

---

***MANEJO DE LA PLANTA INTRODUCIDA *BROMUS****  
***TECTORUM EN PASTIZALES SEMIÁRIDOS DEL NOROESTE***  
***PATAGÓNICO***

---

***TRABAJO FINAL PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE LICENCIADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS***



AUTOR: JUAN CRUZ TALLONE

DIRECTORA: DRA. KARINA SPEZIALE

CO-DIRECTORA: DRA. JORGELINA FRANZESE

LUGAR DE TRABAJO: LABORATORIO ECOTONO - INIBIOMA - CONICET

*UNIVERSIDAD NACIONAL DEL COMAHUE – BARILOCHE*

*OCTUBRE 2022*



**RESUMEN:** Las invasiones de plantas amenazan la biodiversidad, afectan la funcionalidad de los ecosistemas y representan un alto costo económico asociado a la pérdida de hábitat y a su control. Entre estas, la gramínea euroasiática *Bromus tectorum* invade ambientes esteparios, incluidos los del noroeste patagónico, y en la Argentina no hay estudios sobre la efectividad de posibles manejos. En este trabajo se describe su invasión en un área de pastizales semiáridos del noroeste patagónico, caracterizando la vegetación en pie y el banco de semillas de una comunidad invadida por *B. tectorum* y de una comunidad nativa aledaña. Con el objetivo de evaluar una estrategia de manejo local de la especie, se aplicaron distintos tratamientos de extracción manual en la comunidad invadida para favorecer la germinación y así disminuir la abundancia de semillas en el suelo. También se estimaron los costos de dicha intervención. Se encontró que la comunidad invadida se diferenció de la nativa por el cambio drástico de la forma de vida dominante (de perenne a anual), y por presentar una disminución notoria en el número de especies nativas. Antes del manejo se encontró una baja abundancia de semillas de *B. tectorum* en el banco de semillas de la comunidad invadida, y luego de aplicarlo no se encontraron semillas en el de ningún tratamiento. Es probable que las semillas hayan germinado con anterioridad al inicio del manejo, en la primavera temprana. Por otro lado, las plantas madre extraídas portando semillas inmaduras pueden completar la maduración de éstas si permanecen a la intemperie sobre el suelo. Para prevenir entonces que vuelva a formarse un banco de semillas durante la siguiente temporada, es fundamental extraer las plantas antes de que se produzcan semillas lo más tempranamente posible luego del invierno, y retirar las plantas extraídas del lugar si ya presentan fructificación.

**PALABRAS CLAVE:** banco de semillas - costo económico - extracción mecánica- germinación - invasión

---

**ABSTRACT:** Plant invasions threatens biodiversity, affect ecosystems functionality, and have a high economic cost associated with productivity losses and management actions. Among these, the euroasiatic grass *Bromus tectorum* invades grasslands all over the world, included those in Patagonia. There are no records of management actions of this species in Argentina. In this research work its invasion in a northwestern patagonian semiarid grassland is described, characterizing both the invaded community as well as the surrounding native community according to the standing vegetation and the seed bank. To evaluate the effectiveness of a local management strategy, different manual extraction treatments were applied in the invaded community to favor germination, and thus reduce seed abundances in the soil bank. Simultaneously, the management economic costs were estimated. Results indicated that the invaded community differentiated from the native one in terms of the dominant life form (from perennial to annual), and in having a notorious decline on the number of native species. Before the management application, a low abundance of *B. tectorum* seeds was found in the seed bank of the invaded community, and none was found in any treatment after applied. This is probably due to a prior germination of the seeds, in the early spring. Additionally, plants holding immature seed extracted during treatment application could complete seed maturation if they remained on the ground. To prevent then the formation of a new seed bank during the next growing season, it is fundamental to extract the plants before the seed production, as early as possible after the winter, and to remove them from the site if fructification is present.

**KEY WORDS:** economic cost - extraction - germination - invasion - seed bank

ATARDECER EN FORTÍN CHACABUCO



*Dedicado a Adriana y Juan Sebastián, gracias por el apoyo incondicional.*

**ÍNDICE DE CONTENIDOS**

1. INTRODUCCIÓN.....	- 5 -
1.1. INVASIONES BIOLÓGICAS; FACTORES FAVORABLES PARA UNA INVASIÓN DE PLANTAS INTRODUCIDAS ..	- 5 -
1.2. ESTRATEGIAS DE MANEJO DE PLANTAS INVASORAS .....	- 6 -
1.3. COSTOS ECONÓMICOS DE LAS INVASIONES Y SU MANEJO .....	- 7 -
1.4. <i>BROMUS TECTORUM</i> , UNA GRAMÍNEA POR MANEJAR .....	- 9 -
1.5. <i>BROMUS TECTORUM</i> EN LA PATAGONIA ARGENTINA .....	- 10 -
2. OBJETIVOS.....	- 12 -
2.1 OBJETIVO GENERAL .....	- 12 -
2.2 OBJETIVOS PARTICULARES.....	- 12 -
3. HIPÓTESIS Y PREDICCIÓN .....	- 12 -
3.1 HIPÓTESIS.....	- 12 -
3.2. PREDICCIÓN .....	- 12 -
4. MÉTODOS .....	- 13 -
4.1. ÁREA DE ESTUDIO .....	- 13 -
4.2. ESPECIE DE ESTUDIO .....	- 14 -
4.3. DISEÑO EXPERIMENTAL .....	- 15 -
4.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS .....	- 20 -
5. RESULTADOS.....	- 22 -
5.1. CARACTERIZACIÓN DE LAS COMUNIDADES NATIVA E INVADIDA POR <i>B. TECTORUM</i> .....	- 22 -
5.1.1. VEGETACIÓN EN PIE.....	- 22 -
5.1.2. CARACTERIZACIÓN DEL MICROHÁBITAT DE AMBAS COMUNIDADES.....	- 25 -
5.1.3. BANCO DE SEMILLAS .....	- 25 -
5.1.4. DIFERENCIAS ENTRE LA VEGETACIÓN EN PIE Y EL BANCO DE SEMILLAS .....	- 27 -
5.2. MANEJO DE <i>B. TECTORUM</i> .....	- 30 -
5.3. COSTO ECONÓMICO .....	- 31 -
6. DISCUSIÓN.....	- 36 -
6.1. DESCRIPCIÓN DE LAS COMUNIDADES INVADIDA Y NATIVA.....	- 37 -
6.2. MANEJO DEL ÁREA INVADIDA .....	- 39 -
7. CONCLUSIONES.....	- 41 -
AGRADECIMIENTOS .....	- 43 -
BIBLIOGRAFÍA .....	- 44 -
ANEXO 1 - PLANILLA PARA PRESUPUESTAR COSTOS .....	- 55 -
ANEXO 2 - RECOMENDACIONES PARA LA RESTAURACIÓN .....	- 56 -



## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1. INVASIONES BIOLÓGICAS; FACTORES FAVORABLES PARA UNA INVASIÓN DE PLANTAS INTRODUCIDAS

De los impulsores del cambio global, dos de los que más amenazan la biodiversidad y afectan a los ecosistemas son el cambio de uso de la tierra y las invasiones biológicas (Vitousek *et al.*, 1996; Dukes & Mooney, 1999; Sala *et al.*, 2000; Hoekstra *et al.*, 2005; Henwood, 2010). Algunos estudios han mostrado que los disturbios ocasionados por el cambio del uso de la tierra incrementan las probabilidades de invasiones de plantas (Gelbard & Belnap, 2003; Bradley & Mustard, 2006). En los últimos 50 años la riqueza global de especies de plantas introducidas se ha duplicado, llegando algunas a establecerse en vastas extensiones de pastizales en Australia, América del Sur y América del Norte (Mack, 1989; Mack *et al.*, 2000; Firn *et al.*, 2011; Catford *et al.*, 2019). Las plantas introducidas que se vuelven invasoras pueden reducir la diversidad de especies nativas, transformar la composición de las comunidades invadidas, modificar la calidad del forraje consumido por los herbívoros nativos y domésticos, y/o alterar la frecuencia e intensidad de los disturbios naturales, entre otros impactos (Upadhyaya *et al.*, 1986; D'Antonio & Vitousek, 1992; Gundale, 2008). A partir de efectos de este tipo, las invasiones de plantas amenazan los ecosistemas y ponen en peligro, por ejemplo, a las diversas contribuciones que la naturaleza realiza a las personas (Díaz *et al.*, 2018).

Para entender los mecanismos de invasión y la propagación potencial de una especie no nativa, es importante investigar tanto las comunidades invadidas, como la propia especie invasora (Catford *et al.*, 2009). Asimismo, es útil estudiar las características del microhábitat de la comunidad donde se estableció una especie potencialmente invasora para saber cuál mecanismo está facilitando o retardando su proceso de invasión (David & Menges, 2011). Cambios en diversos aspectos biofísicos que caracterizan un determinado microhábitat, tales como composición y riqueza de especies y/o cobertura vegetal, o abundancia de hojarasca, pueden tener efectos sobre la germinación, establecimiento y reproducción de algunas especies de plantas invasoras (e.g., Klinkhamer & DeJong, 1998; Facelli & Pickett, 1991; Menges & Kimmich, 1996; Griffith, 2010). En este sentido, una mayor riqueza de especies nativas ha mostrado limitar el establecimiento de especies invasoras (Tilman, 1997; Huebner, 2010). Cambios en la abundancia de hojarasca pueden influir sobre el ambiente lumínico y modificar la dinámica del agua (Fowler, 1988; Facelli & Pickett, 1991; Molofsky & Augspurger,

1992) generando un impacto sobre la vegetación. Al reducir la llegada de luz al nivel del suelo, la hojarasca disminuye la temperatura y reduce la amplitud térmica, incrementando indirectamente la humedad del suelo (Jensen & Gutkunst, 2003; Warren *et al.* 2013). La hojarasca de especies invasoras puede generar efectos de retroalimentación positiva que favorecen su propia germinación y simultáneamente reducen la diversidad de las especies nativas, como se ha visto en gramíneas de pastizales en California, EEUU (Mariotte *et al.*, 2017). También pueden tener efecto positivo sobre especies invasoras los disturbios en el microhábitat favoreciendo el establecimiento y emergencia de plántulas (e.g., D'Antonio *et al.*, 1993; Kollman *et al.*, 2007). Por ejemplo, daños en la corteza biológica de cianobacterias y algas que cubre el hábitat xérico de tierras secas y áridas facilitan el establecimiento de gramíneas no nativas oportunistas ya que remueven la barrera física entre el suelo y las semillas (Belnap *et al.* 2006; Serpe *et al.* 2006; Deines *et al.* 2007).

El potencial de propagación de las especies invasoras también está relacionado con las características propias de la especie. En la hipótesis de la invasora ideal, una característica importante de la especie es la capacidad de generar un banco de semillas abundante (Baker & Stebbins, 1965). Este factor confiere de un alto potencial invasor a las especies de plantas introducidas, particularmente en las etapas de naturalización e invasión (Richardson *et al.*, 2000; Richardson & Pyšek, 2012). Mantener una fracción de las semillas latentes, hasta que las condiciones sean adecuadas para la germinación y establecimiento de las plántulas, es una adaptación que permite afrontar la variación temporal y espacial en las condiciones del ambiente (Fenner & Thompson, 2005). De este modo, la formación de un banco de semillas funciona como un reservorio de variabilidad genética, mejorando la respuesta adaptativa de las plantas invasoras a las nuevas condiciones experimentadas en sus rangos no nativos (Mandák *et al.*, 2012; Gioria *et al.*, 2014). Además, la capacidad de algunas especies de plantas de formar un banco de semillas longevo y abundante contribuye al aumento de su potencial invasor (Pyšek & Richardson, 2008; Gioria & Osborne, 2009a; Gioria *et al.*, 2012). Por ello, conocer la capacidad de las especies invasoras de generar bancos de semillas abundantes y longevos, permite la integración de esta información para el diseño de estrategias de manejo adecuadas.

## 1.2. ESTRATEGIAS DE MANEJO DE PLANTAS INVASORAS

La comprensión de las características de las especies no nativas, así como las de la comunidad receptora, puede ser útil para desarrollar estrategias de manejo eficaces que

prevengan o reduzcan los impactos de una invasión. Estas estrategias pueden realizarse con la aplicación de diferentes métodos de manejo tales como químico, biológico y mecánico, entre otros (Hobbs & Humphries, 1995). En particular, el manejo mecánico (i.e. la remoción física de la vegetación) si bien usualmente es laborioso, evita los riesgos ambientales que engloban otros métodos, como por ejemplo la aplicación de químicos (Dennehy *et al.*, 2011). El manejo mecánico puede ser aplicado en sectores de distribución variable de la invasión, eligiéndose preferentemente la remoción manual en áreas acotadas, y los tractores de siega en áreas extensas (Dennehy *et al.*, 2011). Este tipo de manejo ha sido puesto en práctica para disminuir la abundancia del banco de semillas de especies no deseadas, como las malezas en la agricultura. Al remover mecánicamente las plantas de modo de reducir o evitar el aporte de semillas, se ha encontrado un rápido declive de la abundancia de semillas en el suelo (Burnside *et al.*, 1986; Hartzler, 1996; Concilio, 2013). Otra forma de modular el tamaño del banco de semillas efectivo es a través de la realización de manipulaciones intencionales en las condiciones de la superficie del suelo que pueden modificar la disponibilidad de “sitios seguros” (sensu Harper *et al.*, 1961; i.e. sitios que favorecen el establecimiento al ofrecer protección contra depredadores o patógenos, o al propiciar la germinación) (Gallandt, 2006). En forma complementaria, una estrategia que puede aplicarse es la de reducir el banco de semillas a través de actividades de labranza que favorezcan la generación de sitios seguros para incentivar la germinación de semillas y posteriormente destruir los propágulos (Nordell y Nordell 1998; Melander y Rasmussen 2000).

### 1.3. COSTOS ECONÓMICOS DE LAS INVASIONES Y SU MANEJO

Todas estas estrategias de control de especies invasoras tienen un costo económico asociado. En el año 2001 se estimó que el gasto global producido por las especies invasoras era de aproximadamente \$1.400 mil millones de dólares anuales, el equivalente al 5% del producto bruto doméstico global (Pimentel *et al.*, 2001), y para el año 2017 el porcentaje se mantuvo, siendo el gasto total de aproximadamente \$4.470 mil millones de dólares (Diagne *et al.*, 2020). Para la agricultura mundial, las especies de plantas, animales y microbios introducidos causaron pérdidas de \$55 a \$248 mil millones de dólares anuales en 1999 (Bright, 1999). En países agro productores como Brasil, las especies de malezas no nativas representan un 75% de las malezas totales que se encuentran en las áreas de cultivos, y se estima que arruinan un 13.4% de la producción de pasturas y cultivos, causando así pérdidas de \$17 mil millones de dólares por año (Echandi *et al.*, 1972; Oerke *et al.*, 1994; Pimentel *et al.*, 2001). En

Estados Unidos, los pastizales proveen forraje para el ganado por un valor cercano a \$10 mil millones de dólares anuales (USDA, 1998), mientras que las pérdidas estimadas por las malezas son de aproximadamente \$2 mil millones (Pimentel, 1991). Dado que allí el 45% de las malezas son especies introducidas (Pimentel, 1993), las pérdidas económicas en el forraje por éstas son de aproximadamente \$900 millones de dólares por año. Se estima que en el año 2017 el daño global producido por plantas invasoras fue de \$257 mil millones de dólares, mientras que el dinero destinado al manejo de las mismas fue de \$60 mil millones de dólares (Diagne *et al.*, 2020). Por ello, invertir fondos en la prevención de las invasiones de especies podría sostener los servicios ecosistémicos, así como colaborar con la disminución de los costos asociados a las consecuencias de la invasión (Keller *et al.*, 2009).

La insuficiencia de fondos, junto con un planeamiento deficiente de las actividades de manejo, son dos de las razones más comunes en las fallas de una estrategia de erradicación de las especies introducidas potencialmente invasoras (Myers *et al.*, 2000; Cromarty *et al.*, 2002; Simberloff *et al.*, 2005; Simberloff, 2009; Keitt *et al.*, 2015). Estos problemas son más difíciles de solucionar cuando se desconoce además el costo de la intervención. Los costos asociados al manejo de especies introducidas deben ser estimados en detalle y teniendo en cuenta presupuestos a mediano y largo plazo para asegurar que se implemente con la mejor relación costo/efectividad (Adams & Setterfield, 2016; Firn *et al.*, 2015). Si bien la literatura es limitada en cuanto a cómo elaborar un presupuesto de los costos asociados a un determinado manejo de una especie introducida, se ha formulado un modelo modificable en relación con diferentes escenarios que consta de distintos componentes (Wenger *et al.*, 2018). Una vez detectada la localización de una invasión, los componentes de los costos de su manejo son cuatro: el costo de traslado (T), el tiempo de labor (L), los insumos consumibles (C) y el equipamiento (E). Estos componentes deben ser multiplicados por la cantidad de traslados por año, y la cantidad de años requeridos. Para las especies herbáceas, se utiliza el tiempo que una planta necesita para crecer y reproducirse como forma de determinar el número de veces en el año que la hierba debe ser eliminada, y la duración del banco de semillas para determinar el número de años de tratamiento necesario para llegar a su erradicación (Flint & Rehkemper, 2002). El manejo puede ser particularmente efectivo en especies con invasión incipiente, momento óptimo para llevar adelante acciones de erradicación temprana que prevendrían la propagación de la especie, siendo ésta una estrategia costo-efectividad, ya que reduce el espectro de impactos negativos producto de una invasión densa, así como el costo económico



de su erradicación tardía (Hobbs & Humphries 1995; Holmes *et al.*, 2009; Davidson *et al.*, 2015; Walsh *et al.*, 2016). Particularmente en la Patagonia, la gramínea anual *Bromus tectorum* es una invasora incipiente sobre la cual no se han evaluado técnicas de manejo hasta el momento.

#### 1.4. *BROMUS TECTORUM*, UNA GRAMÍNEA POR MANEJAR

*Bromus tectorum* es una gramínea anual que causa grandes impactos en los ecosistemas en los que es introducida. Por ejemplo, en los incendios anuales que afectan alrededor de 77 mil hectáreas de pastizales en el desierto de la Gran Cuenca en EEUU, se estima que de los costos por pérdidas de recursos (\$10,7 millones de dólares), combate de incendios (\$14,7 millones de dólares), restauración (\$4 millones de dólares) y manejo con fuego prescrito (\$2,2 millones de dólares), la mitad es atribuible a *B. tectorum*, es decir \$15,8 millones de dólares totales por año (Knapp, 1996; Diagne *et al.*, 2020). Si bien su área de distribución natural abarca Europa del este, el extremo norte de África, y Asia suroccidental (Kostivkovsky & Young, 2000; Novak & Mack, 2001), actualmente se la puede encontrar distribuida también en el sur de Rusia y Asia occidental. Además, se ha introducido en América del Norte, América del Sur, Japón, Sudáfrica, Australia, Nueva Zelanda e Islandia (Upadhyaya *et al.*, 1986; Young, 2000; Novak & Mack, 2001; Zouhar, 2003). Por lo general, se establece en áreas perturbadas, ya que el pastoreo excesivo, el cultivo, y los incendios frecuentes promueven su invasión (Global Invasive Species Database, 2021). Una corteza biológica bien desarrollada retrasa u obstaculiza la germinación de *B. tectorum*, ya que esta impide el enterramiento de las semillas y/o que las raíces de las plántulas lleguen al suelo (Serpe *et al.*, 2006; Deines *et al.*, 2007), por lo que la destrucción de corteza biológica en las comunidades esteparias, por disturbios como pastoreo o intentos de manejo de *B. tectorum* (Mack, 2011) han incrementado las oportunidades de propagación de la especie (Anderson *et al.* 1982). En estos ambientes disturbados, las plantas nativas no pueden excluirla por competencia y la especie domina el ecosistema (Global Invasive Species Database, 2021). Además de excluir competitivamente a los pastos nativos debido en parte gracias a ventajas fenológicas como un período de germinación más temprano y más extenso (Hardegree *et al.*, 2010; Mack, 2011; Franzese *et al.* 2022), la peligrosidad de *B. tectorum*, como la de otros pastos anuales invasores, reside en que producen grandes cantidades de biomasa seca que constituye un material altamente inflamable (Uresk *et al.*, 1979; Young, 2000) pudiendo incrementar la incidencia de incendios (D'Antonio & Vitousek, 1992).

Si bien el fuego puede matar a la mayor parte de las semillas del banco de semillas de *B. tectorum* (Hassan & West, 1986; Humphrey & Schupp, 2001), las supervivientes tienden a producir plantas más grandes y productivas (Young *et al.*, 1972). El resultado es que el banco de semillas de la especie puede volver a llenarse en una sola temporada de crecimiento, y puede contener semillas en dormancia de 2 a 3 (e incluso 5) años de duración (Wicks, 1984; Hassan & West, 1986; Humphrey & Schupp, 2001). Se ha observado que una fracción de las semillas producidas por la especie permanece en el suelo y en la hojarasca de un año al siguiente (Eckert & Evans, 1967; Young *et al.*, 1969; Hull & Hansen 1974; Young & Evans, 1975), en especial en años de alta producción (Young, 2000). Si bien las semillas pueden germinar en la superficie del suelo de sitios húmedos, en ambientes secos requieren de condiciones microambientales menos adversas (Young & Evans, 1972), por lo que necesitan de una cobertura de tierra u hojarasca (Evans & Young, 1972; 1987), habiéndose encontrado experimentalmente que la adición de hojarasca aumenta la germinación de semillas en un año seco (Newingham *et al.*, 2007).

Cuando las semillas se encuentran en una situación topoedáfica desfavorable, pueden pasar a un estado de dormancia (Young *et al.*, 1969). La germinación de estas semillas puede ser estimulada con un incremento del nitrato en el suelo (Evans & Young, 1987; Mosely *et al.*, 1999; Young, 2000). Dado que los disturbios que implican revolver el suelo, remover y/o destruir biomasa vegetal incrementan la disponibilidad de nitrógeno (Stark & Hart, 1999), estos podrían incrementar la germinación de *B. tectorum* (Zouhar, 2003). Una vez que la especie se establece en un sitio y atraviesa un par de ciclos de producción y dispersión de semillas, en el banco de semillas puede haber una cantidad de semillas viables de 2 a 3 veces la cantidad de plantas de la población (Young & Clements, 2000; Young, 2000). Su capacidad de permanencia y propagación resaltan la importancia de controlar esta especie al encontrarla en nuevos sitios de su rango introducido (Pimentel *et al.*, 2001).

