas como el ligustro (*Ligustrum lucidum*) y acacia negra (*Gleditsia triacanthos*) podrían tener impactos fuertes en la diversidad local de árboles, y en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Es por esto que en el Plan Estratégico de Biodiversidad 2011-2020 de Uruguay, se hace especial énfasis a la problemática de las EEI, donde uno de los objetivos generales es controlar su expansión en el territorio nacional (Cantón & Mello, 2016).

Según el Comité de Especies Exóticas Invasoras (CEEI), dentro de las doce EEI catalogadas de alto riesgo para el país, hay cuatro que son plantas (Brazeiro et al., 2021). La introducción de plantas vasculares se relaciona principalmente con la actividad agropecuaria, e incluye plantas herbáceas, árboles y arbustos para fines productivos como agricultura, forestación o jardinería (Masciadri et al., 2010). Las cuatro especies de plantas que son consideradas EEI de alto riesgo potencial son *Eragrostis plana*, *U. europaeus*, *Ligustrum lucidum* y *Gleditsia triacanthos* (Brazeiro et al., 2021). Dentro de estas, el trabajo tendrá como objeto de estudio a *U. europaeus*.

2.4 Ulex europaeus L.

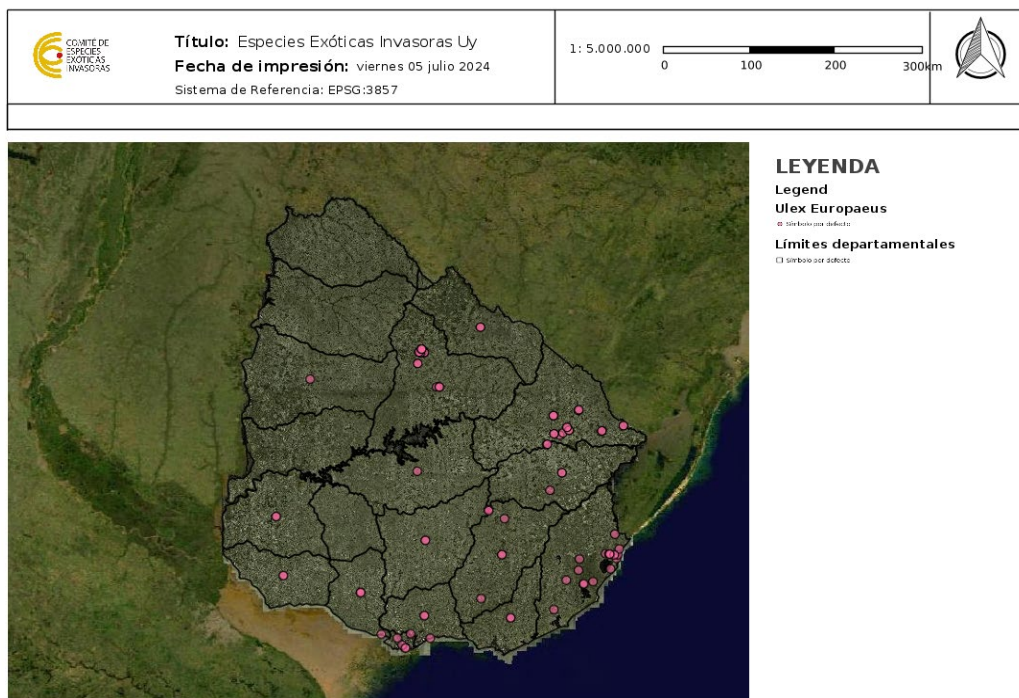
2.4.1 Origen y distribución

Ulex europaeus también conocida como “tojo”, “aulaga común” o “retama espinosa” (entre otros), está catalogada por la UICN como una de las 100 especies invasoras más dañinas a nivel mundial (Lowe et al., 2004). Es originaria de Europa central-occidental y del norte de África, y es más frecuente cerca del mar Mediterráneo. Su distribución europea se ha expandido gradualmente fuera de su área de distribución nativa, a países como Austria, Bélgica, República Checa, Dinamarca, Noruega y Suecia. A su vez, la especie se ha introducido en varias regiones del planeta como América del Sur, América del Norte y Oceanía (Tutin et al., 1993; Porcile, 2001;) por lo tanto, actualmente la especie se ha dispersado en todos los continentes (GBIF, 2022 como se cita en Cárdenas & Pérez, 2023; Figura 2).

Figura 2*Distribución a nivel mundial de U. europaeus*

Nota. GBIF (2022) como se cita en Cárdenas y Pérez (2023).

En Uruguay existen registros a partir de 1890 (Porcile, 2001). Como menciona Figarola (2018), esta especie se introdujo intencionalmente para realizar cercos vivos y para uso ornamental. En nuestro país según datos del Comité de Especies Exóticas Invasoras (CEEI, s.f.) la distribución de la especie abarca principalmente la región este y noreste, siendo los departamentos de Lavalleja, Rocha, Treinta y Tres, Cerro Largo y Tacuarembó los sitios con más registros (Figura 3).

Figura 3*Distribución espacial de Ulex europaeus en Uruguay*

Nota. Tomado de CEEI (s.f.).

Del mismo modo, Arocena Basso y León Klüver (2018) y Tassano et al. (2024) reportan la distribución de *U. europaeus*. Estos trabajos también muestran la concentración de la especie en la zona este y noreste del país, comprendiendo los departamentos de: Maldonado, Lavalleja, Rocha, Treinta y Tres, Cerro Largo y Tacuarembó.

Ulex europaeus se encuentra generalmente en suelos bien drenados y suelos neutros o moderadamente ácidos (Tutin et al., 1993). Prospera en áreas altamente perturbadas, y se desarrolla bien en suelos pobres en nutrientes (Rojas Pinzón, 2020; Taylor, 1974). La especie está presente en bordes de caminos, dunas de arena, campos sobrepastoreados, áreas taladas y bosques quemados, que son sitios ideales para su establecimiento (Hermann & Newton, 1968; León Cordero et al., 2016; Torres Rodríguez, 2009). La facilidad con la que esta planta ocupa sitios de baja fertilidad, puede estar atribuida a la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico (Hermann & Newton, 1968). Como mencionan Parendes y Jones (2000), la dispersión de EEI se ve favorecida por la presencia de caminos con alto uso y mantenimiento, en comparación con las carreteras abandonadas o con poca circulación y mantenimiento. Un 78% de la invasión de *U. europaeus* se encontró en una distribución de hasta 100 metros cercano a caminos en estudios realizados en Colombia (León & Vargas Ríos, 2009). Esta especie también se ha encontrado en bordes de plantaciones forestales, y en zonas con claros (sin

árboles), ya que en sitios sombreados la misma se muestra con menor vigor, y no llega a producir órganos reproductivos (León & Vargas Ríos, 2009). El trabajo de Tassano et al. (2024) muestra que según encuestas con productores del Este de Uruguay, *U. europaeus* se ubica en colinas, zonas altas, pedregosas, rocosas y bordes de alambrados.

2.4.2 Biología de la especie

Ulex europaeus es un arbusto perenne perteneciente a la familia Fabaceae (leguminosas), subfamilia Papilionoideae, tribu Genisteae.

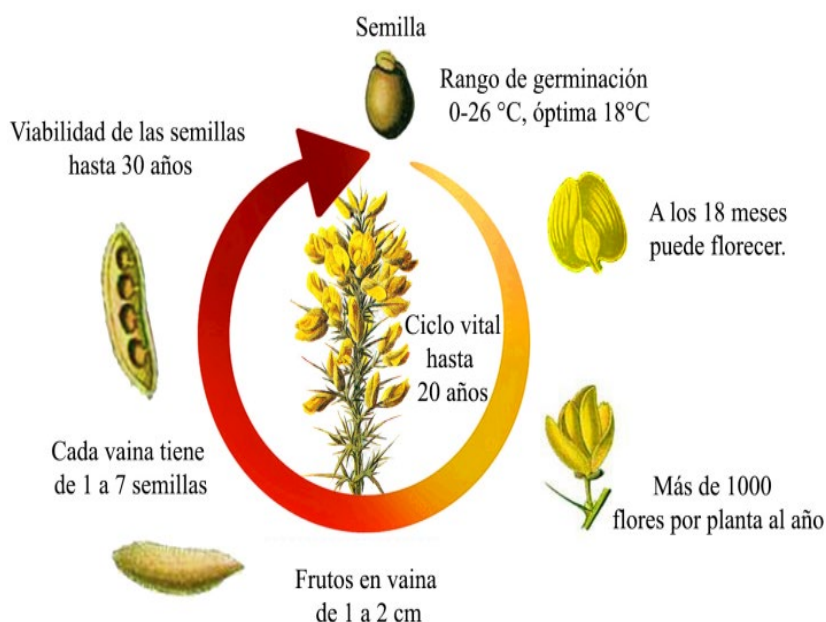
Tiene una altura entre 60 y 200 cm en su rango de distribución nativa y está provisto de espinas rígidas y profundamente surcadas de 1,5 a 2,5 cm de largo (Clapham et al., 1990). En algunos sitios donde se introdujo (como Nueva Zelanda) se han constatado individuos de hasta 7 m de altura (Lee et al., 1986). En suelos livianos, las ramas inclinadas pueden enviar raíces adventicias a la tierra, haciendo que estas ramas sean menos dependientes del sistema radicular original. Estas ramas suelen tener numerosas raíces adventicias de 0 a 5 cm de largo, con nódulos y raíces grandes para anclarlos al suelo (Chater, 1931). La arquitectura de *U. europaeus* varía según las condiciones, en competencia con otras plantas desarrolla un tallo principal, en ausencia de la competencia forman múltiples tallos (Clements et al., 2001).

Se trata de una especie perenne con alta capacidad de floración, fructificación y producción de semillas (Balero Prende & Gándara García, 2003). Las flores son solitarias o racimosas, dispuestas en racimos sobre ramas exteriores, y miden entre 1,5 y 2,5 cm de largo, de color amarillo y con pedicelos pubescentes. La corola es de 15-18 mm de largo, con un estandarte ovado y oblongo, obtuso las alas y quilla. Los pétalos están parcialmente cubiertos por dos bractéolas anchas de 2 a 4 mm de ancho. El cáliz es $\frac{2}{3}$ la longitud de la corola, con pelos extendidos. Por otro lado, los frutos son vainas oblongas de 1 a 2 cm, con pubescencia oscura cuando maduran, subtendidas por un cáliz persistente. Las vainas contienen de 1 a 7 semillas lisas, de un diámetro promedio de 2 mm, de color marrón brillante, con cubiertas duras y resistentes al agua. Las semillas presentan eleosomas blanquecinos o amarillentos que se adhieren a las mismas antes de la dispersión. Los eleosomas son apéndices de las semillas ricos principalmente en proteínas y lípidos (Montesinos et al., 2018). La temporada de floración es variable, pero principalmente se concentra en la primavera en su rango de distribución nativo (Clements et al., 2001; Tutin et al., 1993). *U. europaeus* se establece mediante un crecimiento rápido y la formación de un banco de semillas relativamente grande (Hackwell, 1980). *U. europaeus* tiene dos mecanismos de reproducción, lo

puede hacer de forma asexual (vegetativa mediante rebrotes de las raíces), o de forma sexual, por intermedio de las semillas que se propagan mediante distintos mecanismos de dispersión (como la entomocoria, ornitocoria, anemocoria e hidrocoria) (Broadfield & McHenry, 2019). En la Figura 4 se muestra el ciclo de la planta y sus etapas.

Figura 4

Ciclo de vida de Ulex europaeus



Nota. Tomado de Cárdenas y Pérez (2023).

Ulex europaeus posee un corto período juvenil de 4-6 meses donde se encuentra en estado de plántula (Rolston & Talbot, 1980). Las plántulas presentan un color gris verdoso con pubescencia. En una primera etapa, las plántulas poseen forma de roseta, las primeras hojas son trifoliadas y blandas, y demoran en endurecerse unos 3 meses aproximadamente. Luego el tallo se extiende rápidamente, y la planta empieza a generar hojas simples de forma pequeñas, delgadas y punzantes. Las espinas comienzan a desarrollarse en las axilas de las hojas simples, seguidas por espinas secundarias y terciarias (Gouldthorpe, 2006; Holm et al., 1997).

2.4.3 Dispersión y banco de semillas de *Ulex europaeus*

La invasora en Uruguay posee picos de floración en la primavera y otoño, pero pudiendo florecer en cualquier época del año (Balero, 2021). En un estudio realizado en Hawaii, los autores describieron que una planta adulta tiene la capacidad de producir entre 6.000 y 18.000 semillas anuales (Broadfield & McHenry, 2019). A su vez, Ivens (1978) en Nueva Zelanda, estimó la caída anual de semillas de *U. europaeus* en árboles

de 20 años de edad, detectando unas 500 a 600 semillas/m². Este autor no detalla la distancia entre el lugar de muestreo y el arbusto. Por otro lado, Hill et al. (1996) revelaron valores de hasta 2.120 semillas/m² a una distancia de 0,4 m del centro del arbusto. Otros estudios muestran la cantidad de semillas/m³ de los bancos de semilla del suelo. Autores como Zabkiewicz y Gaskin (1978) en Nueva Zelanda, registraron banco de semillas de hasta 20.000 semillas/m³ evaluando hasta los 30 cm de profundidad. Sin embargo, estos autores no especifican la edad del matorral. Por otra parte, Ivens (1978) también en Nueva Zelanda, encontró unas 10.000 semillas/m³ en los primeros 20 cm de suelo (en matorrales de individuos de unos 20 años aproximadamente). En otro estudio de Ocampo-Zuleta y Solorza-Bejarano (2017) en Colombia, hallaron una densidad promedio de 5.386 semillas/m³ en los primeros 5 cm de suelo (en zonas con arbustos de 3 a 7 años).

Las semillas de *U. europaeus* son expulsadas de forma explosiva por la dehiscencia de las vainas. Sin embargo, los autores difieren en la distancia en que se dispersan. Por un lado, Chater (1931) reconoce que las semillas pueden dispersarse hasta 0,60 a 0,90 m del arbusto principal. Por otro lado, Hill et al. (1996) encontraron que el 55,7% de las semillas se hallaron a 1 m del centro del arbusto, y solamente el 1,9 % de las semillas cayeron a una distancia entre 2,4 y 2,5 m de la planta madre. Finalmente, Moss (1960) afirma que, si bien la mayoría de las semillas caen directamente debajo de la planta madre, las semillas pueden ser expulsadas hasta 5 m de la misma. Otros estudios de Rees y Hill (2001) muestran que el tipo de dispersión de la especie es barocoro, ya que la caída de las semillas se da por gravedad debajo de la planta madre. En estudios de L. Trinidad (comunicación personal, s.f.) donde se evaluó el banco de semillas de *U. europaeus* a cuatro distancias (0, 4.5 y 9 m), en plantas de 1,20 m de altura promedio, encontraron que la mayoría de las semillas se encontraban en la cota 0 del perímetro de las plantas, siendo prácticamente nulos los registros a los 4,5 y 9 m. Estudios de López Zea (2021) estimaron que la dispersión máxima por la dehiscencia de las vainas de *U. europaeus* podría ser de hasta 14,65 m. Esta distancia fue calculada mediante una metodología que tenía en cuenta la altura de la planta, la velocidad terminal y el peso de las semillas.

