

TESINA PARA OPTAR POR EL GRADO DE LICENCIADO EN
CIENCIAS BIOLÓGICAS

Cosecha de semillas de un pastizal natural bajo regímenes de manejo contrastantes



Fabrizio Tiscornia Monteverde

Orientador: Dr. Felipe Lezama

Co-orientadora: Ing. Agr. (Mag.) Amparo Quiñones

Mayo, 2022

Agradecimientos.

Agradezco a mis tutores y al tribunal conformado por la Dra. Anaclara Guido y el Dr. Gastón Fernández. A mis amigos y amigas de facultad por haber hecho de la vida universitaria un camino mucho más agradable. A mi familia por haberme ayudado siempre. A la Udelar por permitirme estudiar y aprender.

Índice

Resumen.....	4
1. Introducción.....	5
1.1. El ecosistema pastizal y las amenazas a su conservación.....	5
1.2. Opciones de restauración.....	5
1.3. Pastizales del Río de la Plata.....	7
1.4. Efectos del pastoreo y cortes de biomasa sobre la estructura y el funcionamiento del pastizal.....	9
1.5. Objetivos e hipótesis.....	11
2. Materiales y métodos.....	12
2.1. Descripción del sitio	12
2.2. Diseño experimental.....	14
2.3. Obtención de datos.....	15
2.4. Análisis de datos.....	16
3. Resultados	17
3.1. Efecto del régimen de manejo en la estructura de la vegetación.....	17
3.2. Caracterización de la cosecha de semillas y comparación entre tratamientos.....	19
4. Discusión.....	23
4.1. Efectos del régimen de manejo sobre la vegetación establecida.....	23
4.2. Efectos del régimen de manejo y tipo de cosecha sobre la riqueza y la densidad de semillas.....	24
4.3. Relación entre la vegetación establecida y la cosecha.....	25
4.4. Consideraciones metodológicas.....	26
5. Conclusiones.....	27
6. Bibliografía.....	28
7. Anexo.....	35

Resumen.

Uruguay se encuentra entre los países con mayor tasa de cambio en el uso del suelo dentro de la región, principalmente por la sustitución de pastizales para otros usos agrícolas. Este contexto representa un desafío y también una oportunidad para el desarrollo de estrategias de restauración. Con ese propósito, una opción puede ser cosechar “pooles de semillas” (mezclas de semillas) obtenidas a partir de sitios conservados y sembrarlas en los degradados. En nuestro país, además de la dificultad de contar con semillas disponibles y herramientas para realizar la cosecha, la eficiencia de cosecha es un cuello de botella para la generalización de prácticas de restauración de pastizales. Asimismo, se debe conocer cómo el régimen de remoción de la biomasa afecta la biodiversidad y la producción de semillas del pastizal. El objetivo general de este trabajo es contribuir al desarrollo de estrategias de restauración de pastizales degradados a través de la generación de técnicas de cosecha de semillas. Se trabajó en la región de Colinas y Lomadas del Este, específicamente en la Unidad Experimental Palo a Pique del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) en el departamento de Treinta y Tres. El experimento se realizó en dos potreros contiguos: uno bajo Pastoreo continuo (Pc) y otro bajo Cortes eventuales (Ce). En cada potrero se evaluaron dos métodos de cosecha de semillas: cosechadora y tijera. La cosecha se realizó por única vez el 23 marzo del 2020. Para ambos métodos de cosecha se identificaron y contaron las semillas por especie y por tipos funcionales (arbustos, hierbas, gramíneas, y gramínoideas). El 99% de las semillas colectadas con cosechadora estaban en buen estado y pudieron ser identificadas a nivel de especie. Las variables analizadas fueron: riqueza de semillas (número de especies con semilla/m²) total y por tipo funcional, y densidad de semillas (número/m²) total y por tipo funcional. También se realizaron censos fitosociológicos. En total, 28 especies presentaron semillas, lo que representa un tercio de las especies registradas en el censo. De este total, la cosechadora colectó 17 especies. En las parcelas, la riqueza de semillas varió entre 8 y 17 especies/m². La riqueza media de semillas dentro de cada régimen de manejo no fue significativamente diferente entre los dos tipos de cosecha. En ambos potreros, aproximadamente el 65% de las especies colectadas por tijera fueron cosechadas por la cosechadora. Por otro lado, sí se observaron diferencias significativas en la riqueza media de semillas al analizarla por tipos funcionales. Se cosecharon más gramíneas bajo Ce y más gramínoideas bajo Pc. La densidad de semillas cosechadas con tijera no difirió entre Pc y Ce. La cosechadora logró colectar 539 semillas/m² en Pc y 898 semillas/m² en Ce, lo que representa el 29 y 48% de lo cosechado por la tijera en cada potrero, respectivamente. El tipo funcional más representado a nivel de densidad de semillas fue el de las gramíneas tanto en Pc como en Ce, destacándose la especie *Paspalum notatum* en Pc y *Sporobolus indicus* en Ce. Se concluye que la cosechadora puede ser una herramienta apropiada para utilizar en prácticas de restauración de pastizales, logrando cosechar un conjunto de semillas diverso si se utiliza tanto bajo Pc como bajo Ce. Sin embargo, el desarrollo de esta técnica a futuro debe considerar diferentes momentos de cosecha, así como la evaluación del potencial de germinación y la dormancia de las semillas cosechadas.

PALABRAS CLAVE: restauración, cosecha, biodiversidad, grupos funcionales, pastoreo, cortes.

1. Introducción.

1.1 El ecosistema pastizal y las amenazas a su conservación.

Los pastizales están presentes en todos los continentes con excepción de la Antártida y son el ecosistema más extenso del planeta (Gibson, 2009). Se caracterizan por ser ecosistemas abiertos y en su mayoría compuestos por un estrato bajo y perenne formada por miembros de la familia Poaceae, algunas hierbas y, a veces, arbustos bajos y dispersos (MacFadden, 1997). Son uno de los ecosistemas con mayor riqueza de especies en el mundo (Wilson et al., 2012) y proveen una gran variedad de servicios ecosistémicos (Andrade et al., 2015; Sala & Paruelo, 1997). Los pastizales son capaces de brindar a los humanos servicios que tienen un valor en el mercado, como carne, leche o lana, pero también confieren servicios como el mantenimiento de la composición atmosférica, diversidad genética y conservación del suelo (Sala & Paruelo, 1997). La diversidad de formas y funciones de las especies vegetales son fundamentales para la estructura y funcionamiento de los pastizales, (Craine, 2005) así como de los servicios que brindan (Gibson, 2009; Weigelt et al., 2009).

Los pastizales en el mundo han sufrido pérdidas en extensión, calidad del hábitat y biodiversidad (Gibson, 2009). De hecho, los pastizales son uno de los ecosistemas con mayor riesgo de desaparición, ya que tienen uno de los porcentajes más altos de hábitats transformados y cuentan con el porcentaje más bajo de superficies protegidas en comparación con todos los demás ecosistemas de la Tierra (Hoekstra et al., 2005). Dentro de América Latina, Argentina, Brasil y Uruguay se encuentran entre los países con mayores cambios en el uso del suelo (Baeza & Paruelo, 2020). En décadas recientes, áreas ocupadas por los pastizales han sido reemplazadas por cultivos, pasturas implantadas y forestación (Paruelo et al., 2006). Estos cambios generan alteraciones en la estructura y el funcionamiento de los pastizales y también alteran cómo este ecosistema se relaciona con la atmósfera, sistemas acuáticos y tierras cercanas (Vitousek et al., 1997). La conversión de ecosistemas naturales a tierras de cultivos tiene como consecuencias la pérdida de hábitat y biodiversidad, la reducción de la capacidad de provisión de servicios ecosistémicos y la transformación del paisaje (Dobson et al., 1997; Paruelo et al., 2006; Sala et al., 2000).

1.2 Opciones de restauración.

El contexto presentado anteriormente representa un desafío y también una oportunidad para el desarrollo de estrategias de restauración (Bakker et al., 1996). La restauración ecológica provee un potente conjunto de herramientas para acelerar la recuperación de tierras degradadas (Dobson et al., 1997). La degradación es un concepto complejo que integra diferentes aspectos como la

biodiversidad, los cambios en condiciones del suelo, la productividad y aspectos socio-económicos, en comparación con un estado de referencia (Andrade et al., 2015). El proceso de restauración de un pastizal debe implicar el restablecimiento de la diversidad funcional de plantas relacionadas a ese ecosistema (Fedrigo et al., 2018) pero para eso se debe aplicar el conocimiento teórico adecuado (Van Andel, 1998). Además, una restauración exitosa no puede ser garantizada en ausencia de fuentes de semillas (Hölzel & Otte, 2003). La reaparición de especies vegetales en un sitio puede depender de la persistencia de la semilla en el suelo, es decir, del banco de semillas que actúa como "memoria" de la comunidad vegetal original o también puede depender de ser transportada al sitio por algún vector (Bakker et al., 1996). Existen distintos tipos de agentes que actúan como vectores de dispersión, por ejemplo, el viento es un vector que puede transportar semillas de un sitio a otro y así participar en el proceso de restauración pasiva. La restauración pasiva depende de la capacidad de germinación y dispersión de las especies y para que sea exitosa requiere de mucho tiempo. A su vez, es necesaria la existencia de propágulos que, en sitios degradados, suelen ser escasos (Albert et al., 2019; Andrade et al., 2015; Bakker et al., 1996). Es así como la adición de semillas surge como una opción imprescindible. Cuando se llevan a cabo técnicas de manejo para la restauración se denomina restauración activa (Morrison & Lindell, 2010). Para eso es necesario contar con "pooles de semillas" (mezclas de semillas), obtenidas a partir de pastizales conservados, y sembrarlas en los campos degradados para su restauración (Pereira, 2017).