#### 1.5. *BROMUS TECTORUM* EN LA PATAGONIA ARGENTINA

La Patagonia Argentina presenta condiciones climáticas similares a las registradas en el lugar más afectado por la invasión de *B. tectorum* en Estados Unidos, el Desierto de la Gran Cuenca (Bradford & Lauenroth, 2006; Bradley, 2009). Esta área se ubica al sotavento de una cadena montañosa de norte a sur y cerca del océano Pacífico. Ambas regiones comparten veranos cálidos e inviernos fríos, con baja precipitación anual, siendo casi mínima en el verano (Paruelo *et al.*, 1998; Bradley, 2009). Así como en Estados Unidos la especie fue encontrada

por primera vez en 1867 y declarada invasora más de 70 años después en 1930 (Mack, 1981), en la Argentina la primera cita para esta gramínea fue en 1930 (Soriano *et al.* 1983) y fue declarada invasora 83 años después en 2013 (Biganzoli *et al.*, 2013; Speziale *et al.*, 2014). En Patagonia, la población de la especie ha crecido sostenidamente desde su introducción, con un periodo (1960-1980) de grandes eventos de dispersión exitosos, así como de introducciones independientes que expandieron notablemente su cobertura regional (Biganzoli *et al.*, 2013). Desde el año 2000 ha comenzado una nueva expansión de *B. tectorum*, y se predice que la especie ampliará su invasión hacia las estepas patagónicas hacia el este, donde ya se lo ha encontrado en algunas locaciones (Biganzoli *et al.*, 2013). Actualmente *B. tectorum* es la especie anual más abundante en los ambientes de estepa y matorral de la región del noroeste patagónico (Speziale & Ezcurra, 2011), y se ha descubierto que tiene el mismo genotipo que el de las poblaciones de Norte América, Hawái y Nueva Zelanda (Novak & Mack, 2001).

Los trabajos locales sobre la invasión y los impactos producidos por *B. tectorum* en el noroeste de la región patagónica son pocos (Biganzoli *et al.*, 2013; Speziale *et al.*, 2014; Speziale *et al.*, 2018; Franzese *et al.*, 2022). Sin embargo, se ha encontrado que los hábitats esteparios atravesados por rutas que presentan niveles de disturbios altos, son más susceptibles a ser invadidos por la especie (Speziale *et al.*, 2018). Por ejemplo, se registró una invasión mayor en los pastizales sobrepastoreados, en comparación a aquellos con bajos niveles de disturbio (Speziale *et al.*, 2018). Cabe destacar su adaptabilidad a las múltiples condiciones de hábitat, ya que diversos tipos de hábitats están invadidos por *B. tectorum* en un grado similar, excepto los mallines, los cuales resultaron ser menos susceptibles a su invasión (Speziale *et al.*, 2018). Recientemente se evaluó el resultado de su competencia interespecífica hacia las gramíneas nativas de pastizal, *Vulpia australis* (anual de invierno) y *Bromus setifolius* (perenne muy palatable para el ganado), encontrándose que ambas presentaron una baja habilidad competitiva frente a *B. tectorum* (Franzese *et al.*, 2022). Esto indica que la competencia por parte de las especies nativas no representaría una resistencia biótica importante para limitar la invasión de *B. tectorum*. Los trabajos realizados en la región resaltan la necesidad de realizar actividades de control de la especie, pero hasta la fecha se desconocen estudios abocados a investigar el éxito de métodos de manejo potenciales en Patagonia. Hacerlo contribuirá a la prevención de su invasión a gran escala en la Patagonia y de las potenciales consecuencias negativas (Biganzoli *et al.*, 2013; Speziale *et al.*, 2018;

Franzese *et al.*, 2022). Por ello, es de relevancia estudiar la efectividad de la aplicación de diversas estrategias de manejo a nivel local considerando la información sobre diversos aspectos de la ecología y biología reproductiva de la especie.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GENERAL

El objetivo general de este trabajo fue describir la invasión de *B. tectorum* en un área de los pastizales semiáridos del noroeste patagónico y evaluar una estrategia de manejo local de la especie.

### 2.2 OBJETIVOS PARTICULARES

**(O1)** Describir comparativamente la comunidad vegetal nativa y la comunidad vegetal adyacente invadida por *B. tectorum*, a partir de la caracterización de la vegetación y del microhábitat.

**(O2)** Evaluar el efecto de la extracción mecánica de *B. tectorum* y de la manipulación de la biomasa removida sobre la abundancia del banco de semillas de esta especie.

**(O3)** Estimar los costos económicos de la aplicación del manejo nombrado en el objetivo anterior.

## 3. HIPÓTESIS Y PREDICCIÓN

### 3.1 HIPÓTESIS

En un sitio invadido por *B. tectorum*, la extracción mecánica manual repetida de sus plantas y la permanencia de estas como hojarasca sobre el suelo, afecta el banco de semillas de la especie. La remoción de plantas libera espacio potencial para la germinación y disminuye la competencia intraespecífica, mientras que la hojarasca mantiene la humedad del suelo y así favorece a germinación de las semillas presentes en el banco de semillas del suelo.

### 3.2. PREDICCIÓN

Dentro de un sitio invadido por *B. tectorum*, en los sectores sometidos a su extracción repetida, donde la biomasa removida permanezca como hojarasca sobre el suelo, se encontrará una menor abundancia de semillas de la especie en el banco de semillas, en comparación a los sectores que hayan tenido un solo evento de extracción con remoción de la biomasa extraída o ninguno (i.e. control sin extracción de plantas).

## 4. MÉTODOS

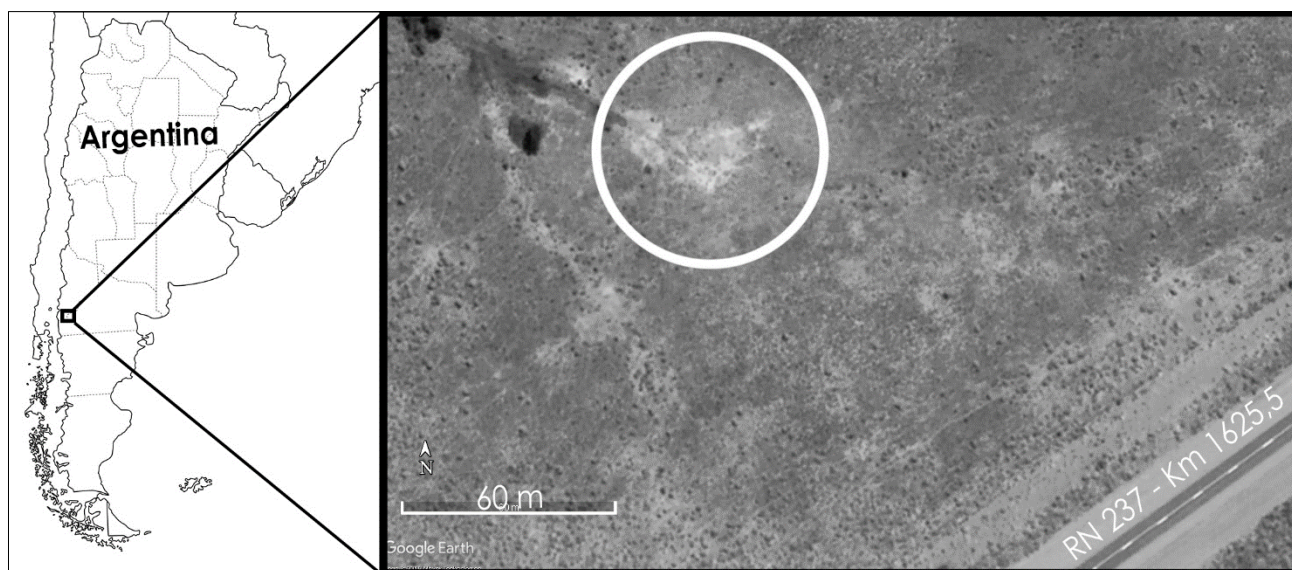
### 4.1. ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en la estancia Fortín Chacabuco (40°59'50.37"S; 71° 7'12.21"O), ubicada a 25 km hacia el este de San Carlos de Bariloche (Río Negro), en el extremo este del Parque Nacional Nahuel Huapi, situado en el noroeste de la Patagonia Argentina. El clima es seco y frío con vientos intensos, fuertes nevadas durante el invierno y heladas casi todo el año (Cabrera, 1971). La temperatura media anual no supera los 10°C y las precipitaciones anuales varían con rangos entre 300 y 700 mm (Bran *et al.*, 2002). Las precipitaciones se distribuyen a lo largo del año principalmente concentradas en el otoño- invierno (73%) (Jobbágy *et al.*, 1995). Los suelos son esqueléticos arenoso-pedregosos (Cabrera, 1971). Estas condiciones climáticas son similares a las registradas en el Desierto de la Gran Cuenca en EEUU (Paruelo *et al.*, 1998; Bradford & Lauenroth, 2006; Bradley, 2009).

La estancia se localiza en el ecotono entre el Distrito del Bosque Subantártico y el Distrito Patagónico Sub-andino, en el área ecológica de Precordillera. La vegetación se caracteriza por estepas gramíneas en mosaico según el relieve, la exposición y los suelos (Cabrera, 1976). Hay predominancia de estepas de coirón amargo (*Pappostipa speciosa*) y coirón blanco (*Festuca pallens*) con arbustos dispersos de abrojo (*Acaena splendens*), charcao verde (*Senecio bracteolatus*) y neneo (*Azorella prolifera*). También hay mallines con abundante presencia de junco (*Juncus balticus*), pasto mallín (*Poa pratensis*) y coirón blanco, que suelen asociarse a matorrales de calafate (*Berberis buxifolia* y *Berberis heterophylla*), chacay (*Discaria trinervis* y *Discaria chacaye*), chapel (*Escallonia virgata*) y árboles de maitén (*Maytenus boaria*) (Bran *et al.*, 2002).

En la región, el pastoreo de ganado doméstico es la actividad económica más importante, y está basado exclusivamente en la vegetación natural (León & Aguiar, 1985). La estancia actualmente cuenta con una baja carga ganadera (225 ovejas, 46 vacas y 8 caballos en 4460 ha), con una calidad de pasturas variable, encontrándose sitios con sobrepastoreo y sitios con una acumulación de hojarasca de plantas senescentes no pastoreadas (Paramidani *et al.*, 2014). Con un sobrepastoreo intenso desde finales del siglo XIX, se redujo considerablemente la abundancia de pastos palatables. En la región, la actividad ganadera, junto con el turismo, favorecieron la invasión de especies introducidas (Veblen *et al.* 1992). El trabajo de investigación se realizó en un sector de pastizal usado para ganadería extensiva

(ovejas y vacas), donde se delimitó un parche monoespecífico de *B. tectorum* de aproximadamente 450m<sup>2</sup> (Fig. 1).



**FIG. 1.** La zona del estudio se encuentra en el noroeste de la Patagonia Argentina, en el límite entre las provincias de Neuquén y Río Negro, en la Estancia Fortín Chacabuco. En el círculo blanco, el sitio de muestreo que contiene el parche con *B. tectorum*, en un tono más claro.

#### 4.2. ESPECIE DE ESTUDIO

*Bromus tectorum* (Linnaeus, 1753) es una hierba anual que puede crecer entre temperaturas de 3 a 7°C como mínimo, y 27 a 31°C como máximo, siendo el rango óptimo para su desarrollo de 10 a 20°C (McCarlie *et al.*, 2001). Sin embargo, se han encontrado plantas sobreviviendo en el invierno a -23°C, con tan solo algunas leves lesiones en las hojas, lo que demuestra que *B. tectorum* puede ser extremadamente tolerante al frío (Hulbert, 1955). Tradicionalmente se ha considerado a la especie como una gramínea de invierno, ya que germina en el otoño, resiste el paso del invierno como plántula, sobreviviendo incluso bajo nieve (Mack & Pyke, 1983; Upadhyaya *et al.* 1986), y continúa su crecimiento hacia finales del mismo, seguido de una floración y maduración de sus semillas en la primavera (Hulbert, 1955; Mack, 2011). Adicionalmente, puede germinar en el invierno o la primavera (Stewart & Hull, 1949). Estas cohortes tardías, pueden servir para amortiguar ciertos riesgos para las poblaciones como sequías en el otoño, heladas de invierno y herbivoría. Esta reducción de la probabilidad de una mortalidad estacional, hace que la especie logre una alta persistencia en los hábitats invadidos (Mack & Pyke, 1983).

La densidad de individuos de esta especie en EEUU tiene un rango muy variable de 1 a 15.000 plantas/m<sup>2</sup> dependiendo del sitio invadido (Hull & Pechanec, 1947; Stewart & Hull, 1949). A menudo crece en forma de parches monoespecíficos, encontrándose en áreas de

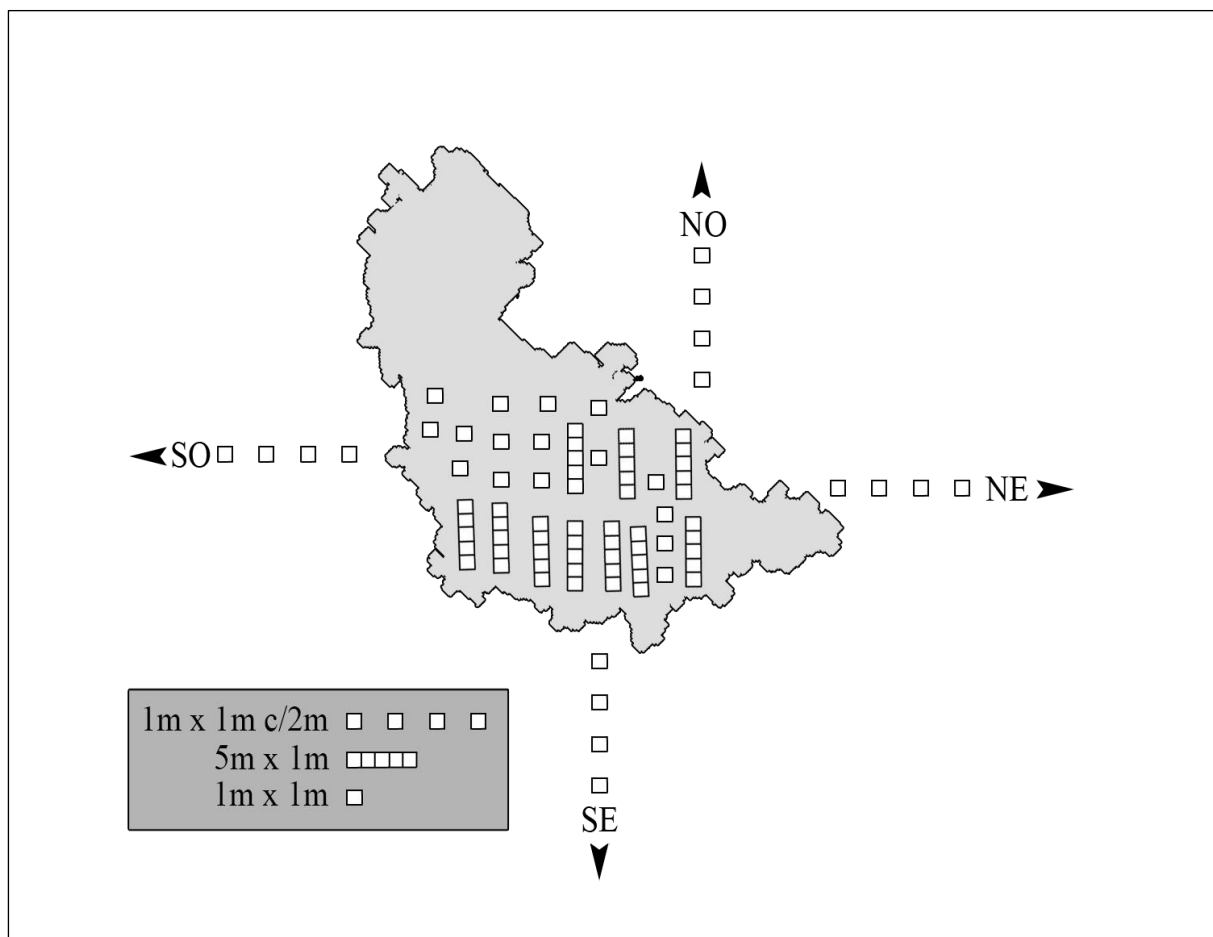
hasta miles de hectáreas dominadas por esta especie, con un promedio de 10.000 plantas/m<sup>2</sup> (Young & Evans, 1978). En estas altas densidades, las plantas pueden producir alrededor de 25 semillas cada una (Young *et al.*, 1987), mientras que en situaciones donde se encuentren espaciadas, las plantas grandes pueden producir 400 semillas en promedio (Piemeisel, 1938). En casos donde una planta crezca solitaria y con abundantes tallos, la misma puede producir aproximadamente 5.000 semillas, habiéndose registrado en un sitio amparado y con sombra parcial a dos plantas grandes que produjeron 6.120 y 4.200 semillas respectivamente (Piemeisel, 1938; Young *et al.*, 1987).

La mayoría de las semillas de *B. tectorum* caen en la superficie del suelo cerca de la planta madre, o se dispersan a corta distancia por el viento o el agua, mientras que la dispersión de larga distancia es facilitada por los animales y los humanos (ectozoocoria), ya que las espiguillas pueden ser enganchadas en las plumas, el pelaje y la ropa (Hulbert, 1955). La depredación de las semillas por los animales no es un factor importante como para reducir o controlar las poblaciones. En general los roedores, pájaros y hormigas recolectoras tienen poca preferencia hacia las semillas de *B. tectorum* cuando hay semillas de otras especies disponibles (Pirk *et al.*, 2019). En cuanto a la calidad de *B. tectorum* como forraje, se ha sugerido que es palatable y nutritivo para todas las clases de ganado, y varias especies silvestres, especialmente en la primavera y a veces en los inviernos leves (Mosely *et al.*, 1999; Upadhyaya *et al.*, 1986). Sin embargo, el pastoreo de *B. tectorum* seco debe ser vigilado, ya que su ingesta incrementa la incidencia de infecciones en la boca del ganado, y las semillas pueden causar lesiones severas en los ojos con sus aristas (Hull & Pechanec, 1947; Young, 1991; Mosely *et al.*, 1999). En la región de estudio, su uso como forraje por el ganado es eventual, y dura un breve periodo de tiempo en la primavera temprana (Velasco & Siffreddi, 2013).

#### 4.3. DISEÑO EXPERIMENTAL

En el sitio de muestreo se delimitaron 2 comunidades durante la primavera de 2019. Por un lado, la “*comunidad nativa*” como aquella típica de la zona de estudio y que se encuentra dominada por especies nativas, y por otro lado la “*comunidad invadida*”, aledaña a la primera y dominada por *B. tectorum* desde al menos el año 2014 (Fig. 2; observación personal). En la comunidad nativa se localizaron 4 grupos de 4 parcelas de 1m x 1m, alineadas hacia los puntos cardinales noroeste, noreste, sureste y suroeste y distanciadas 2 metros entre

sí para evaluar el objetivo 1. En la comunidad invadida se establecieron 16 parcelas del mismo tamaño distribuidas al azar para las actividades del objetivo 1, y 10 bloques de 5 parcelas de 1m x 1m distribuidos al azar para evaluar el objetivo 2 y 3.



**FIG. 2.** Las 82 parcelas de 1m x 1m en las comunidades nativa (blanco) e invadida (gris).

**OBJETIVO 1:** Para describir la comunidad nativa y la comunidad invadida por *B. tectorum*, se compararon las siguientes características en cada una de las 16 parcelas de 1m x 1m de cada comunidad (32 parcelas en total) en enero de 2020 (excepto aclaración particular):

- **Composición específica:** Identidad de todas las especies de plantas vasculares de la vegetación en pie, siguiendo la nomenclatura de Zuloaga, Morrone y Belgrano (2008). Aquellas especies que no se pudieron identificar a campo, fueron colectadas para ser identificadas en el laboratorio.
- **Riqueza específica:** Número de todas las especies de plantas vasculares presentes en la vegetación.





- Cobertura de especies de plantas vasculares: Estimación visual del porcentaje de cobertura de las especies en la vegetación de cada parcela a partir de un marco de 1 metro x 1 metro sin subdivisiones.
- Tamaño del espacio intercoironal: Porcentaje del área correspondiente al espacio entre los coirones, estimado con el programa “Image J” a partir de una fotografía cenital tomada en cada parcela a 1,5 metros de altura.
- Cobertura de corteza biológica: Porcentaje de la cobertura de la corteza biológica con el método descrito para medir la cobertura de especies.
- Cantidad de hojarasca: Peso húmedo y seco de toda la hojarasca de cada parcela. La misma se recolectó entre enero y febrero de 2020, se la guardó en bolsas de papel madera, y en el laboratorio se la secó en estufa a 60°C durante 48-72 horas. Para pesarla se utilizó una balanza de tres decimales.
- Abundancia y composición del banco de semillas: Número de semillas de cada especie por unidad de superficie del suelo en metros cuadrados (Gioria & Osborne, 2009b). En octubre de 2019, en cada parcela se recolectaron 4 muestras de suelos de 7 cm de diámetro x 3 cm de profundidad utilizando un cilindro metálico (Thompson & Grime, 1979). Estas 4 muestras se homogeneizaron en una sola, y se apartó de la misma la hojarasca y material vegetal vivo. De esta muestra homogeneizada se tomaron 2 submuestras utilizando cilindros de igual medida y se las colocó en una misma bandeja de plástico de 10 x 15 x 4,5 cm con una capa de arena de 1 cm de espesor en el fondo (n=16 de cada comunidad). Las bandejas se acomodaron aleatoriamente en el invernadero del laboratorio de Ecotono (condiciones no controladas). Para garantizar que el sustrato estuviera húmedo de forma continua, las bandejas fueron regadas por capilaridad. En marzo de 2020 se relocalizaron en un lugar soleado dentro de un domicilio particular debido a las restricciones de uso del laboratorio a partir de la cuarentena por la pandemia COVID-19, hasta el fin del experimento en mayo de 2020. Durante 7 meses se registró la abundancia e identidad de todas las plántulas que emergieron, las cuales fueron removidas de las bandejas en cuanto eran identificadas (Franzese *et al.*, 2016). Se mezcló el sustrato de cada bandeja cuando la germinación cesaba por un tiempo, para propiciar la misma al reubicar las semillas cerca de la superficie.

**OBJETIVO 2:** Para evaluar la efectividad del manejo de *B. tectorum* sobre la cantidad de semillas del banco de semillas del suelo, se puso a prueba un experimento con 4 tratamientos y un control en los 10 bloques de 5 parcelas ubicados en la comunidad invadida (Fig. 2). La variable sobre la cual se midió el efecto de cada tratamiento fue la abundancia de semillas de la especie en el banco germinable del suelo al finalizar el experimento. Esta variable se estimó tomando muestras del banco de semillas del suelo al finalizar el experimento en diciembre de 2019 (banco final), y se hizo siguiendo la misma metodología del objetivo 1 (i.e., por cada una de las 10 parcelas de los 5 tratamientos se tomaron 4 muestras, que fueron homogeneizadas y luego se tomaron 2 submuestras que fueron colocadas en una misma bandeja; n=10 bandejas de cada tratamiento). De todos modos, para descartar que posibles diferencias en esta variable pudieran deberse a variaciones en el banco de semillas del suelo ya presentes antes de comenzar el experimento, también se tomaron muestras del banco al inicio del experimento en octubre de 2019 (banco inicial; n=10 bandejas de cada tratamiento). El experimento consistió en la aplicación de un tratamiento diferente en cada una de las 4 parcelas, y en una quinta parcela se ubicó el tratamiento control. Los tratamientos aplicados se ordenaron al azar dentro de cada bloque, y fueron los siguientes:

- **EXTRACCIÓN 1- REMOCIÓN (E1R):** Extracción manual desde la raíz de las plantas de *B. tectorum* una vez al inicio del experimento, y la remoción de la biomasa extraída.
- **EXTRACCIÓN 1- PERMANENCIA (E1P):** Extracción manual desde la raíz de las plantas de *B. tectorum* una vez al inicio del experimento y la permanencia de la biomasa extraída dispuesta como hojarasca sobre el suelo.
- **EXTRACCIÓN 2- REMOCIÓN (E2R):** Extracción manual desde la raíz de las plantas de *B. tectorum* una vez al inicio del experimento y otra vez a los dos meses, y la remoción de la biomasa extraída en cada ocasión.
- **EXTRACCIÓN 2- PERMANENCIA (E2P):** Extracción manual desde la raíz de las plantas de *B. tectorum* una vez al inicio del experimento y otra vez a los dos meses, y la permanencia de la biomasa extraída dispuesta como hojarasca sobre el suelo en cada ocasión.
- **CONTROL (C):** Parcela sin extracción de plantas de *B. tectorum*, ni remoción de la hojarasca.