Los agentes de dispersión a larga distancia son: el agua, la vida silvestre (como por ejemplo las aves), y los vehículos (Chater, 1931; Clements et al., 2001; Holm et al., 1997). Estudios de Sem y Enright (1996) mostraron que había semillas de *U. europaeus* a 17 m de la planta madre, que pudieron haber sido transportadas por agua o maquinaria. Sin embargo, se debe destacar que la semilla se considera pesada para dispersarse por viento (Chater, 1931). Las semillas también se pueden adherir a la lana

de las ovejas o a las pezuñas de los animales cuando se encuentran en el barro (Tulang, 1992). Por otro lado, las semillas además de ser altas en proteínas y aceites, contienen eleosomas. Estas estructuras poseen compuestos químicos que atraen a las hormigas, quienes pueden transportar las semillas con la finalidad de consumir los nutrientes. Estos nutrientes podrían ser: lípidos, proteínas, almidón, azúcares o vitaminas. Esta relación mutualista se denomina mirmecocoria y ayuda de forma importante a la dispersión de las semillas (Chater, 1931; Gammans et al., 2006; Roberts & Florentine, 2021). Las hormigas pueden transportar semillas hasta 77 m de distancia (Gómez & Espadaler, 1998).

Las semillas de *U. europaeus* presentan cubiertas duras y resistentes al agua que le otorgan la capacidad de persistir en el suelo entre 25 y 40 años (Hermann & Newton, 1968; Hill et al., 2001; Partridge, 1989). Un estudio realizado en Nueva Zelanda por Zabkiewicz y Gaskin (1978) que tenía por objetivo medir la viabilidad y germinación de las semillas de *U. europaeus* (no se especifica a la distancia que evaluaron), encontraron que de un total de 126 lotes de semillas recolectadas a distintas profundidades de suelo (0 a 30 cm), 113 mostraron un porcentaje de germinación entre el 90 y 100 %, y por lo tanto, una alta viabilidad de las semillas del banco. En estudios de L. Trinidad (comunicación personal, s.f.) en Uruguay, muestreos del banco de semillas a 5 cm de profundidad cercanos a plantas de *U. europaeus* de un tamaño de 1,20 m de altura, mostraron que el 100% de las semillas encontradas eran viables.

Se reconoce que las semillas se encuentran depositadas en el suelo en un gradiente de profundidad. Por ejemplo, el trabajo de Zabkiewicz y Gaskin (1978) donde evaluaron profundidades de 0 a 30 cm, detectaron que hasta el 90% de las semillas se encontraban en los primeros 6 cm del suelo. Por otro lado, Ivens (1978) que analizó hasta los 15 cm de profundidad, encontró que el 50% de las semillas se concentraba en la hojarasca y en los primeros 2,5 cm de profundidad. Un trabajo más reciente realizado por Ocampo-Zuleta y Solorza-Bejarano (2017), evaluó profundidades entre 0 a 20 cm y a una distancia de 1,5 m de los bordes de los matorrales, y encontró que la mayor proporción de semillas de *U. europaeus* estaba en los primeros 0 a 5 cm de suelo.

2.4.4 Factores que afectan la germinación de las semillas y el reclutamiento de plántulas

La germinación y el reclutamiento de *U. europaeus* dependen de diversos factores, por ejemplo, las condiciones del ambiente, como la temperatura y las precipitaciones, así como de la estructura de la semilla, es decir la resistencia física que la misma tenga (Delerue, 2013; Hornoy, 2012; Udo et al., 2017).

Estudios de Udo et al. (2017) en semillas escarificadas de *U. europaeus* (eliminaron con un bisturí una pequeña porción de la cubierta), que se trataron bajo las siguientes temperaturas constantes: 5, 10, 15, 20, 25 y 30°C, mostraron que las semillas lograron germinar en todas las temperaturas a las que fueron sometidas. Sin embargo, hubo variaciones en los porcentajes de germinación dependiendo de la temperatura. A temperaturas menores a 15°C, la germinación fue del 100%, en cambio, a temperaturas por encima de 15°C el % de germinación fue en descenso hasta los 30°C, donde se observó una germinación del 28%. La velocidad de germinación fue mayor entre los 10 y 15°C. En el caso de semillas sin escarificar, mostraron germinaciones muy bajas entre 0-40% a las distintas temperaturas, evidenciando una dormición física por las cubiertas duras y resistentes que componen la semilla (Clements et al., 2001). En otro estudio realizado por Sixtus et al. (2003) se evaluó la germinación de *U. europaeus* a distintas temperaturas y en inmersiones en ácido sulfúrico. Encontraron que la temperatura ideal era de 15°C, y el tiempo óptimo de inmersión en ácido de 180-210 min, logrando una germinación del 81%.

Con respecto al reclutamiento de las plántulas, como menciona Delerue (2013), es la etapa de desarrollo más sensible a la sequía. Pero si la misma es de corta duración, las plántulas pueden sobrevivir. Este autor también menciona que el reclutamiento de plántulas ocurre principalmente en primavera, y en menor medida en otoño. Además, destaca que la mortalidad de las mismas es mayor en verano, y que se agudiza en los años con menores precipitaciones.

A su vez, en estudios sobre reclutamiento realizados por L. Trinidad (comunicación personal, s.f.) la mayoría de las plántulas se encontraron a 0 m de la planta de *U. europaeus*, siendo nulo el reclutamiento a las distancias de 4,5 m y 9 m.

2.4.5 Nicho climático de *U. europaeus*

A nivel mundial se estudió el nicho climático de *U. europaeus*. Las condiciones adecuadas de temperatura media para la presencia de la especie varían entre 4 y 22°C (Ángel-Vallejo et al., 2024; Christina et al., 2020). A su vez, se reconoce que la especie está limitada por los extremos de temperatura, temperaturas medias mínimas que llegan hasta -6°C en el mes más frío, y una temperatura media máxima de 32°C para el mes más cálido. El clima favorable para el tojo corresponde a regiones con bajas fluctuaciones estacionales de temperatura, que se corresponden a climas oceánicos (Christina et al., 2020).

El estudio de la distribución mundial actual de *U. europaeus* muestra que la especie se encuentra en una amplia gama de hábitats y climas (Hornoy, 2012). A su

vez, se destaca que la especie se distribuye en un amplio gradiente latitudinal (55° S a 60° N). En su área de distribución nativa, está presente principalmente al nivel del mar, pero en climas tropicales nunca se naturaliza por debajo de los 1.000 m, y se puede encontrar hasta los 3.000 m en áreas ecuatoriales (Hornoy, 2012). Existen registros que su distribución altitudinal puede alcanzar los 4.052 m sobre el nivel del mar (Ángel-Vallejo et al., 2024). Esta distribución sugiere que su naturalización puede ocurrir bajo una amplia gama de condiciones climáticas, pero está limitada por temperaturas más cálidas (Udo et al., 2017).

En términos de precipitaciones, *U. europaeus* no se observa en ambientes con precipitaciones menores a 300 mm anuales, pero se encontró en lugares donde no hay precipitación en el mes más seco, lo que muestra que la especie tolera un período corto de sequía (Christina et al., 2020). Por otro lado, Ángel-Vallejo et al. (2024) mostraron que la especie se encuentra en sitios con precipitaciones entre 0 y 3.000 mm. Cabe destacar entonces, que la sobrevivencia y el éxito reproductivo de las poblaciones de tojo en condiciones de sequía, se debe, por un lado, a un largo período de floración y por otro, a la larga persistencia de las semillas del banco de suelo (Hill et al., 2001; Hornoy, 2012).

En relación con las características climáticas en Uruguay, es importante mencionar que la temperatura media anual es de unos 17,7 °C, que varían desde unos 19,8 °C en la zona noroeste, hasta unos 16,6 °C en la costa sur del país. Las isotermas presentan una tendencia incremental que se orienta desde el sur hacia el noroeste (Instituto Uruguayo de Meteorología [INUMET], s.f.; Anexo A). La distribución de las temperaturas medias a lo largo del año muestra que las temperaturas más altas se concentran en los meses de verano (enero y febrero), y las temperaturas más bajas en los meses de invierno (junio y julio) (Castaño et al., 2011). Por lo tanto, en cuanto a la temperatura, las condiciones en Uruguay son propicias para el desarrollo de esta especie, ya que el rango climático óptimo de la misma está entre 4 y 22 °C (Christina et al., 2020).

En cuanto a las precipitaciones, en promedio en Uruguay se distribuyen homogéneamente a lo largo del año, sin embargo, presentan una gran variabilidad interanual, mostrando coeficientes de variación mensual superiores al 50 % en todo el territorio (Cruz et al., 2014). La medida promedio de precipitación acumulada anual en el país se sitúa entre 1.200 y 1.600 mm (INUMET, s.f.; Anexo B). Existe un gradiente de precipitaciones incremental en dirección suroeste a noreste (Castaño et al., 2011). Estas condiciones de precipitación son adecuadas para *U. europaeus*, ya que la especie está limitada por lugares donde la precipitación anual es menor a 300 mm (Christina et al.,

2020) y por sitios con sequías muy prolongadas, que no es el caso del territorio uruguayo.

2.4.6 Impacto de la invasión de *U. europaeus*

U. europaeus como se mencionó anteriormente, es una de las cuatro plantas exóticas invasoras catalogadas por el CEEI de mayor riesgo para el país (Brazeiro et al., 2021). Además, como menciona Achkar et al. (2015) es una de las cinco especies invasoras principales de los pastizales del Uruguay.

Los impactos se pueden clasificar del tipo biofísicos, ecológicos y productivos-económicos (Balero, 2021; Cerda et al., 2017; Chater, 1931; Egunjobi, 1971; León Cordero et al., 2016). En cuanto a los impactos biofísicos, es una especie pirófila, ya que la planta contiene entre 2-4 % de aceites esenciales que son muy inflamables, por lo que su presencia aumenta el riesgo de incendio en plantaciones forestales (Winston & Randall, 2017). Cabe destacar que, a su vez, *U. europaeus* puede recolonizar rápidamente las áreas quemadas por el banco de semillas de larga duración, la capacidad de rebrote de la planta y porque el fuego rompe la latencia de las semillas del suelo (Chater, 1931; Zabkiewicz & Gaskin, 1978).

En cuanto a los impactos ecológicos, León Cordero et al. (2016) estudiaron el efecto de los matorrales de *U. europaeus* sobre la abundancia, diversidad y composición de especies de una comunidad vegetal y leñosa. Se evaluó dentro y al lado del dosel de los matorrales de *U. europaeus*. Se encontró que la diversidad de especies leñosas fue mayor debajo de las copas de los tojos, que en áreas al lado de las mismas. Por otra parte, la cobertura y diversidad de pastos y juncos disminuyó debajo de las copas de los tojos (León Cordero et al., 2016). En estudios realizados por estos mismos autores, señalan que el tojo invadió áreas sobrepastoreadas, lo que confirma el éxito de la especie en áreas degradadas y perturbadas. En contraposición, en áreas no pastoreadas, se observó un crecimiento reducido de *U. europaeus*, posiblemente inhibida por una cubierta vegetal densa dominada por pastos (León Cordero et al., 2016). Esta especie amenaza la biodiversidad de las comunidades nativas, porque establece matorrales grandes y densos, que crean condiciones inhibitorias para el crecimiento de otras plantas por el sombreado de las mismas (Grubb et al., 1969; Hill et al., 2000; Lee et al., 1986). Otros efectos que se describen son: la acidificación del suelo, y la reducción de la escorrentía y humedad del mismo (Clements et al., 2001; Egunjobi, 1971). Además, *U. europaeus* genera cambios en el paisaje, y pérdida de servicios ecosistémicos como una menor fertilidad del suelo y puede generar incendios que afecten vegetación nativa (Altamirano et al., 2016; Cerda et al., 2017).

A su vez, los impactos productivos-económicos en Uruguay se han generado en el sector forestal, dificultando el manejo de los montes y las operaciones de cosecha. Por otro lado, también se ha detectado que la presencia de *U. europaeus* disminuye la productividad del campo natural, e interfiere en el uso y aprovechamiento del suelo (Balero, 2021; García et al., 2015). Provocando costos para el control y limpieza de campos afectados, reduciendo el valor inmobiliario del mismo (Balero, 2021).

En Chile se han evaluado los impactos económicos de esta especie, donde se cuantificó una pérdida aproximada de 4 millones de USD anuales por impactos en áreas productivas como la ganadería y la forestación, por recursos dirigidos al desarrollo de estrategias de control, y costos referidos al control de incendios (Cerdeira et al., 2017).

2.4.7 Tipos y estrategias de control para *U. europaeus*

Para realizar un correcto control de *U. europaeus* es necesario realizar previamente la caracterización de la invasión y considerar la edad aproximada de la misma, para tomar las decisiones de manejo más adecuadas (Beltrán-G. & Barrera-Cataño, 2014). Las estrategias de control pueden ser costosas, técnicamente complicadas, y pueden ser poco efectivas si no se evalúan las condiciones de cada territorio (Hill et al., 2008). Los tipos de control que se pueden utilizar para el manejo de *U. europaeus* son el control químico, manual, mecánico, cultural y biológico (Anexo C).

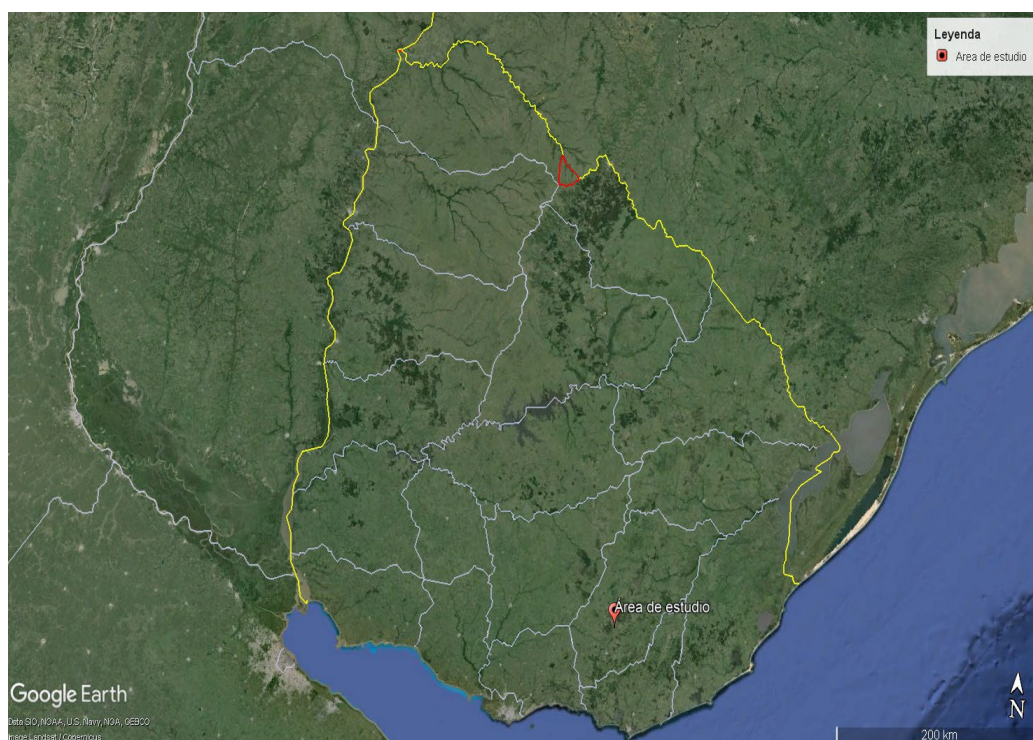
3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La investigación fue realizada en un predio en el departamento de Lavalleja, Paraje La Calera, ubicado en el Camino Arroyo El Metal, coordenadas 34°08'03.1"S, 55°13'01.5"W a unos 30,6 km de la ciudad de Minas (Figura 5). El sitio de estudio tiene un tamaño de 87 ha, donde se practica la ganadería extensiva ovina y bovina. Se trata de un predio ganadero familiar, vinculado a la Comisión Nacional de Fomento Rural.