Las técnicas de cosecha de semilla son variadas y poseen distintas cualidades dependiendo de la situación. Según Scotton (2012) la eficiencia de la cosecha depende de varios factores: las características intrínsecas de la técnica, el tipo de vegetación de interés, las características de las especies y la época de cosecha. Las semillas pueden ser desprendidas mediante una cosechadora con un cepillo giratorio que logre separar los granos de la vegetación o también, otra técnica frecuentemente utilizada, es la técnica de fardo, que logra capturar semillas junto con la biomasa vegetativa. Por otra parte, Scotton (2012) menciona otras técnicas menos comunes como lo son el método de cosecha con tijera o la cosecha mediante aspiradora. Las distintas técnicas difieren en el tipo de material colectado y el porcentaje de semillas que logran capturar. Todas ellas (con excepción del método con tijera) cosechan materiales adicionales a las semillas, como hojas, tallos y flores (Scotton, 2012). La experiencia pasada ha demostrado que el método de cosecha puede influir en el número de especies colectadas como semilla, así como en las cantidades absolutas y relativas de semillas de especies individuales y grupos de especies en la mezcla de semillas (Scotton et al., 2009). Por otra parte, cada una es apropiada para determinadas superficies. Por ejemplo, la cosecha con tijera puede ser utilizada en superficies pequeñas, mientras que los métodos que utilizan maquinaria son mejores en grandes superficies (Steinauer, 2003). La

cosecha con tijera, si bien tiene menor capacidad operativa, tiene la ventaja que permite cosechar en forma selectiva áreas donde no toda la vegetación es de interés o donde maquinarias mayores no pueden acceder.

Una vez cosechado, el material necesita implantarse en el sitio de interés para iniciar el proceso de restauración del ecosistema, y en este sentido, tanto la transferencia del fardo como la siembra de mezclas de semillas han demostrado ser métodos apropiados para lograr una rápida restauración (Baasch et al., 2012). Pero, más allá del método utilizado, el punto central en la restauración de pastizales es contar con semillas nativas. Si se compara la cosecha de variedades cultivadas con la cosecha de semillas de un pastizal natural, se puede observar que en el pastizal natural se presentan algunas dificultades debido a que contiene una gran diversidad de especies y por lo tanto heterogeneidad en la fenología. Cada una de las especies posee un método de cosecha óptimo, lo que significa que encontrar un método que se ajuste a todas las especies no es posible (Scotton & Ševčíková, 2017).

1.3 Pastizales del Río de la Plata.

Los pastizales del Río de la Plata son una de las áreas de pastizal natural climáticamente determinadas más extensas del mundo. Se extienden a través del sur de Brasil, Uruguay y el centro-este de Argentina (Figura 1). Cuentan con un área de más de 70 millones de hectáreas lo que representa uno de los territorios más grandes de pastizales naturales subhúmedos templados del mundo (Soriano et al., 1991). Engloban un gradiente climático considerable, con la temperatura media anual que disminuye hacia el sur de 20°C a 13°C, y la precipitación que disminuye de 1800 mm a 400 mm desde el noreste hasta el suroeste, respectivamente (Soriano et al., 1991). Albergan una gran diversidad de especies vegetales (Andrade et al., 2018) constituyendo una de las áreas de mayor riqueza de gramíneas del mundo (Bilenca & Miñarro, 2004).

En nuestro país, dicho ecosistema es utilizado principalmente para el pastoreo extensivo tanto de ganado vacuno como ovino, ya que el pastizal es la principal fuente de alimento de la producción ganadera (MGAP-DIEA, 2011). El territorio uruguayo está comprendido en su totalidad por esta región pero los pastizales ocupan actualmente menos del 55% de nuestro territorio debido a que han sido sustituidos por cultivos, forestación o pasturas (Baeza et al., 2014; Baeza & Paruelo, 2020). A su vez, a pesar de ser un ecosistema predominante en nuestro país, solo el 0,4% de su superficie está protegida (DINAMA, 2014). En la actualidad, está expandida la ocurrencia de pastizales degradados por sobrepastoreo, invasión de especies exóticas o por tratarse de pastizales secundarios provenientes del abandono de áreas cultivadas (Millot et al., 1987).

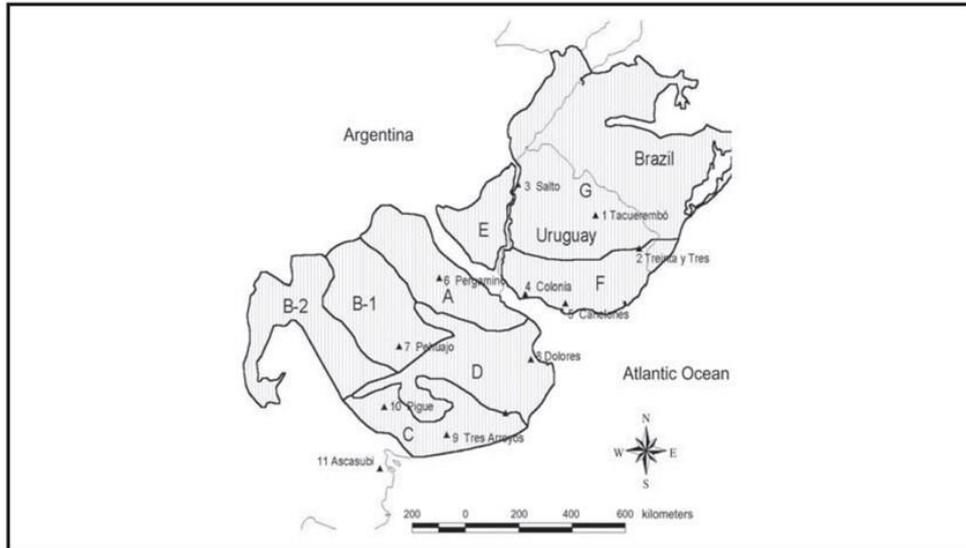


Figura 1. Mapa de los pastizales del Río de la Plata y sus subregiones: A) Pampa Ondulada; B) Pampa Interior; C) Pampa Austral; D) Pampa Inundable; E) Pampa Mesopotámica; F) Campos del sur; G) Campos del Norte. Extraído de Soriano et al. (1991).

Lezama et al. (2019) identificaron cinco comunidades (comunidad *Selaginella sellowii-Rostraria cristata*, comunidad *Trachypogon spicatus-Crocianthemum brasiliense*, comunidad *Steinchisma hians-Piptochaetium stipoides*, comunidad *Eryngium horridum-Juncus capillaceus* y comunidad *Chascolytrum poomorphum-Paspalum pumilum*) y catorce sub-comunidades de pastizales en nuestro país. Dos comunidades se restringen a la región de la Cuesta Basáltica, mientras que las otras tres se distribuyen a través de las Lomadas del Este, la Cuenca Sedimentaria del Noreste y la región Centro-Sur siendo la región de las Lomadas del Este la más diversa (Lezama et al., 2019). En general, las comunidades de pastizal del Uruguay están dominadas por gramíneas C_4 postradas que son reemplazadas por especies erectas en zonas de exclusión al ganado (Altesor et al., 2005). La presencia de arbustos en las parcelas excluidas al ganado es una característica de los pastizales uruguayos que no puede generalizarse para otras regiones (Rodríguez & Cayssials, 2011).

Muchas de las especies nativas de los pastizales del Río de la Plata tienen un nivel de productividad y un valor nutritivo adecuado para la producción ganadera, sin embargo, estas especies no se encuentran disponibles en el mercado de semillas (Andrade et al., 2015; Pereira, 2017). Por otra parte, a pesar que la cosecha de semillas de especies nativas en sitios “conservados” y su posterior siembra en sitios degradados es una opción que ha sido utilizada exitosamente en otros pastizales (Scotton, 2012), a nivel local, tecnologías de esta índole para la restauración son escasas. Uno de los ejemplos de herramientas disponibles es la cosechadora de cepillo de pastizal (Taita) descrita en Pereira (2017). Ésta es una máquina creada con el objetivo de

cosechar semillas en diferentes épocas del año y de manera sencilla de operar. Contiene un cepillo giratorio que logra cosechar las inflorescencias maduras del pastizal natural (Pereira, 2017). Por otra parte, la evaluación del potencial de cosecha de pastizales naturales “conservados” es de los primeros pasos para el desarrollo de tecnologías de restauración. Es necesario también conocer acerca del momento de la cosecha, cómo manejar el pastizal previamente y en dónde es óptimo llevarla a cabo. De hecho, para Uruguay, además de la dificultad de contar con semillas disponibles y herramientas para realizar la cosecha, es posible identificar la eficiencia de cosecha de semilla como cuello de botella para la generalización de prácticas de restauración de pastizales (Pereira, 2017).

1.4 Efectos del pastoreo y cortes de biomasa sobre la estructura y el funcionamiento del pastizal.

Existe amplia información que indica que el pastoreo moldea la estructura y funcionamiento de las comunidades de pastizal (Batista et al., 2018; Gibson, 2009; Mcnaughton, 1985) y que afecta el flujo y ciclado de materiales (Aguilar et al., 1996). Asimismo, la realización de cortes de biomasa también genera efectos sobre la comunidad (Tälle et al., 2016). Los efectos del pastoreo son más complejos que los de los cortes ya que también involucran el efecto del pisoteo, defecación, orina y selectividad del ganado (Wahlman & Milberg, 2002). Los herbívoros eliminan selectivamente los materiales vegetales, principalmente hojas y tallos, mientras que los cortes de biomasa generan un efecto más homogéneo. Además, mediante el pisoteo, orina y heces, la vegetación se compacta, se perturba el suelo y se concentran los nutrientes en parches (Gibson, 2009). Es así que tanto el pastoreo como los cortes de biomasa pueden utilizarse como métodos de manejo complementarios en los pastizales (Jantunen, 2003).