La primera extracción de las plantas se realizó a principios de octubre de 2019 en los tratamientos E1R, E1P, E2R y E2P. Se eligió esta fecha porque las plantas aún no habían producido semillas y presentaban un tamaño óptimo para realizar la extracción manual. Luego de extraer *B. tectorum*, la biomasa propia fue dispuesta como hojarasca sobre el suelo en las parcelas con permanencia (E1P y E2P), mientras que en los tratamientos con remoción de la biomasa (E1R y E2R), ésta se embolsó y retiró del lugar. La segunda extracción de plantas se realizó a principios de diciembre de 2019, fecha elegida para evitar la dispersión de las semillas maduras (proceso próximo a ocurrir), y se hizo solamente en las parcelas correspondientes a los tratamientos de extracción repetida, dejando la biomasa sobre el suelo o retirándose según el tratamiento (E2P o E2R, respectivamente). Finalmente, en la parcela control (C) en ningún momento se manipularon las plantas de *B. tectorum*.

Al finalizar el experimento en julio de 2020 no hubo emergencia de plántulas de *B. tectorum* en el banco final para el tratamiento control (C), y muy escasa en los demás tratamientos. Para determinar si la escasa emergencia de plántulas se debió a una muy baja abundancia de semillas o a la ausencia de germinación de las mismas, se realizó una búsqueda manual de semillas de la especie en 9 de las 10 macetas control (una no fue posible identificar por pérdida de rótulo). Se eligió inspeccionar este tratamiento pues indicaba el estado del banco de semillas en sectores que no sufrieron ninguna manipulación. Para hacerlo, se esparció el suelo contenido en cada maceta (ya seco) sobre una superficie blanca bajo luz directa, y con los dedos se desarmaron aglomeraciones de tierra. Luego, con una linterna frontal, pinzas, alfileres y lupa de un kit de disección, se revisó el contenido por completo en busca las semillas de *B. tectorum*. Se encontró una única semilla de la especie de apariencia viable (i.e. llena y sin registros de depredación). Esta semilla se puso a germinar sobre un sustrato húmedo (papel absorbente mojado y doblado al medio formando dos capas dentro de una bandeja de plástico) a temperatura ambiente (aprox. 21°C). No se hizo una prueba de tetrazolio por las restricciones de uso del laboratorio a partir de la cuarentena por la pandemia COVID-19.

Por último, dado que las plantas extraídas en diciembre 2019 poseían semillas inmaduras, se evaluó si las semillas tenían la capacidad de madurar luego de haber sido separadas de la planta madre. En diciembre del 2020, se colectaron al azar 39 plantas de *B. tectorum* con semillas inmaduras. Las plantas fueron guardadas en sobres de papel madera para no perder las semillas y mantenidas al aire libre expuestas a condiciones climáticas

similares a las del sitio de muestreo, simulando su permanencia en el suelo durante el verano. Dos meses después se registró la abundancia total de semillas, y su condición de madurez (inmadura o madura). Para comprobar la viabilidad de las semillas registradas como maduras, el 10% (n=45) del total se puso a germinar sobre un sustrato húmedo (papel absorbente mojado y doblado al medio formando dos capas dentro de una bandeja de plástico).

OBJETIVO 3: Para calcular el costo de aplicar los tratamientos del manejo, se cronometró el tiempo de labor de cada parcela, y también se registró el peso húmedo y seco de la biomasa extraída de *B. tectorum* de los tratamientos E1R y E2R (ídem objetivo 1). Para completar la primera aplicación de los tratamientos se concurrió al sitio de estudio en cinco jornadas, en dos de las cuales participaron dos personas en ocasiones separadas. La segunda aplicación de los tratamientos se realizó en una jornada con la participación de una persona. No hubo diferencias de tiempos entre las personas que participaron de la extracción. Finalmente, se estimaron los costos del tiempo de labor (L), el traslado (T), los insumos consumibles (C), el equipamiento (E) y los víveres y seguridad del trabajador (VST) requeridos para aplicar los tratamientos evaluados en este trabajo para el total del área invadida.

#### 4.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

La comparación de la riqueza de las especies nativas e introducidas en la vegetación en pie se hizo con una prueba no paramétrica Wilcoxon Rank Sum (también llamado Mann Whitney U Test) en cada comunidad. Lo mismo se hizo en cuanto a la riqueza de especies en el banco de semillas.

Para analizar la probabilidad de encontrar una especie nativa o introducida en la vegetación y el banco de semillas en función de la comunidad nativa o invadida, se hizo un modelo lineal general de distribución binomial, siendo el modelo conceptual:

$$\text{Número de especies (nativas o introducidas)} \sim \text{Binomial} (p_i, N_i)$$

$$\text{logit} (p_i) = a + b * \text{comunidad (nativa o invadida)}$$

La comparación del porcentaje de la cobertura de *B. tectorum* en la vegetación entre comunidades, así como de su abundancia en el banco de semillas, se hizo con pruebas no paramétricas de Wilcoxon Rank Sum (Mann Whitney U Test). Esta prueba también se utilizó para comparar la cantidad de hojarasca, el porcentaje de cobertura de corteza biológica y el porcentaje del espacio intercoironal entre las dos comunidades. Todos estos análisis mencionados se realizaron con el programa R-studio.

Para evaluar la similitud de la composición de especies de la vegetación (porcentaje de cobertura por especie; coeficientes Bray Curtis) así como la del banco de semillas (abundancia de semillas por especie; coeficientes Bray Curtis) entre comunidades, y la similitud en la composición de especies entre el banco de semillas y la vegetación dentro de cada comunidad (frecuencia de especies; coeficientes Sørensen), se realizaron escalamientos multidimensionales no métricos (NDMS). Se consideró el valor de estrés que calcula este análisis, el cual indica cuán buena es la configuración espacial en representar las diferencias reales (estrés > 0,20: al azar; < 0,15: bueno; < 0,10: ideal; < 0,05: excelente) (Lefcsek, 2012). Se realizó un análisis de similitud (ANOSIM) para determinar la significancia de las diferencias observadas en la composición (Clarke, 1993). El ANOSIM produce un estadístico R basado en la diferencia en la media de rangos entre grupos y dentro de los grupos a analizar. Los valores tienen un espectro entre 1 (completamente diferente entre grupos), 0 (sin diferencias) y -1 (las diferencias son intragrupalas en lugar de intergrupales) (Buttigieg & Ramette, 2014). Se utilizaron también análisis de porcentajes de similitud (SIMPER) para estudiar la contribución de cada especie a la disimilitud en la composición de especies entre los grupos comparados. Estos análisis se realizaron con el programa PRIMER v6 (Clarke y Gorley, 2006).

La evaluación del efecto de los tratamientos en el experimento de manejo de *B. tectorum* se hizo mediante pruebas de ANOVA de una vía, considerando el efecto bloque. También se hicieron pruebas no paramétricas Kruskal-Wallis cuando los errores de las variables analizadas no cumplieron con el supuesto de normalidad (test Shapiro-Wilk) ni de homogeneidad (test de Barlett). Este ANOVA se utilizó para comparar la abundancia de semillas del banco de semillas antes de aplicar los tratamientos con el fin de evaluar la homogeneidad entre las parcelas. Luego de aplicar los tratamientos se hizo una prueba no paramétrica Kruskal-Wallis. El análisis del tiempo de labor entre los tratamientos se hizo con una prueba de ANOVA de una vía, y posteriormente se realizó un procedimiento de comparaciones múltiples de a pares con el método Holm-Sidak entre los tratamientos. Estos análisis se realizaron con el programa R-studio. El nivel de significancia considerado para todos los análisis descritos en esta sección fue de 0,05.

## 5. RESULTADOS

### 5.1. CARACTERIZACIÓN DE LAS COMUNIDADES NATIVA E INVADIDA POR *B. TECTORUM*

#### 5.1.1. VEGETACIÓN EN PIE

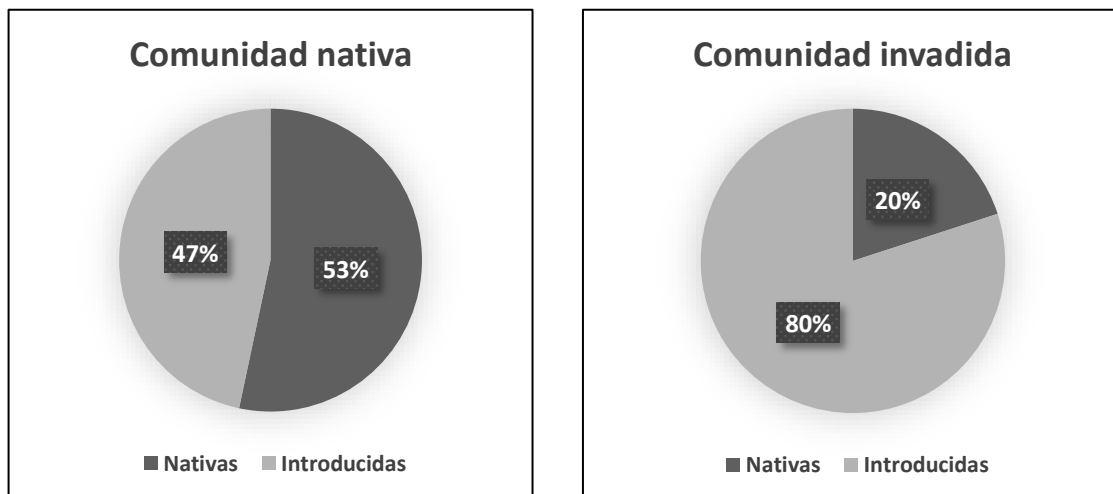
En la vegetación en pie de las comunidades estudiadas se encontraron en total 17 especies de plantas vasculares tanto de origen nativo (8) como introducido (9) pertenecientes a 9 familias (Tabla 1). Las familias con mayor número de especies fueron Asteraceae y Poaceae (5) tanto en relación con las especies nativas (2 en cada familia) como con las especies introducidas (3 en cada familia). En la comunidad nativa se encontraron especies pertenecientes a las 9 familias, mientras que en la invadida solo estuvieron representadas 5 familias. Entre las especies nativas todas fueron de hábito perenne (8), mientras que en las especies introducidas la mayoría fueron especies anuales o bianuales (6) (Tabla 1). Las especies nativas más frecuentes (presentes en más del 33% de las parcelas de estudio) fueron *P. humilis*, *Juncus balticus*, mientras que las introducidas más frecuentes fueron *B. tectorum*, *Erodium cicutarium*, *Rumex acetosella* y *Poa pratensis*.

**TABLA 1.** Composición específica de la vegetación y del banco de semillas de la comunidad nativa y de la comunidad invadida. Para cada especie se indica la familia, el hábito de vida (A: anual, B: bianual, P: perenne) y el origen (N: nativa, I: introducida).

ESPECIE	FAMILIA	HÁBITO	ORIGEN	COMUNIDAD NATIVA		COMUNIDAD INVADIDA	
				VEGETACIÓN	BANCO DE	VEGETACIÓN	BANCO DE
				EN PIE	SEMILLAS	EN PIE	SEMILLAS
<i>ACAENA PINNATIFIDA</i>	ROSACEAE	P	N	X	-	-	-
<i>AFÍN CAREX SPP.</i>	CYPERACEAE	P	N	X	-	-	-
<i>AFÍN POA LANUGINOSA</i>	POACEAE	P	N	X	-	-	-
<i>BERBERIS MICROPHYLLA</i>	BERBERIDACEAE	P	N	-	X	-	-
<i>BROMUS TECTORUM</i>	POACEAE	A	I	X	X	X	X
<i>CALLITRICHE LECHLERI</i>	PLANTAGINACEAE	A	N	-	X	-	X
<i>CARDAMINE BONARIENSIS</i>	BRASSICACEAE	P	N	-	-	-	X
<i>CARDUUS NUTANS</i>	ASTERACEAE	B	I	X	X	X	X
<i>CAREX ANDINA</i>	CYPERACEAE	P	N	-	X	-	X
<i>CAREX GAYANA</i>	CYPERACEAE	P	N	-	X	-	X
<i>CYNOGLOSSUM CRETICUM</i>	BORAGINACEAE	B	I	-	X	-	-
<i>DESCURAINIA SOPHIA</i>	BRASSICACEAE	A	I	X	-	-	-
<i>ERODIUM CICUTARIUM</i>	GERANIACEAE	A/B	I	X	X	X	X
<i>ERYTHRANTHE GLABRATA</i>	PHRYMACEAE	A	N	-	X	-	X
<i>EUPHORBIA COLLINA</i>	EUPHORBIACEAE	P	N	X	-	-	-
<i>GAMOCHAETA SP.</i>	ASTERACEAE	P	N	-	X	-	X
<i>HORDEUM MURINUM</i>	POACEAE	A	I	-	-	X	-
<i>JUNCUS AFÍN STIPULATUS</i>	JUNCACEAE	P	N	-	X	-	-
<i>JUNCUS BALTICUS</i>	JUNCACEAE	P	N	X	-	X	-

<i>LYSIMACHIA AMOENA</i>	PRIMULACEAE	P	N	-	-	-	X
<i>MYOSOTIS STRICTA</i>	BORAGINACEAE	A	I	-	-	-	X
<i>NASELLA FILICULMIS</i>	POACEAE	P	N	-	X	-	X
<i>PAPPOSTIPA HUMILIS</i>	POACEAE	P	N	X	-	X	X
<i>POA PRATENSIS</i>	POACEAE	P	I	X	X	X	X
<i>RUMEX ACETOSELLA</i>	POLYGONACEAE	P	I	X	X	X	X
<i>SALIX VIMINALIS</i>	SALICACEAE	P	I	-	X	-	X
<i>SENECIO BRACTEOLATUS</i>	ASTERACEAE	P	N	X	-	-	-
<i>SOLIDAGO CHILENSIS</i>	ASTERACEAE	P	N	X	X	-	-
<i>TARAXACUM OFFICINALE</i>	ASTERACEAE	P	I	X	-	X	-
<i>TRAGOPOGON DUBIUS</i>	ASTERACEAE	A/B	I	-	-	X	-
<i>VERBASCUM THAPSUS</i>	SCROPHULARIACEAE	B	I	-	-	-	X
<i>VERONICA ANAGALLIS-AQUATICA</i>	PLANTAGINACEAE	A	N	-	X	-	X

La comunidad nativa presentó una riqueza total de 15 especies de plantas vasculares, mientras que la comunidad invadida por *B. tectorum* presentó una riqueza total de 10 especies (Fig. 3). En la comunidad nativa, la riqueza promedio de especies nativas ( $\bar{X}=2,813$ ;  $DE=1,276$ ) fue similar a la de especies introducidas ( $\bar{X}=2,063$ ;  $DE=1,063$ ) ( $W=169$ ;  $p=0,109$ ). Mientras que, en la comunidad invadida, la riqueza promedio de especies introducidas ( $\bar{X}=3,125$ ;  $DE=0,885$ ) fue mayor que la de especies nativas ( $\bar{X}=0,688$ ;  $DE=0,704$ ) ( $W=4$ ;  $p<0,001$ ). La probabilidad de encontrar una especie nativa fue mayor en la comunidad nativa ( $z=-3,082$ ;  $p=0,002$ ), mientras que la probabilidad de hallar una especie introducida fue mayor en la comunidad invadida ( $z=2,345$ ;  $p=0,019$ ).

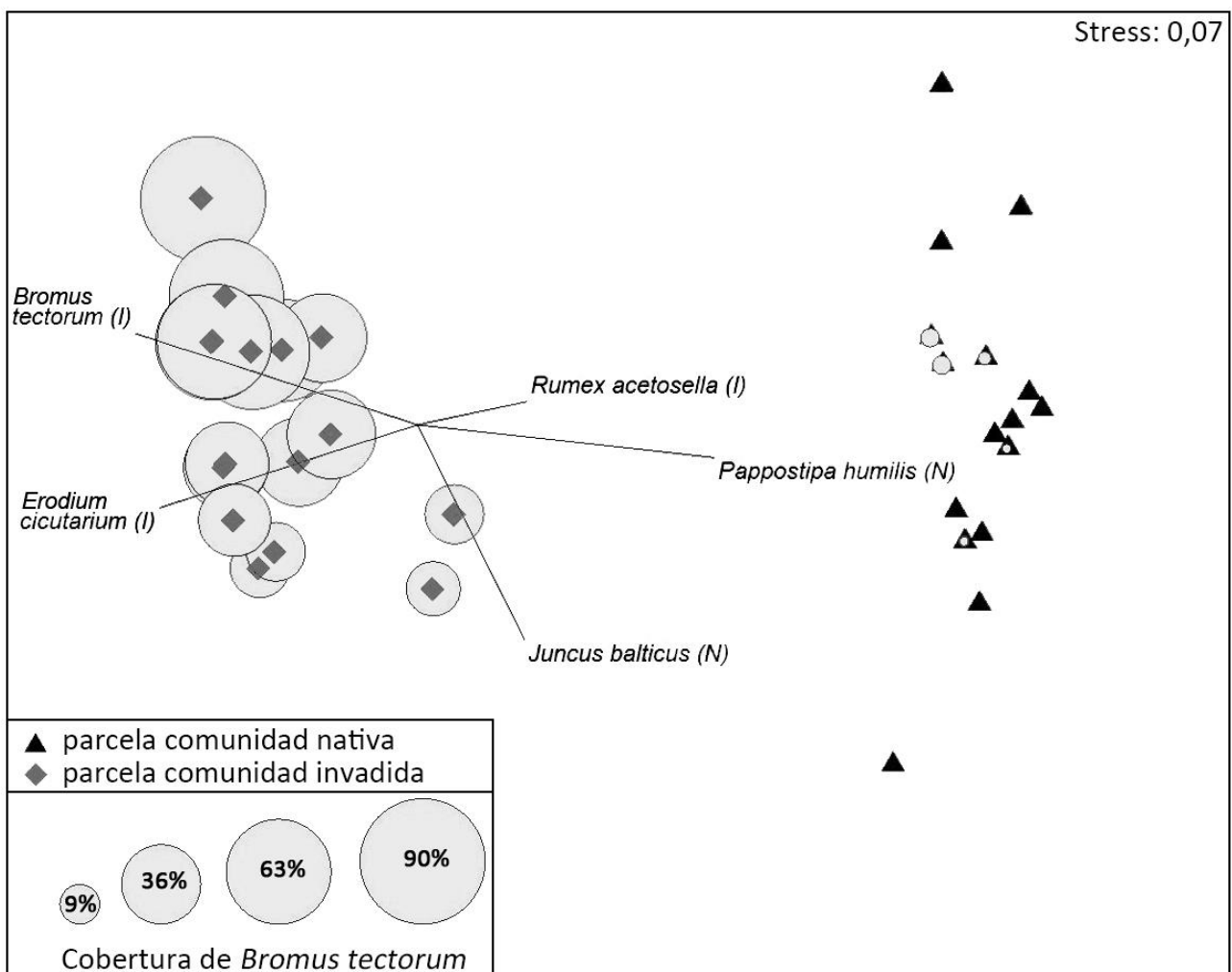


**FIG. 3.** Porcentaje de la riqueza específica total diferenciada según el origen de las especies en la vegetación en pie de las comunidades nativa e invadida por *B. tectorum*.

La composición de especies de la comunidad nativa difirió de la composición de la comunidad invadida (Fig. 4), representando esta diferencia una disimilitud del 93,15% (ANOSIM, Global  $R= 0,994$ ;  $p=0,001$ ). La disimilitud fue principalmente explicada por la notable contribución de las especies de la familia Poaceae dominantes de cada comunidad: la

introducida anual *B. tectorum* (en la comunidad invadida) y el coirón nativo perenne *P. humilis* (en la comunidad nativa). La contribución acumulada de ambas especies a la diferenciación entre comunidades superó el 60% (Tabla 2). Otras especies que también contribuyeron a la diferenciación en la composición fueron en orden de importancia, la hierba introducida *E. cicutarium* (con una contribución relativa de 18,65%, y una alta representación en la comunidad invadida que en la nativa; Tabla 2) y el junco nativo *J. balticus* (con una contribución relativa de 8,86%, y una mayor representación en la comunidad nativa que en la invadida; Tabla 2).

En la vegetación de la comunidad nativa, *B. tectorum* se encontró en el 31,3% de las parcelas, con una muy baja cobertura promedio ( $\bar{X}=0,38\%$ ;  $DE=0,69$ ). En cambio, en la comunidad invadida, se encontró a la especie en todas las parcelas, con una cobertura significativamente mayor que la encontrada en la comunidad nativa ( $\bar{X}=48,25\%$ ;  $DE=24,00$ ;  $W=256$ ;  $p<0,001$ ; Tabla 2).



**FIG. 4.** NMDS basado en la cobertura de especies de la vegetación en pie de la comunidad nativa (triángulos) y la comunidad invadida por *B. tectorum* (rombos). Los círculos representan el porcentaje de la cobertura de



*B. tectorum*. Las principales especies que contribuyeron a la disimilitud están posicionadas desde el centro del escalamiento. El grado de similitud entre los puntos del ordenamiento está indicado por la distancia relativa entre los mismos. N: nativa, I: introducida.

**TABLA 2.** Contribución acumulada de las especies (hasta el 90%) a la disimilitud entre la comunidad nativa y la comunidad invadida. DE: desvío estándar. N: nativa, I: introducida.