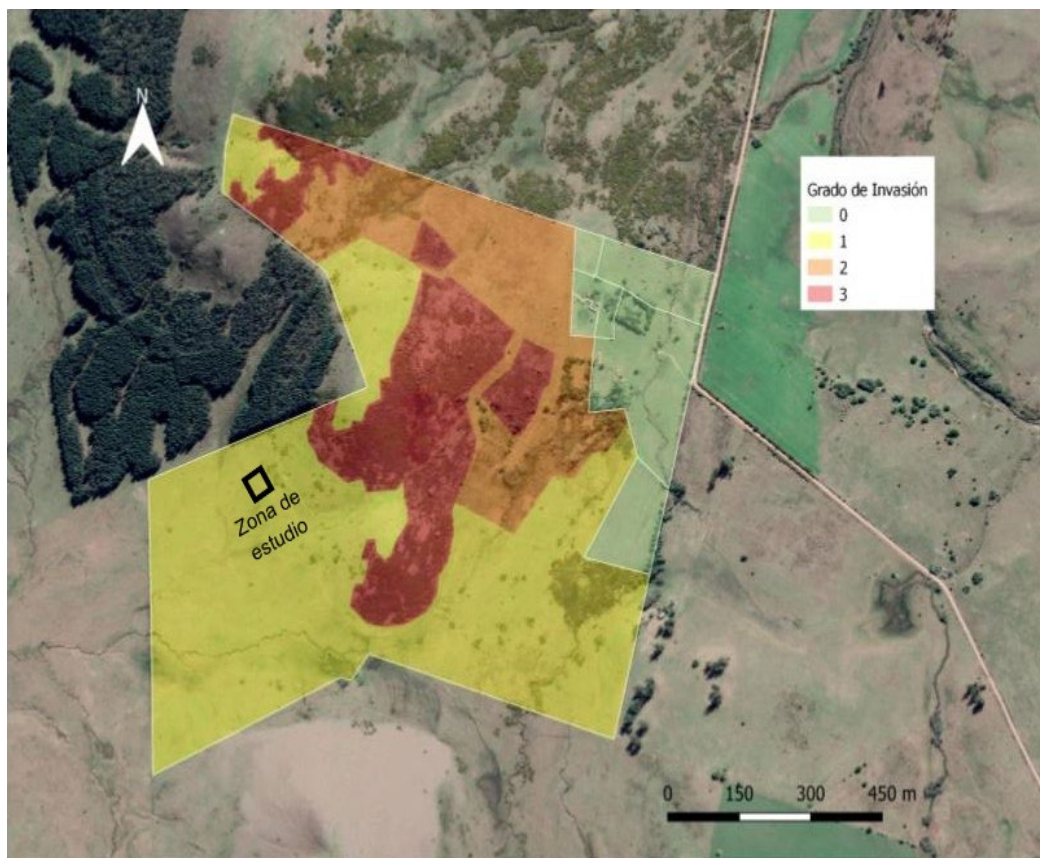
Figura 5

Ubicación del predio donde se desarrolló el estudio



Nota. Elaborado a partir de Google Earth (2023a).

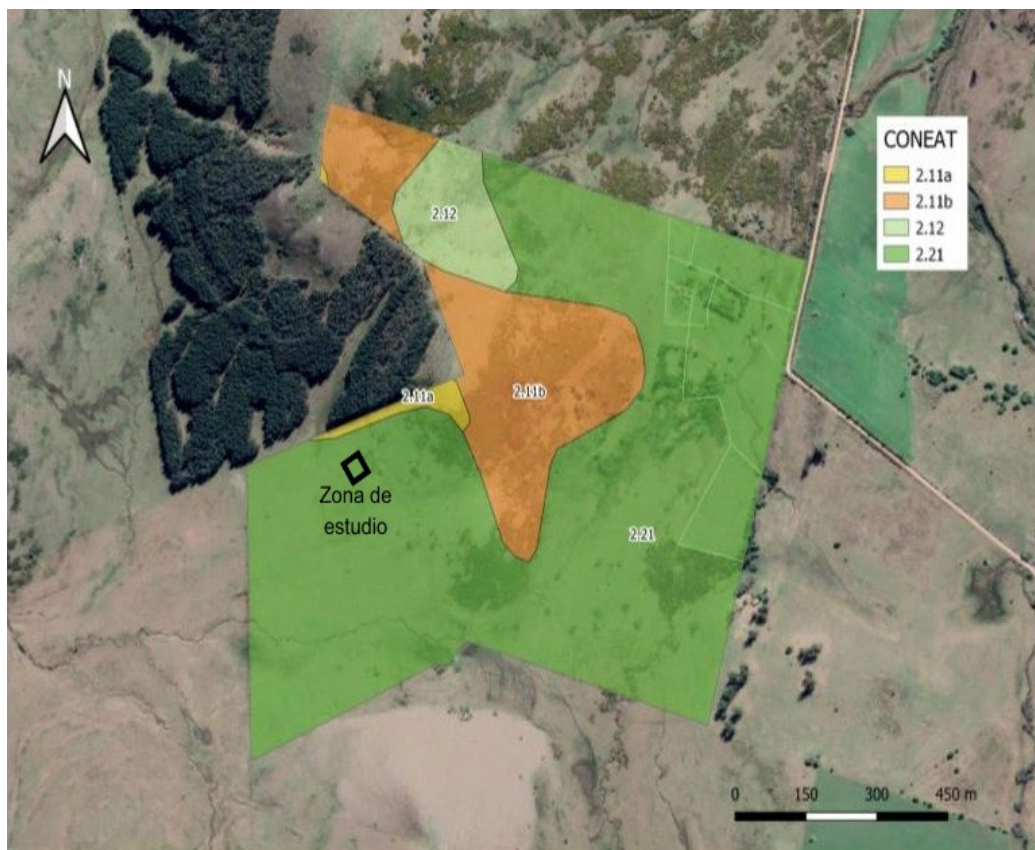
El predio tiene una matriz de campo natural, y presenta una invasión de *U. europaeus* de aproximadamente un 40% de la superficie (Anexo D). A su vez, esta especie también está presente en campos vecinos (Anexo E). En el marco de estudios previos en el sitio en el proyecto “Evaluación de diferentes estrategias de control de Tojo en predios agropecuarios familiares de la región este del país” (Vinculación Universidad Sector Productivo-CSIC) del año 2019, y a partir de las observaciones de campo y de análisis de imágenes satelitales, el predio se dividió según el grado de invasión en 0, 1, 2 y 3, siendo 0 la zona con nula invasión y 3 con alta invasión. Según esta escala, la zona donde se realizó el muestreo presentaba una invasión de grado 1 (Figura 6).

Figura 6*Mapa del predio según grado de invasión*

Nota. En la zona de color amarillo se señala el sitio donde se realizó el estudio.

Elaborado con base en Google Earth (2023b) a partir de F. de Santiago (comunicación personal, s.f.).

Se eligió esa zona para realizar el muestreo por consistir en un área de transición desde un lugar de invasión media (con una cobertura de tojo en parches), a una zona donde el tojo se encontraba más disperso en forma de parches aislados (zona baja). La zona de estudio presenta suelos CONEAT de tipo 2.21, 2.11a, 2.12, 2.11b. En el mismo predomina el 2.21 con 65,7 ha, luego el 2.11b con 15,8 ha, 2.12 con 4,6 ha y el 2.11a con 1 ha (Figura 7).

Figura 7*Mapa del predio según grupo CONEAT*

Nota. En la zona de color verde se señala el sitio donde se realizó el estudio.

Elaborado con base en Google Earth (2023b) a partir de F. de Santiago (comunicación personal, s.f.).

El muestreo se realizó sobre los suelos 2.21, los cuales se caracterizan por la presencia de colinas y pendientes entre 6% y 12%. Los suelos son del tipo brunosoles lúvicos, francos y argisoles subéutricos melánicos abrupticos, francos a veces moderadamente profundos (praderas planosólicas). Los brunosoles predominan en las laderas convexas o planas, en tanto que los argisoles se relacionan a zonas altas del terreno. Este grupo CONEAT presenta un índice de productividad de 105 (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, 2020).

3.2 FACTORES CLIMÁTICOS Y METEOROLÓGICOS DEL ÁREA DE ESTUDIO

Con el fin de caracterizar de forma climática la región de estudio, se consultó a Castaño et al. (2011). Los datos disponibles para Lavalleja corresponden al período entre 1990-2009, las variables que se tomaron fueron temperatura media anual y temperaturas máximas y mínimas anuales, precipitación anual, humedad relativa anual y mensual.

La temperatura media anual para el período (1990-2009) fue de 17,8 °C, siendo la máxima media anual de 22,0 °C, y la mínima media anual de 11,6 °C. Para el caso de las precipitaciones acumuladas anuales, la media para el período de 1990-2009 fue de 1.202 mm (Castaño et al., 2011). Las precipitaciones en Uruguay en general se distribuyen homogéneamente a lo largo del año, sin embargo, presentan una gran variabilidad interanual, mostrando coeficientes de variación mensuales superiores al 50 % en todo el territorio (Cruz et al., 2014). La humedad relativa media en el período 1990-2009 fue de 76%, siendo el mes de enero el más seco con 70%, y el mes de julio el más húmedo con 83% (Castaño et al., 2011).

Respecto a los datos meteorológicos en el área de estudio para el período enero 2022 a diciembre 2023, se midió en forma continua la temperatura y humedad relativa del aire mediante un registrador automático Onset HOBO U23 Pro v2. A su vez, para el mismo período, se recabó información del porcentaje de agua disponible de suelo (PAD), de la precipitación acumulada, y del índice de bienestar hídrico (IBH) (INUMET, s.f.).

3.3 DISEÑO EXPERIMENTAL

Se realizaron dos muestreos, el primero se llevó a cabo en diciembre de 2022, y la zona donde se muestreó fue a una distancia de 3 a 5 m de una invasión de *U. europaeus* en parches (Figura 8). Los parches conformaban un área de 0,32 ha, en un área con una distribución homogénea de los arbustos. Las plantas tenían una altura aproximada de 1,5 m. El primer muestreo fue sistemático, consistió en realizar 10 transectas de 30 m de largo (en dirección noreste-suroeste), con una distancia entre cada una de 10 m.

Figura 8

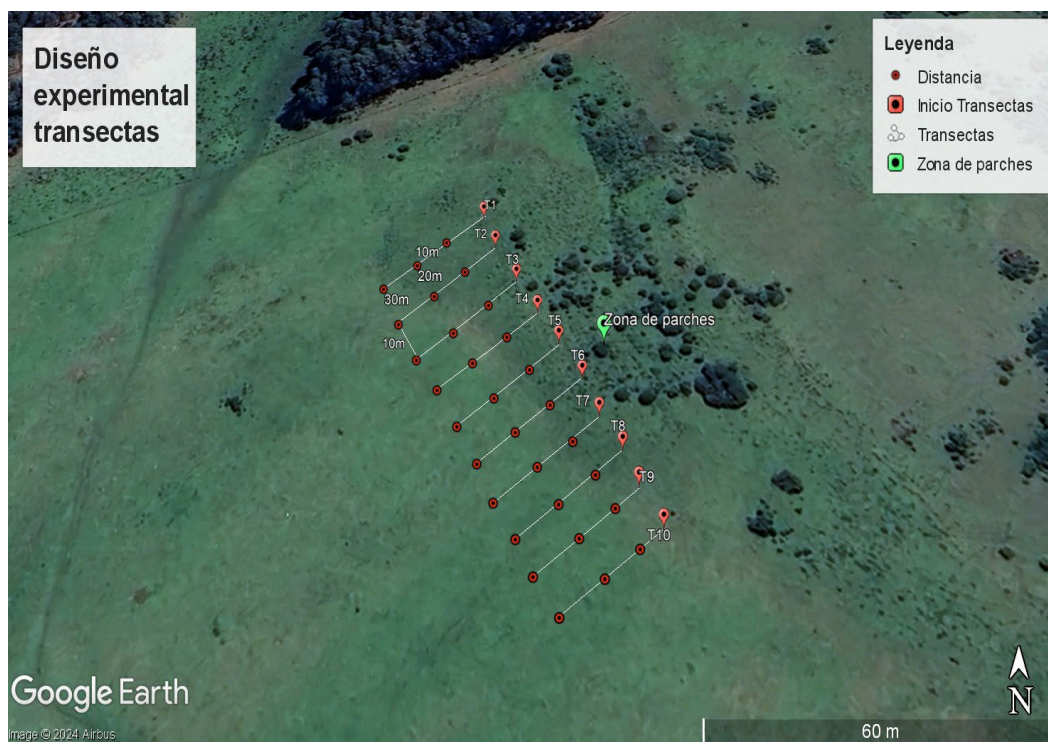
*Transectas de 30 m desde una zona cercana a parches de *U. europaeus**



La elección de la ubicación de la primer transecta fue subjetiva y se determinó por la cercanía a la zona de parches de *U. europaeus*. Las 10 transectas de 30 m se realizaron para poder captar la variabilidad espacial en las variables a estimar (semillas y plántulas) a lo largo de una pendiente, y el total de área evaluada fue de 0,27 ha. En cada transecta, el muestreo fue sistemático, es decir que se tomaron cuatro puntos que fueron a los 0, 10, 20 y 30 m de distancia para realizar las evaluaciones del banco de semillas y plántulas (Figura 9).

Figura 9

*Transectas a una distancia de 3 a 5 m de los parches de *U. europaeus**



Nota. Elaborado a partir de Google Earth (2023b).

Las transectas se georreferenciaron en su inicio y su final, y mediante la altitud de los dos puntos se calculó la pendiente del área de estudio. El cálculo de la pendiente se realizó de la siguiente manera: $\text{pendiente}\% = \frac{\text{dif. altitud}}{(\text{largo transecta})} \times 100$. La pendiente resulta ser un factor relevante en el área de estudio, ya que es una variable que puede incidir en la abundancia de semillas a las distancias evaluadas. La pendiente a lo largo de las transectas varía entre 10% y 13,33% (Anexo F).

Debido a la ausencia de plántulas y semillas en las transectas del primer muestreo, se definió un segundo muestreo en diciembre de 2023. En el mismo se repite el recuento de plántulas sobre las transectas, y se agrega un muestreo en una zona del borde de los parches de tojo que se denomina “frontera” (Figura 10).

Figura 10

Vista del borde de los parches de tojo denominado frontera



La misma cubre el contorno de la zona de parches con una longitud de 30 m x 0,5 m de ancho, donde se evaluaron 15 puntos, ubicados a 2 m de distancia entre sí (Figura 11).

Figura 11

*Representación de la frontera de los parches de *U. europaeus**



Nota. Elaborado a partir de Google Earth (2023b).

3.4 DETERMINACIONES A CAMPO

En el primer muestreo (diciembre 2022) se tomaron muestras compuestas de suelo en las cuatro distancias de las 10 transectas ($n=40$), con el fin de evaluar el n° de semillas en el suelo / m^3 . Cada muestra correspondió a tres extracciones con un calador manual de 5 cm de diámetro, a una profundidad de 5 cm (Figura 12). En el muestreo de diciembre 2023 no se realizaron muestras de suelo ya que no estaba planificado en el trabajo, por tema de tiempos de procesamiento y recursos.

Figura 12

Extracción de muestras de suelo con calador manual a 5 cm de profundidad



Nota. Izquierda: Cilindro del calador manual 5 cm de diámetro. Derecha: Muestra de suelo de 5 cm de profundidad.

Para evaluar el reclutamiento de plántulas de *U. europaeus* se realizaron muestreos con un cuadrante de $0,5 m^2$ en ambas fechas. En diciembre de 2022 en las cuatro distancias de las 10 transectas ($n=40$) y en diciembre 2023 en la zona frontera de parches ($n=15$) (Figura 13).

Figura 13

Vistas de evaluación de reclutamiento de *U. europaeus*



Nota. Izquierda: Cuadrante de 0,5 m² en transectas. Derecha: Cuadrante de 0,5 m² en frontera.

Las plántulas encontradas fueron agrupadas en dos estratos de altura de 0 - 10 cm y de 10 - 20 cm.