Para los pastizales del Río de la Plata, que han sido sometidos a distintas presiones de pastoreo desde hace más de 400 años (Altesor et al., 2005), varios trabajos reportan que la riqueza, diversidad de especies, la abundancia de distintas formas de vida, el carbono orgánico del suelo y el nitrógeno orgánico del suelo cambian al excluir al ganado de áreas pastoreadas (Altesor et al., 2005; Chaneton et al., 2005; Facelli et al., 1989; Haretche & Rodríguez, 2006; Lezama et al., 2014; Piñeiro et al., 2009; Rodríguez et al., 2003; Rusch & Oesterheld, 1997; Sala et al., 1986). Por ejemplo, Sala et al. (1986) reportaron que en áreas pastoreadas, la mayor cantidad de biomasa aérea se concentraba entre los 0 y los 5 cm más próximos al suelo, en cambio, para áreas excluidas al ganado, la mayor cantidad de biomasa aérea se encontraba entre los 10 y los 30 cm. Con respecto a la biodiversidad, Rusch y Oesterheld (1997) reportaron que, para la región de la Pampa Inundable en Argentina, el pastoreo aumentó la riqueza de especies mediante la adición de una serie de

hierbas exóticas, sin reducir la riqueza y cobertura de la flora nativa. Por su parte, Rodríguez et al. (2003), reportaron para Uruguay que la riqueza y la diversidad de especies disminuyó luego de nueve años de exclusión al ganado. Además observaron que la exclusión de los grandes herbívoros promovió el crecimiento de gramíneas erectas y altas con hojas estrechas. A su vez, otro efecto que se puede observar es un incremento de la biomasa seca cuando no hay presión de pastoreo ya que en ausencia de este, la biomasa seca en pie se acumula porque las gramíneas, en general, no poseen mecanismos de abscisión de las hojas (Rodríguez & Cayssials 2011). Con respecto a la composición de especies de un pastizal pastoreado se puede decir que tanto la exclusión como el pastoreo, ejerciendo presión por muchos años, generan cambios florísticos que pueden resultar en el deterioro de la calidad de la pastura (Altesor et al., 1998; Baggio et al., 2021). Sin embargo, también se reconoce al pastoreo como una importante herramienta de conservación si se aplica correctamente (Baggio et al., 2021). Existe menos evidencia que demuestre cómo es modificada la fenología debido a la presión de pastoreo. Según León y Bertiller (1982) la clausura al ganado puede generar un atraso en el desarrollo vegetativo y una floración menos prolongada en el tiempo. Este efecto se generaría debido a que cambia la calidad y cantidad de luz que incide sobre la vegetación y por lo tanto también se modifica el balance térmico.

Con respecto a los cortes, a pesar de que hay escasos trabajos para los pastizales del Río de la Plata (Lezama & Paruelo, 2016), se puede decir que estos tienen un efecto uniforme sobre la comunidad. Los cortes, logran eliminar una cantidad constante de biomasa en un tiempo corto (Lepš 2014). Asimismo, pueden llevar a la homogeneización de la vegetación debido a la uniformidad de la perturbación (Lepš, 2014). De esta forma, pueden disminuir la competencia inter e intraespecífica (Tälle et al., 2016). En general, la remoción de biomasa aérea debido al pastoreo o mediante cortes, aumenta la biodiversidad de los pastizales pero, comúnmente, el pastoreo tiene un mayor efecto positivo sobre la biodiversidad (D'Aniello et al., 2011; Tälle et al., 2016). Sin embargo, otros trabajos concluyen que los efectos de los cortes resultan más positivos que los del pastoreo (Oloftamm, 1956; Wahlman & Milberg, 2002). A su vez, los efectos generados por los cortes varían según la frecuencia pero las diferencias que se generan son pequeñas (Tälle et al., 2016). Collins et al. (1998) reportan que los cortes anuales logran mantener la biodiversidad en pastizales. Por otra parte, Socher et al. (2012) reportaron que la realización de cortes con alta frecuencia puede generar pérdidas en la biodiversidad del sitio.

Los mecanismos implicados en el efecto del pastoreo y el corte de biomasa no son completamente claros (Tälle et al., 2016). Es evidente que algunos rasgos de las especies deben ser favorecidos por el pastoreo (por ejemplo especies con espinas) pero otros por los cortes (por ejemplo, hojas de roseta deprimidas)

(Catorci et al., 2011). El pastoreo puede promover una mayor riqueza de especies de plantas debido a los parches desnudos causados por el sobrepastoreo y/o el pisoteo intenso generando una reducción en la competitividad de las especies dominantes (Tälle et al. 2016). En síntesis, el pastoreo promovería generalmente mayor biodiversidad en los pastizales (Tälle et al., 2016). A su vez, los efectos de los cortes de biomasa varían a través de los distintos tipos de pastizales y las características de la vegetación y los efectos generales de diferentes frecuencias de corte en la biodiversidad sigue sin estar clara (Tälle et al., 2016). Para los Pastizales del Río de la Plata no se encontraron trabajos que comparen el efecto del pastoreo con el de los cortes en la composición de especies del pastizal.

Para Uruguay, algunos trabajos han utilizado a los tipos funcionales como indicadores de las respuestas del pastizal al régimen de manejo del ganado (Altesor et al., 2005; Rodríguez et al., 2003). Por ejemplo, Altesor et al. (2005) reportaron que el pastoreo induce cambios que favorecen a las especies postradas por sobre las erectas. También sus resultados muestran un incremento en el número de hierbas en áreas pastoreadas.

Los tipos funcionales de plantas se definen como agrupaciones no filogenéticas de especies que se comportan de manera similar en un ecosistema basado en un conjunto de atributos biológicos comunes (Lavorel et al., 1997). Los tipos funcionales de plantas tienen el potencial de relacionar rasgos ecofisiológicos con procesos ecosistémicos (Chapin et al. 1996), y su uso permite una simple y rápida descripción de la vegetación (Noble y Gitay 1996). Los tipos funcionales han sido utilizados en varios trabajos para realizar descripciones de pastizales (Altesor et al., 2005; Chapin et al., 1996; Haretche & Rodríguez, 2006; Jaurena et al., 2012; Lavorel et al., 1997; Paruelo & Lauenroth, 1996; Rodríguez et al., 2003). Por ejemplo, para las praderas templadas de Norteamérica, Paruelo & Lauenroth (1996) definieron cinco tipos funcionales de plantas: gramíneas invernales, gramíneas estivales, arbustos, hierbas y suculentas. Por otra parte, también pueden ser usados como herramienta para el manejo y el monitoreo de la vegetación (Jaurena et al., 2012) ya que, a este nivel, es posible observar cambios generados por el manejo de los pastizales (Haretche & Rodríguez, 2006).

1.5 Objetivos e hipótesis.

El objetivo general de este trabajo es contribuir al desarrollo de estrategias de restauración de pastizales degradados a través de la generación de técnicas de cosecha de semillas. A partir de las consideraciones ya realizadas, un aspecto clave para el desarrollo de estrategias de restauración de pastizales en la región es generar técnicas de cosecha de semillas. Asimismo, a efectos de aumentar la eficiencia de la cosecha es imprescindible conocer cómo

responden las distintas especies a variaciones en el manejo. El desarrollo de este objetivo general comprende los siguientes objetivos específicos:

- Evaluar el efecto del régimen de manejo (pastoreo continuo vs cortes eventuales) en la vegetación establecida.
- Determinar la influencia del método de cosecha (tijera vs. cosechadora) y el régimen de manejo (pastoreo continuo vs. cortes eventuales) en la riqueza y densidad de semillas cosechadas.
- Explorar la relación entre la vegetación establecida y la cosecha de semillas (sin hipótesis asociada).

Para dichos objetivos se plantearon las siguientes hipótesis:

1. En relación a la vegetación establecida, se hipotetiza que el pastoreo continuo presentaría mayor diversidad que los cortes eventuales dado que la remoción de biomasa que realiza es más heterogénea y que involucra otros componentes además de la remoción, como el pisoteo, la deposición de orina y de heces, que generan distintas condiciones y facilitan la colonización de especies subdominantes (Noy-Meir et al., 1989).
2. En relación a la cosecha de especies y de semillas, las hipótesis son que en pastoreo continuo las especies involucran una mayor asignación de recursos a la reproducción vegetativa que a la sexual (Rodríguez et al., 2003) en comparación con el régimen de cortes eventuales, y que en pastoreo continuo se promueve la dominancia de especies postradas (Rodríguez et al., 2003) con estructuras reproductivas poco accesibles para la máquina cosechadora.

En base a las hipótesis planteadas, se propusieron las siguientes predicciones:

1. En la vegetación establecida, se espera encontrar una mayor riqueza de especies bajo el régimen de pastoreo continuo que bajo régimen de cortes eventuales.
2. Se espera cosechar una mayor riqueza de especies y de semillas bajo condiciones de cortes eventuales. También se espera que la eficiencia de la cosechadora sea menor, tanto en riqueza de especies como en densidad de semillas, en el pastoreo continuo.