ESPECIE (ORIGEN)	COBERTURA	COBERTURA	DISIMILITUD	CONTRIBUCIÓN	CONTRIBUCIÓN
	PROMEDIO/ M <sup>2</sup> (%)	PROMEDIO/ M <sup>2</sup> (%)			
	C. NATIVA	C. INVADIDA	93,15	-	-
<i>BROMUS TECTORUM</i> (I)	0,38	48,25	30,58 ± 2,19	32,83	32,83
<i>PAPPOSTIPA HUMILIS</i> (N)	41,25	2,38	25,38 ± 2,77	27,24	60,07
<i>ERODIUM CICUTARIUM</i> (I)	0,19	26,38	17,37 ± 1,88	18,65	78,72
<i>JUNCUS BALTICUS</i> (N)	13,19	3,28	8,25 ± 0,83	8,86	87,59
<i>RUMEX ACETOSELLA</i> (I)	5,88	2,06	4,27 ± 0,87	4,58	92,17

### 5.1.2. CARACTERIZACIÓN DEL MICROHÁBITAT DE AMBAS COMUNIDADES

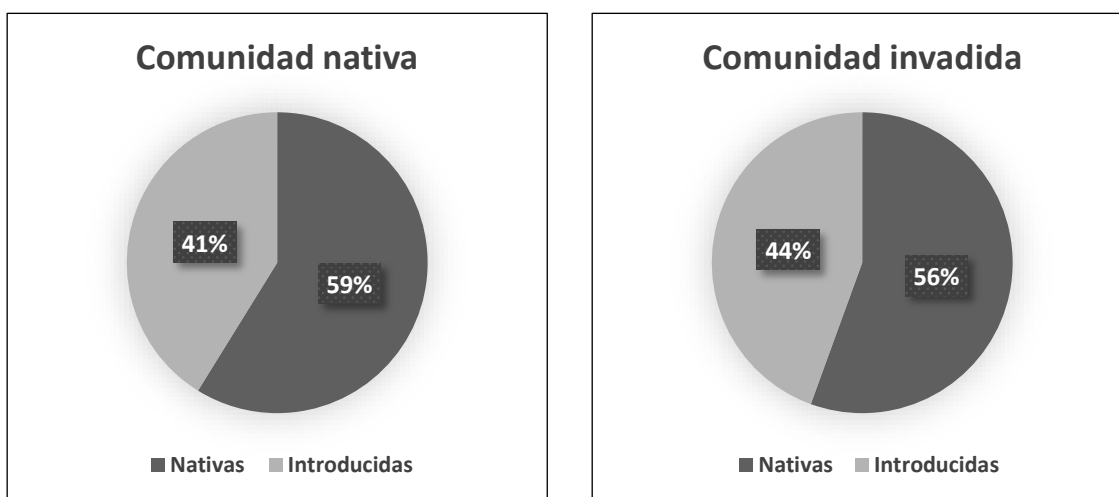
La hojarasca de la comunidad nativa se compuso principalmente por *P. humilis*, mientras que en la comunidad invadida se compuso por *B. tectorum*. La comunidad nativa presentó una cantidad de hojarasca promedio siete veces mayor que la comunidad invadida ( $\bar{X}$ =670,33 g/m<sup>2</sup>; DE=390,98) vs ( $\bar{X}$ =99,54 g/m<sup>2</sup>; DE=39,51), respectivamente; W=0; p<0,001). En la comunidad nativa se registró una cobertura de la corteza biológica promedio cercana al 1% ( $\bar{X}$ =0,98%; DE=1,36), mientras que en la comunidad invadida esta fue nula (W=56, p<0,001). Por otro lado, el espacio intercoironal promedio en la comunidad nativa ( $\bar{X}$ =68,52%; DE=15,41) fue menor que en la comunidad invadida ( $\bar{X}$ =97,50%; DE=2,35; W=247; p<0,001).

### 5.1.3. BANCO DE SEMILLAS

En el banco de semillas de las comunidades estudiadas se encontraron en total 22 especies de plantas vasculares tanto de origen nativo (13) como introducido (9) pertenecientes a 14 familias. Las familias con mayor número de especies fueron Poaceae (4) y Asteraceae (3) con igual cantidad de especies nativas (2 en cada familia). Entre las especies nativas la mayoría fueron de hábito perenne (10), mientras que en las especies introducidas la mayoría fueron especies anuales o bianuales (6) (Tabla 1). Las especies nativas más frecuentes (presentes en más del 33% de las parcelas) fueron *Carex andina* y *Erythranthe glabrata*, mientras que las introducidas más frecuentes fueron *P. pratensis* y *B. tectorum*.

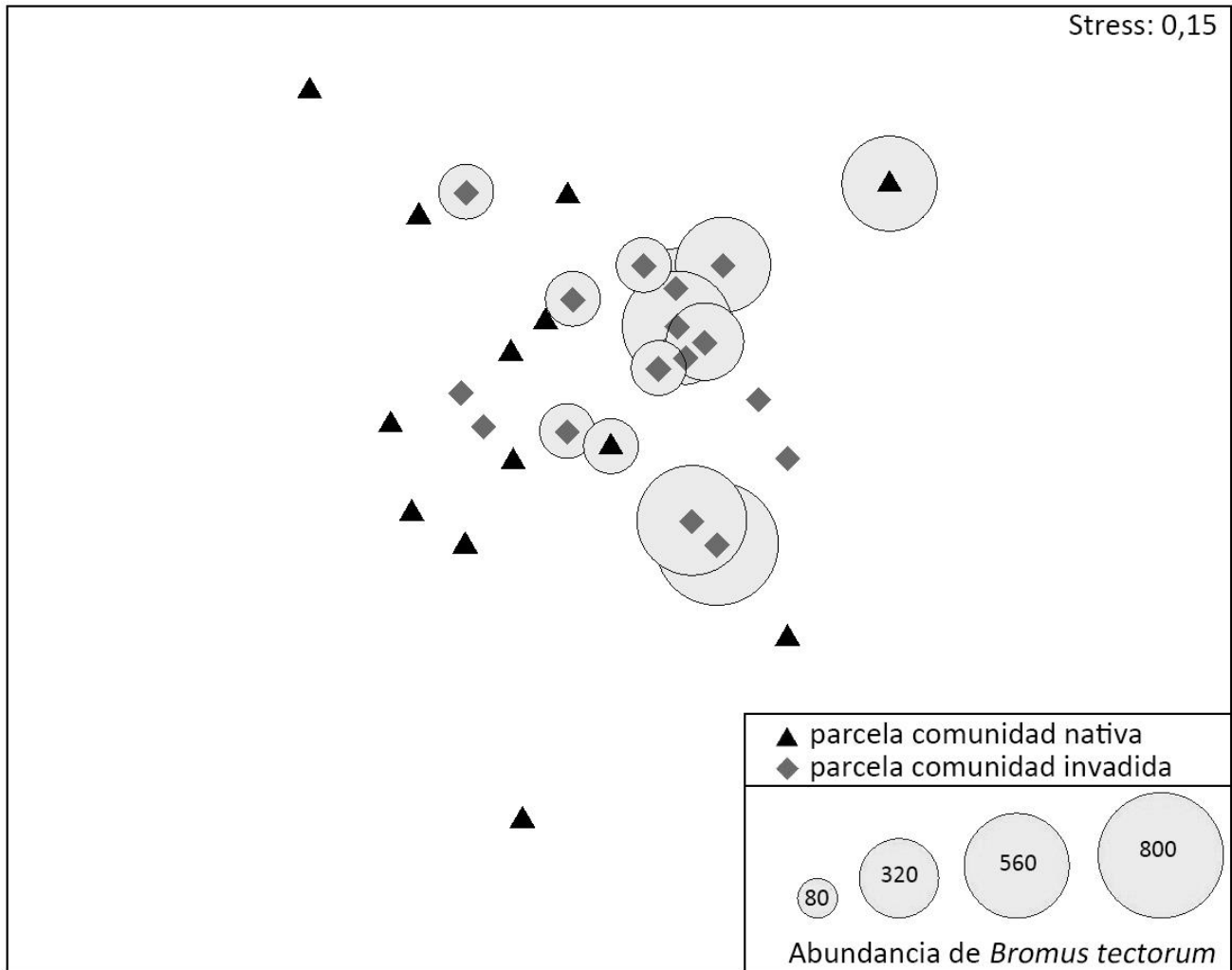
En la comunidad nativa se encontraron en el banco de semillas especies pertenecientes a 11 familias, y en la invadida estuvieron representadas 12 familias. La comunidad nativa presentó una riqueza total de 17 especies en el banco de semillas, mientras que la comunidad invadida presentó 18 especies de plantas vasculares (Fig. 5). En la comunidad nativa, la riqueza

promedio de especies nativas en el banco de semillas ( $\bar{X}=1,688$ ;  $DE=1,448$ ) fue similar a la de especies introducidas ( $\bar{X}=1,375$ ;  $DE=1,088$ ) ( $W=145$ ;  $p=0,523$ ). En tanto que, en la comunidad invadida, la riqueza promedio de especies introducidas en el banco de semillas ( $\bar{X}=2,188$ ;  $DE=0,981$ ) fue menor que la de especies nativas ( $\bar{X}=2,875$ ;  $DE=0,719$ ) ( $W=190,5$ ;  $p=0,012$ ). La probabilidad de encontrar una especie nativa ( $z=0,100$ ;  $p=0,920$ ) o introducida ( $z=-0,117$ ;  $p=0,907$ ) fue similar en las dos comunidades.



**FIG. 5.** Porcentaje de la riqueza específica total diferenciada según el origen de las especies en el banco de semillas de las comunidades nativa e invadida.

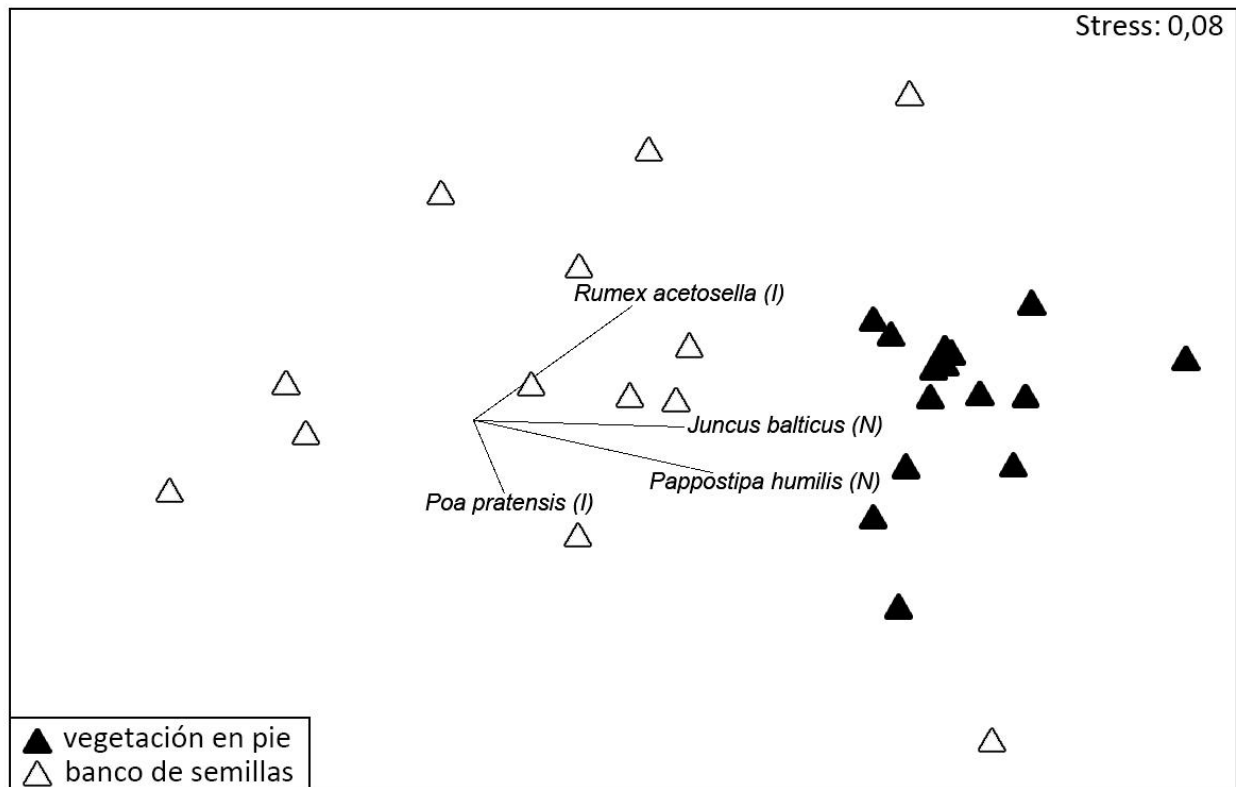
La composición del banco de semillas no difirió entre las comunidades estudiadas (Fig. 6) (ANOSIM, Global  $R=0,169$ ;  $p=0,001$ ). La abundancia de *B. tectorum* en el banco de semillas fue 6,5 veces mayor en la comunidad invadida que en la nativa ( $W=208,5$ ;  $p<0,001$ ). En la comunidad invadida, la especie tuvo una abundancia promedio de 211,3 semillas/m<sup>2</sup> ( $DE=206,2$ ) y se encontró en el 75% de las muestras, mientras que en la comunidad nativa tuvo una abundancia promedio de 32,5 semillas/m<sup>2</sup> ( $DE=100,7$ ) y estuvo presente en 12,5% de las muestras (y sólo en las obtenidas de las parcelas más cercanas a la comunidad invadida).



**FIG. 6.** NMDS basado en la abundancia de las semillas por m<sup>2</sup> de las especies en el banco de semillas de la comunidad nativa (triángulos) y la comunidad invadida por *B. tectorum* (rombos). Los círculos representan la abundancia de *B. tectorum*. El grado de similitud entre los puntos del ordenamiento está indicado por la distancia relativa entre los mismos.

#### 5.1.4. DIFERENCIAS ENTRE LA VEGETACIÓN EN PIE Y EL BANCO DE SEMILLAS

En la comunidad nativa la composición de especies del banco de semillas difirió de la composición de la vegetación con una disimilitud del 85,89% (ANOSIM, Global R= 0,516; p=0,001; Fig. 7). Esta disimilitud fue principalmente explicada por las especies nativas, exclusivamente presentes en la vegetación, *P. humilis* (con una contribución relativa del 16,44%) y *J. balticus* (12,21%). También contribuyeron a la diferenciación las especies introducidas *R. acetosella* (9,86%) y *P. pratensis* (9,38%), al encontrarse con mayor representación en la vegetación que en el banco de semillas (Tabla 3).

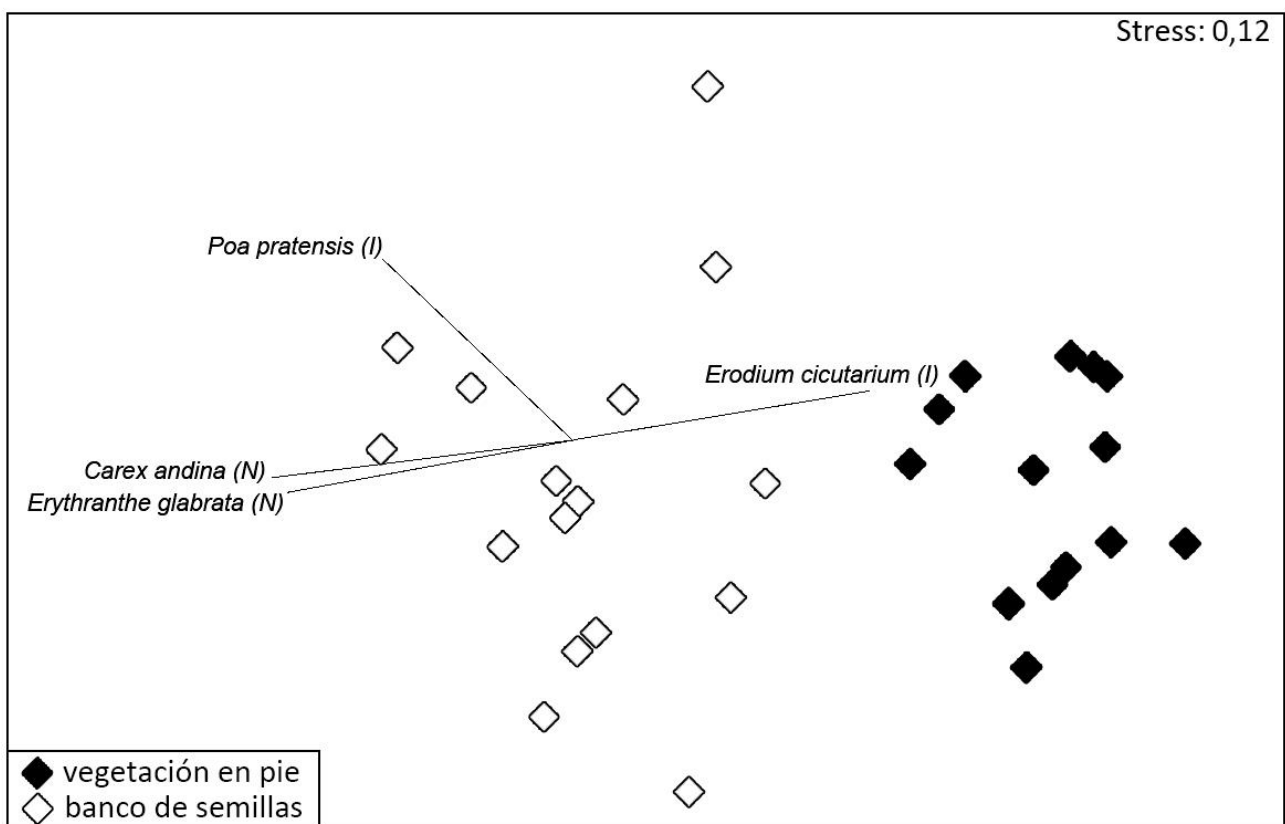


**FIG. 7.** NMDS basado en la frecuencia de especies en la vegetación en pie (triángulos negros) y en el banco de semillas (triángulos blancos) en las 16 parcelas muestreadas de la comunidad nativa. Las principales especies que contribuyeron a la disimilitud están posicionadas desde el centro del escalamiento. El grado de similitud entre los puntos del ordenamiento está indicado por la distancia relativa entre los mismos. N: nativa, I: introducida.

**TABLA 3.** Contribución acumulada de las especies (hasta el 90%) a la disimilitud entre la vegetación en pie y el banco de semillas en la comunidad nativa. DE: desvío estándar. N: nativa, I: introducida.

ESPECIE (ORIGEN)	FRECUENCIA PROMEDIO	FRECUENCIA PROMEDIO	DISIMILITUD PROMEDIO ± DE	CONTRIBUCIÓN RELATIVA (%)	CONTRIBUCIÓN ACUMULADA (%)
	VEGETACIÓN	BCO. SEMILLAS			
			85,89	-	-
<i>PAPPOSTIPA HUMILIS (N)</i>	1,00	0,00	14,12 ± 2,66	16,44	16,44
<i>JUNCUS BALTICUS (N)</i>	0,75	0,00	10,49 ± 1,39	12,21	28,65
<i>RUMEX ACETOSELLA (I)</i>	0,81	0,38	8,47 ± 1,03	9,86	38,50
<i>POA PRATENSIS (I)</i>	0,69	0,38	8,06 ± 0,96	9,38	47,88
<i>CAREX ANDINA (N)</i>	0,00	0,50	5,65 ± 0,95	6,57	54,46
<i>ERYTHRANTHE GLABRATA (N)</i>	0,00	0,44	4,69 ± 0,84	5,47	59,92
<i>BROMUS TECTORUM (I)</i>	0,31	0,13	4,47 ± 0,69	5,20	65,13
<i>SALIX VIMINALIS (I)</i>	0,00	0,31	4,01 ± 0,63	4,66	69,79
<i>AFÍN POA LANUGINOSA (N)</i>	0,25	0,00	3,17 ± 0,52	3,69	73,48
<i>SOLIDAGO CHILENSIS (N)</i>	0,25	0,06	3,11 ± 0,59	3,62	77,10
<i>ERODIUM CICUTARIUM (I)</i>	0,19	0,06	2,95 ± 0,51	3,43	80,53
<i>GAMOCHAETA SP (N)</i>	0,00	0,25	2,42 ± 0,56	2,81	83,35
<i>CARDUUS NUTANS (I)</i>	0,19	0,06	2,34 ± 0,51	2,72	86,07
<i>SENECIO BRACTEOLATUS (N)</i>	0,13	0,00	1,70 ± 0,36	1,98	88,05
<i>CALLITRICH LECHLERI (N)</i>	0,00	0,13	1,63 ± 0,37	1,90	89,95

En la comunidad invadida por *B. tectorum* la composición de especies del banco de semillas difirió de la composición de la vegetación con una disimilitud del 72,65% (ANOSIM, Global R= 0,84; p=0,001; Fig. 8). Esta disimilitud fue principalmente explicada por las especies nativas, exclusivamente presentes en el banco de semillas, *C. andina* (con una contribución relativa del 14,09%) y *E. glabrata* (13,11%), y por la especie introducida *E. cicutarium* (13,55%), la cual se encontró con mayor representación en la vegetación. De modo opuesto, la especie introducida *P. pratensis*, que contribuyó en un 9,35% a la diferenciación en la composición, se encontró con mayor representación en el banco de semillas que en la vegetación en pie (Tabla 4).



**FIG. 8.** NMDS basado en la frecuencia de especies en la vegetación en pie (rombos negros) y en el banco de semillas (rombos blancos) en las 16 parcelas muestreadas de la comunidad invadida. Las principales especies que contribuyeron a la disimilitud están posicionadas desde el centro del escalamiento. El grado de similitud entre los puntos del ordenamiento está indicado por la distancia relativa entre los mismos. N: nativa, I: introducida.

**TABLA 4.** Contribución acumulada de las especies (hasta el 90%) a la disimilitud entre la vegetación en pie y el banco de semillas en la comunidad invadida. DE: desvío estándar. N: nativa, I: introducida.

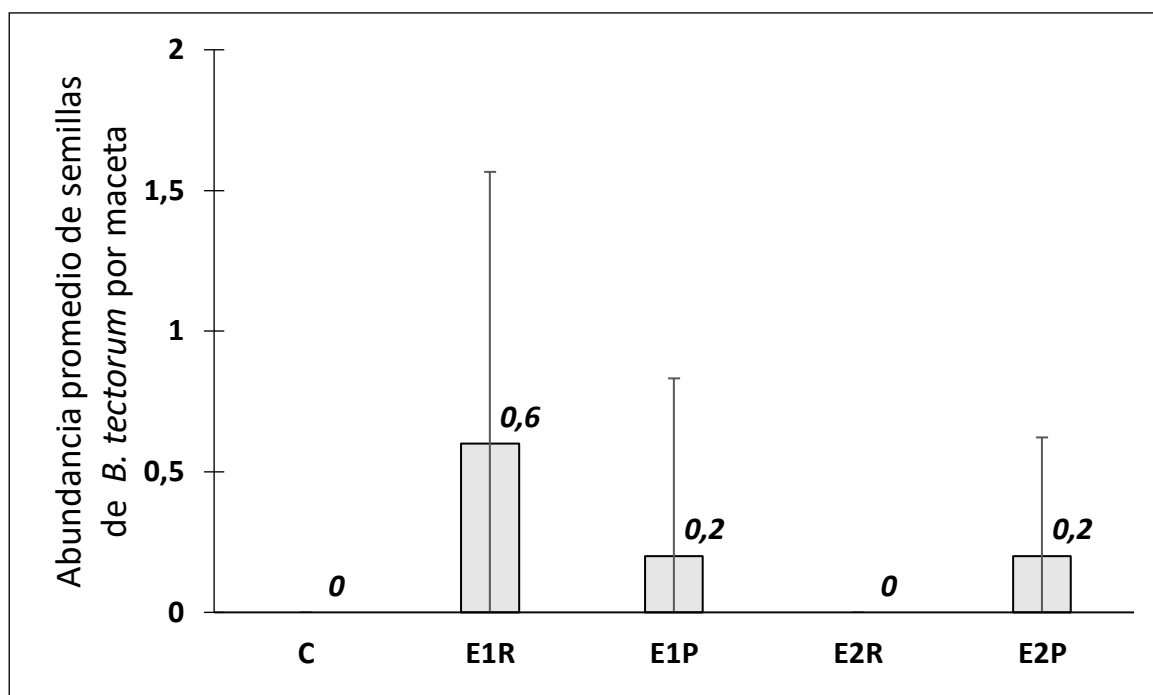
ESPECIE (ORIGEN)	FRECUENCIA	FRECUENCIA	DISIMILITUD PROMEDIO ± DE	CONTRIBUCIÓN RELATIVA (%)	CONTRIBUCIÓN ACUMULADA (%)
	PROMEDIO VEGETACIÓN	PROMEDIO BCO. SEMILLAS			
			72,65	-	-
<i>CAREX ANDINA</i> (N)	0,00	0,88	10,24 ± 2,24	14,09	14,09
<i>ERODIUM CICUTARIUM</i> (I)	1,00	0,19	9,84 ± 1,88	13,55	27,64
<i>ERYTHRANTHE GLABRATA</i> (N)	0,00	0,81	9,52 ± 1,91	13,11	40,74
<i>POA PRATENSIS</i> (I)	0,25	0,69	6,79 ± 1,15	9,35	50,10
<i>PAPPOSTIPA HUMILIS</i> (N)	0,44	0,06	4,87 ± 0,87	6,70	56,79
<i>CAREX GAYANA</i> (N)	0,00	0,38	4,21 ± 0,76	5,80	62,59
<i>CARDUUS NUTANS</i> (I)	0,25	0,19	3,66 ± 0,70	5,04	67,63
<i>HORDEUM MURINUM</i> (I)	0,31	0,00	3,35 ± 0,66	4,61	72,23
<i>BROMUS TECTORUM</i> (I)	1,00	0,75	2,85 ± 0,56	3,92	76,15
<i>RUMEX ACETOSELLA</i> (I)	0,19	0,13	2,71 ± 0,59	3,73	79,89
<i>JUNCUS BALTICUS</i> (N)	0,25	0,00	2,62 ± 0,57	3,61	83,50
<i>GAMOCCHAETA SP</i> (N)	0,00	0,19	1,95 ± 0,46	2,69	86,19
<i>CALLITRICHE LECHLERI</i> (N)	0,00	0,19	1,95 ± 0,47	2,69	88,87
<i>SALIX VIMINALIS</i> (I)	0,00	0,13	1,59 ± 0,36	2,19	91,06

## 5.2. MANEJO DE *B. TECTORUM*

No se encontraron diferencias significativas en la abundancia absoluta de semillas de *B. tectorum* entre los bancos de semillas iniciales de los cinco tratamientos ( $F_{(4,45)}=2,115$ ;  $p=0,095$ ). A partir de esta homogeneidad inicial, se utilizó la variable de la abundancia absoluta final para comparar el efecto de los tratamientos entre sí. En esta comparación, no se encontraron diferencias significativas en la abundancia de semillas del banco entre los tratamientos aplicados ( $H_{(4)}=8,954$ ;  $p=0,062$ ) (Tabla 5 y Fig. 9).