Los momentos de muestreo elegidos fueron en el mes de diciembre para los dos años ya que como indica Balero (2021), *U. europaeus* en Uruguay posee su floración y producción de semillas principalmente en la primavera y enotoño.

3.5 DETERMINACIONES EN EL LABORATORIO

Las muestras de suelo se llevaron al laboratorio en bolsas de nylon para su posterior secado y tamizado. Primero, las muestras se secaron en bandejas de aluminio en un invernáculo durante 24hs, y luego se procesaron con un tamiz de malla N10 que tiene una abertura de 2 mm (Figura 14). Posteriormente la identificación de semillas se realizó con el uso de una lupa binocular.

Figura 14

Vista de muestras de suelo en el tamiz malla N10



3.6 ANÁLISIS DE DATOS

Se realizó el procesamiento de los datos en planillas de Excel, el análisis de los datos se realizó mediante estadística descriptiva. Se realizaron gráficos para analizar los datos recabados en los muestreos, y también para los datos climáticos de la zona de estudio.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 CARACTERIZACIÓN CLIMÁTICA

En el año 2022 la temperatura media anual para la zona de estudio fue de 16,59 °C, siendo enero el mes más cálido con 24,10 °C, y agosto el mes más frío con 11,07 °C. En el año 2023, la temperatura media anual y la temperatura media del mes más cálido fueron muy similares al año anterior, pero el mes con temperatura media menor fue julio con un valor de 10,82 °C. Los registros de temperatura en estos dos años fueron similares a la temperatura media histórica de 1990-2009 (Castaño et al. 2011; Figura 15). Cabe destacar, que el nicho climático *U. europaeus* según Christina et al. (2020) y Ángel-Vallejo et al. (2024) se encuentra entre 4 y 22°C de temperatura media anual, por lo que las condiciones locales serían adecuadas para el crecimiento y desarrollo de la especie.

Figura 15

Temperatura (°C) media y precipitaciones para 2022, 2023 y promedio histórico de 1990-2009



Nota. Adaptado de Castaño et al. (2011).

Con respecto a las precipitaciones, el año 2022 presentó una precipitación acumulada anual de 767,8 mm, muy por debajo del promedio histórico que es de 1.202 mm (1990-2009; Castaño et al., 2011). Esta baja estuvo influenciada principalmente por el fenómeno climático de la niña. Este evento climático se denomina El Niño-Oscilación Sur (ENOS), los ENOS son capaces de alterar las precipitaciones, vientos y

temperaturas del Uruguay (Barreiro et al., 2019). Por otro lado, el año 2023 presentó una precipitación acumulada anual de 879 mm, también influenciado en parte por el fenómeno climático de la niña, y presentando un valor inferior al promedio histórico (1990-2009; Castaño et al. 2011). Las precipitaciones en el 2022 como en el 2023, estuvieron para la mayoría de los meses por debajo del promedio histórico (1990-2009; Figura 15). Los rangos de precipitaciones adecuados para el desarrollo de la especie varían entre 300 a 3.000 mm anuales (Ángel-Vallejo et al., 2024; Christina et al., 2020). Es decir, que aún para años de sequía severa en Uruguay, las precipitaciones parecen ser suficientes para la especie. A su vez, en estudios de Christina (2020) se mostró que *U. europaeus* se encontraba en lugares donde no hay precipitaciones en el mes más cálido, lo que muestra que la especie tolera un período corto de sequía.

A su vez, las temperaturas máximas y mínimas promedio (Tabla 1) mostraron valores similares a los valores históricos 1990-2009 (Castaño et al., 2011). Para el año 2022 la temperatura máxima promedio fue de 31,85 °C y la mínima 6,87 °C. Mientras tanto, para el año 2023 el mes con mayor temperatura máxima fue de 33,34 °C, y la temperatura mínima fue de 6,21 °C. Christina et al. (2020) reconocen que *U. europaeus* está limitada por extremos de temperatura, de -6 °C para temperaturas medias mínimas y de 32 °C para temperaturas medias máximas. Es decir, que el sitio de estudio presentó valores de temperaturas máximas (salvo el de enero de 2023) y mínimas promedio adecuadas para el crecimiento y desarrollo de la especie.

Tabla 1

Temperatura (°C) máxima y mínima promedio años 2022, 2023 y promedio histórico de 1990-2009

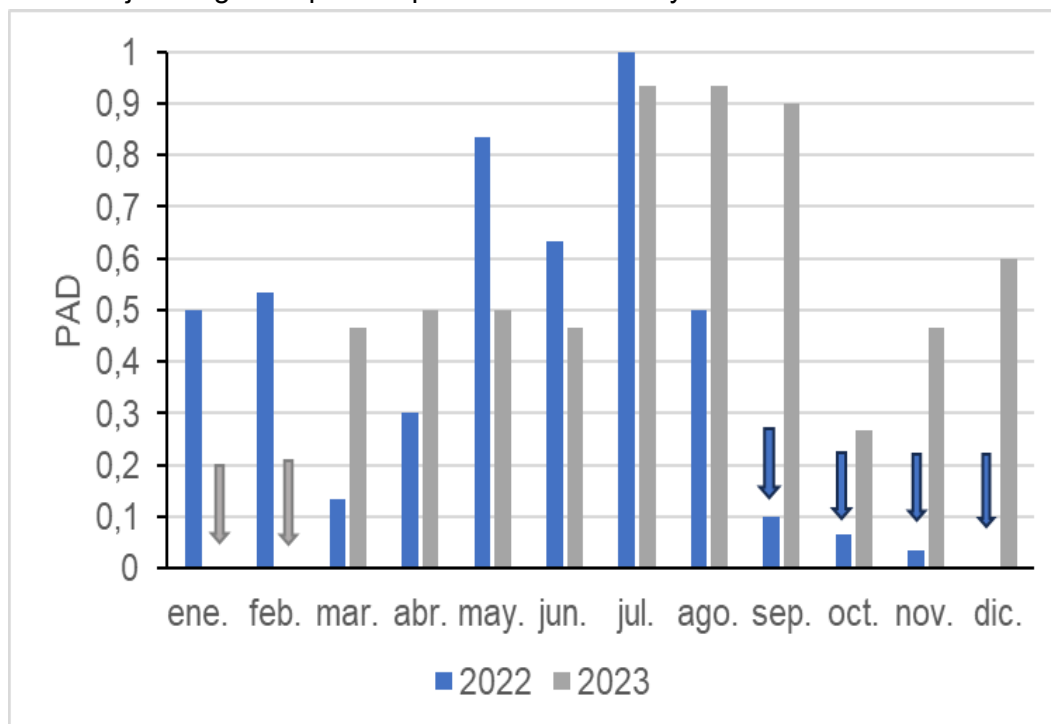
Meses	Temp. máx. prom. 2022	Temp. máx. prom. 2023	Temp. máx. hist.	Temp. mín. prom. 2022	Temp. mín. prom. 2023	Temp. mín. hist.
ene.	31,85	33,34	30,00	17,55	16,41	17,80
feb.	28,03	32,04	29,00	15,37	16,08	17,60
mar.	28,85	30,94	27,50	14,09	17,87	16,00
abr.	23,10	23,51	23,90	10,41	10,93	13,00
may.	18,31	20,28	20,10	7,15	8,87	9,80
jun.	16,61	17,08	17,10	6,87	6,21	7,40
jul.	18,66	16,07	16,50	9,16	9,16	6,70
ago.	18,09	18,21	18,40	5,35	5,10	8,00
sep.	19,91	18,19	19,80	6,08	7,92	9,40
oct.	21,54	22,23	22,80	9,10	7,94	12,10
nov.	26,75	25,28	25,80	13,24	11,47	14,00
dic.	29,94	26,78	28,50	13,57	14,44	16,10

Nota. Adaptado de Castaño et al. (2011).

A su vez, se observó que los meses de menor disponibilidad de agua fueron entre septiembre de 2022 y febrero de 2023, donde el PAD fue igual o menor a 0,1 (Figura 16).

Figura 16

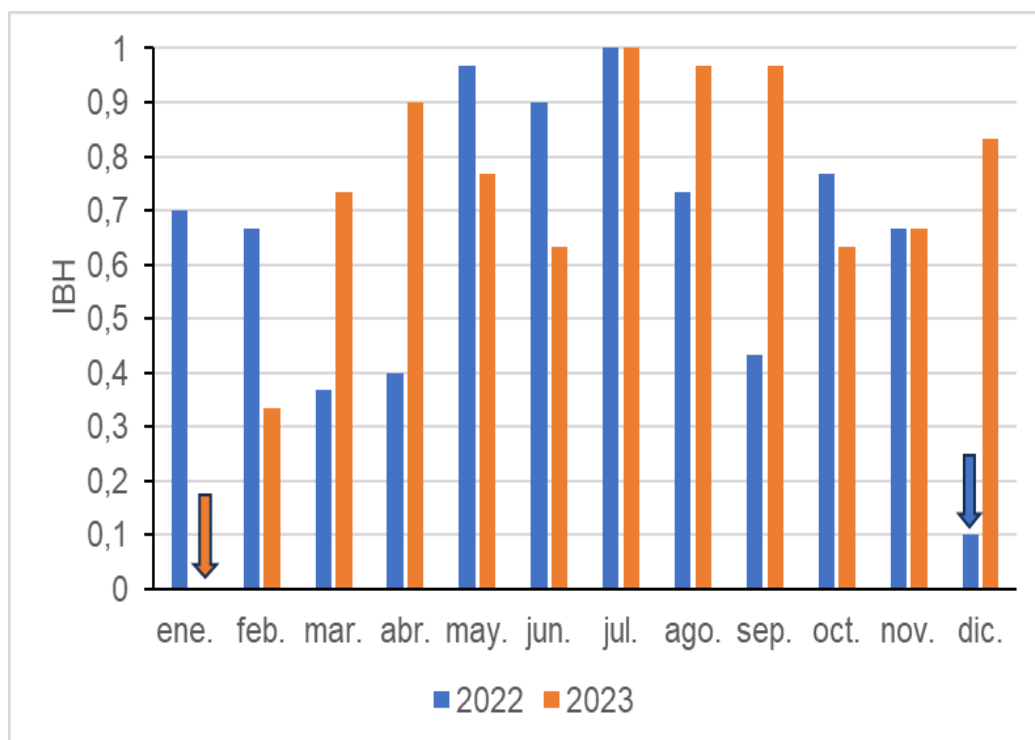
Porcentaje de agua disponible para los años 2022 y 2023



Nota. PAD = (ADi / ADcc). Donde ADi es agua disponible y ADcc es la capacidad de almacenamiento del suelo. Las flechas indican los valores menores o iguales a 0,1.

Adaptado de INUMET (s.f.).

Por otra parte, el IBH para los años 2022 y 2023 mostró que los meses de diciembre de 2022 y enero de 2023 fueron los meses con valores menores o iguales a 0,1 de IBH donde se observó el período más severo de sequía (Figura 17).

Figura 17*Índice de bienestar hídrico para los años 2022 y 2023*

Nota. IBH = (ETR / ETP). Donde ETR es la evapotranspiración real y ETP es la evapotranspiración potencial. Las flechas indican los valores menores o iguales a 0,1. Adaptado de INUMET (s.f.).

4.2 CUANTIFICACIÓN DE SEMILLAS Y PLÁNTULAS

En el año 2022, en las muestras tomadas de 0-5 cm del perfil de suelo, no se encontraron semillas de *U. europaeus* en ninguna de las transectas, a las cuatro distancias evaluadas (0, 10, 20 y 30 m). Si bien el punto 0 de las transectas estaban ubicados a una distancia de 3 a 5 m de los parches de *U. europaeus*, no se registró la presencia de un banco de semillas de la especie a las distancias evaluadas. Estos resultados concuerdan con lo evidenciado por varios autores, donde se indica que la dispersión de *U. europaeus* se da a corta distancia de la planta madre (Chater, 1931; Hill et al., 1996; Kariyawasam & Ratnayake, 2019; Moss, 1960). Como señalan Chater (1931) y Hill et al. (1996), las semillas pueden dispersarse entre 0,60 m y 1 m del arbusto principal. Asimismo, nuestros resultados coinciden con L. Trinidad (comunicación personal, s.f.) donde a distancias de 4,5 y 9 m de plantas de tojo no se registraron semillas en el banco del suelo. A su vez, Moss (1960) y Kariyawasam y Ratnayake (2019) reportaron que la mayoría de las semillas se encuentran debajo de la copa de los arbustos de *U. europaeus*. La especie parece seguir una de las estrategias de dispersión indicada por Cannas et al. (2004), siendo la de corto alcance de la planta

principal. Como indican Rees y Hill (2001) el tipo de dispersión de la especie se denomina barocoro, las semillas caen por gravedad debajo de la planta madre. No obstante, algunos autores como Moss (1960) indican que la dispersión puede alcanzar hasta 5 m, esto no se evidenció en el trabajo.

La ausencia de semillas en los muestreos realizados no parece deberse a la profundidad de suelo trabajada ya que existen reportes que a la profundidad de 0 a 5 cm es donde se encuentra la mayor cantidad de semillas de la invasora (Ocampo-Zuleta & Solorza-Bejarano, 2017; Zabkiewicz & Gaskin, 1978).

Si bien el estudio no abordó este análisis directamente, la falta de semillas a las distancias evaluadas impide establecer la acción de los agentes de dispersión de media y larga distancia tales como el agua, las aves, los vehículos, el ganado y las hormigas (Chater, 1931; Clements et al., 2001; Holm et al., 1997; Roberts & Florentine, 2021; Tulang, 1992).

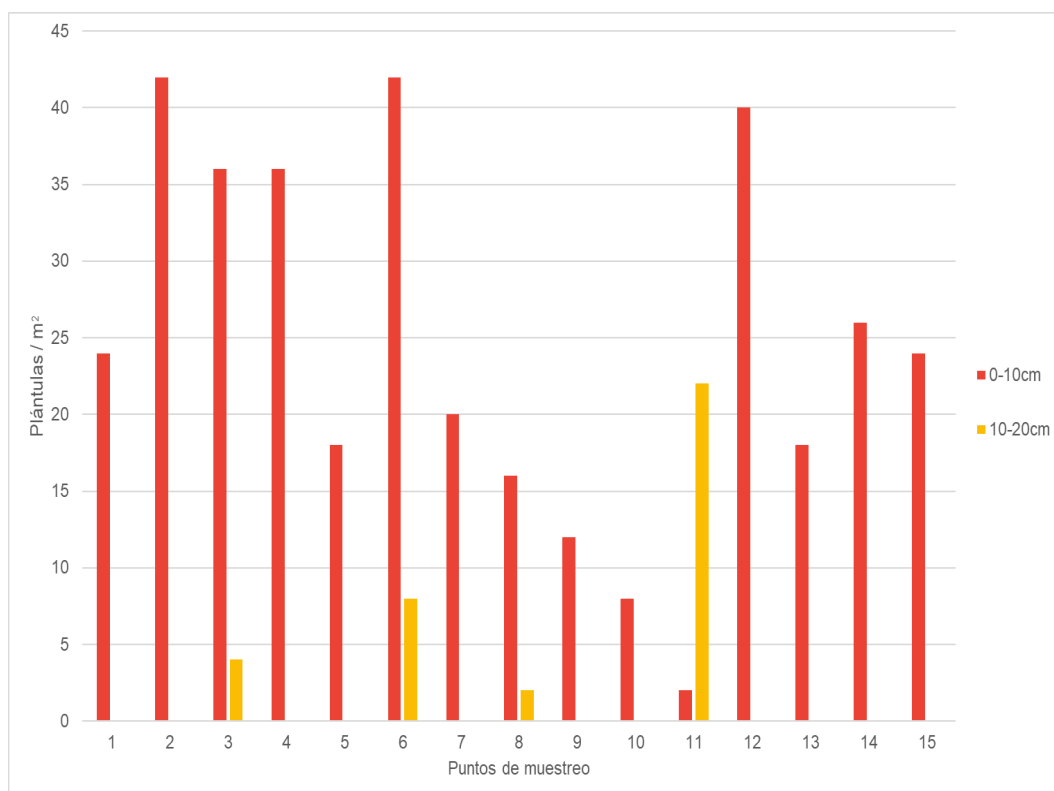
En relación a los resultados de la evaluación de plántulas en las 10 transectas, tampoco hubo registros en las dos fechas de muestreo. La ausencia de plántulas de *U. europaeus* podría ser consecuencia de la ausencia de semillas a las distancias evaluadas, aunque no puede descartarse el efecto del pastoreo y las condiciones meteorológicas en los años de estudio que pueden provocar mortalidad de plántulas.