2. Materiales y métodos.

2.1 Descripción del sitio.

El presente trabajo se realizó en la región de Colinas y Lomadas del Este, específicamente en la Unidad Experimental Palo a Pique del Instituto Nacional

de Investigación Agropecuaria (INIA) en el departamento de Treinta y Tres (33°24´S; 54°50´W). La región de Colinas y Lomadas del Este (Figura 2) ocupa una superficie de 1,1 millones de hectáreas (aproximadamente un 6% de la superficie del país) y se extiende por los departamentos de Maldonado, Lavalleja, Rocha, Treinta y Tres y Cerro Largo (Panario, 1988). El relieve es ondulado suave a ondulado, con interfluvios ligeramente convexos o aplanados y laderas ligeramente convexas con pendientes moderadas. El área de estudio se ubica sobre la Unidad de mapeo Coneat 10.7, caracterizado por presentar como suelos dominantes Brunosoles Subeutricos Luvicos y Argisoles Subeutricos Melánicos Abrupticos, de color pardo oscuro, textura franca a franco limosa, fertilidad media y drenaje moderadamente bueno a algo imperfecto.

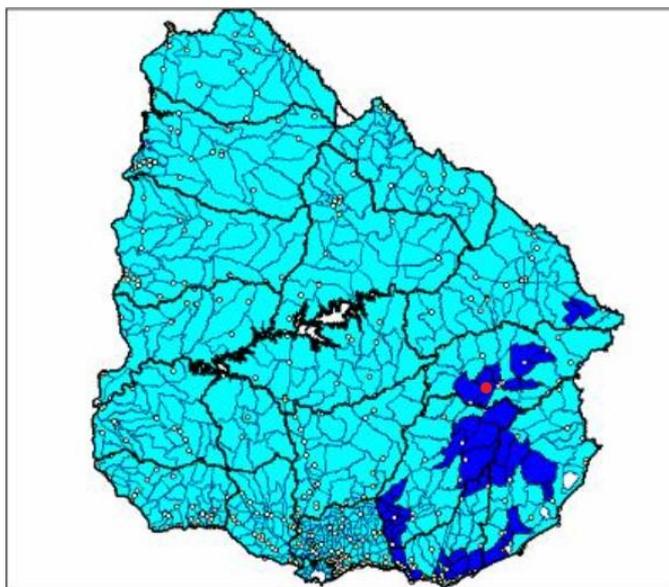


Figura 2. Mapa de Uruguay. En azul se representa la región de Colinas y Lomadas de Este. El punto rojo representa el sitio de estudio Unidad Experimental Palo a Pique del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. Adaptado de *inia.org.uy*

El sitio de estudio pertenece a una comunidad denominada *Eryngium horridum-Juncus capillaceus* descrita en Lezama et al. (2019). Esta comunidad se encuentra dominada por especies mesofíticas que ocupan suelos poco profundos y muy poco profundos (Lezama et al., 2019). Dicha zona cuenta con una temperatura media mensual que varía desde 22,8°C en enero a 10,8°C en julio. La precipitación media anual es de 1310 mm distribuidos uniformemente a lo largo del año con una alta tasa de variabilidad interanual (INIA, 2020). La vegetación tiene dos estratos: el superior cubre el 30% de la cobertura y las especies frecuentes son *Eryngium horridum* y *Baccharis trimera*, y el estrato inferior cubre alrededor del 65% y está dominado por gramíneas perennes con metabolismo C₄ (Quiñones et al., 2020). En términos de biodiversidad del pastizal, las Colinas y Lomadas de Este es la región más diversa en términos

de agrupamientos de especies, presentando tres comunidades y nueve sub-comunidades (Lezama et al., 2019).

2.2 Diseño experimental.

Se realizó un experimento en dos potreros contiguos que desde el 2016 tienen distintos manejos de su biomasa aérea (Figura 3). El potrero Pastoreo continuo (Pc) se maneja históricamente con vacas de cría a una carga moderada-alta. El potrero Cortes eventuales (Ce) fue excluido al pastoreo en 2016 y desde entonces recibe un corte anual con pastera para minimizar el riesgo de incendio en verano. En cada uno se ubicaron 10 parcelas dispuestas en el estrato bajo (evitando subarbustos) y con una separación mínima de 2 m. Las parcelas median 0,5 x 2,0 m. Un croquis del área experimental se presenta en la Figura 4.



Figura 3. Imágenes satelitales (Google Earth) del sitio de estudio. A) Imagen tomada en el año 2013. B) Imagen tomada en el año 2018. El punto con relleno blanco representa Pastoreo continuo y el punto con relleno negro representa Cortes eventuales.

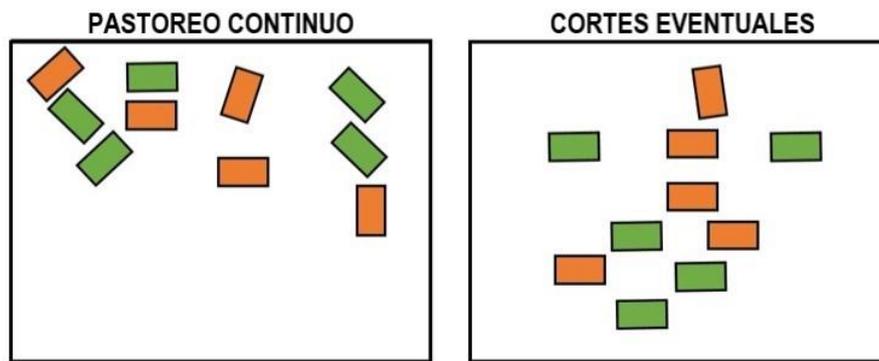


Figura 4. Croquis de la ubicación de las parcelas. A la izquierda se representa el potrero de Pastoreo continuo y a la derecha el potrero de Cortes eventuales. En color naranja se representan las parcelas cosechadas con cosechadora y el color verde las cosechadas con tijera.

En cada potrero se evaluaron dos métodos de colecta manual de semillas: Cosechadora (C) y Tijera (T) (n=5). Entonces, se trabajó con 4 tratamientos: Pastoreo continuo - Tijera (Pc-T), Pastoreo continuo - Cosechadora (Pc-C), Corte eventual - Tijera (Ce-T) y Corte eventual - Cosechadora (Ce-C).

El nombre comercial de la cosechadora es “Hand Held Seed Harvester” y fue diseñada para incrementar la eficiencia de la cosecha y permitir el acceso a una gran cantidad de sitios (GP Restoration Solutions, 2018) (imagen ilustrativa se presenta en Anexo). La cosecha con tijera se dirigió a todos los elementos reproductivos de forma de describir el aporte potencial y oficia como tratamiento testigo. La comparación entre ambos métodos permite determinar si la cosechadora es eficiente en colectar el potencial de semillas, tanto en número como en tipos funcionales.

2.3 Obtención de datos.

2.3.1 Descripción de la vegetación.

Se realizó una descripción de la vegetación mediante un censo fitosociológico en 10 parcelas: 5 parcelas correspondientes Pastoreo continuo y 5 parcelas a Cortes eventuales. Las parcelas censadas fueron las mismas que fueron cosechadas con tijera (parcelas en color verde en Figura 4). Cada censo consistió en realizar una lista completa de especies y estimar visualmente la cobertura de cada una de ellas (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974). Los censos se llevaron a cabo el 8 de abril del año 2021.

2.3.2 Cosecha de semillas, procesamiento de las muestras y conteo.

La cosecha de semillas fue realizada el 23 de marzo del año 2020 en 10 parcelas bajo pastoreo continuo y 10 parcelas bajo cortes eventuales. La mitad de las parcelas bajo cada régimen se cosecharon a través de tijera (parcelas

censadas florísticamente) y la otra mitad a través de cosechadora (Figura 4). Previamente se retiró el ganado en Pc (entre enero y marzo) para permitir la floración y la semillazón. Las muestras de las cosechas fueron guardadas en bolsas de papel en una habitación seca y sin luz directa hasta su procesamiento. Los elementos capturados difirieron según el método, específicamente en Cosechadora se encontraban restos de hojas y palos. En virtud de esta situación se optó por procesar de forma diferencial las muestras según el método de cosecha. Para Cosechadora, se fraccionó la muestra mediante una sopladora de semillas en donde se separaron los elementos según su peso. De esta forma se quitaron las partes que no eran de interés (parte vegetativa) y la muestra quedó con una gran proporción de semillas. Una vez realizado este paso, la muestra fraccionada se homogeneizó, se identificaron las especies presentes y se contabilizó $\frac{1}{4}$ de la muestra para luego obtener un número estimado del total a través de una regla de tres. Para Tijera el proceso constó de agrupar los elementos reproductivos de acuerdo a las especies cosechadas en la muestra. Luego, se contabilizó o estimó la cantidad de semillas presentes para cada especie. En los casos en donde se realizó una estimación (cuando la cantidad de semillas era muy elevada), la misma se realizó a partir del conteo de $\frac{1}{4}$ de la muestra (38% de las muestras).

Tanto para las muestras de Cosechadora como las muestras con Tijera, el conteo se realizó a dos niveles: uno a nivel de unidades reproductivas (UR) y otro a nivel de semillas. El primero se realizó en base a bibliografía (Rosengurt et al., 1970). Para ello, se contabilizó el número total de estructuras reproductivas (espiguillas, capítulos y frutos) presentes para cada especie y luego se asignó un número de UR (antecios, flores) según lo indicaba la bibliografía. Para el segundo nivel de análisis se realizó una estimación de semillas con apariencia viable presentes en cada UR. Entonces, a partir del número de UR se estimó el total de semillas por muestra.

2.4 Análisis de datos.

Todas las plantas relevadas (censo y cosecha) se clasificaron de acuerdo a los siguientes tipos funcionales: gramíneas, hierbas, gramínoideas (Juncaceas y Cyperaceas) y arbustos.

Para cada forma de manejo de biomasa (Pc - Ce) se calcularon las siguientes variables: riqueza de especies (número promedio de especies por m^2), cobertura media de las especies (%) y cobertura media de gramíneas, hierbas, gramínoideas y arbustos (%). El efecto del manejo del potrero en cada una de las variables se evaluó mediante test *t* de Student ($\alpha=0,05$).