**TABLA 5.** Análisis de la varianza de la abundancia absoluta de semillas del banco de semillas de *B. tectorum* para los 5 tratamientos al inicio y final del experimento. Ídem para los 10 bloques.

ANÁLISIS DE LA VARIANZA EN:	FUENTE DE VARIACIÓN	SUMA DE CUADRADOS	GRADOS DE LIBERTAD	MEDIA DE CUADRADOS	ESTADÍSTICO	VALOR DE SIGNIFICANCIA P
<b>TRATAMIENTOS, INICIO</b>	ENTRE TRATAMIENTOS	17,48	4	4,37	F=2,115	0,095
	RESIDUALES	93,00	45	2,07	-	-
	TOTAL	110,48	49	-	-	-
<b>TRATAMIENTOS, FINAL</b>	ENTRE TRATAMIENTOS	-	4	-	H=8,954	0,062
<b>BLOQUE, INICIO</b>	ENTRE BLOQUES	25,68	9	2,85	F=1,346	0,245
	RESIDUALES	84,80	40	2,12	-	-
	TOTAL	110,48	49	-	-	-
<b>BLOQUE, FINAL</b>	ENTRE BLOQUES	-	9	-	H=8,954	0,657



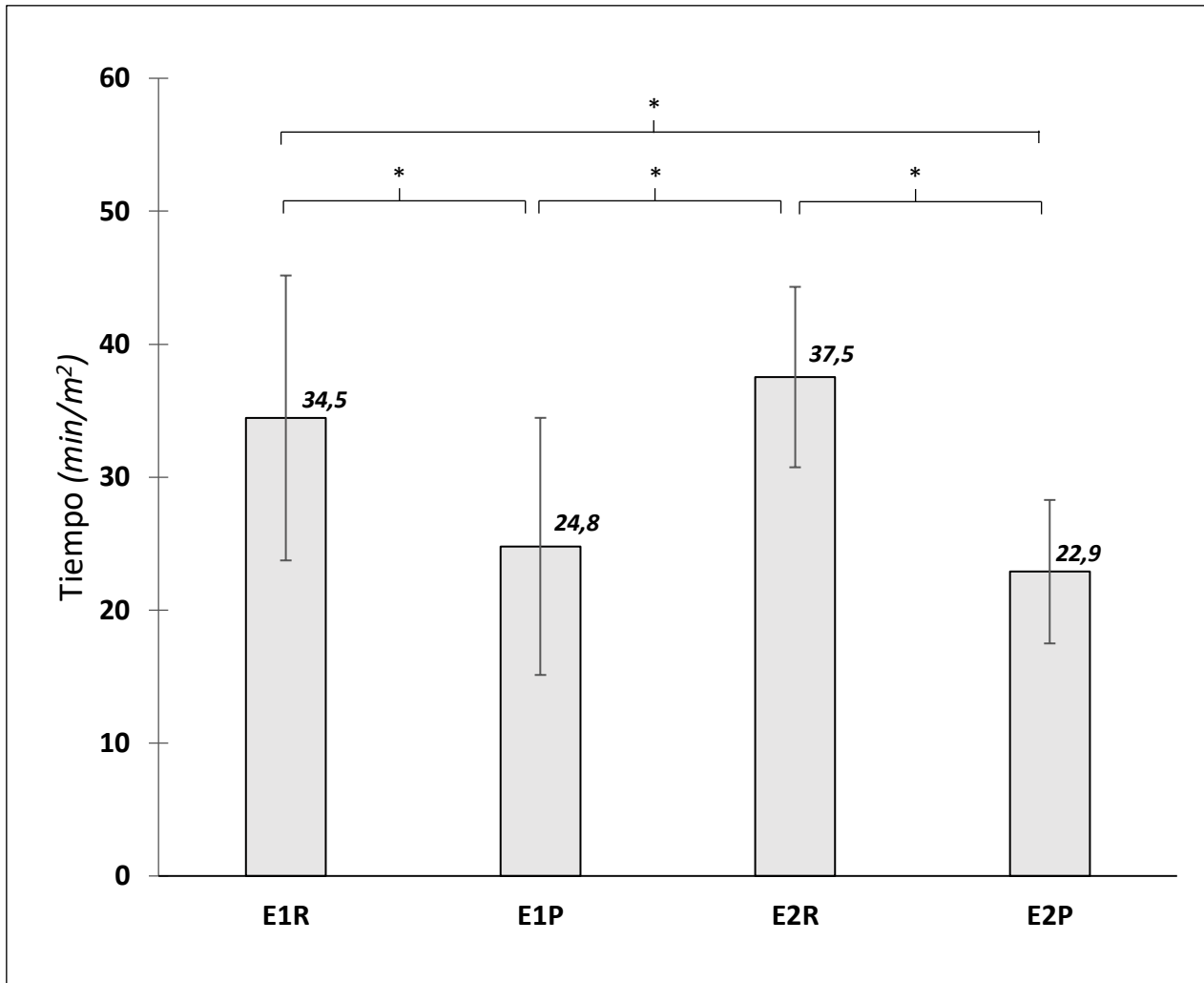
**FIG. 9.** Abundancia promedio de las semillas de *B. tectorum* germinadas en las macetas de los cinco tratamientos al final del experimento con su desvío estándar. **C:** Sin extracción de plantas de *B. tectorum*. **E1R:** Extracción de *B. tectorum* una sola vez y remoción de la biomasa extraída. **E1P:** Extracción de *B. tectorum* una sola vez y permanencia de la biomasa extraída. **E2R:** Extracción de *B. tectorum* dos veces y remoción de la biomasa extraída. **E2P:** Extracción de *B. tectorum* dos veces y permanencia de la biomasa extraída.

En la revisión manual de las macetas del tratamiento control se encontraron 57 semillas de cuatro especies diferentes, incluyendo a *B. tectorum*. La única semilla de *B. tectorum* resultó no ser viable. Por otro lado, las plantas que fueron recolectadas desde la raíz con semillas inmaduras presentaron 1882 semillas en total, de las cuales el 53% maduró luego de haber sido extraídas de las parcelas y de su permanencia a la intemperie durante dos meses. A partir de una submuestra que representó el 10% de las semillas registradas como maduras (45 de 453), se constató que el 89% fueron viables.

### 5.3. COSTO ECONÓMICO

Del costo económico sobre tiempo de labor (T), se encontró que el tiempo promedio de extracción de *B. tectorum* fue de 29,91min/m<sup>2</sup> (DE=10,25), y varió entre los tratamientos ( $F_{(3,36)}=7,250$ ;  $p<0,001$ ) (Fig. 10). Los tratamientos que más tiempo promedio de labor requirieron fueron aquellos en donde hubo remoción de la biomasa extraída (E1R y E2R), sin diferencias significativas entre ellos ( $t=0,816$ ,  $p=0,663$ ; Fig. 10). Mientras que los tratamientos que menos tiempo promedio de labor requirieron fueron aquellos en los que la biomasa extraída permaneció en el suelo (E1P y E2P), sin diferencias significativas entre ellos ( $t=0,506$ ,

p=0,616; Fig. 10). Además, para la primera instancia de aplicación de los tratamientos, el tiempo de labor fue similar entre los tratamientos E1P y E2P ( $t=1,889$ ;  $p=0,075$ ), y entre los tratamientos E1R y E2R ( $t=0,015$ ;  $p=0,989$ ), así como el peso de la biomasa extraída húmeda ( $t=0,044$ ;  $p=0,965$ ) y el peso posterior una vez seca ( $t=0,202$ ;  $p=0,845$ ) (Tabla 6). Por otro lado, en promedio la biomasa extraída de *B. tectorum* estuvo conformada por aproximadamente un 42% de humedad y un 58% de material vegetal seco (Tabla 6).



**FIG. 10.** Tiempo promedio de labor (min) con su desvío estándar por área (m<sup>2</sup>) en los tratamientos E1R, E1P, E2R y E2P. \* Indica diferencias significativas en el tiempo de labor entre tratamientos. **E1R:** Extracción de *B. tectorum* una sola vez y remoción de la biomasa extraída. **E1P:** Extracción de *B. tectorum* una sola vez y permanencia de la biomasa extraída. **E2R:** Extracción de *B. tectorum* dos veces y remoción de la biomasa extraída. **E2P:** Extracción de *B. tectorum* dos veces y permanencia de la biomasa extraída.



**TABLA 6.** Tiempo de labor promedio (min) para la primera y segunda aplicación de cada tratamiento, peso húmedo promedio (g) y peso seco promedio (g) por área (m<sup>2</sup>) con sus desvíos estándar según corresponda. **PROMEDIO REMOCIÓN:** promedio de los valores obtenidos para la primera aplicación de ambos tratamientos de remoción dado que no se encontraron diferencias significativas entre ellos. **PROMEDIO PERMANENCIA:** ídem para la primera aplicación de los tratamientos con permanencia de hojarasca.

TRATAMIENTO	1ERA APLICACIÓN			2DA APLICACIÓN		
	TIEMPO DE LABOR PROMEDIO/ M <sup>2</sup>	PESO HÚMEDO PROMEDIO/ M <sup>2</sup>	PESO SECO PROMEDIO/ M <sup>2</sup>	TIEMPO DE LABOR PROMEDIO/ M <sup>2</sup>	PESO HÚMEDO PROMEDIO/ M <sup>2</sup>	PESO SECO PROMEDIO/ M <sup>2</sup>
	± DE (MIN)	± DE (G)	± DE (G)	± DE (MIN)	± DE (G)	± DE (G)
E1R	34,45 ± 10,72	454,60 ± 188,62	264,77 ± 106,45	-	-	-
E1P	24,79 ± 9,67	-	-	-	-	-
E2R	34,41 ± 5,82	451,60 ± 81,03	258,06 ± 43,26	3,12 ± 1,72	6,50 ± 4,77	2,52 ± 2,00
E2P	18,27 ± 5,06	-	-	4,61 ± 2,00	-	-
<b>PROMEDIO REMOCIÓN</b>	34,43 ± 8,39	453,10 ± 141,30	261,43 ± 79,16	-	-	-
<b>PROMEDIO PERMANENCIA</b>	21,53 ± 8,22	-	-	-	-	-

Los costos económicos del traslado (T), los insumos consumibles (C), el equipamiento (E) y los víveres y seguridad del trabajador (VST) se desglosan, junto con observaciones y recomendaciones, en la Tabla 7 a continuación.

**TABLA 7.** Estimación de los costos económicos según la categoría. El valor está expresado en dólares estadounidenses a partir de pesos argentinos convertidos según el tipo de cambio oficial del Banco de la Nación Argentina al día 16/10/2022.

CATEGORÍA	ÍTEM	VALOR	OBSERVACIONES
<b>LABOR</b>  <b>(L)</b>	TIEMPO DE TRABAJO POR M <sup>2</sup> SEGÚN EL TRATAMIENTO	USD 0 / 3,55 X HORA	EL TRABAJO FUE VOLUNTARIO. EN CASO DE PAGAR, EL JORNAL DE 8 HORAS DE UN PEÓN GENERAL ES DE USD 28,39. SI BIEN LOS TRATAMIENTOS E2R Y E2P SON UNA SEGUNDA APLICACIÓN DE TRABAJO, REQUIEREN UN MENOR TIEMPO DE LABOR POR LA ABUNDANCIA DE LA ESPECIE YA REDUCIDA EN E1R Y E1P.
	<ul style="list-style-type: none"> <li>E1R = 0,58HS</li> <li>E1P = 0,36HS</li> <li>E2R (LUEGO DE APLICAR E1R) = 0,05HS</li> <li>E2P (LUEGO DE APLICAR E1P) = 0,08HS</li> </ul>		
<b>TRASLADO</b>  <b>(T)</b>	1 KM EN AUTOMÓVIL PARTICULAR (0,1L DE NAFTA SUPER)	USD 0,082 X KM	EN CADA AUTOMÓVIL PARTICULAR SE PUEDE TRASLADAR HASTA 5 TRABAJADORES.
<b>CONSUMIBLES</b>  <b>(C)</b>	BOLSAS PARA GUARDAR LA HOJARASCA EXTRAÍDA (1 BOLSA DE PLÁSTICO DURO DE 40CM X 60CM CONTIENE 4KG DE HOJARASCA HÚMEDA. EQUIVALE A 9 M <sup>2</sup> DE PASTIZAL EN E1R, Y A 1285 M <sup>2</sup> PARA E2R. DE TODOS MODOS ASEGURAR DISPONER UNA BOLSA POR TRABAJADOR)	USD 0 / 0,13 X BOLSA	SE REUSARON BOLSAS DE ABONO Y ALIMENTO BALANCEADO. EN CASO DE COMPRAR, UTILIZAR BOLSAS REFORZADAS PARA ESCOMBROS DE 40CM X 60CM PARA EVITAR ROTURAS DEL MATERIAL.
<b>EQUIPAMIENTO</b>  <b>(E)</b>	GUANTES DE TRABAJO DE POLIÉSTER BAÑADOS EN POLIURETANO (1 PAR)	USD 1,74 X PAR	EL GUANTE DEBE SER GRUESO PARA EVITAR PINCHADURAS, Y AJUSTADO PARA PERMITIR EXTRAER DE RAÍZ LAS PLANTAS SIN PROBLEMAS.



<b>VÍVERES Y SEGURIDAD DEL TRABAJADOR (VST)</b>	COMIDA POR DÍA POR TRABAJADOR (4 SÁNDWICHES DE MIGA)	USD 2,15 X DÍA	CONSIDERAR SURTIDO PARA DIFERENTES DIETAS.
	BEBIDA POR DÍA POR TRABAJADOR (1,5 LITROS DE AGUA MINERAL)	USD 0,76 X DÍA	EN LO POSIBLE RELLENAR BOTELLAS O BIDONES CON AGUA POTABLE DE GRIFO.
	SEGURO DE ACCIDENTES PERSONALES POR DÍA POR TRABAJADOR	USD 0,11 X DÍA	-

Para estimar el costo económico de realizar alguno de los manejos en un pastizal del noroeste patagónico invadido por *B. tectorum*, como el del sitio de estudio, se propone utilizar la siguiente planilla (Recuadro 1) teniendo en cuenta si se decide hacer una o dos extracciones (**VERSIÓN PARA IMPRIMIR O FOTOCOPIAR EN EL ANEXO 1: PLANILLA PARA PRESUPUESTAR COSTOS**):

**RECUADRO 1.** Planilla para presupuestar costos.

<b>DATOS A INGRESAR EN ORDEN PARA UNA PRIMERA EXTRACCIÓN:</b> (REDONDEAR AL NÚMERO ENTERO SUPERIOR MÁS PRÓXIMO)	
1) ÁREA INVADIDA: _____ M <sup>2</sup> A TRABAJAR.	
2) _____ M <sup>2</sup> A TRABAJAR X TRATAMIENTO ELEGIDO ( <b>E1R</b> 0,58HS vs. <b>E1P</b> 0,36HS): _____ HORAS TOTALES DE TRABAJO.	
3) _____ HORAS TOTALES DE TRABAJO / _____ HORAS DE CARGA HORARIA INDIVIDUAL DIARIA= _____ TRABAJADORES TOTALES.	
4) _____ TRABAJADORES TOTALES / _____ DÍAS DE TRABAJO: _____ TRABAJADORES POR DÍA.	
5) _____ TRABAJADORES POR DÍA / 5 = _____ AUTOMÓVILES.	
	<b>COSTOS</b>
	L= _____ HORAS TOTALES DE TRABAJO X USD 3,55 = <b>USD</b> _____
	T= _____ AUTOMÓVILES X _____ KM X _____ DÍAS DE TRABAJO X USD 0,082 = <b>USD</b> _____
	C ( <b>SOLO PARA E1R</b> ) = ( _____ M <sup>2</sup> / 9) X USD 0,13 = <b>USD</b> _____
	E= _____ TRABAJADORES POR DÍA X USD 1,74 = <b>USD</b> _____
	VST= ( _____ TRABAJADORES POR DÍA X USD 3,02) X _____ DÍAS DE TRABAJO = <b>USD</b> _____
	<b>COSTO TOTAL PRIMERA EXTRACCIÓN = USD</b> _____
	+
<b>DATOS A INGRESAR EN ORDEN PARA UNA SEGUNDA EXTRACCIÓN:</b> (REDONDEAR AL NÚMERO ENTERO SUPERIOR MÁS PRÓXIMO)	
1) ÁREA INVADIDA: _____ M <sup>2</sup> A TRABAJAR.	
2) _____ M <sup>2</sup> A TRABAJAR X TRATAMIENTO ELEGIDO ( <b>E2R</b> 0,05HS vs. <b>E2P</b> 0,08HS): _____ HORAS TOTALES DE TRABAJO.	
3) _____ HORAS TOTALES DE TRABAJO / _____ HORAS DE CARGA HORARIA INDIVIDUAL DIARIA= _____ TRABAJADORES TOTALES.	
4) _____ TRABAJADORES TOTALES / _____ DÍAS DE TRABAJO: _____ TRABAJADORES POR DÍA.	
5) _____ TRABAJADORES POR DÍA / 5 = _____ AUTOMÓVILES.	
	<b>COSTOS</b>
	L= _____ HORAS TOTALES DE TRABAJO X USD 3,55 = <b>USD</b> _____
	T= _____ AUTOMÓVILES X _____ KM X _____ DÍAS DE TRABAJO X USD 0,082 = <b>USD</b> _____
	C ( <b>SOLO PARA E2R</b> ) = _____ TRABAJADORES POR DÍA X USD 0,13 = <b>USD</b> _____
	E ( <b>REUSAR DE LA PRIMERA EXTRACCIÓN</b> ) = _____ TRABAJADORES POR DÍA X USD 1,74 = <b>USD</b> _____
	VST= ( _____ TRABAJADORES POR DÍA X USD 3,02) X _____ DÍAS DE TRABAJO = <b>USD</b> _____
	<b>COSTO TOTAL SEGUNDA EXTRACCIÓN = USD</b> _____
	<b>COSTO TOTAL FINAL = USD</b> _____

Por ejemplo, para calcular el costo económico de aplicar en el sitio de estudio (450m<sup>2</sup>) el manejo E1R en dos días de trabajo, con una carga horaria individual diaria de seis horas por trabajador voluntario, provenientes desde una ciudad a 25 km (50 km ida y vuelta) (Recuadro 2):

**RECUADRO 2.** Planilla para presupuestar costos con ejemplo de manejo E1R.DATOS A INGRESAR EN ORDEN PARA UNA **PRIMERA EXTRACCIÓN:** (REDONDEAR AL NÚMERO ENTERO SUPERIOR MÁS PRÓXIMO)

- 1) ÁREA INVADIDA: 450 M<sup>2</sup> A TRABAJAR.
- 2) 450 M<sup>2</sup> A TRABAJAR X TRATAMIENTO ELEGIDO (~~E1R 0,58HS~~ vs. **E1P 0,36HS**): 261 HORAS TOTALES DE TRABAJO.
- 3) 261 HORAS TOTALES DE TRABAJO / 6 HORAS DE CARGA HORARIA INDIVIDUAL DIARIA= 44 TRABAJADORES TOTALES.
- 4) 44 TRABAJADORES TOTALES / 2 DÍAS DE TRABAJO: 22 TRABAJADORES POR DÍA.
- 5) 22 TRABAJADORES POR DÍA / 5 = 5 AUTOMÓVILES.

**COSTOS**

$$L = \underline{261} \text{ HORAS TOTALES DE TRABAJO} \times \text{USD } 3,55 = \text{USD } \underline{0,00}$$

$$T = \underline{5} \text{ AUTOMÓVILES} \times \underline{50} \text{ KM} \times \underline{2} \text{ DÍAS DE TRABAJO} \times \text{USD } 0,082 = \text{USD } \underline{41,00}$$

$$C \text{ (SOLO PARA E1R)} = (\underline{450} \text{ M}^2 / 9) \times \text{USD } 0,13 = \text{USD } \underline{6,50}$$

$$E = \underline{22} \text{ TRABAJADORES POR DÍA} \times \text{USD } 1,74 = \text{USD } \underline{38,28}$$

$$\text{VST} = (\underline{22} \text{ TRABAJADORES POR DÍA} \times \text{USD } 3,02) \times \underline{2} \text{ DÍAS DE TRABAJO} = \text{USD } \underline{132,28}$$

$$\text{COSTO TOTAL PRIMERA EXTRACCIÓN} = \text{USD } \underline{218,06}$$

O si los trabajadores fueran pagos y se aplica el manejo E1P en dos días de trabajo, y luego se aplica el manejo E2P en un día de trabajo pasado los dos meses (Recuadro 3):

**RECUADRO 3.** Planilla para presupuestar costos con ejemplo de manejo E2P.DATOS A INGRESAR EN ORDEN PARA UNA **PRIMERA EXTRACCIÓN:** (REDONDEAR AL NÚMERO ENTERO SUPERIOR MÁS PRÓXIMO)

- 1) ÁREA INVADIDA: 450 M<sup>2</sup> A TRABAJAR.
- 2) 450 M<sup>2</sup> A TRABAJAR X TRATAMIENTO ELEGIDO (~~E1R 0,58HS~~ vs. **E1P 0,36HS**): 162 HORAS TOTALES DE TRABAJO.
- 3) 162 HORAS TOTALES DE TRABAJO / 6 HORAS DE CARGA HORARIA INDIVIDUAL DIARIA= 27 TRABAJADORES TOTALES.
- 4) 27 TRABAJADORES TOTALES / 2 DÍAS DE TRABAJO: 14 TRABAJADORES POR DÍA.
- 5) 14 TRABAJADORES POR DÍA / 5 = 3 AUTOMÓVILES.