Asimismo, la falta de plántulas no parece deberse a condiciones inadecuadas para su germinación. Como indica Delerue (2013), el reclutamiento de plántulas ocurre principalmente en primavera, y en menor medida en otoño. Como menciona Udo et al. (2017) el rango óptimo de temperatura para la germinación se encuentra entre 5 y 15 °C (siendo entre 10 y 15 °C la temperatura donde la velocidad de germinación es mayor). Sixtus et al. (2003) reconoce que la temperatura óptima para la germinación de la especie son los 15 °C. La temperatura media registrada en octubre (primavera) de 2022 y de 2023 fue de 14 °C, estas serían condiciones adecuadas para la emergencia de plántulas.

En el muestreo del 2023, donde se evaluaron plántulas en la frontera de parches de *U. europaeus*, se puede destacar que en los 15 puntos muestreados se registró la presencia de 200 plántulas en un total de 7,5 m², y un promedio de 21 plántulas / m². Del total de plántulas, el 91% tenían un tamaño entre 0 - 10 cm y el 9 % restante entre 10 - 20 cm de altura (Figura 18).

Figura 18

Muestreo de plántulas (plántulas / m²) en frontera de parches



La presencia de las plántulas en esta frontera de los parches coincide con los autores Chater (1931) y Hill et al. (1996) quienes indican que la dispersión de *U. europaeus* se da a corta distancia, a 1 m de la planta madre. En el estudio de reclutamiento de plántulas de L. Trinidad (comunicación personal, s.f.) la mayoría de las plántulas se encontraron a 0 m de la planta de tojo, siendo nulo el reclutamiento a las distancias de 4,5 m y 9 m.

Las plántulas encontradas en los muestreos (Figura 19) en los dos estratos de alturas (0 - 10 cm y 10 - 20 cm), se corresponden a la descripción de Holm et al. (1997) y Gouldthorpe (2006) donde detallan que las plántulas de tojo presentan un color gris verdoso con pubescencia, y demoran en endurecerse unos 3 meses aproximadamente. Luego, el tallo se extiende rápidamente y la planta empieza a generar hojas simples de formas pequeñas, delgadas y punzantes. Las espinas comienzan a desarrollarse en las axilas de las hojas simples, seguidas por espinas secundarias y terciarias (Gouldthorpe, 2006; Holm et al., 1997).

Figura 19*Plántulas de U. europaeus clasificadas según altura*

Nota. Izquierda: plántula en la categoría de 0 a 10 cm. Derecha: plántula de 10 a 20 cm.

Podríamos inferir que por el tamaño y por lo que indica la bibliografía (Gouldthorpe, 2006), las plántulas encontradas entre 10 - 20 cm habrían emergido hace tres meses aproximadamente (desde la fecha de muestreo), ya que eran plántulas más endurecidas. Es esperable que las plántulas del estrato de 0 - 10 cm sean más recientes, pero se infiere que todas corresponderían a la germinación de la primavera.

En síntesis, no se encontraron plántulas ni semillas a distancias mayores de 3 m, pero sí se encontró una alta densidad de plántulas en la frontera (borde) de los parches.

Identificar cómo se da el proceso de dispersión de *U. europaeus* tiene importancia para la estrategia de prevención y control de la especie. La evidencia obtenida en este estudio es que la dispersión se da a corta distancia. Es importante saber dónde se encuentra la mayor cantidad de semillas en el suelo, para poder focalizar posibles estrategias de control de la especie. Los principales aspectos que le dan mayor invasividad a *U. europaeus* es la gran producción de semillas, la alta viabilidad y la longevidad de las mismas (Broadfield & McHenry, 2019).

Por otro lado, si bien no tuvimos evidencia directa de una dispersión a mayor distancia en las zonas evaluadas, la aparición de plantas aisladas en la zona baja del sitio de estudio podría asociarse a agentes dispersores como pueden ser hormigas, aves, ganado (Gómez & Espadaler, 1998; Roberts & Florentine, 2021). Observamos evidencia en campo de bosta de ganado vacuno con plántulas emergidas de *U.*

europaeus (Anexo G). Queda pendiente hacer estudios sobre cómo participan en la invasión estos dispersores, principalmente las hormigas ya que se han observado en el área de estudio (en particular las hormigas cortadoras de la especie *Acromyrmex crassispinus*). El mayor conocimiento sobre cómo se da la dispersión de *U. europaeus* puede ser un insumo para focalizar medidas de control.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En relación con el objetivo del estudio de analizar el banco de semillas y el reclutamiento de plántulas de la especie exótica invasora *U. europaeus*, en función de un gradiente espacial desde un área con parches de tojo. Se concluye que no se encontró evidencia sobre la hipótesis de que la diseminación de las semillas alcanza distancias mayores a 5 m.

A partir de estos resultados, podemos confirmar que en este sitio y de acuerdo a la bibliografía, la dispersión de la especie por la apertura explosiva de las vainas sería en el entorno de la planta madre, y la dispersión a mayor distancia sería un evento poco frecuente en las condiciones del sitio de estudio.

Debido a los resultados anteriores, no se pudieron probar la hipótesis de que a menor distancia de los parches de *U. europaeus*, es esperable encontrar más semillas por m³ de suelo.

Se confirma la presencia de plántulas de *U. europaeus* en los bordes de una zona de parches de plantas adultas de *U. europaeus*, ya que en esa zona se encontraron en promedio 21 plántulas / m², donde el 91% eran de una altura de 0 a 10 cm, y el 9% eran plántulas de una altura de 10 a 20 cm.

Los resultados del trabajo buscan sumar conocimientos para entender el proceso de invasión de *U. europaeus*, y contribuir para propiciar medidas efectivas de control de la especie. Aun así, la estrategia de control debe ser integrada y sostenida en el tiempo (Balero, 2021; Broadfield & McHenry, 2019; Castro, 2011; Muthulingam & Marambe, 2022).

El control debe comprender un conjunto de medidas como indican Broadfield y McHenry (2019), que consisten en mantener la cobertura natural, la integridad estructural del suelo, y minimizar las perturbaciones (tales como incendios, desmonte y sobrepastoreo). Estas medidas son tan importantes como también lo son las medidas de control activo: corte, corte y aplicación de herbicida, pastoreo, o fuego en algunos casos. Los controles que no se continúan en el tiempo pueden generar más riesgo de regeneración de la invasora (Muthulingam & Marambe, 2022).

Se deben priorizar los controles en zonas con plantas aisladas, ya que son operativamente menos costosos de realizar, y se evita que la especie se siga expandiendo. En las áreas con parches de tojo es importante evitar la conexión entre los mismos y priorizar el control de arbustos de menores tamaños. Como indican Bertiller et al. (2004) la estrategia de colonización de los arbustos se da tanto en el borde de los

parches como entre parches. A su vez, con los datos obtenidos los controles a nivel predial podrían ser relevantes, dada la estrategia de dispersión de corto alcance

Por otro lado, la presencia de plantas aisladas en zonas más bajas que la del estudio deja una interrogante de cómo es la llegada de esas semillas, y plantea el desafío de futuros estudios acerca de posibles agentes dispersores (por ej. hormigas, ganado).

También, sería relevante evaluar cómo es la interacción del *U. europaeus* con algunos animales, aves e insectos nativos. Ya que, en otros sitios se ha observado a *U. europaeus* como hábitat y alimento de algunas especies de animales e insectos nativos (Muthulingam & Marambe, 2022).

En cuanto a la problemática de las EEI y particularmente de *U. europaeus* en la región de estudio, hay oportunidades de mejora en la coordinación entre vecinos como lo indican Arocena Basso y León Klüver (2018) y Tassano et al. (2024). Se recomienda un abordaje interinstitucional para poder sumar recursos (tales como mano de obra, maquinaria), compartir conocimientos y experiencias de los productores y poder generar sinergia entre los actores involucrados.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Achkar, M., Brazeiro, A., & Bartesaghi, L. (2015). Evaluación de las principales presiones y amenazas a la biodiversidad de Uruguay. En A. Brazeiro (Ed.), *Eco-Regiones de Uruguay: Biodiversidad, Presiones y Conservación: Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad* (pp. 70-85). Facultad de Ciencias; CIEDUR; Vida Silvestre; Sociedad Zoológica del Uruguay.
- Altamirano, A., Cely, J. P., Etter, A., Miranda, A., Fuentes-Ramirez, A., Acevedo, P., Salas, C., & Vargas, R. (2016). The invasive species *Ulex europaeus* (Fabaceae) shows high dynamism in a fragmented landscape of south-central Chile. *Environmental monitoring and assessment*, 188, Artículo e495.
<https://doi.org/10.1007/s10661-016-5498-6>
- Ángel-Vallejo, M. C., Aguirre-Acosta, N., Rodríguez-Rey, G. T., García-Marín, E. J., Álvarez-Mejía, L. M., & Feuillet-Hurtado, C. (2024). Distribution models in invasive plants with climatic niche expansion: A case study of *Ulex europaeus* L. in Colombian Andes. *Biological Invasions*, 26, 1919-1930.
<https://doi.org/10.1007/s10530-024-03285-7>
- Arocena Basso, I., & León Klüver, A. M. D. (2018). *Sistematización de experiencias de control de Ulex europaeus L. (tojo) en la región este del país* [Trabajo final de grado, Universidad de la República]. Colibri.
<https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/28737>
- Balero, R. (2021). Control de tojo: ¿Desafío o utopía? En A. Brazeiro, D. Bresciano, E. Brugnoli, & M. Iturburu (Eds.), *Especies exóticas invasoras de Uruguay: Distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión* (pp. 105-113). Retema; Universidad de la República; CEEI; Ministerio de Ambiente.
https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/CEEI_Invasiones%20Biologicas_WEB.pdf
- Balero Prende, R. M., & Gándara García, J. M. (2003). *Respuesta de Ulex europaeus L. a la quema controlada* [Trabajo final de grado, Universidad de la República]. Colibri. <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/24890>
- Barreiro, M., Arizmendi, F., & Trinchin, R. (Eds.). (2019). *Variabilidad observada del clima en Uruguay*. MVOTMA; Facultad de Ciencias.
<https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/2020-08/Producto%202.pdf>

- Beltrán-G., H. E., & Barrera-Cataño, J. I. (2014). Caracterización de invasiones de *Ulex europaeus* L. de diferentes edades como herramienta para la restauración ecológica de bosques altoandinos, Colombia. *Biota Colombiana*, 15(S2), 3-26. <https://www.redalyc.org/pdf/491/49140740002.pdf>
- Bertiller, M. B., Bisigato, A. J., Carrera, A. L., & del Valle, H. F. (2004). Estructura de la vegetación y funcionamiento de los ecosistemas del Monte Chubutense. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 39(3-4), 139-158. https://www.researchgate.net/profile/Hector-Del-Valle-4/publication/303186072_Estructura_de_la_vegetacion_y_funcionamiento_de_los_ecosistemas_del_Monte_Chubutense/links/5899ff7092851c8bb6820f32/Estructura-de-la-vegetacion-y-funcionamiento-de-los-ecosistemas-del-Monte-Chubutense.pdf
- Blackburn, T. M., Bellard, C., & Ricciardi, A. (2019). Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(4), 203-207. <https://doi.org/10.1002/fee.2020>
- Blumetto, O., & Brazeiro, A. (2022). Ganado e invasión del bosque nativo por árboles exóticos: Desde la facilitación al control. En J. Paruelo, V. Ciganda, I. Gasparri, & A. Panizza (Eds.), *Oportunidades y desafíos del uso de los bosques nativos integrados a la producción ganadera de Uruguay* (pp. 41-52). INIA. <http://doi.org/10.35676/INIA/ST.261>
- Brazeiro, A., Bresciano, D., & Brugnoli, E. (2021). Panorama general de las invasiones biológicas en Uruguay. En A. Brazeiro, D. Bresciano, E. Brugnoli & M. Iturburu (Eds.), *Especies exóticas invasoras de Uruguay: Distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión* (pp. 13-38). Retema; Universidad de la República; CEEI; Ministerio de Ambiente. https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/CEEI_Invasiones%20Biologicas_WEB.pdf
- Broadfield, N., & McHenry, M. T. (2019). A world of gorse: Persistence of *Ulex europaeus* in managed landscapes. *Plants*, 8(11), Artículo e523. <https://doi.org/10.3390/plants8110523>
- Brondizio, E., Díaz, S., Settele, J., & Ngo, H. T. (Eds.). (2019). *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES secretariat. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>

- Cannas, S. A., Marco, D. E., Páez, S. A., & Montemurro, M. A. (2004). Modelado de invasiones biológicas: Dinámica poblacional y formación de patrones espaciales. En J. A. Hernández & A. Pomi (Eds.), *Procesos biofísicos complejos*. DIRAC; Facultad de Ciencias.
<https://www.famaf.unc.edu.ar/~cannas/papers/bookchapter2.pdf>
- Cantón, V., & Mello, A. L. (Eds.). (2016). *Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica del Uruguay 2016-2020*. MVOTMA; MRE. <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/documento-estrategia-nacional-biodiversidad-2016-2020>
- Cárdenas, M. A. C., & Pérez, F. C. (2023). Historia de vida de *Ulex europaeus* y acciones de gestión para controlar su invasión. *Actualidades Biológicas*, 45(119), 1-15. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi/v45n119a03>
- Castañó, J. P., Giménez, A., Ceroni, M., Furest, J., & Aunchayna, R. (2011). *Caracterización agroclimática del Uruguay 1980-2009*. INIA.
<http://www.inia.uy/Publicaciones/Documentos%20compartidos/18429021211104157.pdf>
- Castro, F. (2011). Estrategia de control de Tojo - *Ulex europaeus* en campos forestales y ganaderos. En Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (Ed.), *Día de campo "forestal en zona sureste"* (pp. 13-19).
<http://www.inia.uy/Publicaciones/Documentos%20compartidos/112935020511161051.pdf#page=15>
- Cerda, C., Cruz, G., Skewes, O., Araos, A., Tapia, P., Baeriswyl, F., & Critician, P. (2017). Especies exóticas invasoras en Chile como un problema económico: Valoración preliminar de impactos. *Revista del Jardín Botánico Chagual*, 15(15), 12-22. https://www.researchgate.net/profile/Claudia-Cerda/publication/328429331_Especies_exoticas_invasoras_en_Chile_como_un_problema_economico_valoracion_preliminar_de_impactos_Revista_Chagual_1512-22_2017/links/5bcdd479a6fdcc03c79b3038/Especies-exoticas-invasoras-en-Chile-como-un-problema-economico-valoracion-preliminar-de-impactos-Revista-Chagual-1512-22-2017.pdf8
- Chater, E. H. (1931). A contribution to the study of the natural control of gorse. *Bulletin of entomological research*, 22(2), 225-235.
<https://doi.org/10.1017/S0007485300035197>