Para las cuatro combinaciones de régimen de manejo y tipo de colecta de semilla (Pc-T; Pc-C; Ce-T; Ce-C) se calculó: riqueza de semillas (número de especies con semilla) total y por tipo funcional, y densidad de semillas (número

por m²) total y por tipo funcional. La comparación de las variables entre tratamientos fue realizada a través de un ANOVA de una vía seguido de un test *post-hoc* de Tukey en las variables que $p < 0,05$. Se calculó la eficiencia de la cosechadora en Pc y Ce en base a la colecta con tijera.

Para los análisis estadísticos se utilizó el software Past (versión 4.06) y para la realización de gráficas se utilizó el software GraphPad Prism (versión 8).

3. Resultados.

3.1 Efecto del régimen de manejo en la estructura de la vegetación.

En el sitio experimental fueron registradas 84 especies de plantas, 60 en el potrero bajo Pc y 62 en el de Ce. En ambos potreros, las hierbas fueron el tipo funcional más representado en número de especies, seguido de las gramíneas (ver tabla 7.2 en Anexo). A nivel de parcela, Pc tuvo una mayor riqueza total y riqueza de gramíneas que Ce: 35,0 vs 27,2 especies/m² y 16,6 vs 13,0, especies/m² respectivamente. No se detectaron diferencias significativas en la riqueza de hierbas, gramínoideas y arbustos y la media por parcela fue de 13,4; 1,9 y 0,7 especies/m² respectivamente (Figura 5, Tabla 1).

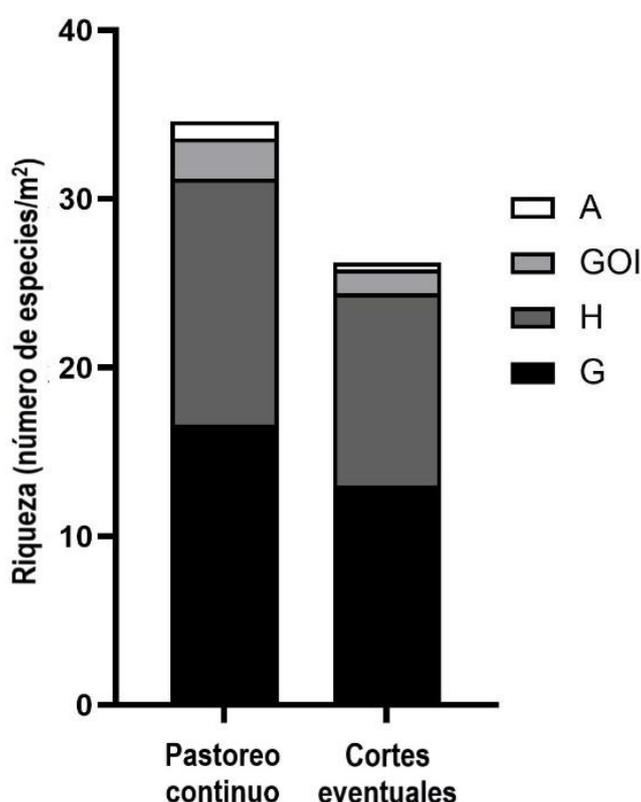


Figura 5. Riqueza promedio de especies del censo florístico según tipos funcionales bajo régimen de Pastoreo continuo y Cortes eventuales. A) Arbustos, GOI) Graminoides, H) Hierbas, G) Gramíneas.

Tabla 1. Resultados del test de *t* de las comparaciones de la riqueza de especies relevada en el censo para los tratamientos de Pastoreo continuo (Pc) y Cortes eventuales (Ce) (p-valor).

Riqueza censo	<i>p</i>	Comparaciones
Total	0,015	Pc>Ce
Gramíneas	0,020	Pc>Ce
Hierbas	<i>ns</i>	Pc=Ce
Graminoides	<i>ns</i>	Pc=Ce
Arbustos	<i>ns</i>	Pc=Ce

El tipo funcional con mayor porcentaje de cobertura en ambos regímenes de manejo fue el de las gramíneas. Las hierbas representaron el segundo tipo funcional con mayor cobertura para ambos regímenes seguido de las graminoides y los arbustos (Figura 6). Se detectaron diferencias significativas entre Pc y Ce en la cobertura media de gramíneas y graminoides (Tabla 2). Las gramíneas fueron más abundantes en Ce que en Pc (84% vs 61%, respectivamente), y las graminoides fueron más abundantes en Pc que en Ce (6% vs 1%, respectivamente). No se encontraron diferencias significativas en la cobertura media de hierbas y arbustos entre tratamientos, alcanzando en promedio un 22% y 2% respectivamente (Figura 6, Tabla 2).

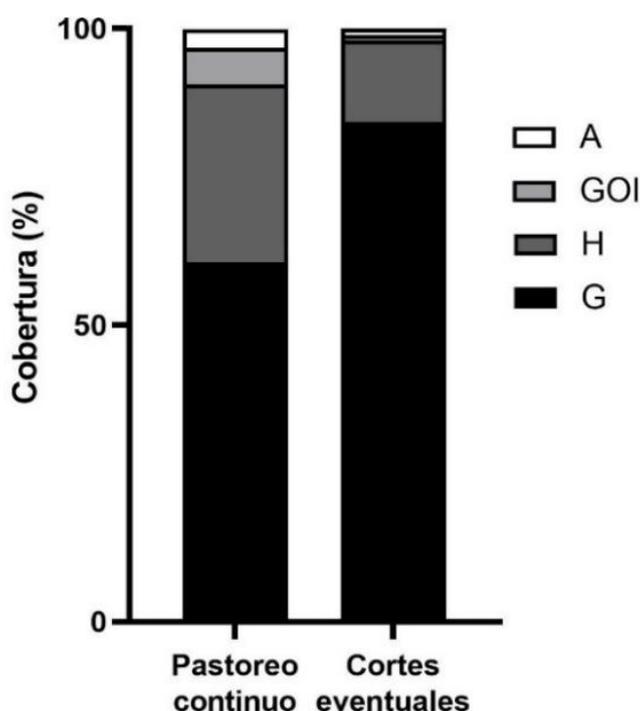


Figura 6. Porcentaje de cobertura de especies en el censo florístico según tipos funcionales bajo régimen de Pastoreo continuo y de Cortes eventuales. A) Arbustos, GOI) Graminoides, H) Hierbas, G) Gramíneas.

Tabla 2. Resultados del test de *t* de las comparaciones de la cobertura (%) de gramíneas, hierbas, graminoides y arbustos relevada en el censo para los tratamientos de Pastoreo continuo (Pc) y en Cortes eventuales (Ce) (p-valor).

Cobertura (%)	<i>p</i>	Comparaciones
Gramíneas	0,046	Ce>Pc
Hierbas	<i>ns</i>	Pc=Ce
Graminoides	0,013	Pc>Ce
Arbustos	<i>ns</i>	Pc=Ce

Las especies que presentaron mayor cobertura promedio en Pc fueron: *Paspalum notatum* (30%), *Eryngium horridum* (17%) y *Axonopus fissifolius* (9%), en cambio, en Ce fueron *Mnesithea selloana* (36%) y *Paspalum notatum* (24%) (Tabla 3).

Tabla 3. Principales especies según su porcentaje de cobertura relevada en el censo fitosociológico para el tratamiento de Pastoreo continuo y el de Cortes eventuales.

Pastoreo continuo		Cortes eventuales	
Especie	Cobertura (%)	Especie	Cobertura (%)
<i>Paspalum notatum</i>	30	<i>Mnesithea selloana</i>	36
<i>Eryngium horridum</i>	17	<i>Paspalum notatum</i>	24
<i>Axonopus fissifolius</i>	9	<i>Eryngium horridum</i>	5
<i>Paspalum dilatatum</i>	4	<i>Paspalum plicatulum</i>	5
<i>Mnesithea selloana</i>	4	<i>Paspalum dilatatum</i>	4
<i>Carex sp.</i>	2	<i>Cynodon dactylon</i>	3
<i>Baccharis articulata</i>	2	<i>Sporobolus indicus</i>	2
<i>Cynodon dactylon</i>	2	<i>Bouchetia anomala</i>	2
<i>Richardia humistrata</i>	2		
<i>Richardia stellaris</i>	2		

3.2 Caracterización de cosecha de semillas y comparación entre tratamientos.

En total, se registraron semillas correspondientes a 28 especies (15 gramíneas, 9 hierbas, 1 graminoides y 3 sin identificar), lo que representa el 33% de las especies registradas en la vegetación establecida. De ese total, diez taxones no fueron registradas en el censo fitosociológico (*Agalinis communis*, *Agrostis montevidensis*, *Borreria sp.*, *Calamagrostis sp.*, *Eragrostis bahiensis*, *Eragrostis lugens*, *Fimbristylis autumnalis*, *Gymnopogon sp.*, *Herbertia lahue* y *Plantago tomentosa*). Del total de especies registradas con semilla, la cosechadora

colectó 17 especies. El tipo funcional de los arbustos no quedó representado en el muestreo de semillas (ver tabla 7.3 en Anexo).

A nivel de parcelas la riqueza de semillas osciló entre 8 y 17 especies/m². El ANOVA de los datos de riqueza media de semillas indicó diferencias significativas entre tratamientos (Tabla 4). Los tratamientos que se diferenciaron fueron Ce-T y Pc-C, siendo la riqueza de semillas del primero un 43% mayor que la del segundo. Se puede observar que no se diferenciaron los métodos de cosecha entre cada régimen de manejo (Tabla 4, Figura 7). Para Pc la cosechadora tuvo una eficiencia de 64% de las especies presentes en estado reproductivo mientras que en Ce fue de 65% (Figura 7).