**COSTOS**

$$L = \underline{162} \text{ HORAS TOTALES DE TRABAJO} \times \text{USD } 3,55 = \text{USD } \underline{575,10}$$

$$T = \underline{3} \text{ AUTOMÓVILES} \times \underline{50} \text{ KM} \times \underline{2} \text{ DÍAS DE TRABAJO} \times \text{USD } 0,082 = \text{USD } \underline{24,06}$$

$$C \text{ (SOLO PARA E1R)} = (\underline{450} \text{ M}^2 / 9) \times \text{USD } 0,13 = \text{USD } \underline{0,00}$$

$$E = \underline{14} \text{ TRABAJADORES POR DÍA} \times \text{USD } 1,74 = \text{USD } \underline{24,36}$$

$$\text{VST} = (\underline{14} \text{ TRABAJADORES POR DÍA} \times \text{USD } 3,02) \times \underline{2} \text{ DÍAS DE TRABAJO} = \text{USD } \underline{84,56}$$

$$\text{COSTO TOTAL PRIMERA EXTRACCIÓN} = \text{USD } \underline{708,08}$$

+

DATOS A INGRESAR EN ORDEN PARA UNA **SEGUNDA EXTRACCIÓN:** (REDONDEAR AL NÚMERO ENTERO SUPERIOR MÁS PRÓXIMO)

- 1) ÁREA INVADIDA: 450 M<sup>2</sup> A TRABAJAR.
- 2) 450 M<sup>2</sup> A TRABAJAR X TRATAMIENTO ELEGIDO (~~E2R 0,05HS~~ vs. **E2P 0,08HS**): 36 HORAS TOTALES DE TRABAJO.
- 3) 36 HORAS TOTALES DE TRABAJO / 6 HORAS DE CARGA HORARIA INDIVIDUAL DIARIA= 6 TRABAJADORES TOTALES.
- 4) 6 TRABAJADORES TOTALES / 1 DÍAS DE TRABAJO: 6 TRABAJADORES POR DÍA.
- 5) 6 TRABAJADORES POR DÍA / 5 = 2 AUTOMÓVILES.

**COSTOS**

$$L = \underline{36} \text{ HORAS TOTALES DE TRABAJO} \times \text{USD } 3,55 = \text{USD } \underline{127,80}$$

$$T = \underline{2} \text{ AUTOMÓVILES} \times \underline{50} \text{ KM} \times \underline{1} \text{ DÍAS DE TRABAJO} \times \text{USD } 0,082 = \text{USD } \underline{8,20}$$

$$C \text{ (SOLO PARA E2P)} = \underline{3} \text{ TRABAJADORES POR DÍA} \times \text{USD } 0,13 = \text{USD } \underline{0,00}$$

$$E \text{ (REUSAR DE LA PRIMERA EXTRACCIÓN)} = \underline{3} \text{ TRABAJADORES POR DÍA} \times \text{USD } 1,74 = \text{USD } \underline{0,00}$$

$$\text{VST} = (\underline{6} \text{ TRABAJADORES POR DÍA} \times \text{USD } 3,02) \times \underline{1} \text{ DÍAS DE TRABAJO} = \text{USD } \underline{18,12}$$

$$\text{COSTO TOTAL SEGUNDA EXTRACCIÓN} = \text{USD } \underline{154,12}$$

**COSTO TOTAL FINAL = USD 862,20**

Otras recomendaciones sobre la puesta en práctica de los manejos son las siguientes:

- Usar protección del sol, viento y mosquitos.
- Llevar un botiquín de primeros auxilios que contenga, por ejemplo, apósitos y epinefrina en caso de picaduras en personas alérgicas.
- Vestir mangas largas, pantalones largos y medias o polainas que cubran los tobillos evita pinchaduras por las plantas.
- Al llegar y retirarse del lugar controlar que no se transporten semillas enganchadas en la ropa.
- Si se necesita más de un día de trabajo para llevar a cabo el manejo, tratar de que sean días seguidos, como en un mismo fin de semana, para evitar que las plantas sigan creciendo y produzcan semillas.
- Dividir el sitio en forma de cuadrícula de 1m x 1m para asignar la cantidad de parcelas por trabajador, la distribución espacial de trabajadores sin que se estorben y poder controlar el progreso.
- Dado que la postura de trabajo es de rodillas, se puede llevar un pedazo de cartón duro o algo similar para no pincharse las rodillas.
- Comenzar el trabajo de cada parcela arrodillado en el medio de la misma apuntando a una de las esquinas, y dándole la espalda al viento si hubiese, ir retrocediendo hacia la esquina opuesta hasta completar el trabajo fuera de la parcela.
- Considerar que el viento puede mover las bolsas de lugar.
- Para los manejos con permanencia de la hojarasca en el suelo, **sacudir la tierra de las raíces de la planta extraída para evitar que continúe tomando sus nutrientes**. Luego intentar dejar cada planta extraída en el mismo lugar donde estaba. Esto evita que se solapen plantas extraídas con plantas por extraer y se dificulte el trabajo. Tener en cuenta la dirección del viento porque la hojarasca puede moverse hacia parcelas aun no trabajadas.

## 6. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos de esta tesis muestran que la invasión por *B. tectorum* afecta las comunidades invadidas presentando diferencias marcadas en la riqueza y composición de especies de plantas respecto a la comunidad nativa circundante. En particular, la comunidad invadida se diferenció por el cambio drástico de la forma de vida dominante (de perenne a anual), y por presentar una disminución notoria en el número de especies nativas. Dado que los resultados demostraron la presencia de muy pocas semillas en el suelo, sería efectivo realizar la extracción de plantas antes de que produzcan semillas para evitar que el banco vuelva a rellenarse. Es probable que la escasez de semillas en el suelo se haya debido a que estas pueden haber germinado con anterioridad al manejo, en la primavera temprana. Sumado a la observación que las semillas en formación pudieron completar su maduración luego de haber sido separadas de la planta madre, estos resultados recalcan la importancia

de remover la invasión lo más tempranamente posible luego del invierno, y de retirar las plantas extraídas del lugar si al momento de la remoción ya presentan fructificación.

#### 6.1. DESCRIPCIÓN DE LAS COMUNIDADES INVADIDA Y NATIVA

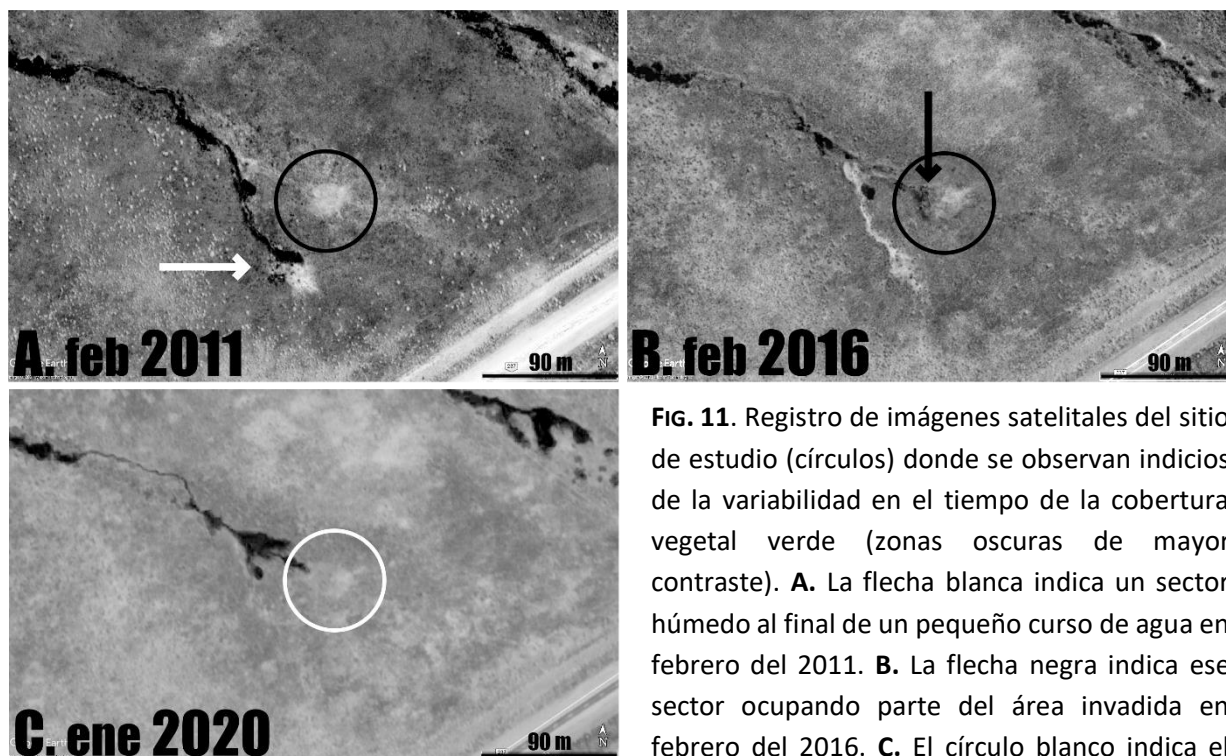
Los pastizales del mundo tienen en general un índice promedio de similitud de la composición de especies entre banco de semillas y la vegetación del 54% (n=55) (Hopfensperger 2007). En la comunidad nativa estudiada, la baja similitud promedio del 14% entre la vegetación y el banco de semillas fue incluso menor que la observada para la comunidad invadida, lo cual no era esperable según la bibliografía, ya que suele ser mayor cuando se la compara con la de un sitio adyacente invadido (en promedio es del 23% respecto a un 18%) (Holmes & Cowling 1997; Vilà & Gimeno, 2007; Gioria & Pyšek, 2016). Una baja similitud puede deberse a varias causas (Gioria & Pyšek, 2016), como por ejemplo que las especies presentes en la vegetación no formen un banco de semillas persistente, haciendo que sus contribuciones al banco de semillas sean de corta duración, incluso si la especie domina la vegetación (Gioria & Osborne 2009a, 2010). Este patrón, donde las especies dominantes están poco representadas en el banco de semillas, sucede en general en pastizales perennes (Rice, 1989) como en los del noroeste patagónico donde se ha observado que las semillas de las gramíneas perennes dominantes, como *P. speciosa*, y *F. pallezensis*, representan menos del 10% del banco de semillas (Gonzalez & Ghermandi, 2008, Gonzalez & Ghermandi, 2021). Hay varios factores que propician una baja presencia de especies perennes en el banco de semillas. Uno de ellos está asociado a las características de las semillas, como por ejemplo un tamaño y forma que no propicie el auto-enterramiento (i.e., semillas grandes de forma alargada y plana que quedan expuestas a la depredación y desecación; Thompson *et al.*, 1993). Este puede ser el caso de la gramínea dominante de la comunidad nativa estudiada en este trabajo, *Pappostipa humilis* (con carióspsides fusiformes de 6-7 mm de largo; Roig, 1978). Esta especie no se registró en el banco de semillas germinable de la primavera, pudiendo indicar así que su presencia en el banco es transitoria, como se observa también en pastizales cercanos degradados (Gonzalez & Ghermandi, 2021).

Por su lado, los pastizales severamente invadidos por plantas introducidas suelen presentar una baja similitud en la composición de especies de su vegetación y su banco de semillas (Holmes & Cowling 1997; Vilà & Gimeno, 2007; Gioria & Pyšek, 2016). En pastizales patagónicos disturbados y con presencia de especies no nativas, las especies introducidas

anuales, a pesar de su baja contribución a la cobertura de la vegetación (<10%), son las que dominan el banco de semillas al crecer en los claros libres dejados por la vegetación dominante (Ghermandi, 1992; Gonzalez & Ghermandi, 2008, Gonzalez & Ghermandi, 2021). Por ejemplo, en una hectárea de estepa gramínea dominada por el pasto perenne nativo *Pappostipa speciosa*, la correspondencia entre la presencia de especies en la vegetación en pie, y aquellas presentes en el banco de semillas fue débil (ca. 20%), siendo las dos especies más abundantes del banco de semillas las anuales *Erophila verna* (introducida) y *Vulpia australis* (nativa) (Ghermandi, 1992). Esto se aproxima a los resultados encontrados en este trabajo al analizar la correspondencia entre los bancos de semillas y la vegetación de la comunidad invadida, que en promedio fue del 27%.

En ambas comunidades estudiadas en Patagonia, las dos especies que más contribuyeron a la diferenciación en la composición de especies entre el banco y la vegetación fueron dos especies nativas que estuvieron presentes solamente en el banco de semillas: *C. andina* y *E. glabrata*. Estas especies son características de ambientes más húmedos, de tipo mallín (Bran *et al.*, 2004; Urtilla *et al.*, 2005; Ferreyra, 2019) como los que se encuentran a pocos metros del sitio de estudio ladera arriba. Un análisis de imágenes satelitales del sitio de estudio en el transcurso de 10 años (Fig. 11), muestra una variación espacial del drenaje de un curso de agua, indicando que el sector correspondiente a la comunidad invadida estudiada habría sido más húmedo, estando influenciado por el final de un pequeño curso de agua que en la actualidad parecería estar retraído y desplazado. Es probable que estas especies hayan formado parte de una comunidad tipo mallín que podría haber desaparecido de la vegetación en pie debido a un posible cambio reciente de la dinámica hídrica del sector. Al secarse el mallín, *B. tectorum* pudo haberse beneficiado de los recursos disponibles, como la mineralización del nitrógeno, favoreciéndose su invasión en el área previamente ocupada por la vegetación de mallín. Las condiciones de humedad de los mallines aumentan la productividad de las plantas y crean suelos con un alto contenido de materia orgánica y de nitrógeno (Richardson & Vepraskas, 2001). Cuando el suelo se seca, las tasas de nitrificación pueden aumentar debido a las altas concentraciones de amonio y oxígeno, resultando en que las plantas tomen el nitrato disponible (Enríquez *et al.*, 2014). Estos cambios en la disponibilidad de nitrógeno, y en la abundancia relativa de nitrato respecto al amonio juegan un rol importante en la persistencia de los parches de *B. tectorum* en el oeste de Estados Unidos (Morris *et al.*, 2016; Mahood *et al.*, 2021; Morris *et al.*, 2022). *Bromus tectorum*

prospera con un aumento de la disponibilidad de nitrógeno y mejora su desempeño competitivo (Dakheel *et al.*, 1993; Sperry *et al.*, 2006; Kowaljow & Mazzarino, 2007; Kowaljow *et al.*, 2010). Incluso, la germinación de las semillas dormantes puede ser estimulada por un aumento de nitrato en el suelo (Evans & Young, 1987; Mosely *et al.*, 1999; Young, 2000).



**FIG. 11.** Registro de imágenes satelitales del sitio de estudio (círculos) donde se observan indicios de la variabilidad en el tiempo de la cobertura vegetal verde (zonas oscuras de mayor contraste). **A.** La flecha blanca indica un sector húmedo al final de un pequeño curso de agua en febrero del 2011. **B.** La flecha negra indica ese sector ocupando parte del área invadida en febrero del 2016. **C.** El círculo blanco indica el sector invadido en enero del 2020, donde se observa que está mayormente seco, con poca representación de la cobertura verde que se observaba 9 años antes.

## 6.2. MANEJO DEL ÁREA INVADIDA

La estrategia de manejo de *B. tectorum*, que buscaba propiciar la germinación de las semillas del banco a partir de la remoción mecánica de los individuos y su permanencia en el sitio como hojarasca, no pudo ser comprobada, ya que se registraron muy pocas semillas en el banco de semillas del suelo al finalizar el experimento (incluso en el tratamiento sin remoción). Estos resultados podrían indicar que para la primavera temprana la mayoría de las semillas de *B. tectorum* que estaban en el suelo ya habían germinado (Hulbert, 1955; Klemmedson & Smith, 1964; Young & Evans, 1975). En el campo, todas o casi todas las semillas de la especie germinan tan pronto como las condiciones son favorables (Hulbert, 1955). Cuando la producción de semillas es tan abundante que éstas no encuentran sitios seguros para germinar, el banco de semillas se mantiene de un año al siguiente (Young *et al.*, 1969; Hull & Hansen, 1974; Young, 2000, Perryman *et al.*, 2020). Estos bancos de semillas pueden contener semillas en dormancia hasta 5 años (Wicks, 1984; Hassan & West, 1986; Humphrey

& Schupp, 2001), e incluso hasta 11 años (Hulbert, 1955). Por lo tanto, el momento óptimo para realizar un manejo sería finalizado el invierno. En este momento, las plantas germinadas durante el otoño-invierno aún no habrían producido semillas, pero tendrían un tamaño adecuado para la extracción. De esta manera, se evitaría que estas plantas produzcan y liberen sus semillas durante la primavera, recargando el banco de semillas. Es probable que la efectividad del manejo aplicado en este trabajo se hubiera observado en la siguiente temporada de crecimiento (primavera 2020) cuando muy pocas plantas de *B. tectorum* hubieran emergido en las parcelas donde se extrajeron las plantas adultas. Este manejo habría evitado el relleno del banco con su producción anual de semillas. Por lo tanto, es factible asumir que la baja cantidad de semillas registrada se deba a que las condiciones del lugar son favorables para que estas germinen en una temporada de crecimiento, por lo que es esperable que no se necesiten muchos años de manejo ya que la especie pareciera no haber formado un banco persistente.

Este tipo de conocimiento sobre la fenología de una planta invadiendo un sitio en particular, así como el estado de su banco de semillas, sirve para estimar los componentes económicos de su manejo, y de esta manera poder planificar el trabajo necesario para controlarla efectivamente con el uso óptimo de los recursos disponibles (Flint & Rehkemper, 2002; Wenger *et al.*, 2018; Cuthbert *et al.*, 2021; Dubosq-Carra *et al.*, 2021). En el manejo de *B. tectorum* planteado en este trabajo los costos de los bienes consumibles (bolsas plásticas para guardar la hojarasca de los tratamientos con remoción de la biomasa) y los del equipamiento (guantes de trabajo) son relativamente bajos e incluso pueden no ser necesario recurrir en ellos. Para la recolección de la biomasa extraída pueden reusarse las bolsas si son de buena calidad. El uso de guantes puede ser optativo ya que, si bien protege las manos, puede dificultar el agarre y la extracción de cada individuo demorando la tarea. De todos modos, la compra de guantes puede ser un evento único, ya que los mismos se reutilizan en diferentes sitios y días de trabajo según su vida útil. En un escenario donde el control del sitio de estudio sería realizado por la estancia, el costo de traslado será dependiente de la distancia del casco de la estancia hasta el sitio invadido y los medios de transporte disponibles para el personal. El costo central del manejo estará entonces representado por el tiempo de labor utilizado en la extracción de las plantas. Es probable que la estimación del costo de la labor de extracción obtenido en este trabajo represente una sobreestimación dado que el manejo fue muy minucioso por el énfasis puesto en extraer las plantas enteras con la raíz incluida para



que no volviesen a crecer y produjesen semillas (Carpenter & Murray, 1999). En este trabajo, una única extracción de 450 m<sup>2</sup> de la invasión de *B. tectorum* implicó 162 horas (o 180 para dos extracciones) permaneciendo la biomasa extraída en el sitio, y 261 horas (o 284 horas cuando fueron dos extracciones) removiendo la biomasa. Estas diferencias se adjudican al tiempo que requiere embolsar la biomasa extraída, lo que aumenta la labor en un 65% el tiempo promedio de manejo. La opción de no embolsar podría elegirse cuando se tenga la certeza que las plantas no han desarrollado semillas, ya que se observó que las mismas continúan madurando aún luego de haber sido arrancadas las plantas. Los resultados son similares a los obtenidos en un estudio donde se hizo una única extracción de *B. tectorum* y remoción de su biomasa en sitios invadidos en el borde oeste del desierto de la Gran Cuenca (EEUU). Allí, durante la primavera tardía y con una cobertura promedio de la especie del 28%, el tiempo de labor promedio necesario fue de 16,8 min/m<sup>2</sup> (Concilio, 2013), mientras que el tiempo de labor promedio del mismo tratamiento (E1R) en el presente trabajo, con una cobertura promedio del 48%, el tiempo necesario fue de 34,5 min/m<sup>2</sup>. Los tiempos estimados de labor podrían reducirse considerablemente si el manejo se realizase con una moto guadaña y un rastrillo. Si bien el siego de la especie no es un manejo efectivo en una única aplicación, ya que las plantas cortadas en una etapa temprana de crecimiento pueden sobrevivir, regenerar tallos y producir semillas viables (Hulbert, 1955), se ha observado que el siego repetido cada tres semanas durante la primavera y el verano tiene igual efectividad de resultados comparado a una aplicación de glifosato (Ponzetti, 1997). En caso de probar este método, debería monitorearse el sector para evaluar el intervalo de tiempo entre repeticiones de la remoción llegado el probable caso de que las plantas cortadas con moto guadaña continúen creciendo y/o formando semillas.

## 7. CONCLUSIONES

La estrategia de manejo llevada a cabo constituye un primer intento de evaluar la efectividad y el costo asociado de un tipo de control local sobre *B. tectorum* en Argentina. Los resultados novedosos no esperados, como la presencia de especies características de sitios más húmedos o la escasa presencia de semillas de *B. tectorum* en el banco de semillas germinable en el sector invadido, permiten repensar la metodología y delinear nuevas líneas de investigación en relación a los interrogantes existentes del conocimiento. Por un lado, es necesario realizar estudios sobre el impacto del cambio climático sobre los hábitats húmedos

como los mallines, y en conjunto con su susceptibilidad a la invasión de *B. tectorum*. En la región se proyecta a corto plazo (año 2030) un aumento de la temperatura media anual y de la temperatura máxima (0,82°C y 0,93°C, respectivamente) y un descenso en la precipitación media anual (47 mm) (SIMMARC 2020). Es probable que *B. tectorum* se vea beneficiado ante estas condiciones, ya que se espera que el cambio climático favorezca la invasión de especies que tengan una emergencia de plántulas previa a la emergencia de las plántulas de especies nativas en pastizales semiáridos (Wainwright *et al.*, 2012, Gioria & Osborne, 2014), y que tengan la capacidad de dispersar propágulos en grandes cantidades hacia nuevos hábitats apropiados (Johnston, 2011) como se ha observado para *B. tectorum* en Patagonia (Biganzoli *et al.*, 2013; Speziale *et al.*, 2018). Si bien los mallines del noroeste patagónico son poco susceptibles a ser invadidos por *B. tectorum* (Speziale *et al.*, 2018), se ha registrado su presencia en muy baja cobertura en la zona periférica de mallines de estepa de *J. balticus* y *F. pallescens* (Bran *et al.*, 2004). Ante los cambios pronosticados, los mallines serían vulnerables a la desecación, condición que podría favorecer la invasión de *B. tectorum*, como lo muestran los indicios observados en el sitio de estudio elegido para desarrollar este trabajo. Por otro lado, dado que la remoción de la especie implica un disturbio que produce una liberación de recursos potencialmente aprovechables por *B. tectorum* u otras especies introducidas, sería importante evaluar la necesidad de complementar la estrategia de control con tareas de restauración activa (Mosely *et al.*, 1999) (**Ver ANEXO 2: RECOMENDACIONES PARA LA RESTAURACIÓN**). Adicionalmente, conocer cuál es el conocimiento y la percepción de los pobladores de la zona invadida sobre la especie, así como la de organismos públicos y privados que podrían actuar sobre su control como parte interesada (e.g., Administración de Parques Nacionales, SPLIF o Vialidad Nacional) permitirá poder diseñar acciones de manejo considerando fortalezas y debilidades, como así también los desafíos y las oportunidades para el éxito del control (Speziale *et al.*, 2012; Kueffer & Kull, 2017; Franzese *et al.*, 2022). Los resultados obtenidos en este trabajo y su contextualización en posibles escenarios futuros, resaltan el valor de los monitoreos durante las actividades cotidianas en el campo para la detección temprana de nuevos focos de invasión, y de la extracción temprana de plantas cada vez que se detectan, lo que ciertamente reduciría los costos de labor y el riesgo de una invasión mayor.



## AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Martín Núñez por haber revisado este trabajo en su instancia de proyecto. A Gwen Hulsegge y Nicolás Argumedo de la Estancia Fortín Chacabuco, por haber permitido y gestionado trabajar en el sitio de estudio. A Cecilia Núñez, María Laura Chazarreta y Claudio Chehebar de APN, por gestionar los permisos de colecta (Autorización De Investigación - DRNP - N°1663). A Matías Millerón, por asistir en la toma de muestra y el traslado. A Luisa Luque y Ana Gaona Suárez por ayudar a tomar muestras de hojarasca. Al GrInBiC y el Laboratorio Ecotono INIBIOMA CONICET, por disponer del invernadero y su equipamiento, así como la buena predisposición de sus integrantes. A la Lic. Victoria Arroyo, el alumno Ignacio Braeckman y la alumna Valentina Nebot por su colaboración en la aplicación del manejo en el sitio de estudio. A la Dra. Cecilia Ezcurra, por su ayuda en la identificación de plántulas. A Nicolás Robredo, por su colaboración en el manteamiento de las macetas en el invernadero. A la Dra. Agustina Di Virgilio, por su ayuda en los modelos estadísticos de probabilidad. A Adriana Canavero y Juan Sebastián Tallone, por disponer de un espacio en su hogar donde continuar el experimento durante la cuarentena. A las Dras. Cecilia Núñez y Sofía Gonzalez, por haber revisado este trabajo en su última instancia. A las Dras. Karina Speziale y Jorgelina Franzese, por su acompañamiento y participación en todas las etapas de este trabajo.

## BIBLIOGRAFÍA

- ADAMS, V. M., & SETTERFIELD, S. A. (2016). Approaches to strategic risk analysis and management of invasive plants: lessons learned from managing gamba grass in northern Australia. *Pacific Conservation Biology*, 22(2), 189-200.
- ANDERSON, D. C., HARPER, K. T., & HOLMGREN, R. C. (1982). Factors influencing development of cryptogamic soil crusts in Utah deserts. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 35(2), 180-185.
- BAKER, H. G., & STEBBINS, G. L. (1965). Genetics of colonizing species, proceedings. In *International Union of Biological Sciences Symposia on General Biology 1964: Asilomar, Calif.*. Academic Press.
- BELNAP, J., PHILLIPS, S. L., SHERROD, S. K., & MOLDENKE, A. (2005). Soil biota can change after exotic plant invasion: does this affect ecosystem processes?. *Ecology*, 86(11), 3007-3017.
- BELNAP, J., PHILLIPS, S. L., & TROXLER, T. (2006). Soil lichen and moss cover and species richness can be highly dynamic: the effects of invasion by the annual exotic grass *Bromus tectorum*, precipitation, and temperature on biological soil crusts in SE Utah. *Applied Soil Ecology*, 32(1), 63-76.
- BIGANZOLI, F., LARSEN, C., & ROLHAUSER, A. G. (2013). Range expansion and potential distribution of the invasive grass *Bromus tectorum* in southern South America on the base of herbarium records. *Journal of arid environments*, 97, 230-236.
- BOWMAN-PRIDEAUX, C. (2017). Do perennial bunchgrasses competitively exclude *Bromus tectorum* in post-fire rehabilitation across spatial scales?. *Final Report JFSP PROJECT ID: 15-2-01-22 (Firescience.gov)*. Disponible en [https://www.firescience.gov/projects/15-2-01-22/project/15-2-01-22\\_final\\_report.pdf](https://www.firescience.gov/projects/15-2-01-22/project/15-2-01-22_final_report.pdf)
- BRADLEY, B. A., & MUSTARD, J. F. (2006). Characterizing the landscape dynamics of an invasive plant and risk of invasion using remote sensing. *Ecological Applications*, 16(3), 1132-1147.
- BRADLEY, B. A. (2009). Regional analysis of the impacts of climate change on cheatgrass invasion shows potential risk and opportunity. *Global Change Biology*, 15(1), 196-208.
- BRADFORD, J. B., & LAUENROTH, W. K. (2006). Controls over invasion of *Bromus tectorum*: the importance of climate, soil, disturbance and seed availability. *Journal of Vegetation Science*, 17(6), 693-704.
- BRAN, D., AYESA, J., & LÓPEZ, C. (2002). Áreas ecológicas de Neuquén. *Informe Laboratorio De Teledetección-SIG Nº4-INTA-EEA Bariloche*.
- BRAN, D., GAITÁN, J., AYESA, J., & LÓPEZ, C. (2004). La vegetación de los mallines del Noroeste de Patagonia. *Comunicación técnica Área Recursos Naturales. Relevamiento Integrado*, (88).
- BRIGHT, C. (1999). Invasive species: pathogens of globalization. *Foreign Policy*, (116), 50.
- BUHLER, D. D., HARTZLER, R. G., & FORCELLA, F. (1997). Implications of weed seedbank dynamics to weed management. *Weed Science*, 45(3), 329-336.
- BURNSIDE, O. C., MOOMAW, R. S., ROETH, F. W., WICKS, G. A., & WILSON, R. G. (1986). Weed seed demise in soil in weed-free corn (*Zea mays*) production across Nebraska. *Weed Science*, 34(2), 248-251.
- BUTTIGIEG, P. L., & RAMETTE, A. (2014). A guide to statistical analysis in microbial ecology: a community-focused, living review of multivariate data analyses. *FEMS microbiology ecology*, 90(3), 543-550.



- CABRERA, Á. L. (1971). Fitogeografía de la república Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 14, 1-42.
- CABRERA, Á. L. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería*, 2, 1-85.
- CARPENTER, A. T., & MURRAY, T. A. (1999). Element stewardship abstract for *Bromus tectorum* L. *The Nature Conservancy*.
- CATFORD, J. A., JANSSON, R., & NILSSON, C. (2009). Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and distributions*, 15(1), 22-40.
- CATFORD, J. A., JONES, L. P., GIBSON, D. J., & NEWMAN, J. A. (2019). Grassland invasion in a changing climate. *Grasslands and climate change*. Edited by DJ Gibson and J. Newman. Cambridge University Press, Cambridge, 149-171.
- CHAMBERS, J. C. (2000). Seed movements and seedling fates in disturbed sagebrush steppe ecosystems: implications for restoration. *Ecological Applications*, 10(5), 1400-1413.
- CLARKE, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143.
- CLARKE, K. R., & GORLEY, R. N. (2006). *PRIMER V6: User Manual/tutorial*. Plymouth, UK: PRIMER-E.
- CONCILIO, A. L. (2013). Effectiveness and cost of downy brome (*Bromus tectorum*) control at high elevation. *Invasive Plant Science and Management*, 6(4), 502-511.
- CROMARTY, P. L., BROOME, K. G., COX, A., EMPSON, R. A., HUTCHINSON, W. M., & MCFADDEN, I. (2002). Eradication planning for invasive alien animal species on islands the approach developed by the New Zealand Department of Conservation. In *Turning the tide: the eradication of invasive species: proceedings of the international conference on eradication of Island Invasives (No. 27, p. 85)*. IUCN.
- CUTHBERT, R. N., DIAGNE, C., HAUBROCK, P. J., TURBELIN, A. J., & COURCHAMP, F. (2021). Are the “100 of the world’s worst” invasive species also the costliest?. *Biological Invasions*, 24(7), 1895-1904.
- D'ANTONIO, C. M., ODION, D. C., & TYLER, C. M. (1993). Invasion of maritime chaparral by the introduced succulent *Carpobrotus edulis*. *Oecologia*, 95(1), 14-21.
- D'ANTONIO, C. M., & VITOUSEK, P. M. (1992). Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual review of ecology and systematics*, 23(1), 63-87.
- DAKHEEL, A. J., RADOSEVICH, S. R., & BARBOUR, M. G. (1993). Effect of nitrogen and phosphorus on growth and interference between *Bromus tectorum* and *Taeniatherum asperum*. *Weed Research*, 33(5), 415-422.
- DAVID, A. S., & MENGES, E. S. (2011). Microhabitat preference constrains invasive spread of non-native natal grass (*Melinis repens*). *Biological Invasions*, 13(10), 2309.
- DAVIDSON, A. D., HEWITT, C. L., & KASHIAN, D. R. (2015). Understanding acceptable level of risk: incorporating the economic cost of under-managing invasive species. *PloS one*, 10(11), e0141958.
- DEINES, L., ROSENRETER, R., ELDRIDGE, D. J., & SERPE, M. D. (2007). Germination and seedling establishment of two annual grasses on lichen-dominated biological soil crusts. *Plant and Soil*, 295(1), 23-35.



- DENNEHY, C., ALVERSON, E. R., ANDERSON, H. E., CLEMENTS, D. R., GILBERT, R., & KAYE, T. N. (2011). Management strategies for invasive plants in Pacific Northwest prairies, savannas, and oak woodlands. *Northwest Science*, 85(2), 329-352.
- DIAGNE, C., LEROY, B., GOZLAN, R. E., VAISSIÈRE, A. C., ASSAILLY, C., NUNINGER, L., ... & COURCHAMP, F. (2020). InvaCost, a public database of the economic costs of biological invasions worldwide. *Scientific data*, 7(1), 1-12.
- DÍAZ, S., PASCUAL, U., STENSEKE, M., MARTÍN-LÓPEZ, B., WATSON, R. T., MOLNÁR, Z., ... & POLASKY, S. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373), 270-272.
- DUBOSCQ-CARRA, V., FERNANDEZ, R., HAUBROCK, P., DIMARCO, R., ANGULO, E., BALLESTEROS-MEJIA, L., ... & NUÑEZ, M. (2021). Economic impact of invasive alien species in Argentina: a first national synthesis. *Neobiota*, 67, 329-348.
- DUKES, J. S., & MOONEY, H. A. (1999). Does global change increase the success of biological invaders?. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(4), 135-139.
- ECHANDI, E., KNOKE, J. K., NIGH, E. L., SHENK, M., & WEEKMAN, G. T. (1972). Crop protection in Brazil, Uruguay, Bolivia, Ecuador and Dominican Republic: a multi-disciplinary study team report. (No. REP-2007. CIMMYT.).
- ECKERT JR, R. E., & EVANS, R. A. (1967). A Chemical Fallow Technique for Control of Downy Brome and Establishment of Perennial Grasses on Rangeland. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 20(1), 35-41.
- EVANS, R. A., & YOUNG, J. A. (1972). Microsite requirements for establishment of annual rangeland weeds. *Weed Science* 20(4), 350-356.
- EVANS, R. A., & YOUNG, J. A. (1987). Seedbed modification with weed control and seeding. In *Symposium on Seed and Seedbed Ecology of Rangeland Plants, Tucson, Ariz. (USA), 21-23 April 1987*. US Dept. of Agriculture.
- FACELLI, J. M., & PICKETT, S. T. (1991). Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *The botanical review*, 57(1), 1-32.
- FENNER, M., & THOMPSON, K. (2005). *The ecology of seeds*. Cambridge University Press.
- FERRENBURG, S., FAIST, A. M., HOWELL, A., & REED, S. C. (2018). Biocrusts enhance soil fertility and *Bromus tectorum* growth, and interact with warming to influence germination. *Plant and Soil*, 429(1), 77-90.
- FERREYRA, M. (2019). Guía de identificación de flores de la Estepa – Patagonia. ISBN: 9789876747462
- FINNOFF, D., MCINTOSH, C., SHOGREN, J. F., SIMS, C., & WARZINIACK, T. (2010). Invasive species and endogenous risk. *Annual Review of Resource Economics.*, 2(1), 77-100.
- FIRN, J., MOORE, J. L., MACDOUGALL, A. S., BORER, E. T., SEABLOOM, E. W., HILLERISLAMBERS, J., ... & PROBER, S. M. (2011). Abundance of introduced species at home predicts abundance away in herbaceous communities. *Ecology letters*, 14(3), 274-281.
- FLINT, E., & REHKEMPER, C. (2002). Control and eradication of the introduced grass, *Cenchrus echinatus*, at Laysan Island, Central Pacific Ocean. *Turning the tide: the eradication of invasive species*, 110-115.
- FRANZESE, J., GHERMANDI, L., & GONZALEZ, S. L. (2016). Historical land use by domestic grazing revealed by the soil seed bank: a case study from a natural semi-arid grassland of NW Patagonia. *Grass and forage science*, 71(2), 315-327.

- FRANZESE, J., DI VIRGILIO, A., PIRK, G., LESCANO, N., & SPEZIALE, K. (2022). Low biotic resistance to cheatgrass invasion in Patagonia: evidence from competition experiments. *Biological Invasions*, 24(1), 235-246.
- FRASIER, G. W. (1994). Establishment characteristics of cheatgrass under various wet-dry watering sequences. Mosen, SB and SG Kitchen, compilers. *Proc. Ecology and Management of Annual Rangelands*, Boise, ID. Ogden, UT: USDA-Forest Service Intermountain Research Station Pub. INT-GTR-313, 225-228.
- FOWLER, N. L. (1988). What is a safe site?: neighbor, litter, germination date, and patch effects. *Ecology*, 69(4), 947-961.
- GALLANDT, E. R. (2006). How can we target the weed seedbank?. *Weed Science*, 54(3), 588-596.
- GELBARD, J. L., & BELNAP, J. (2003). Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation biology*, 17(2), 420-432.
- GHERMANDI, L. (1992). Caracterización del banco de semillas de una estepa en el noroeste de Patagonia. *Ecología Austral*, 2(1), 039-046.
- GHERMANDI, L., GUTHMANN, N., & BRAN, D. (2004). Early post-fire succession in northwestern Patagonia grasslands. *Journal of vegetation Science*, 15(1), 67-76.
- GHERMANDI, L., GONZALEZ, S., LESCANO, M. N., & ODDI, F. (2013). Effects of fire severity on early recovery of Patagonian steppes. *International Journal of Wildland Fire*, 22(8), 1055-1062.
- GIORIA, M., JAROŠÍK, V., & PYŠEK, P. (2014). Impact of invasions by alien plants on soil seed bank communities: emerging patterns. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 16(3), 132-142.
- GIORIA, M., & OSBORNE, B. (2009a). Assessing the impact of plant invasions on soil seed bank communities: use of univariate and multivariate statistical approaches. *Journal of Vegetation Science*, 20(3), 547-556.
- GIORIA, M., & OSBORNE, B. (2009b). The impact of *Gunnera tinctoria* (Molina) Mirbel invasions on soil seed bank communities. *Journal of Plant Ecology*, 2(3), 153-167
- GIORIA, M., & OSBORNE, B. (2014). Resource competition in plant invasions: emerging patterns and research needs. *Frontiers in Plant Science*, 5, 501.
- GIORIA, M., PYŠEK, P., & MORAVCOVA, L. (2012). Soil seed banks in plant invasions: promoting species invasiveness and long-term impact on plant community dynamics. *Preslia*, 84(2), 327-350.
- GIORIA, M., & PYŠEK, P. (2016). The legacy of plant invasions: changes in the soil seed bank of invaded plant communities. *BioScience*, 66(1), 40-53.
- GISD (GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE). (2021). Species profile: *Bromus tectorum*. Consultado en 2021 en: <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Bromus+tectorum>
- GOERGEN, E. M., LEGER, E. A., & ESPELAND, E. K. (2011). Native perennial grasses show evolutionary response to *Bromus tectorum* (cheatgrass) invasion. *PLoS ONE*, 6(3), e18145.
- GONZALEZ, S., & GHERMANDI, L. (2008). Postfire seed bank dynamics in semiarid grasslands. *Plant Ecology*, 199(2), 175-185.
- GONZALEZ, S., & GHERMANDI, L. (2021). Overgrazing causes a reduction in the vegetation cover and seed bank of Patagonian grasslands. *Plant and Soil*, 464(1), 75-87.



- GRIFFITH, A. B. (2010). Positive effects of native shrubs on *Bromus tectorum* demography. *Ecology*, 91(1), 141-154.
- GUNDALE, M. J., SUTHERLAND, S., & DELUCA, T. H. (2008). Fire, native species, and soil resource interactions influence the spatio-temporal invasion pattern of *Bromus tectorum*. *Ecography*, 31(2), 201-210.
- HARDEGREE, S. P. (1992). Germination enhancement of perennial grasses native to the Intermountain region. In *Proceedings—ecology and management of annual rangelands* (pp. 18-22).
- HARDEGREE, S. P., MOFFET, C. A., ROUNDY, B. A., JONES, T. A., NOVAK, S. J., CLARK, P. E., ... & FLERCHINGER, G. N. (2010). A comparison of cumulative-germination response of cheatgrass (*Bromus tectorum* L.) and five perennial bunchgrass species to simulated field-temperature regimes. *Environmental and Experimental Botany*, 69(3), 320-327.
- HARPER, J. L., CLATWORTHY, J., MCNAUGHTON, I. H., & SAGAR, G. R. (1961). The evolution and ecology of closely related species living in the same area. *Evolution*, 15(2), 209-227.
- HARRIS, G. A. (1967). Some competitive relationships between *Agropyron spicatum* and *Bromus tectorum*. *Ecological Monographs*, 37(2), 89-111.
- HARTZLER, R. G. (1996). Velvetleaf (*Abutilon theophrasti*) population dynamics following a single year's seed rain. *Weed technology*, 10(3), 581-586.
- HASSAN, M. A., & WEST, N. E. (1986). Dynamics of Soil Seeds Pools in Burned and Unburned Sagebrush Semi-Deserts. *Ecology*, 67(1), 269-272.
- HENWOOD, W. D. (2010). Toward a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. *Great Plains Research*, 20, 121-134.
- HOBBS, R. J., & HUMPHRIES, S. E. (1995). An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation biology*, 9(4), 761-770.
- HOEKSTRA, J. M., BOUCHER, T. M., RICKETTS, T. H., & ROBERTS, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology letters*, 8(1), 23-29.
- HOLMES, P. M., & COWLING, G. (1997). Diversity, composition and guild structure relationships between soil-stored seed banks and mature vegetation in alien plant-invaded South African fynbos shrublands. *Plant Ecology*, 133(1), 107-122.
- HOLMES, T. P., AUKEMA, J. E., VON HOLLE, B., LIEBHOLD, A., & SILLS, E. (2009). Economic impacts of invasive species in forest past, present, and future. In: *The Year In Ecology and Conservation Biology, 2009. Ann. NY Acad. Sci. 1162: 18-38.*, 1162, 18-38.
- HOPFENSBERGER, K. N. (2007). A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos*, 116(9), 1438-1448.
- HUEBNER, C. D. (2010). Establishment of an invasive grass in closed-canopy deciduous forests across local and regional environmental gradients. *Biological Invasions*, 12(7), 2069-2080.
- HULL, A. C. (1963). Competition and water requirements of cheatgrass and wheatgrass in the greenhouse. *Journal of Range Management*, 16:199-204
- HULL, A. C., & PECHANEC, J. F. (1947). Cheatgrass--a challenge to range research. *Journal of Forestry*, 45(8), 555-564.
- HULL, A. C., & HANSEN, W. T. (1974). Delayed germination of cheatgrass seed. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 27(5), 366-368.





- HULBERT, L. C. (1955). Ecological studies of *Bromus tectorum* and other annual brome grasses. *Ecological Monographs*, 25(2), 181-213.
- HUMPHREY, L. D., & SCHUPP, E. W. (2001). Seed banks of *Bromus tectorum*-dominated communities in the Great Basin. *Western North American Naturalist*, 61(1), 11.
- HUMPHREY, L. D., & SCHUPP, E. W. (2004). Competition as a barrier to establishment of a native perennial grass (*Elymus elymoides*) in alien annual grass (*Bromus tectorum*) communities. *Journal of Arid Environments*, 58(4), 405-422.
- JENSEN, K., & GUTEKUNST, K. (2003). Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of seed size and successional status. *Basic and Applied Ecology*, 4(6), 579-587.
- JOBBÁGY, E.G., J.M. PARUELO & R.J.C. LEÓN. (1995). Estimación de la precipitación y de su variabilidad interanual a partir de información geográfica en el NW de Patagonia, Argentina. *Ecología Austral*, 5, 47-53.
- JOHNSTON, D. B. (2011). Movement of weed seeds in reclamation areas. *Restoration Ecology*, 19(4), 446-449.
- KEITT, B., GRIFFITHS, R., BOUDJELAS, S., BROOME, K., CRANWELL, S., MILLETT, J., ... & SAMANIEGO-HERRERA, A. (2015). Best practice guidelines for rat eradication on tropical islands. *Biological Conservation*, 185, 17-26.
- KELLER, R. P., LODGE, D. M., LEWIS, M. A., & SHOGREN, J. F. (Eds.). (2009). *Bioeconomics of invasive species: integrating ecology, economics, policy, and management*. Oxford University Press.
- KLEMMEDSON, J. O., & SMITH, J. G. (1964). Cheatgrass (*Bromus tectorum* L.). *The Botanical Review*, 30(2), 226-262.
- KLINKHAMER, P. G., & DE JONG, T. J. (1988). The importance of small-scale disturbance for seedling establishment in *Cirsium vulgare* and *Cynoglossum officinale*. *The Journal of Ecology*, 76(2), 383-392.
- KNAPP, P. A. (1996). Cheatgrass (*Bromus tectorum* L) dominance in the Great Basin Desert: history, persistence, and influences to human activities. *Global environmental change*, 6(1), 37-52.
- KOLLMANN, J., FREDERIKSEN, L., VESTERGAARD, P., & BRUUN, H. H. (2007). Limiting factors for seedling emergence and establishment of the invasive non-native *Rosa rugosa* in a coastal dune system. *Biological Invasions*, 9(1), 31-42.
- KOSTIVKOVSKY, V., & YOUNG, J. A. (2000). Invasive exotic rangeland weeds: a glimpse at some of their native habitats. *Rangelands Archives*, 22(6), 3-6.
- KOWALJOW, E., MAZZARINO, M. J., SATTI, P., & JIMÉNEZ-RODRÍGUEZ, C. (2010). Organic and inorganic fertilizer effects on a degraded Patagonian rangeland. *Plant and Soil*, 332(1), 135-145.
- KOWALJOW, E., & MAZZARINO, M. J. (2007). Soil restoration in semiarid Patagonia: Chemical and biological response to different compost quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(7), 1580-1588.
- KUEFFER, C., & KULL, C. A. (2017). Non-native species and the aesthetics of nature. In *Impact of biological invasions on ecosystem services* (pp. 311-324). Springer, Cham.
- LEFCHECK, J. (2012). NMDS Tutorial in R. Consultado en 2020 en: <https://jonlefccheck.net/2012/10/24/nmbs-tutorial-in-r/>
- LEÓN, R. J. C., & AGUIAR, M. R. (1985). El deterioro por uso pastoril en estepas herbáceas patagónicas. *Phytocoenologia*, 13(2), 181-196.