- Christina, M., Limbada, F., & Atlan, A. (2020). Climatic niche shift of an invasive shrub (*Ulex europaeus*): A global scale comparison in native and introduced regions. *Journal of Plant Ecology*, 13(1), 42-50. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtz041>
- Clapham, A. R., Tutin, T. G., & Moore, D. M. (1990). *Flora of the British Isles*. Cambridge University Press.
- Clements, D. R., Peterson, D. J., & Prasad, R. (2001). The biology of Canadian weeds. 112. *Ulex europaeus* L. *Canadian Journal of Plant Science*, 81(2), 325-337. <https://doi.org/10.4141/P99-128>
- Comité de Especies Exóticas Invasoras. (s.f.). *Especies exóticas invasoras Uy*. https://visualizador.ide.uy/ideuy/core/load_public_project/GeoportalEEI/
- Convention on Biological Diversity. (2022). *Decision adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity*. ONU. <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-en.pdf>
- Cruz, G., Baethgen, W., Picasso, V., & Terra, R. (2014). Análisis de sequías agronómicas en dos regiones ganaderas de Uruguay. *Agrociencia (Uruguay)*, 18(1), 126-132. <https://doi.org/10.31285/AGRO.18.448>
- Davis, M. A., Grime, J. P., & Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88(3), 528-534. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>
- Delerue, F. (2013). *Dynamique de population d'une légumineuse du sous-bois de la forêt landaise (Ulex europaeus) dans le cadre de la sylviculture du pin maritime: Proposition d'un modèle conceptuel* [Disertación doctoral, Université Sciences et Technologies]. Hal theses. <https://theses.hal.science/tel-00873385/>
- Egunjobi, J. K. (1971). Ecosystem processes in a stand of *Ulex europaeus* L.: II. The cycling of chemical elements in the ecosystem. *Journal of Ecology*, 59(3), 669-678. <https://doi.org/10.2307/2258132>
- Figarola, G. (2018). Tojo *Ulex europaeus* (L): Otra amenaza a la diversidad del campo natural. *Revista Plan Agropecuario*, (168), 58-59. https://www.planagropecuario.org.uy/uploads/magazines/articles/183_2812.pdf
- Gammans, N., Bullock, J. M., Gibbons, H., & Schönrogge, K. (2006). Reaction of mutualistic and granivorous ants to *Ulex elaiosome* chemicals. *Journal of Chemical Ecology*, 32, 1935-1947. <https://doi.org/10.1007/s10886-006-9119-7>

- García, A., Lezama, F., Quiñones, A., Ayala, W., & Bermúdez, R. (2015, 12 de noviembre). *Tojo: Características de la especie y resultados experimentales nacionales para su manejo* [Contribución]. Taller Inter-Institucional de Manejo de Malezas en Campo Natural, INIA Tacuarembó, Tacuarembó.
<http://www.inia.uy/Documentos/P%C3%BAblicos/INIA%20Tacuaremb%C3%B3/2015/taller%20interinstitucional%20manejo%20de%20malezas%20CN/Garc%C3%ADa%20-%20Tojo.pdf>
- Gómez, C., & Espadaler, X. (1998). Myrmecochorous dispersal distances: A world survey. *Journal of Biogeography*, 25(3), 573-580. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.2530573.x>
- Google Earth. (2023a). [Uruguay. Imagen satelital]. Recuperado el 7 de diciembre de 2023, de https://earth.google.com/web/search/Uruguay/@-32.62132915,-55.78433721,98.36990077a,1002496.79428068d,35y,0h,0t,0r/data=CnYaSBJC CiUweDk1NzUwNzNhZml1ZmRlMDk6MHg0YTU1OTY2MTYwMTY1MjRhGY4EGmzqQkDAleqQm-EG4kvAKgdVcnVndWF5GAIgASImCiQJ474_Ue4QQcARAUOjr3gRQcAZxEME Vi6bS8AhHxwycaycS8BCAggBOgMKATBCAggASg0l_ARAA
- Google Earth. (2023b). [Lavalleya, Uruguay. Imagen satelital]. Recuperado el 7 de diciembre de 2023, de <https://earth.google.com/web/@-34.13438434,-55.21818204,200.92888812a,543.6391687d,34.99999858y,-0h,0t,0r/data=OgMKATA>
- Gouldthorpe, J. (Ed.). (2006). *Gorse National Best Practice Manual: Managing Gorse (Ulex europaeus L.) in Australia*. Australian Government; National Gorse Taskforce; State of Tasmania. <https://vicgorsetaskforce.com.au/wp-content/uploads/2021/11/2-Gorse-National-Best-Practice-Manual.pdf>
- Grubb, P. J., Green, H. T., & Merrifield, R. C. J. (1969). The Ecology of Chalk Heath: Its Relevance to the Calcicole-Calcifuge and Soil Acidification Problems. *Journal of Ecology*, 57(1), 175-212. <https://doi.org/10.2307/2258215>
- Hackwell, K. (1980). Gorse: A helpful nurse plant for regenerating native forest. *Forest and Bird*, 13(5), 25-28.
- Hermann, R. K., & Newton, M. (1968). *Tree planting for control of gorse on the Oregon coast*. Oregon State University. https://facrockheights.org/wp-content/uploads/2021/01/OSU_TreePlantingForControlOfGorse_1968.pdf

- Hill, R. L., Gourlay, A. H., & Barker, R. J. (2001). Survival of *Ulex europaeus* seeds in the soil at three sites in New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, 39(2), 235-244. <https://doi.org/10.1080/0028825X.2001.9512734>
- Hill, R. L., Gourlay, A. H., & Fowler, S. V. (2000). The biological control program against gorse in New Zealand. En N. R. Spencer (Ed.), *X International Symposium on Biological Control of Weeds* (pp. 909-917). Montana State University. https://www.researchgate.net/profile/A-Gourlay/publication/237429842_The_Biological_Control_Program_Against_Gorse_in_New_Zealand/links/5525a18c0cf24b822b40571e/The-Biological-Control-Program-Against-Gorse-in-New-Zealand.pdf
- Hill, R. L., Gourlay, A. H., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (1996). Dispersal of seeds under isolated gorse plants and the impact of seed-feeding insects. *New Zealand Plant Protection*, 49, 114-118. <https://doi.org/10.30843/nzpp.1996.49.11440>
- Hill, R. L., Ireson, J., Sheppard, A. W., Gourlay, A. H., Norambuena, H., Markin, G. P., Kwong, R., & Coombs, E. M. (2008). A global view of the future for biological control of gorse, *Ulex europaeus* L. En M. H. Julien, R. Sforza, M. C. Bon, H. C. Evans, P. E. Hatcher, H. L. Hinz, & B. G. Rector (Eds.), *XII International symposium on biological control of weeds* (pp. 680-686). CAB International. <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=c59653b904789adae85f32926ea81df54a0e59b6>
- Holm, L., Doll, J., Holm, E., Pancho, J. V., & Herberger, J. P. (1997). *World weeds: Natural histories and distribution*. John Wiley & Sons.
- Hornoy, B. (2012). *Processus évolutifs contribuant au succès envahissant de l'ajonc d'Europe, Ulex europaeus* [Disertación doctoral, Université Rennes]. Hal theses. <https://theses.hal.science/tel-00740154/>
- Instituto Uruguayo de Meteorología. (s.f.). *Tablas estadísticas*. <https://www.inumet.gub.uy/clima/estadisticas-climatologicas/tablas-estadisticas>
- Ivens, G. W. (1978). Some aspects of seed ecology of gorse. *New Zealand Plant Protection*, 31, 53-57. https://nzpps.org/_journal/index.php/pnzwpcc/article/view/9336/9168
- Kariyawasam, C. S., & Ratnayake, S. S. (2019). Invasive ranges of *Ulex europaeus* (Fabaceae) in South Australia and Sri Lanka using species distribution modeling. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 9(3), 91-100. <http://dx.doi.org/10.29322/IJSRP.9.03.2019.p8715>

- Lee, W. G., Allen, R. B., & Johnson, P. N. (1986). Succession and dynamics of gorse (*Ulex europaeus* L.) communities in the dunedin ecological district South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, 24(2), 279-292.
<https://doi.org/10.1080/0028825X.1986.10412678>
- León, O. A., & Vargas Ríos, O. (2009). Caracterización espacial y conocimiento social de la invasión de Retamo espinoso (*Ulex europaeus*) en la vereda El Hato (Localidad de Usme). En O. Vargas Ríos, O. A. León, & A. M. Díaz (Eds.), *Restauración ecológica en zonas invadidas por Retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas* (pp. 68-92). Universidad Nacional de Colombia.
https://www.researchgate.net/publication/259482694_RESTAURACION_ECOLOGICA_EN_ZONAS_INVADIDAS_POR_RETAMO_ESPINOSO_Y_PLANTACIONES_FORESTALES_DE_ESPECIES_EXOTICAS
- León Cordero, R., Torchelsen, F. P., Overbeck, G. E., & Anand, M. (2016). Invasive gorse (*Ulex europaeus*, Fabaceae) changes plant community structure in subtropical forest–grassland mosaics of southern Brazil. *Biological Invasions*, 18, 1629-1643. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1106-5>
- Lonsdale, W. M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80(5), 1522-1536. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1522:GPOPIA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1522:GPOPIA]2.0.CO;2)
- López Zea, L. C. (2021). *Caracterización de los nichos ecológicos y cambios futuros en la distribución de las especies invasoras florísticas del páramo andino* [Tesis de maestría, Universidad de los Andes]. Séneca Repositorio Institucional.
<https://repositorio.uniandes.edu.co/entities/publication/ad46b588-f59c-4b17-a77e-6b6030d2b9f6>
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M. (Eds.). (2004). *100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo: Una selección del Global Invasive Species Database*. GEEI; CSE; UICN.
<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2000-126-Es.pdf>
- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. (2000). *Invasiones biológicas: Causas, epidemiología, consecuencias globales y control*. Ecological Society of America. <https://www.esa.org/wp-content/uploads/2013/03/numero5.pdf>

- Masciadri, S., Brugnoli, E., & Muniz, P. (2010). InBUy database of Invasive and Alien Species (IAS) in Uruguay: A useful tool to confront this threat to biodiversity. *Biota Neotropica*, 10(4), 205-213. https://www.researchgate.net/profile/Ernesto-Brugnoli/publication/262505024_InBUy_database_of_Invasive_and_Alien_Species_IAS_in_Uruguay_a_useful_tool_to_confront_this_threat_to_biodiversity/links/53f229810cf272810e4ca366/InBUy-database-of-Invasive-and-Alien-Species-IAS-in-Uruguay-a-useful-tool-to-confront-this-threat-to-biodiversity.pdf
- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. (2020). *Grupos de suelos CONEAT*. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/politicas-y-gestion/coneat>
- Montesinos, D., Correia, M., Castro, S., French, K., & Rodríguez-Echeverría, S. (2018). Diminishing importance of elaiosomes for acacia seed removal in non-native ranges. *Evolutionary Ecology*, 32(6), 601-621.
- Moss, G. R. (1960). Gorse: A weed problem on thousands of acres of farm land. *New Zealand Journal of Agriculture*, 100(6), 561-567. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19602301800>
- Muthulingam, P., & Marambe, B. (2022). The invasive weed Gorse (*Ulex europaeus* L.) in Sri Lanka: Implications of Naturalization over a Century. *Weeds-Journal of the Asian-Pacific Weed Science Society*, 4(1), 21-35. https://www.researchgate.net/profile/Prishanthini-Muthulingam/publication/361658759_The_invasive_weed_Gorse_Ulex_europaeus_L_in_Sri_Lanka_Implications_of_Naturalization_over_a_Century/links/62be8512d53e0b7114c01112/The-invasive-weed-Gorse-Ulex-europaeus-L-in-Sri-Lanka-Implications-of-Naturalization-over-a-Century.pdf?origin=journalDetail&tp=eyJwYWdlIjoiam91cm5hbERldGFpbCJ9
- Ocampo-Zuleta, K., & Solorza-Bejarano, J. (2017). Banco de semillas de retamo espinoso *Ulex europaeus* L. en bordes del matorral invasor en un ecosistema zonal de bosque altoandino, Colombia. *Biota Colombiana*, 18(1), 89-98.
- Parendes, L. A., & Jones, J. A. (2000). Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the HJ Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology*, 14(1), 64-75.
- Partridge, T. R. (1989). Soil seed banks of secondary vegetation on the Port Hills and Banks Peninsula, Canterbury, New Zealand, and their role in succession. *New Zealand Journal of Botany*, 27(3), 421-435.

- Porcile, J. (2001). El tojo (*Ulex europaeus* L): Maleza introducida que no debe ser subestimada. *Uruguay Forestal*, 10(26), 17-19.
- Rees, M., & Hill, R. L. (2001). Large-scale disturbances, biological control and the dynamics of gorse populations. *Journal of Applied Ecology*, 38(2), 364-377.
- Rejmánek, M., & Richardson, D. M. (2013). Trees and shrubs as invasive alien species: 2013 update of the global database. *Diversity and Distributions*, 19(8), 1093-1094.
- Ricciardi, A., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dick, J. T., Hulme, P. E., Iacarella, J. C., Jeschke, J. M., Liebhold, A. M., Lockwood, J. L., MacIsaac, H. J., Pyšek, P., Richardson, D. M., Ruiz, G. M., Simberloff, D., Sutherland, W. J., Wardle, D. A., & Aldridge, D. C. (2017). Invasion science: A horizon scan of emerging challenges and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 32(6), 464-474.
[https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/abstract/S0169-5347\(17\)30079-4](https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/abstract/S0169-5347(17)30079-4)
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and distributions*, 6(2), 93-107.
- Roberts, J., & Florentine, S. (2021). Biology, distribution and control of the invasive species *Ulex europaeus* (Gorse): A global synthesis of current and future management challenges and research gaps. *Weed Research*, 61(4), 272-281.
- Rojas Pinzón, D. M. (2020). *Estudio de las características del Retamo espinoso (Ulex europaeus) localizado en los cerros orientales de la ciudad de Bogotá para su aprovechamiento como medida de minimización del impacto ambiental causado por su presencia*. UNAD.
<https://repository.unad.edu.co/handle/10596/36684>
- Rolston, M. P., & Talbot, J. (1980). Soil temperatures and regrowth of gorse burnt after treatment with herbicides. *New Zealand Journal of Experimental Agriculture*, 8(1), 55-61.
- Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., Renard Truong, T., Bacher, S., Galil, B. S., Hulme, P. E., Ikeda, T., Sankaran, K., McGeoch, M. A., Meyerson, L. A., Nuñez, M. A., Ordoñez, A., Rahlao, S. J., Schwindt, E., Seebens, H., & Vandvik, V. (2023). *The thematic assessment report on invasive alien species and their control: Summary for Policymakers*. IPBES. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430692>

- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Gradow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., ... Essl, F. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8, Artículo e14435. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>
- Sem, G., & Enright, N. J. (1996). The relationship between seed rain and the soil seed bank in a temperate rainforest stand near Auckland, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, 34(2), 215-226.
- Sixtus, C. R., Hill, G. D., & Scott, R. R. (2003). The effect of temperature and scarification method on gorse (*Ulex europaeus* L) seed germination. *New Zealand Plant Protection*, 56, 201-205.
- Tassano, C., Pereyra, M., Munka, C., & Bresciano, D. (2024). *Ulex europaeus*: Update on the presence and control in the eastern region of Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 28, Artículo e1212. <https://doi.org/10.31285/AGRO.28.1212>
- Taylor, T. M. C. (1974). *The pea family (Leguminosae) of British Columbia*. British Columbia.
- Torres Rodríguez, N. A. (2009). *Banco de semillas germinable en áreas invadidas por retamo espinoso (Ulex europaeus) con diferentes edades de quema (alrededores del embalse de Chisacá Bogotá-localidad de Usme)* [Trabajo final de grado, Universidad Militar Nueva Granada]. Core. <https://core.ac.uk/download/pdf/143449479.pdf>
- Tulang, M. (1992). The US department of agriculture's rural development approach to alien plant control in Hawaii: A case study. En C. P. Stone, C. W. Smith, & J. T. Tunison (Eds.), *Alien Plant Invasions in Native Ecosystems of Hawai'i: Management and Research* (pp. 577-583). University of Hawaii. <http://www.hear.org/books/apineh1992/pdfs/apineh1992v6tulang.pdf>
- Tutin, T. G., Burges, N. A., Chater, A. O., Edmondson, J. R., Heywood, V. H., Moore, D. M., Valentine, D. H., Walters, S. M., & Webb, D. A. (Eds.). (1993). *Flora Europaea: Volume 1. Psilotaceae to Plantanaceae* (2nd ed.). Cambridge University.
- Udo, N., Tarayre, M., & Atlan, A. (2017). Evolution of germination strategy in the invasive species *Ulex europaeus*. *Journal of Plant Ecology*, 10(2), 375-385.