Se observaron diferencias significativas en la riqueza al analizarla por tipos funcionales, específicamente mostraron diferencias significativas la riqueza de semillas de gramíneas y graminoides (Figura 7, Tabla 4). Para las gramíneas, en Ce-T se cosechó una media de 8,8 especies/m², significativamente mayor a Pc-T y Ce-C cuya media fue de 6,4 especies/m². Por su parte, en Pc-C registró una media de 3,4 especies/m² significativamente menor a todas las anteriores. Con respecto a las graminoides, en Pc-T se cosechó una media de 1,2 especies/m² que fue significativamente mayor a Ce-T cuya media fue de 0,2 especies/m². En tanto no se encontraron diferencias significativas entre Pc-C con los mencionados tratamientos. No se cosecharon graminoides en Ce-C. La riqueza de hierbas cosechadas con tijera no mostró diferencias significativas entre los tratamientos (Figura 7, Tabla 4).

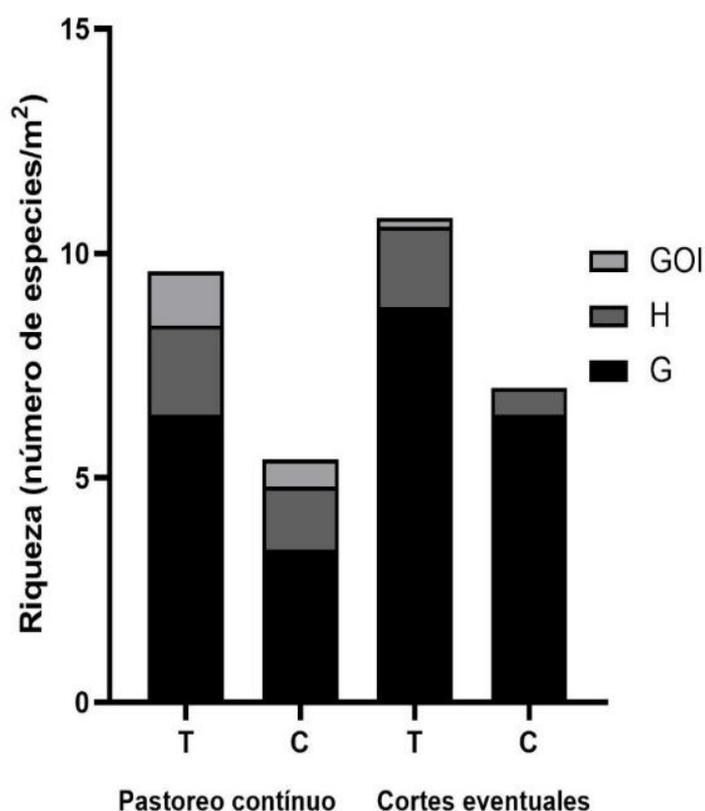


Figura 7. Riqueza de semillas de la cosecha según tipos funcionales y método de cosecha con Tijera (T) o con Cosechadora (C) bajo régimen de Pastoreo y Cortes eventuales. GOI) Graminoides, H) Hierbas, G) Gramíneas.

Tabla 4. Resultados del ANOVA para la riqueza de semillas de los distintos tratamientos: Pastoreo continuo con Tijera (Pc-T), Cortes eventuales con Tijera (Ce-T), Pastoreo continuo con Cosechadora (Pc-C), Cortes eventuales con Cosechadora (Ce-C). Solo se muestran las comparaciones significativamente diferentes según Test de Tukey.

Riqueza semillas	<i>p</i>	Comparaciones
Total	0,021	Ce-T>Pc-C
Gramíneas	3E-06	Ce-T>Ce-C – Pc-T>Pc-C
Graminoides	0,021	Pc-T>Ce-T
Hierbas	<i>ns</i>	
Arbustos	<i>ns</i>	

La densidad promedio de semillas cosechadas difirió significativamente entre tratamientos (Tabla 5). Mediante T se cosecharon 1857 y 1886 semillas/m² en Pc y Ce respectivamente, no difiriendo significativamente. Por su parte, en Pc-C se cosechó significativamente menos densidad de semillas que en los tratamientos mencionados. Por otro lado, la densidad de semillas media de la cosechadora en Ce se ubicó en valores intermedios aunque sin diferenciarse de los otros tratamientos (Figura 8, Tabla 6). En resumen, en Pc la cosechadora logró colectar el 29% de lo cosechado por la tijera en Pc (539 semillas/m²) mientras que en Ce la máquina cosechó el 48% de lo colectado con tijera (898 semillas/m²) (Figura 8).

Desde el punto de vista de los tipos funcionales se observa que la densidad de semillas de gramíneas muestra el mismo patrón que la densidad total, es decir, que en Pc-T y Ce-T la cosechadora cosechó significativamente más gramíneas que en Pc-C. No se observan diferencias significativas entre los cuatro tratamientos para la densidad de hierbas y graminoides siendo en promedio de 146 semillas/m² para las hierbas y de 25 semillas/m² para las graminoides (Figura 8, Tabla 6).

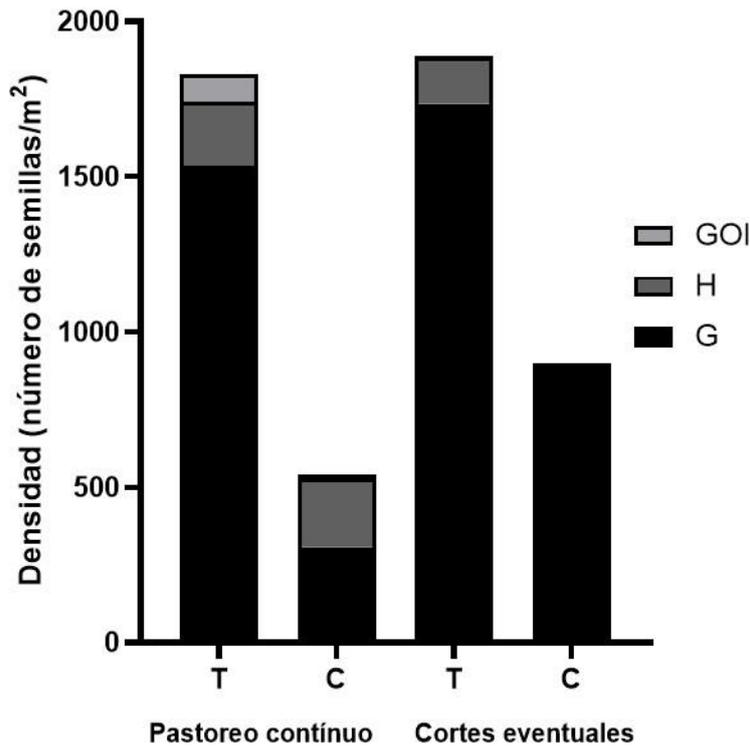


Figura 8. Densidad de semillas cosechadas según tipos funcionales y método de cosecha con Tijera (T) o con Cosechadora (C) bajo régimen de Pastoreo continuo y Cortes eventuales. A) Arbustos, GOI) Graminoides, H) Hierbas, G) Gramíneas.

Tabla 5. Resultados del ANOVA para la densidad de semillas para los distintos métodos de cosecha en cada uno de los tratamientos: Pastoreo continuo con Tijera (Pc-T), Cortes eventuales con Tijera (Ce-T), Pastoreo continuo con Cosechadora (Pc-C), Cortes eventuales con Cosechadora (Ce-C). Solo se muestran las comparaciones significativamente diferentes según Test de Tukey.

Densidad de semillas	<i>p</i>	Comparaciones
Total	0,0141	Ce-T-Pc-T>Pc-C
Gramíneas	0,01336	Ce-T-Pc-T>Pc-C
Hierbas	<i>ns</i>	
Graminoides	<i>ns</i>	
Arbustos	<i>ns</i>	

A nivel de especies, en el tratamiento Pc-T la dominante fue *Paspalum notatum* con 583 semillas/m², mientras que en Pc-C fue *Cyclosporum leptophyllum* con 224 semillas/m² (Tabla 7). En Ce, se observó que la especie con mayor cantidad de semillas cosechadas fue *Sporobolus indicus* tanto en Ce-T como en Ce-C colectando en promedio 634 semillas/m² (Tabla 8).

Tabla 6. Densidad promedio de semillas cosechadas (número/m²) con Tijera y con Cosechadora para las cinco especies más importantes de semillas en Pastoreo continuo. Se presentan valores promedio y desvío estándar.

Pastoreo continuo		
Tijera		
Especie	Valor promedio	Desvío estándar
<i>Paspalum notatum</i>	583,1	441,6
<i>Agrostis monteiviensis</i>	431,4	644,4
<i>Eragrostis lugens</i>	179,9	125,1
<i>Cyclosporum leptophyllum</i>	153,7	137,7
<i>Axonopus fissifolius</i>	148,3	71,9
Cosechadora		
Especie	Valor promedio	Desvío estándar
<i>Cyclosporum leptophyllum</i>	224,2	226,5
<i>Paspalum notatum</i>	166,2	89,2
<i>Axonopus fissifolius</i>	87,6	83,5
<i>Sporobolus indicus</i>	42,1	25,5
<i>Fimbristylis autumnalis</i>	10,8	17

Tabla 7. Densidad promedio de semillas cosechadas (número/m²) con Tijera y con Cosechadora para las cinco especies más importantes de semillas en Cortes eventuales. Se presentan valores promedio y desvío estándar.