- LINK, S. O., GEE, G. W., & DOWNS, J. L. (1990). The effect of water stress on phenological and ecophysiological characteristics of cheatgrass and Sandberg's bluegrass. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 43(6), 506-513.
- LINNAEUS, C. V. (1753). *Species Plantarum* 1 (1). *Laurentius Salvius, Stockholm*.
- MACK, R. N. (1981). Invasion of *Bromus tectorum* L. into western North America: an ecological chronicle. *Agro-ecosystems*, 7(2), 145-165.
- MACK, R. N., & PYKE, D. A. (1983). The demography of *Bromus tectorum*: variation in time and space. *Journal of Ecology*, 71(69), r93.
- MACK, R. N. (1989). Temperate grasslands vulnerable to plant invasions: characteristics and consequences. *Biological invasions: a global perspective*.
- MACK, R. N., SIMBERLOFF, D., MARK LONSDALE, W., EVANS, H., CLOUT, M., & BAZZAZ, F. A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications*, 10(3), 689-710.
- MACK, R. N. (2011). Fifty years of 'waging war on cheatgrass': research advances, while meaningful control languishes. *Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton*. Oxford, UK: Wiley-Blackwell, 253-265.
- MAHOOD, A. L., JONES, R. O., BOARD, D. I., BALCH, J. K., & CHAMBERS, J. C. (2022). Interannual climate variability mediates changes in carbon and nitrogen pools caused by annual grass invasion in a semiarid shrubland. *Global Change Biology*, 28(1), 267-284.
- MANDÁK, B., ZÁKRAVSKÝ, P., MAHELKA, V., & PLAČKOVÁ, I. (2012). Can soil seed banks serve as genetic memory? A study of three species with contrasting life history strategies. *PLoS ONE*, 7(11), e49471.
- MARIOTTE, P., SPOTSWOOD, E. N., FARRER, E. C., & SUDING, K. N. (2017). Positive litter feedbacks of an introduced species reduce native diversity and promote invasion in Californian grasslands. *Applied Vegetation Science*, 20(1), 28-39.
- MCCARLIE, V. W., HANSEN, L. D., & SMITH, B. N. (2001). Respiratory and physiological characteristics in subpopulations of Great Basin Cheatgrass. In: *McArthur, E. Durant; Fairbanks, Daniel J., comps. Shrubland ecosystem genetics and biodiversity: proceedings; 2000 June 13-15; Provo, UT. Proc. RMRS-P-21. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 271-275., 21, 271-275.*
- MENGES, E. S., & KIMMICH, J. (1996). Microhabitat and time-since-fire: effects on demography of *Eryngium cuneifolium* (Apiaceae), a Florida scrub endemic plant. *American Journal of Botany*, 83(2), 185-191.
- MELANDER, B., & RASMUSSEN, K. (2000). Reducing intrarow weed numbers in row crops by means of a biennial cultivation system. *Weed Research (Oxford)*, 40(2), 205-218.
- MOLOFSKY, J., & AUGSPURGER, C. K. (1992). The effect of leaf litter on early seedling establishment in a tropical forest. *Ecology*, 73(1), 68-77.
- MONSEN, S. B. (1994). The competitive influences of cheatgrass (*Bromus tectorum*) on site restoration. *Proceedings—ecology and management of annual rangelands. Ogden, UT, USA: USDA Forest Service Intermountain Research Station General Technical Report INTGTR-313, 43-50.*



- MORRIS, K. A., STARK, J. M., BUGBEE, B., & NORTON, J. M. (2016). The invasive annual cheatgrass releases more nitrogen than crested wheatgrass through root exudation and senescence. *Oecologia*, 181(4), 971-983.
- MORRIS, K. A., SAETRE, P., NORTON, U., & STARK, J. M. (2022). Plant community effects on soil moisture and nitrogen cycling in a semi-arid ecosystem. *Biogeochemistry*, 159, 1-18.
- MOSELY, J. C.; BUNTING, S. C.; MANOUKIAN, & MARK E. (1999). Cheatgrass. In: *Sheley, Roger L.; Petroff, Janet K., eds. Biology and management of noxious rangeland weeds*. Corvallis, OR: Oregon State University Press: 175-188
- MYERS, J. H., SIMBERLOFF, D., KURIS, A. M., & CAREY, J. R. (2000). Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in ecology & evolution*, 15(8), 316-320.
- NEWINGHAM, B. A., VIDIELLA, P., & BELNAP, J. (2007). Do soil characteristics or microhabitat determine field emergence and success of *Bromus tectorum*?. *Journal of Arid Environments*, 70(3), 389-402.
- NORDELL, A., & NORDELL, E. (1998). A whole farm approach to weed control: A strategy for weed free onions. *Sharing the lessons of Organic Farming Conference*. January 30-31, 1998. University of Guelph.
- NOVAK, S. J., & MACK, R. N. (2001). Tracing Plant Introduction and Spread: Genetic Evidence from *Bromus tectorum* (Cheatgrass) Introductions of the invasive grass *Bromus tectorum* worldwide were broadly similar and closely tied to patterns of European human immigration. *Bioscience*, 51(2), 114-122.
- OERKE, E. C., DEHNE, H. W., SCHÖNBECK, F., & WEBER, A. (2012). *Crop production and crop protection: estimated losses in major food and cash crops*. Elsevier.
- PARAMIDANI, M., DOFFIGNY, C., & CODESAL, P. (2014). Estudio inicial de Pastizales Ea. "Fortín Chacabuco". Buenos Aires: Ovis XXI SA, 28.
- PARUELO, J. M., LAUENROTH, W. K., EPSTEIN, H. E., BURKE, I. C., AGUIAR, M. R., & SALA, O. E. (1995). Regional climatic similarities in the temperate zones of North and South America. *Journal of Biogeography*, 22(4/5), 915-925.
- PARUELO, J. M., BELTRÁN, A., JOBBÁGY, E., SALA, O. E., & GOLLUSCIO, R. A. (1998). The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic processes. *Ecología Austral*, 8(2), 85-101.
- PERRYMAN, B. L., SCHULTZ, B. W., BURROWS, M., SHENKORU, T., & WILKER, J. (2020). Fall-grazing and grazing-exclusion effects on cheatgrass (*Bromus tectorum*) seed bank assays in Nevada, United States. *Rangeland Ecology & Management*, 73(3), 343-347.
- PHILLIPS, A. J., & LEGER, E. A. (2015). Plastic responses of native plant root systems to the presence of an invasive annual grass. *American Journal of Botany*, 102(1), 73-84.
- PIEMEISEL, R. L. (1938). Changes in weedy plant cover on cleared sagebrush land and their probable causes (No. 1488-2016-123504). *Technical bulletin No. 654 USDA*, Washington, D.C.
- PIMENTEL, D. (1991). *CRC handbook of pest management in agriculture*. CRC Press.
- PIMENTEL, D. (1993). *Habitat factors in new pest invasions*. New York: John Wiley & Sons.
- PIMENTEL, D., MCNAIR, S., JANECKA, J., WIGHTMAN, J., SIMMONDS, C., O'CONNELL, C., ... & TSOMONDO, T. (2001). Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84(1), 1-20.

- PIRK, G.I., DI VIRGILIO, A., FRANZESE, J., LESCANO, N., & SPEZIALE, K. (2019). *¿Puede la granivoría afectar la invasión del pasto exótico Bromus tectorum en la Patagonia?*. VI Congreso Nacional de Conservación de la Biodiversidad, La Rioja, Argentina.
- PONZETTI, J. M. (1997). Assessment of medusahead and cheatgrass control techniques at Lawrence Memorial Grassland Preserve: 1996 annual report. Portland, OR: *The Nature Conservancy*.
- PYŠEK, P., & RICHARDSON, D. M. (2008). Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand?. In *Biological invasions* (pp. 97-125). Springer, Berlin, Heidelberg.
- RAFFERTY, D. L., & YOUNG, J. A. (2002). Cheatgrass competition and establishment of desert needlegrass seedlings. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 55(1), 70-72.
- RICE, K. J. (1989). Impacts of seedbanks on grassland community structure and population dynamics. *Ecology of soil seed banks*.
- 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.
- RICHARDSON, D. M., & PYŠEK, P. (2012). Naturalization of introduced plants: ecological drivers of biogeographical patterns. *New Phytologist*, 196(2), 383-396.
- RICHARDSON, J. L., & VEPRASKAS, M. J. (2001). *Wetland soils genesis, hydrology, landscapes, and classification* (No. 578.757 W4).
- ROIG, F. A. (1978) Stipeae. En M. N. Correa (ed.), *Flora Patagónica III, Gramineae. Colección Científica del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria* 8(3), pp. 288-327. INTA, Buenos Aires.
- SALA, O. E., CHAPIN, F. S., ARMESTO, J. J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., ... & LEEMANS, R. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.
- SERPE, M. D., ORM, J. M., BARKES, T., & ROSENTERETER, R. (2006). Germination and seed water status of four grasses on moss-dominated biological soil crusts from arid lands. *Plant ecology*, 185(1), 163-178.
- SIB (SISTEMA DE INFORMACIÓN DE BIODIVERSIDAD, PARQUES NACIONALES, ARGENTINA) (2021). Consultado en 2021 en: <https://sib.gob.ar/especies/poa-secunda>
- SIMMARC (SISTEMA DE MAPAS DE RIESGO DEL CAMBIO CLIMÁTICO) 2020 (2020). Consultado en 2021 en: <https://simarcc.ambiente.gob.ar/cambio-climatico>
- SIMBERLOFF, D. (2009). We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects. *Biological Invasions*, 11(1), 149-157.
- SIMBERLOFF, D., PARKER, I. M., & WINDLE, P. N. (2005). Introduced species policy, management, and future research needs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(1), 12-20.
- SORIANO, A. (1983). Deserts and semi-deserts of Patagonia. *Ecosystems of the World*.
- SPERRY, L. J., BELNAP, J., & EVANS, R. D. (2006). *Bromus tectorum* invasion alters nitrogen dynamics in an undisturbed arid grassland ecosystem. *Ecology*, 87(3), 603-615.
- SPEZIALE, K. L., & EZCURRA, C. (2011). Patterns of alien plant invasions in northwestern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 75(10), 890-897.



- SPEZIALE, K. L., LAMBERTUCCI, S. A., CARRETE, M., & TELLA, J. L. (2012). Dealing with non-native species: what makes the difference in South America?. *Biological Invasions*, 14(8), 1609-1621.
- SPEZIALE, K. L., LAMBERTUCCI, S. A., & EZCURRA, C. (2014). *Bromus tectorum* invasion in South America: Patagonia under threat?. *Weed Research*, 54(1), 70-77.
- SPEZIALE, K. L., DI VIRGILIO, A., LESCANO, M. N., PIRK, G., & FRANZESE, J. (2018). Synergy between roads and disturbance favour *Bromus tectorum* L. invasion. *PeerJ*, 6, e5529.
- STARK, J. M., & HART, S. C. (1999). Effects of disturbance on microbial activity and N-cycling in forest and shrubland ecosystems. *UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE FOREST SERVICE GENERAL TECHNICAL REPORT PNW*, 101-105.
- STEWART, G., & HULL, A. C. (1949). Cheatgrass (*Bromus tectorum* L.) an ecologic intruder in southern Idaho. *Ecology*, 30(1), 58-74.
- THOMPSON, K., & GRIME, J. P. (1979). Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *The Journal of Ecology*, 67(3) 893-921.
- THOMPSON, K. B. S. R., BAND, S. R., & HODGSON, J. G. (1993). Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional ecology*, 7(2) 236-241.
- TILMAN, D. (1997). Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology*, 78(1), 81-92.
- UPADHYAYA, M. K., MCLVRIDE, D., & TURKINGTON, R. (1986). The Biology Of Canadian Weeds.: 75. *Bromus tectorum* L. *Canadian Journal of Plant Science*, 66(3), 689-709.
- USDA (1998). Agricultural Statistics. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC.
- URESK, D. W., CLINE, J. F., & RICKARD, W. H. (1979). Growth rates of a cheatgrass community and some associated factors. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 32(3), 168-170.
- VEBLEN, T. T., MERMOZ, M., MARTIN, C., & KITZBERGER, T. (1992). Ecological impacts of introduced animals in Nahuel Huapi national park, Argentina. *Conservation Biology*, 6(1), 71-83.
- VELASCO, V., & SIFFREDI, G. L. (2013). *Guía para el reconocimiento de especies de los pastizales de sierras y mesetas occidentales de Patagonia*. Ediciones INTA.
- VILÀ, M., & GIMENO, I. (2007). Does invasion by an alien plant species affect the soil seed bank?. *Journal of Vegetation Science*, 18(3), 423-430.
- VITOUSEK, P.M., D'ANTONIO, C.M., LOOPE, L.L., Y WESTBROOKS, R. (1996). *Biological invasions as global environmental change*. *American Scientist*, 84(5), 468-478.
- WAINWRIGHT CE, WOLKOVICH EM, CLELAND EE. (2012). Seasonal priority effects: Implications for invasion and restoration in a semi-arid system. *Journal of Applied Ecology* 49(1), 234-241.
- WALSH, J. R., CARPENTER, S. R., & VANDER ZANDEN, M. J. (2016). Invasive species triggers a massive loss of ecosystem services through a trophic cascade. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(15), 4081-4085.
- WARREN, R. J., BAHN, V., & BRADFORD, M. A. (2013). Decoupling litter barrier and soil moisture influences on the establishment of an invasive grass. *Plant and Soil*, 367(1), 339-346.
- WENGER, A. S., ADAMS, V. M., IACONA, G. D., LOHR, C., PRESSEY, R. L., MORRIS, K., & CRAIGIE, I. D. (2018). Estimating realistic costs for strategic management planning of invasive species eradications on islands. *Biological Invasions*, 20(5), 1287-1305.



- WICKS, G. A. (1984). Integrated systems for control and management of downy brome (*Bromus tectorum*) in cropland. *Weed Science*, 32(S1), 26-31.
- YOUNG, J. A., EVANS, R. A., & ECKERT JR, R. E. (1969). Population dynamics of downy brome. *Weed Science*, 17(1), 20-26.
- YOUNG, J. A., EVANS, R. A., & MAJOR, J. (1972). Alien plants in the Great Basin. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 25(3), 194-201.
- YOUNG, J. A., & EVANS, R. A. (1975). Germinability of seed reserves in a big sagebrush community. *Weed Science*, 23(5), 358-364.
- YOUNG, J. A., & EVANS, R. A. (1978). Population dynamics after wildfires in sagebrush grasslands. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 31(4), 283-289.
- YOUNG, J. A.; EVANS, R. A.; ECKERT, R. E., & KAY, B. L. (1987). Cheatgrass. *Rangelands*, 9(6), 266-270.
- YOUNG, JAMES A. (1991). Cheatgrass. In: James, Lynn F.; Evans, John O., eds. *Noxious range weeds. Westview Special Studies in Agriculture Science and Policy*. Boulder, CO: Westview Press, Inc: 408-418
- YOUNG, J. A., & ALLEN, F. L. (1997). Cheatgrass and range science: 1930-1950. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 50(5), 530-535.
- YOUNG, J. A., & CLEMENTS, C. D. (2000). Cheatgrass control and seeding. *Rangelands*. 22(4): 3-7.
- YOUNG, JIM. (2000). *Bromus tectorum* L. In: Bossard, Carla C.; Randall, John M.; Hoshovsky, Marc C., eds. *Invasive plants of California's wildlands*. Berkeley, CA: University of California Press: 76-80.
- ZOUHAR, K. (2003). *Bromus tectorum*. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. Disponible en <https://www.fs.usda.gov/database/feis/plants/graminoid/brotec/all.html>
- ZULOAGA, F. O., MORRONE, O., & BELGRANO, M. J. (2008). *Catálogo de las plantas vasculares del Cono Sur*. Missouri Botanical Garden Press.



## ANEXO 1 - PLANILLA PARA PRESUPUESTAR COSTOS

DATOS A INGRESAR EN ORDEN PARA UNA PRIMERA EXTRACCIÓN: (REDONDEAR AL NÚMERO ENTERO SUPERIOR MÁS PRÓXIMO)

- 1) ÁREA INVADIDA: \_\_\_\_\_ M<sup>2</sup> A TRABAJAR.
- 2) \_\_\_\_\_ M<sup>2</sup> A TRABAJAR X TRATAMIENTO ELEGIDO (**E1R** 0,58HS vs. **E1P** 0,36HS): \_\_\_\_\_ HORAS TOTALES DE TRABAJO.
- 3) \_\_\_\_\_ HORAS TOTALES DE TRABAJO / \_\_\_\_\_ HORAS DE CARGA HORARIA INDIVIDUAL DIARIA= \_\_\_\_\_ TRABAJADORES TOTALES.
- 4) \_\_\_\_\_ TRABAJADORES TOTALES / \_\_\_\_\_ DÍAS DE TRABAJO: \_\_\_\_\_ TRABAJADORES POR DÍA.
- 5) \_\_\_\_\_ TRABAJADORES POR DÍA / 5 = \_\_\_\_\_ AUTOMÓVILES.

## COSTOS

$$L = \text{_____ HORAS TOTALES DE TRABAJO} \times \text{USD } 3,55 = \text{USD } \underline{\hspace{2cm}}$$

$$T = \text{_____ AUTOMÓVILES} \times \text{_____ KM} \times \text{_____ DÍAS DE TRABAJO} \times \text{USD } 0,082 = \text{USD } \underline{\hspace{2cm}}$$

$$C \text{ (SOLO PARA E1R)} = (\text{_____ M}^2 / 9) \times \text{USD } 0,13 = \text{USD } \underline{\hspace{2cm}}$$

$$E = \text{_____ TRABAJADORES POR DÍA} \times \text{USD } 1,74 = \text{USD } \underline{\hspace{2cm}}$$

$$VST = (\text{_____ TRABAJADORES POR DÍA} \times \text{USD } 3,02) \times \text{_____ DÍAS DE TRABAJO} = \text{USD } \underline{\hspace{2cm}}$$

$$\text{COSTO TOTAL PRIMERA EXTRACCIÓN} = \text{USD } \underline{\hspace{2cm}}$$

+

DATOS A INGRESAR EN ORDEN PARA UNA SEGUNDA EXTRACCIÓN: (REDONDEAR AL NÚMERO ENTERO SUPERIOR MÁS PRÓXIMO)

- 1) ÁREA INVADIDA: \_\_\_\_\_ M<sup>2</sup> A TRABAJAR.
- 2) \_\_\_\_\_ M<sup>2</sup> A TRABAJAR X TRATAMIENTO ELEGIDO (**E2R** 0,05HS vs. **E2P** 0,08HS): \_\_\_\_\_ HORAS TOTALES DE TRABAJO.
- 3) \_\_\_\_\_ HORAS TOTALES DE TRABAJO / \_\_\_\_\_ HORAS DE CARGA HORARIA INDIVIDUAL DIARIA= \_\_\_\_\_ TRABAJADORES TOTALES.
- 4) \_\_\_\_\_ TRABAJADORES TOTALES / \_\_\_\_\_ DÍAS DE TRABAJO: \_\_\_\_\_ TRABAJADORES POR DÍA.
- 5) \_\_\_\_\_ TRABAJADORES POR DÍA / 5 = \_\_\_\_\_ AUTOMÓVILES.

## COSTOS

$$L = \text{_____ HORAS TOTALES DE TRABAJO} \times \text{USD } 3,55 = \text{USD } \underline{\hspace{2cm}}$$

$$T = \text{_____ AUTOMÓVILES} \times \text{_____ KM} \times \text{_____ DÍAS DE TRABAJO} \times \text{USD } 0,082 = \text{USD } \underline{\hspace{2cm}}$$

$$C \text{ (SOLO PARA E2R)} = \text{_____ TRABAJADORES POR DÍA} \times \text{USD } 0,13 = \text{USD } \underline{\hspace{2cm}}$$

$$E \text{ (REUSAR DE LA PRIMERA EXTRACCIÓN)} = \text{_____ TRABAJADORES POR DÍA} \times \text{USD } 1,74 = \text{USD } \underline{\hspace{2cm}}$$

$$VST = (\text{_____ TRABAJADORES POR DÍA} \times \text{USD } 3,02) \times \text{_____ DÍAS DE TRABAJO} = \text{USD } \underline{\hspace{2cm}}$$

$$\text{COSTO TOTAL SEGUNDA EXTRACCIÓN} = \text{USD } \underline{\hspace{2cm}}$$

**COSTO TOTAL FINAL = USD** \_\_\_\_\_

## ANEXO 2 - RECOMENDACIONES PARA LA RESTAURACIÓN

Para competir con *B. tectorum* sería ideal encontrar especies nativas capaces de germinar y producir plántulas en 1 o 2 días en un suelo húmedo, y que las plántulas estén adaptadas a sobrevivir períodos secos de 10 o más días seguidos de un período de 2 días de humedad (Frasier, 1994). Si bien las plántulas de las especies nativas perennes no son eficaces competidoras de las plantas de *B. tectorum* (Harris, 1967; Hull, 1963; Humphrey & Schupp, 2004; Franzese *et al.*, 2022), el establecimiento de estas es más efectivo cuando *B. tectorum* es removido o su densidad sustancialmente reducida (Young, 2000; Rafferty & Young, 2002). En este sentido se ha sugerido previamente remojar las semillas de las especies para lograr una pre-germinación que incremente las tasas de germinación en comparación a las de *B. tectorum* (Hardegree, 1992), así como crear un suelo con una superficie que atrape, retenga y provea condiciones favorables para el establecimiento de las semillas (Chambers, 2000).

En Estados Unidos se ha observado en sitios previamente invadidos por *B. tectorum* una recolonización y dominancia de algunas especies de pastos perennes nativos de los géneros *Elymus*, *Poa*, *Achnatherum* o *Pascopyrum* como *Elymus elymoides*, *Elymus lanceolatus*, *Achnatherum thurberianum*, *Pascopyrum smithii*, y *Poa secunda* (Monsen, 1994). Se ha visto que la cobertura de *Poa secunda* inhibe la cobertura de *B. tectorum* en lugares restaurados donde hubo incendios (Bowman-Prideaux, 2017). *Poa secunda* y *B. tectorum* tienen una respuesta fenológica y fisiológica similar ante recursos limitados (Phillips & Leger, 2015), pero *Poa secunda* puede desarrollar una fenología adelantada en respuesta a la invasión de *B. tectorum*, y así tener una ventaja en acceder a los recursos (Link *et al.*, 2011; Goergen *et al.*, 2011). Dado que *Poa secunda* también es nativa de la Patagonia y se encuentra presente en el Parque Nacional Nahuel Huapi (SIB, 2021), su potencial uso en estrategias de manejo locales amerita ser estudiado. Dado que en Patagonia se encuentran varias especies del género *Elymus* también sería interesante evaluar la respuesta de algunas de estas especies a la competencia con *B. tectorum* y la efectividad de ser utilizadas en restauración. Asimismo, estos costos asociados a la restauración deberían ser evaluados.