- Van Kleunen, M., Dawson, W., Schlaepfer, D., Jeschke, J. M., & Fischer, M. (2010). Are invaders different?: A conceptual framework of comparative approaches for assessing determinants of invasiveness. *Ecology Letters*, 13(8), 947-958.
- Van Wilgen, B. W., & Richardson, D. M. (2014). Challenges and trade-offs in the management of invasive alien trees. *Biological Invasions*, 16, 721-734.
- Vilà, M., Valladares, F., Traveset, A., Santamaría, L., & Castro, P. (2008). *Invasiones biológicas*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., & Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: A meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14(7), 702-708. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>
- Winston, R., & Randall, C. B. (2017). *Field guide for the biological control of weeds in the Northwest*. Government Printing Office.
- Winter, M., Schweiger, O., Klotz, S., Nentwig, W., Andriopoulos, P., Arianoutsou, M., Basnou, C., Delipetrou, P., Didžiulis, V., Hejda, M., Hulme, P. E., Lambdon, P. W., Pergl, J., Pyšek, P., Roy, D. B., von der Lippe, M., & Kühn, I. (2009). Plant extinctions and introductions lead to phylogenetic and taxonomic homogenization of the European flora. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(51), 21721-21725. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907088106>
- Zabkiewicz, J. A., & Gaskin, R. E. (1978). Effect of fire on gorse seeds. *New Zealand Plant Protection*, 31, 47-52. <https://doi.org/10.30843/nzpp.1978.31>

7. ANEXOS

Anexo A

Temperatura (°C) media anual (1980-2009)



Nota. Tomado de Instituto Uruguayo de Meteorología (s.f.).

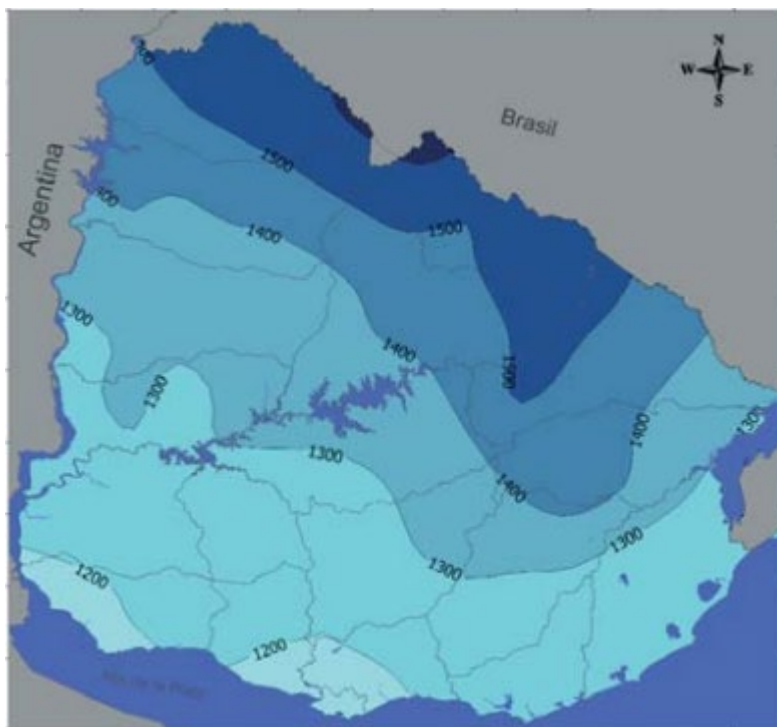
Bibliografía Anexo A

Instituto Uruguayo de Meteorología. (s.f.). *Tablas estadísticas*.

<https://www.inumet.gub.uy/clima/estadisticas-climatologicas/tablas-estadisticas>

Anexo B

Precipitación acumulada (mm) medias anuales (1980-2009)



Nota. Tomado de Instituto Uruguayo de Meteorología (s.f.).

Bibliografía Anexo B

Instituto Uruguayo de Meteorología. (s.f.). *Tablas estadísticas.*

<https://www.inumet.gub.uy/clima/estadisticas-climatologicas/tablas-estadisticas>

Anexo C

Tipos de controles de U. europaeus

Control químico

Dentro del control químico se reconocen estrategias como la aplicación foliar de herbicidas y la aplicación al tocón (posterior al corte). *U. europaeus* es una planta muy difícil de controlar mediante la aplicación foliar de herbicidas, porque el follaje espinoso presenta poca superficie específica (es decir que hay poco tejido expuesto al herbicida para que este pueda penetrar en las hojas). Además, estas hojas producen una cera epicuticular que limita la absorción del mismo (Zabkiewicz & Gaskin, 1978). Otra de las características que dificultan la efectividad de este control, es que *U. europaeus* es resistente y tiene capacidad de rebrotar. Esto se debe a que después de la eliminación total o parcial de su biomasa aérea, la planta rebrota a partir de yemas vegetativas latentes (Thevenoux et al., 2022). Los herbicidas que se han utilizado con éxito para controlar *U. europaeus* (en varias partes del mundo) incluyen los siguientes principios activos: triclopyr, glifosato, metsulfuron, clopiralid y picloram (Hoshovsky, 1989; Motooka et al., 2002; Rolston & Devantier, 1983). Cabe destacar, que el uso de herbicidas puede ser un medio eficaz para el control de malezas, sin embargo, pueden ser utilizados de forma incorrecta y causar daños a organismos no objetivo (Motooka et al., 2002).

En Nueva Zelanda Rolston y Devantier (1983), evaluaron distintos herbicidas para controlar plántulas de *U. europaeus* entre 10-30 cm de altura en distintas épocas del año (febrero, junio y octubre). Los herbicidas que utilizaron fueron 2,4,5-T (36g/litro), Triclopyr (24g/litro), Triclopyr + Picloram 4:1 (20 + 5g/litro), 2,4-D + Picloram (30 + 5g/litro), 2,4-D + Dicamba (21 + 7g/litro). Luego de un año de la primer aplicación, los herbicidas que lograron mejores controles de la especie fueron el Triclopyr, Triclopyr + Picloram y 2,4,5-T. Los tratamientos 2,4-D + Picloram, 2,4-D + Dicamba, tuvieron controles estadísticamente inferiores a los mencionados anteriormente. No hubo diferencias significativas de los efectos de los herbicidas para las distintas épocas del año en las que se aplicaron.

Por otro lado, García et al. (2015) en Uruguay, evaluaron la aplicación foliar en plantas adultas de *U. europaeus* de los herbicidas: glifosato 7%, picloram 1,5%, aminopyralid 1,5% y dicamba 2%. Los resultados reflejaron que todos los herbicidas mostraron 100% de efectividad en el control de *U. europaeus* a los 287 días post

aplicación. El dicamba fue el que tuvo el efecto más lento, pero finalmente logró los mismos resultados de control.

En estudios en Sudáfrica por Viljoen y Stoltz (2007), se realizaron cortes a una altura de 5 cm (con motosierra o desbrozadora) en tocones de plantas de *U. europaeus* (de 2 - 10 cm de diámetro), y posteriormente se aplicaron herbicidas.

Los autores señalaron que los herbicidas que obtuvieron 100% de control (evaluado a un año después del corte y aplicación) fueron: triclopyr al 2%, picloram al 2% e imazapyr al 2%; en cambio el glifosato al 4% logró valores menores de eficacia cercanos al 60%. La ausencia de follaje verde fue la forma de identificar el éxito del control, y el porcentaje de control se evaluó en base a todas las plantas tratadas.

Control manual

El control manual tiene por objetivo la remoción manual selectiva de plantas, sin provocar daño a la vegetación circundante. Este control permite la eliminación de la planta desde la raíz y se recomienda para plantas aisladas o en pequeños grupos en lugares de difícil acceso, pendientes pronunciadas, bordes de cañadas, zonas riparias y alambrados. Las tareas implican alta demanda de mano de obra, y altos costos para lograr la erradicación de la planta objetivo (Balero, 2021; Balero Prende & Gándara García, 2003; Rodríguez Perdomo et al., 2019). Estas tareas de control se pueden realizar a mano, o con herramientas tales como azadas, sierras, hachas y machetes (Balero Prende & Gándara García, 2003).

Este tipo de control resulta eficaz en situaciones donde se busca eliminar plántulas y plantas jóvenes de hasta 1,5 m de altura. Se recomienda realizar la remoción antes de la época de producción de semillas de la especie. Luego de quitar las plantas del suelo es recomendable eliminarlas mediante chipeado o quemado. También una alternativa es compostar los restos (Balero Prende & Gándara García, 2003).

Un estudio realizado en Sri Lanka por Jayasekara et al. (2021), donde se ejecutó un control manual de tojo en zonas de pastizales de montaña altamente invadidos por *U. europaeus*, se extrajeron las plantas de forma manual y se quemaron las partes vegetativas. Anterior al control se efectuó un muestreo donde se contabilizó un total de 193 plantas/ha. En el primer muestreo a un año de la remoción, se observó una reducción importante de la densidad de plantas, resultando en un total de 4,63

plantas/ha. Sin embargo, muestreos luego de tres años desde el control, mostraron un aumento a 25,03 plantas/ha. Por lo tanto, se concluyó que estos resultados pueden ser por pequeños arbustos que sobrevivieron a la remoción, y a la emergencia de plantas provenientes del banco de semillas. Los autores sugieren para el éxito de los programas de manejo, realizar programas de eliminación continua en intervalos de al menos 6 meses, y seguimiento a largo plazo.

Control mecánico

Respecto al control mecánico, se caracteriza por el uso de equipos mecanizados, que se utilizan para la eliminación de malezas o plantas no deseadas en grandes superficies, mediante el corte o extracción de las mismas. Cuando se aplica este método de control para *U. europaeus*, se recomienda que el corte se realice antes de la semillazón, y por debajo de la ramificación del tocón (Balero Prende & Gándara García, 2003; Hoshovsky, 1989; Thevenoux et al., 2022).

Este tipo de control no es selectivo y puede dañar vegetación nativa o exótica deseable. Se ejecuta preferentemente en terrenos planos o con reducida pendiente y pocos obstáculos (rocosidad, restos vegetales y leñosos). La mayoría de la maquinaria no es segura para realizar trabajos en pendientes mayores al 30%. Además, es de destacar que el uso de la misma en suelos susceptibles a compactación, humedad excesiva y con alto riesgo de erosión, es limitado (Balero Prende & Gándara García, 2003; Hoshovsky, 1989). Se utilizan distintas maquinarias para realizar controles mecánicos de *U. europaeus*, entre ellas se destacan algunos accesorios para tractores y bulldozers, tales como el uso de cadenas pesadas, discos y arados (Tassano et al., 2024). Se reconoce que este tipo de control tiene un alto costo económico (Balero, 2021).

En un estudio realizado por Thevenoux et al. (2022) en un jardín experimental en Francia, se realizaron cortes a 10 cm de altura en tojos plantados en hileras. Se encontró un año después que de los 117 individuos cortados, el 84% de las plantas se encontraban vivas, mientras que el 16% restante murió. Las plantas que estaban vivas al año, lo siguieron estando los años posteriores. Todas las plantas rebrotadas volvieron a florecer, la mayoría al primer año, y las restantes al segundo año después del corte. Los autores encontraron que uno de los factores que afectan el rebrote es la cantidad de tallos por tocón. Ya que los tojos que no rebrotaron tenían un promedio de 7,63 tallos, y los que si rebrotaron tenían 13,04 tallos. Estos resultados son consistentes con otros

estudios, que demostraron que tener varios tallos favorece el rebrote (Dacy & Fulbright, 2009; Schafer & Just, 2014).

Los autores describen que los principales factores que influyen en la capacidad de rebrote o sobrevivencia al corte son las características arquitectónicas de la planta (índice de fragmentación de los tocones y el número de tallos), como también rasgos de la historia de vida de las plantas y sus adaptaciones a determinados ambientes (Thevenoux et al., 2022).

Control cultural

Este tipo de control es utilizado para el manejo de *U. europaeus* y se corresponde a distintas estrategias como la quema, el pastoreo, el sombreado y la competencia con otras plantas nativas o exóticas.

La estrategia de la quema se basa en reducir la biomasa, agotar el banco de semillas, y destruir las semillas que aún están en las legumbres de la planta. Sin embargo, también puede romper la latencia, y estimular la germinación de las semillas en el suelo (Balero, 2021; Clements et al., 2001; Hoshovsky, 1989). Miller (1992) como se cita en Clements et al. (2001) destaca que el fuego redujo la población de semillas en un 54% en los 10 cm superiores del suelo. En otro estudio en Nueva Zelanda de Rolston y Talbot (1980), evaluaron el impacto del fuego como potencial reductor del banco de semillas a una profundidad de 0-10 cm. Los autores describieron que cinco semanas después de realizar la quema, el banco de semillas presente (en la profundidad mencionada) se redujo en un 62%. Sin embargo, estos autores destacaron que el fuego por sí solo no parece ser un controlador eficaz para esta especie, ya que, diez meses después de realizar una quema, el 46% de los tojos quemados volvieron a retomar su crecimiento (Rolston & Talbot, 1980).

Complementar el uso de fuego con aplicación de herbicida puede ser una técnica eficaz para el control. Rolston y Talbot (1980) evaluaron controles con ambas estrategias combinadas, es decir, en primera instancia, se secaban los tojos con herbicidas, y en segunda instancia, se realizaban las quemas. Como resultado encontraron una correlación positiva entre la desecación de la planta por parte del herbicida, y el grado de destrucción del tallo por el fuego. En este estudio solo el 11% de los tojos desecados y quemados volvieron a rebrotar. Por lo tanto, esta técnica combinada sería más eficaz que ambas realizadas de forma individual.

Otra estrategia que se describe dentro del control cultural es el pastoreo. Esta estrategia tiene un bajo costo de aplicación, se pueden abarcar grandes áreas y puede disminuir la presencia de una especie en particular (León & Vargas Ríos, 2009). El pastoreo reduce la biomasa aérea de *U. europaeus* mediante una constante remoción de rebrotes y ápices de la planta, controla el establecimiento de las plántulas, la producción de nuevas semillas, y genera una disminución gradual de las reservas de los órganos subterráneos de la planta. Por ende, se afirma que el pastoreo es una estrategia eficaz, sin embargo, es conveniente que la misma sea planificada, controlada y combinada con otras estrategias de manejo (Gouldthorpe, 2006; Hoshovsky, 1989; León & Vargas Ríos, 2009).

En estudios de Jáuregui et al. (2007) en España evaluaron el efecto del pastoreo de cabras y ovejas luego de una quema en matorrales de *U. europaeus*. Los autores observaron que luego de 4 años del ensayo, las cabras controlaron mejor a *U. europaeus*, y promovieron más las plantas herbáceas que los ovinos. En las parcelas pastoreadas por cabras, la cobertura de tojo fue de 24,4% y la de herbáceas de 35,2%. Mientras que en las parcelas pastoreadas con ovinos, la cobertura de tojo fue de 43,8% y la de herbáceas de 19,1%.