Cortes eventuales		
Tijera		
Especie	Valor promedio	Desvío estándar
<i>Sporobolus indicus</i>	634,0	598,7
<i>Paspalum notatum</i>	453,8	407,9
<i>Calamagrostis sp.</i>	170,4	437,7
<i>Eleusine tristachya</i>	144,4	113,1
<i>Agalinis communis</i>	115,2	332,3
Cosechadora		
Especie	Valor promedio	Desvío estándar
<i>Sporobolus indicus</i>	633,2	961,8
<i>Axonopus fissifolius</i>	127,3	123
<i>Paspalum notatum</i>	49,0	35,7
<i>Paspalum dilatatum</i>	46,5	53,4
<i>Agrostis monteiviensis</i>	13,0	11,3

4. Discusión.

4.1 Efectos del régimen de manejo sobre la vegetación establecida.

En el relevamiento de vegetación se observó que, a nivel de parcela, la riqueza de especies fue mayor en Pastoreo continuo (Pc) que en Cortes eventuales (Ce) lo cual es coherente con la primera hipótesis planteada y con otros trabajos que reportan una mayor biodiversidad en pastoreo que bajo cortes (D'Aniello et al., 2011; Tälle et al., 2016). Este mayor número de especies bajo

Pc se explica gracias a un incremento de las gramíneas. Para los pastizales de Uruguay, varios trabajos reportan que, bajo pastoreo, aumentan las gramíneas con crecimiento postrado (Chaneton et al., 2005; Rodriguez & Cayssials, 2011; Rusch & Oesterheld, 1997; Sala et al., 1986). El régimen de defoliación a través cortes de biomasa eventuales es de baja intensidad y frecuencia en comparación al pastoreo continuo. Asimismo, en los cortes no están operando mecanismos que actúan en el pastoreo y que promueven la diversidad, como el pisoteo, la deposición de heces y orina, la dispersión de propágulos y la selectividad del ganado (Gibson 2009; Lepš 2014; Wahlman y Milberg 2002).

Los resultados a nivel de especies, muestran que en Ce las especies dominantes fueron *Mnesithea selloana* y *P. notatum* representando en conjunto el 60% de la cobertura. Bajo Pc las especies dominantes fueron *P. notatum* y *Eryngium horridum*. Bajo este régimen la suma de la totalidad de las gramíneas registradas (una media de 16 especies/m²) logran alcanzar el 60% de la cobertura (Tabla 3). Para Pc era esperable que *P. notatum* presentara altos valores de cobertura debido a que es una especie que incrementa su abundancia cuando se ve expuesta a presión de pastoreo gracias a su condición de gramínea postrada (Leoni et al., 2009). Su hábito postrado hace que sea una especie difícil de acceder para el ganado sufriendo así menos la herbivoría. A su vez, también era de esperar que *E. horridum* obtuviera valores de cobertura importantes en Pc gracias a que es una especie poco palatable ya que presenta espinas en sus láminas (Burkart & Bacigalupo, 2005). Este es un rasgo que se ve favorecido en pastoreo pero no en régimen de cortes eventuales (Catorci et al., 2011). Esto se traduce a que *E. horridum* obtuviera solamente el 5% de la cobertura en Ce pero alcanzó un 17% bajo Pc (Tabla 3). También para Ce, *M. selloana* fue la especie con mayor grado de cobertura. Esta es una especie que bajo pastoreo su presencia se vuelve escasa pero se ve favorecida cuando hay ausencia de él (Leoni et al., 2009). Debido a esto, es razonable que solo represente el 4% bajo Pc, pero que obtenga altos valores de cobertura bajo Ce (Tabla 3).

4.2 Efectos del régimen de manejo y el tipo de cosecha en la riqueza y densidad de semillas.

De acuerdo a nuestra segunda hipótesis esperábamos cosechar a través de tijera una mayor densidad de semillas bajo Ce que en Pc. Los resultados no apoyan esta hipótesis. El haber realizado una clausura corta (enero-marzo) previa a la cosecha podría haber influido en estos resultados debido a que se quitó la presión de pastoreo y la vegetación pudo generar estructuras reproductivas y semillas.

Analizando a la eficiencia de la cosechadora se puede decir que ésta varió según el régimen de manejo para la densidad de semillas cosechadas pero no

para la riqueza de especies. En cuanto a la densidad, la cosechadora logró capturar el 29% de la oferta en Pc y el 48% del total de Ce lo cual condice con la segunda predicción presentada. Esto puede deberse a que en tratamientos sin presión de pastoreo la vegetación, particularmente las gramíneas, crecen con más altura (Sala et al., 1986) y esto resulta más sencillo para la máquina debido a que es capaz de capturar más material y así mayor cantidad de granos. En cuanto a la riqueza y, contrariamente a lo esperado, la eficiencia fue similar entre ambos regímenes de manejo pues la cosechadora capturó el 65% de las especies capturadas con tijera. Desde el punto de vista de los tipos funcionales se observa que la cosechadora es eficiente cosechando gramíneas bajo Ce pero no así bajo Pc. Asimismo, bajo Ce la cosechadora no es efectiva para cosechar otros tipos funcionales ya que solamente logra capturar gramíneas. En tanto a las graminoides se observó que la cosechadora posee una selectividad negativa hacia ellas.

En el grupo de las gramíneas se observó que la cosechadora es más eficiente para capturar ciertas especies más que otras (ver tabla 7.3 en Anexo). Por ejemplo, el tratamiento en donde la cosechadora es más efectiva (Cortes eventuales), para *Eragrostis lugens*, *Agrostis montevidensis*, *P. notatum* y *Bothriochloa laguroides* la máquina logra capturar menos del 50% de la oferta disponible. Sin embargo, para especies como *Sporobolus indicus*, *Eragrostis bahiensis*, *Paspalum dilatatum* y *Setaria parviflora* la cosechadora alcanza valores por arriba del 50% del total en términos de efectividad. En algunos casos, estas diferencias posiblemente se deban a los hábitos (hipótesis 2) pero también pueden influir características morfológicas de las especies en cuestión, como la tenacidad o el tamaño de semilla.

4.3 Relación entre la vegetación establecida y la cosecha.

La mayor diversidad encontrada en el censo para Pc no se refleja en una mayor riqueza de semillas para ese régimen con respecto a Ce. Esto puede deberse a la fecha de realización del censo fitosociológico. El mismo fue realizado a principios del otoño, capturando así solamente las especies estivales. De haberse llevado a cabo en distintos momentos del año la diversidad encontrada en Pc sería mayor. Por otra parte, el único tipo funcional que se encontró más representado en estado reproductivo bajo Pc fue el de las graminoides. Para el resto de los tipos funcionales no se encontraron diferencias significativas entre regímenes.

Analizando los valores de densidad de semillas y cobertura a nivel de especies se puede decir que en el caso de *P. notatum* hay una relación entre ambas variables. Para esta especie se registraron niveles de cobertura altos (Tabla 3) y también niveles altos en la producción de semillas (Tablas 7 y 8). Esta relación no sucede con todas las especies, por ejemplo, *Axonopus fissifolius*,

Sporobolus indicus y *Cyclosporum leptophyllum*, obtuvieron bajos niveles de cobertura (Tabla 3) pero alcanzaron muy buenos números en cuanto a la densidad de semillas (Tablas 7 y 8). Estos resultados indican que, pese a contar con bajos niveles de cobertura, hay algunas especies que son capaces de producir un número relativamente importante de semillas. Por otra parte, es interesante remarcar la ausencia de *Cynodon dactylon* en las cosechas con cosechadora (ver tabla 7.3 en Anexo). Esta es una especie exótica invasora que en el censo realizado en este trabajo obtuvo un 2% de cobertura bajo Pastoreo continuo y un 3% bajo Cortes eventuales. Además, en la cosecha con tijera también se encontraron semillas pero no así bajo la cosecha con cosechadora. Este resultado es un indicio de que la cosechadora no logra capturar a esta especie lo cual es un aspecto positivo a la hora de pensar estrategias de restauración.

4.4 Consideraciones metodológicas.

Las parcelas en donde se realizó el censo fitosociológico y la cosecha fueron dispuestas en el estrato bajo evitando así el estrato sub-arbustivo. De esta forma, el tipo funcional de los arbustos quedó sub representado en el censo y en la cosecha.

Con respecto al estado de la cosecha, se pudo observar que había especies que no se encontraban en condiciones óptimas de semillazón. Algunas como *Baccharis trimera*, *Eragrostis neesii*, *Eryngium nudicaule*, *Gamochoeta*, sp., *Juncus* sp., *Pterocaulon*, sp. *Steinchisma hians* y *Symphyotricum squamatus*, contenían estructuras reproductivas al momento de la cosecha, pero no se encontraron semillas. En algunos de esos casos, las semillas estaban deterioradas debido a agentes externos, pero en otros las semillas no estaban maduras. Todos estos casos no fueron tomados en cuenta para los resultados ya que se optó por considerar solamente a las estructuras reproductivas que contenían semillas como dato de interés para luego relevar la densidad de semillas por metro cuadrado. Sin embargo, esta información da la pauta de que es posible ampliar la riqueza de semillas si se selecciona un momento de cosecha diferente o si se mejoran las condiciones de post-cosecha.

Para la cosecha con cosechadora las especies se identificaron principalmente a partir de semillas o espiguillas desprendidas del resto de los elementos reproductivos. Por ese motivo se registraron tres especies que, a partir de semilla, no se pudieron identificar. Sin embargo, el 99% de las semillas colectadas con cosechadora estaba en buen estado y fueron identificadas a nivel de especies.

Por último, hubo diez especies que no se registraron en el censo fitosociológico pero sí en la cosecha de semillas. Esto pudo deberse a que el censo se realizó

casi un año después de la cosecha. De esta forma, se dio lugar a que algunas especies ingresaran al sitio de estudio generando diferencias en la vegetación establecida desde que se llevó a cabo la cosecha hasta que se realizó el censo. Además, algunas de las especies de gramínoles no pudieron ser identificadas a nivel de especies en el censo y se agruparon a nivel de género.