Otra estrategia que se reconoce dentro de este tipo de control es la plantación de especies nativas. La siembra de plantas nativas tiene como potencial el competir con las malezas exóticas por recursos, y suele ser un método de control de las especies no deseadas como *U. europaeus*. Esta competencia se puede dar por agua, nutrientes o luz (Hoshovsky, 1989). Las plántulas de tojo no son buenas competidoras frente a las pasturas, es decir, que con un buen manejo de las mismas, se puede reducir el reclutamiento de nuevas plantas de *U. europaeus* (Gouldthorpe, 2006). Ejemplos de siembra de plantas nativas como estrategia de control de *U. europaeus*, se muestran en el trabajo de Tulang (1992) en la isla de Maui (Hawái), donde se plantó un árbol nativo de esa región (*Acacia koa*). Este autor encontró que después de 5 años de plantado en parcelas experimentales, el árbol nativo suprimió a los tojos debido al sombreado.

Control biológico

El último tipo de control mencionado es el control biológico, donde mediante la introducción de enemigos naturales se busca controlar poblaciones de plantas no deseadas. Una de las especies que más se ha utilizado para este tipo de estrategia es la especie de gorgojo *Exapion ulicis*. Este insecto univoltino es un depredador de

semillas y uno de los controladores naturales del tojo en su rango de distribución nativo. El mismo tiene alta especificidad con su huésped y la puesta de los huevos de *E. ulicis* coincide con la floración de *U. europaeus* (primavera). El insecto perfora la vaina para poner los huevos y luego la larva se desarrolla dentro de la misma (Barat et al., 2007). En el estudio de Barat et al. (2007), *E. ulicis* destruyó el 97% de las semillas en vainas de *U. europaeus* infestadas. A su vez, los adultos se pueden alimentar de partes vegetativas y flores (Barat et al., 2007). Hasta el 2023 este gorgojo ha sido introducido en diversos lugares como Nueva Zelanda, Australia, Chile, EEUU y Hawai (Cárdenas & Pérez, 2023).

En estudios realizados por Hill et al. (1991) en Nueva Zelanda, donde se evaluó la infestación por parte de *E. ulicis* en las vainas de *U. europaeus*, se observó la oviposición de los adultos entre los meses de setiembre y diciembre. Las vainas recolectadas en la primavera mostraron 98, 80 y 81% de infestación en muestreos en tres años sucesivos. Algunas vainas escaparon al ataque porque se formaron luego de la oviposición de los gorgojos. Es por esto, que las vainas producidas en otoño escapan al control por el gorgojo.

En otro estudio, se introdujo en Nueva Zelanda la polilla *Cydia succedana*, insecto depredador de semillas, que se reproduce dos veces al año (bivoltino). Al tener dos ciclos en el año, tiene la posibilidad de afectar a las vainas de *U. europaeus* en los dos momentos de floración del año (primavera y otoño). Estudios donde evaluaron el impacto de *Cydia succedana* y *Exapion ulicis* en conjunto, mostraron una reducción de un 56% de la producción anual de semillas de *U. europaeus* (Ireson et al., 2004).

Por otro lado, la introducción de la araña roja fitófaga, *Tetranychus lintearius*, ha tenido éxito en Australia, donde forma grandes colonias que se alimentan de follaje maduro de *U. europaeus*, y reduce el peso seco de la planta entre un 36% y un 44%. Sin embargo, su impacto es reducido debido a algunos ácaros como *Phytoseiulus persimilis* que depredan y reducen las poblaciones de la araña (Broadfield & McHenry, 2019; Davies et al., 2004; Ireson et al., 2004).

Por otra parte, se han utilizado hongos como micoherbicidas para *U. europaeus*. En el estudio realizado por Bourdôt et al. (2006) en Nueva Zelanda, se ejecutaron cortes de *U. europaeus* y luego aplicación de los hongos *Chondrostereum purpureum* y *Fusarium tumidum*. Los resultados mostraron que cada patógeno de forma independiente logró reducir entre un 39%-63% el rebrote de *U. europaeus* luego de 12

meses de las aplicaciones. Los tratamientos aplicados con hongos mostraron diferencias significativas respecto al tratamiento donde solo se aplicó corte.

Por último, en Colombia, Vargas Díaz (2018) describe como potencial agente de control biológico a una especie de roedor: *Cavia aperea*. El mismo es un animal herbívoro generalista, nativo de los pastizales de América del Sur (incluido Uruguay). Se alimenta de hojas, tallos, y en algunos casos raíces y tubérculos. Estos autores evidenciaron marcas en los troncos de *U. europaeus*, demostrando que existe cierta interacción entre las dos especies. Los autores infieren que el roedor podría usar el tojo como fuente de alimento alternativo, y postulan a *Cavia aperea* como un posible controlador de *U. europaeus*.

Con toda la información desarrollada, se concluye que el control de *U. europaeus* debe comprender un horizonte de tiempo de mediano a largo plazo. La estrategia de control debe basarse en el manejo integrado, ya que no es posible su control con una sola estrategia de intervención. A su vez, medidas aisladas en el tiempo no son efectivas, por lo que la estrategia de control debe ser sostenida en el tiempo (Balero, 2021; Castro, 2011).

Bibliografía Anexo C

- Balero, R. (2021). Control de tojo: ¿Desafío o utopía? En A. Brazeiro, D. Bresciano, E. Brugnoli, & M. Iturburu (Eds.), *Especies exóticas invasoras de Uruguay: Distribución, impactos socioambientales y estrategias de gestión* (pp. 105-113). Retema; Universidad de la República; CEEI; Ministerio de Ambiente.
https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/CEEI_Invasiones%20Biologicas_WEB.pdf
- Balero Prende, R. M., & Gándara García, J. M. (2003). *Respuesta de Ulex europaeus L. a la quema controlada* [Trabajo final de grado, Universidad de la República]. Colibri. <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/24890>
- Barat, M., Tarayre, M., & Atlan, A. (2007). Plant phenology and seed predation: Interactions between gorses and weevils in Brittany (France). *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 124(2), 167-176.

- Bourdôt, G. W., Barton, J., Hurrell, G. A., Gianotti, A. F., & Saville, D. J. (2006). Chondrostereum purpureum and Fusarium tumidum independently reduce regrowth in gorse (*Ulex europaeus*). *Biocontrol Science and Technology*, 16(3), 307-327.
- Broadfield, N., & McHenry, M. T. (2019). A world of gorse: Persistence of *Ulex europaeus* in managed landscapes. *Plants*, 8(11), Artículo e523.
<https://doi.org/10.3390/plants8110523>
- Clements, D. R., Peterson, D. J., & Prasad, R. (2001). The biology of Canadian weeds. 112. *Ulex europaeus* L. *Canadian Journal of Plant Science*, 81(2), 325-337.
- Cárdenas, M. A. C., & Pérez, F. C. (2023). Historia de vida de *Ulex europaeus* y acciones de gestión para controlar su invasión. *Actualidades Biológicas*, 45(119), 1-15.
<https://doi.org/10.17533/udea.acbi/v45n119a03><https://doi.org/10.17533/udea.acbi/v45n119a03>
- Castro, F. (2011). Estrategia de control de Tojo - *Ulex europaeus* en campos forestales y ganaderos. En Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (Ed.), *Día de campo "forestal en zona sureste"* (pp. 13-19).
<http://www.inia.uy/Publicaciones/Documentos%20compartidos/112935020511161051.pdf#page=15>
- Dacy, E. C., & Fulbright, T. E. (2009). Survival of sprouting shrubs following summer fire: Effects of morphological and spatial characteristics. *Rangeland ecology & management*, 62(2), 179-185.
- Davies, J. T., Ireson, J. E., & Allen, G. R. (2004). The role of natural enemies in regulating populations of biocontrol agents on gorse (*Ulex europaeus* L.). En B. M. Sindel & S. B. Johnson (Eds.), *Fourteenth Australian Weeds Conference* (pp. 101-104). Weed Society of New South Wales.
https://www.researchgate.net/profile/Jamie-Davies-6/publication/299359314_The_role_of_natural_enemies_in_regulating_populations_of_biocontrol_agents_on_gorse_Ulex_europaeus_L/links/56f1d98008aee9c94cfd75c6/The-role-of-natural-enemies-in-regulating-populations-of-biocontrol-agents-on-gorse-Ulex-europaeus-L.pdf

- García, A., Lezama, F., Quiñones, A., Ayala, W., & Bermúdez, R. (2015, 12 de noviembre). *Tojo: Características de la especie y resultados experimentales nacionales para su manejo* [Contribución]. Taller Inter-Institucional de Manejo de Malezas en Campo Natural, INIA Tacuarembó, Tacuarembó.
<http://www.inia.uy/Documentos/P%C3%BAblicos/INIA%20Tacuaremb%C3%B3/2015/taller%20interinstitucional%20manejo%20de%20malezas%20CN/Garc%C3%ADa%20-%20Tojo.pdf>
- Gouldthorpe, J. (Ed.). (2006). *Gorse National Best Practice Manual: Managing Gorse (Ulex europaeus L.) in Australia*. Australian Government; National Gorse Taskforce; State of Tasmania. <https://vicgorsetaskforce.com.au/wp-content/uploads/2021/11/2-Gorse-National-Best-Practice-Manual.pdf>
- Hill, R. L., Gourlay, A. H., & Martin, L. (1991). Seasonal and geographic variation in the predation of gorse seed, *Ulex europaeus* L., by the seed weevil *Apion ulicis* Forst. *New Zealand Journal of Zoology*, 18(1), 37-43.
- Hoshovsky, M. (1989). *Element stewardship abstract for Ulex europaeus*. The Nature Conservancy.
- Ireson, J. E., Kwong, R. M., Gourlay, H., Davies, J. T., Holloway, R. J., & Chatterton, W. S. (2004). Progress on the biological control of gorse (*Ulex europaeus*) in Australia. En C. T. Barger, R. D. Wallace, K. Sumner, G. P. Markin, & R. C. Reardon (Coords.), *XI International Symposium on Biological Control of Weeds* (pp. 415-418). Tasmanian Institute of Agriculture.
- Jáuregui, B. M., Celaya, R., García, U., & Osoro, K. (2007). Vegetation dynamics in burnt heather-gorse shrublands under different grazing management with sheep and goats. *Agroforestry Systems*, 70, 103-111.
- Jayasekara, D., Chandrasiri, P. H. S. P., Dharmarathne, W. D. S. C., Prabhath, M. C., & Mahaulpatha, W. A. D. (2021). Implications of invasive shrub gorse (*Ulex europaeus* L.) eradication programs in Horton Plains National Park, Sri Lanka: A case study from a tropical island. *Applied Ecology & Environmental Research*, 19(4), 3324-3341. http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1904_33233341

- León, O. A., & Vargas Ríos, O. (2009). Caracterización espacial y conocimiento social de la invasión de Retamo espinoso (*Ulex europaeus*) en la vereda El Hato (Localidad de Usme). En O. Vargas Ríos, O. A. León, & A. M. Díaz (Eds.), *Restauración ecológica en zonas invadidas por Retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas* (pp. 68-92). Universidad Nacional de Colombia.
- https://www.researchgate.net/publication/259482694_RESTAURACION_ECOLOGICA_EN_ZONAS_INVADIDAS_POR_RETAMO_ESPINOSO_Y_PLANTACIONES_FORESTALES_DE_ESPECIES_EXOTICAS
- Motooka, P., Ching, L., & Nagai, G. (Eds.). (2002). *Herbicide weed control methods for pastures and natural areas of Hawaii*. University of Hawaii.
- <http://hdl.handle.net/10125/12613>
- Rodríguez Perdomo, D., Ocampo, R., Malambo Duarte, N., Barrera Cataño, J. I., Rojas Rojas, J. E., Contreras Rodríguez, S. M., & Moreno Cárdenas, A. C. (Eds.). (2019). *Plan de prevención, manejo y control de retamo espinoso (Ulex europaeus) y retamo liso (Genista monspessulana) en la jurisdicción CAR*. Pontificia Universidad Javeriana.
- <https://www.car.gov.co/uploads/files/5de68ac55d8be.pdf>
- Rolston, M. P., & Devantier, B. P. (1983). Alternative herbicides to 2, 4, 5-T for gorse control. *New Zealand Journal of Experimental Agriculture*, 11(1), 91-94.
- Rolston, M. P., & Talbot, J. (1980). Soil temperatures and regrowth of gorse burnt after treatment with herbicides. *New Zealand Journal of Experimental Agriculture*, 8(1), 55-61.
- Schafer, J. L., & Just, M. G. (2014). Size dependency of post-disturbance recovery of multi-stemmed resprouting trees. *PLoS One*, 9(8), Artículo e105600.
- <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105600>
- Tassano, C., Pereyra, M., Munka, C., & Bresciano, D. (2024). *Ulex europaeus*: Update on the presence and control in the eastern region of Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 28, Artículo e1212. <https://doi.org/10.31285/AGRO.28.1212>
- Thevenoux, R., Tarayre, M., & Atlan, A. (2022). *Mechanical control of gorse Ulex europaeus: Factors affecting resprouting capacity*. Hal SHS.
- <https://shs.hal.science/halshs-03888995>

- Tulang, M. (1992). The US department of agriculture's rural development approach to alien plant control in Hawaii: A case study. En C. P. Stone, C. W. Smith, & J. T. Tunison (Eds.), *Alien Plant Invasions in Native Ecosystems of Hawai'i: Management and Research* (pp. 577-583). University of Hawaii.
<http://www.hear.org/books/apineh1992/pdfs/apineh1992v6tulang.pdf>
- Vargas Díaz, L. A. (2018). *Identificación de los patrones de actividad de Cavia aperea, un roedor vinculado con el retamo espinoso (Ulex europaeus) en el sector de chapinero—Parque forestal embalse del Neusa, departamento de Cundinamarca, Colombia* [Trabajo final de grado, Pontificia Universidad Javeriana]. Repositorio Pontificia Universidad Javeriana.
<https://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/35620>
- Viljoen, B. D., & Stoltz, C. W. (2007). Evaluation of selected herbicides for the control of European gorse (*Ulex europaeus* L.) by cut-stump and foliar treatment. *South African Journal of Plant and Soil*, 24(2), 130-132.
- Zabkiewicz, J. A., & Gaskin, R. E. (1978). Effect of fire on gorse seeds. *New Zealand Plant Protection*, 31, 47-52. <https://doi.org/10.30843/nzpp.1978.31>

Anexo D

Invasión de U. europaeus en el predio de estudio (Abril 2021)



Anexo E

Imagen tomada por dron, invasión de U.europaeus campo vecino (Abril 2021)



Anexo F*Transectas con su respectiva ubicación y pendiente*

Transecta	Distancia (m)	S	W	Altitud (m)	Pendiente %
1	0	34°08'01.9"	055°13'02.2"	210	10
1	30	34°08'02.5"	055°13'03.1"	207	
2	0	34°08'02.2"	055°13'02.1"	210	13,33
2	30	34°08'02.8"	055°13'03.0"	206	
3	0	34°08'02.5"	055°13'01.9"	210	13,33
3	30	34°08'03.1"	055°13'02.8"	206	
4	0	34°08'02.8"	055°13'01.7"	209	10
4	30	34°08'03.3"	055°13'02.65"	206	
5	0	34°08'03.1"	055°13'01.5"	209	10
5	30	34°08'03.7"	055°13'02.4"	206	
6	0	34°08'03.4"	055°13'01.3"	209	10
6	30	34°08'03.9"	055°13'02.3"	206	
7	0	34°08'03.7"	055°13'01.1"	209	10
7	30	34°08'04.3"	055°13'02.1"	206	
8	0	34°08'03.9"	055°13'00.9"	209	13,33
8	30	34°08'04.5"	055°13'01.9"	205	
9	0	34°08'04.2"	055°13'00.8"	208	10
9	30	34°08'04.8"	055°13'01.7"	205	
10	0	34°08'04.6"	055°13'00.6"	208	10
10	30	34°08'05.1"	055°13'01.5"	205	

Anexo G

Bosta de ganado con cotiledones emergidos de U. europaeus