5. Conclusiones.

Se concluye que la cosechadora es una herramienta apropiada para colectar cantidad y diversidad de semillas nativas. La máquina logra cosechar más de la mitad de las especies presentes en estado reproductivo tanto bajo Pastoreo continuo como bajo Cortes eventuales. En este sentido, se puede decir que realizar un cierre corto (2 meses) en régimen de Pastoreo continuo genera valores similares en términos de número de especies cosechadas a un régimen de Cortes eventuales.

Desde el punto de vista de los tipos funcionales se observa como la cosechadora logra mejor eficiencia en algunos tipos funcionales que en otros. En términos de riqueza de especies cosechadas, para las gramíneas, la cosechadora logra cosechar más de la mitad de la oferta disponible tanto bajo Pc como bajo Ce. En tanto para las hierbas, la máquina obtiene un rendimiento mayor al 50% solo bajo Pc. Por su parte, para las gramínoles la cosechadora posee una selectividad negativa.

A nivel de densidad de semillas se observa como la cosechadora logra mejores rendimientos en la cosecha bajo régimen de Ce pero solamente logra capturar un volumen significativo de gramíneas. Sin embargo, bajo Pc, la cosechadora no logra valores tan altos a nivel de densidad de semilla pero es capaz de capturar a otros grupos como el de las hierbas y las gramínoles. Esta información puede representar una guía para las cosechas en función de los objetivos y las especies de interés para cosechar. Visto que las especies son diferentes para cada régimen de manejo y que la cosechadora no se comporta igual en ambos casos, puede ser interesante realizar cosechas tanto bajo Pc como bajo Ce. De esta forma se estaría logrando capturar un pool de semillas que represente mejor la diversidad del pastizal.

Finalmente, futuros trabajos deberían abordar el potencial de cosecha de semillas de la cosechadora en un amplio rango temporal y así poder inferir el momento óptimo para realizar la cosecha. A su vez, sería importante evaluar el potencial de germinación y la dormancia de las semillas cosechadas para poder dimensionar el esfuerzo de cosecha en futuros trabajos de restauración de pastizales.

6. Bibliografía.

- Aguiar, M., J. M. Paruelo, O. E. Sala, y W. K. Lauenroth. 1996. "Ecosystem responses to changes in plant functional type composition: An example from the Patagonian steppe". *Journal of Vegetation Science* 7:381–90.
- Albert, A. ..., O. Mudrak, I. Jongepierova, K. Fajmon, I. Frei, M. ˇSevcikova, J. Klimešova, y J. Doležal. 2019. "Grassland restoration on ex-arable land by transfer of brush-harvested propagules and green hay". *Agriculture, Ecosystems and Environment* 272:74–82. doi: 10.1016/j.agee.2018.11.008.
- Altesor, A., E. Di Landro, H. May, y E. Ezcurra. 1998. "Long-term species change in a Uruguayan grassland". *Journal of Vegetation Science* 9(2):173–80. doi: 10.2307/3237116.
- Altesor, A., M. Oesterheld, E. Leoni, F. Lezama, y C. Rodriguez. 2005. "Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland". *Plant Ecology* 179(1):83–91. doi: 10.1007/s11258-004-5800-5.
- Van Andel, J. 1998. "Intraspecific variability in the context of ecological restoration projects". *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 1(2):221–37. doi: 10.1078/1433-8319-00060.
- Andrade, B. O., C. Koch, I. I. Boldrini, E. Velez-Martin, H. Hasenack, J. M. Hermann, J. Kollmann, Valerio D. Pillar, y Gerhard E. Overbeck. 2015. "Grassland degradation and restoration: A conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands". *Natureza e Conservacao* 13(2):95–104.
- Andrade, B. O., E. Marchesi, S. Burkart, R. B. Setubal, F. Lezama, S. Perelman, A. A. Schneider, R. Trevisan, G. E. Overbeck, y I. I. Boldrini. 2018. "Vascular plant species richness and distribution in the Rıo de la Plata grasslands". *Botanical Journal of the Linnean Society* 188(3):250–56. doi: 10.1093/botlinnean/boy063.
- Baasch, A., A. Kirmer, y S. Tischew. 2012. "Nine years of vegetation development in a postmining site: effects of spontaneous and assisted site recovery". *Journal of Applied Ecology* 49(1):251–60. doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.02086.x.
- Baeza, S., P. Baldassini, C. Bagnato, P. Pinto, y J. M. Paruelo. 2014. "Caracterizacion del uso/cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imagenes MODIS". *Agrociencia Uruguay* 18(2):95–105. doi: 10.2477/vol18iss2pp95-105.
- Baeza, S., y J. M. Paruelo. 2020. "Land use/land cover change (2000-2014) in the rıo de la plata grasslands: An analysis based on MODIS NDVI time series". *Remote Sensing* 12(3). doi: 10.3390/rs12030381.
- Baggio, R., G. E. Overbeck, G. Durigan, y V. D. Pillar. 2021. "To graze or not to graze: A core question for conservation and sustainable use of grassy ecosystems in Brazil". *Perspectives in Ecology and Conservation* 19(3):256–66. doi: 10.1016/j.pecon.2021.06.002.
- Bakker, S., P. Poschlod, R. Strykstra, R. Bekker, y K. Thompson. 1996. "Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology". *Acta Bot. Neerl* 45(4):461–90.
- Batista, W., L. Mochi, y F. Biganzoli. 2018. "Cattle decrease plant species diversity in

protected humid temperate savanna". *Phytocoenologia* 48(3):283–95. doi: 10.1127/phyto/2018/0244.

- Bilenca, D., y F. Miñarro. 2004. *Identificación de áreas valiosas de pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. 1a ed. Buenos Aires, Argentina: Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Burkart, A., Bacigalupo N. (2005) Flora Ilustrada de Entre Ríos (Argentina), Parte IV Dicotiledoneas. INTA, Buenos Aires.
- Catorci, A., G. Ottaviani, S. Ballelli, y S. Cesaretti. 2011. "Functional differentiation of Central Apennine grasslands under mowing and grazing disturbance regimes". *Article in Polish Journal of Ecology* 59:115–28.
- Chaneton, E. J., S. B. Perelman, y R. J. C. León. 2005. "Floristic heterogeneity of Flooding Pampa grasslands: A multi-scale analysis". *Plant Biosystems* 139(3):245–54. doi: 10.1080/11263500500340714.
- Chapin, F., M. Bret-Harte, S. Hobbie, y H. Zhong. 1996. "Plant functional types as predictors of transient responses of arctic vegetation to global change". *Journal of Vegetation Science* 7(3):347–58. doi: 10.2307/3236278.
- Collins S., Knapp, A., Briggs, J., Blair, J., Steinauer, E. (1998). "Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie". *Science*, 280, pp. 745-747.
- Craine, J. 2005. "Reconciling plant strategy theories of Grime and Tilman". *Journal of Ecology* 93(6):1041–52. doi: 10.1111/j.1365-2745.2005.01043.x.
- D'Aniello, B., I. Stanislao, S. Bonelli, y E. Balletto. 2011. "Haying and grazing effects on the butterfly communities of two Mediterranean-area grasslands". *Biodiversity and Conservation* 20(8):1731–44. doi: 10.1007/s10531-011-0058-4.
- DINAMA. 2014. *V Informe Nacional a la Conferencia de las Partes del Convenio de Diversidad Biológica*. Montevideo.
- Dobson, A., A. Bradshaw, y A. Baker. 1997. "Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology". *Science* 277(5325):515–22. doi: 10.1126/science.277.5325.515.
- Facelli, J., R. Leon, y V. Deregibus. 1989. "Community Structure in Grazed and Ungrazed Grassland Sites in the Flooding Pampa, Argentina". *American Midland Naturalist* 121(1):125–33.
- Fedrigo, J., P. Ataíde, J. Filho, L. Oliveira, M. Jaurena, E. Laca, G. Overbeck, y C. Nabinger. 2018. "Temporary grazing exclusion promotes rapid recovery of species richness and productivity in a long-term overgrazed Campos grassland". *Restoration Ecology* 26(4):677–85. doi: 10.1111/rec.12635.
- Gibson, D. 2009. *Grasses and grassland ecology*. Vol. 64. Carbondale.
- GP Restoration Solutions (2018) *Hand Held Seed Harvester*. Disponible en: <http://gprsolutions.ca/index.php/seedharvester/hand-held-harvester> [Consultado 3-12-2020]
- Haretche, F., y C. Rodríguez. 2006. "Banco de semillas de un pastizal uruguayo bajo

- diferentes condiciones de pastoreo". *Ecología Austral* 16:105–13.
- Hoekstra, J., T. Boucher, T. Ricketts, y C. Roberts. 2005. "Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection". *Ecology Letters* 8(1):23–29. doi: 10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x.
- Hölzel, N., y A. Otte. 2003. "Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material". *Applied Vegetation Science* 6(2):131–40. doi: 10.1111/j.1654-109X.2003.tb00573.x.
- Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) (2020) Banco datos agroclimático. Disponible en: <http://www.inia.uy/gras/Clima/Banco-datos-agroclimatico/> [Consultado 14-12-2020]
- Jantunen, J. 2003. "Vegetation changes in a semi-natural grassland during mowing and grazing periods". *Ann. Bot. Fennici* 40:255–63.
- Jaurena, M., F. Lezama, y P. Cruz. 2012. "Perennial grasses traits as functional markers of grazing intensity in basaltic grasslands of Uruguay". *Chilean Journal of Agricultural Research* 4:541–49.
- Lavorel, S., S. McIntyre, J. Landsberg, y T. Forbes. 1997. "Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance." *Trends in Evolution and Ecology* 12:474–78.
- León, R. J. C. y Bertiller, M. (1982). "Aspectos fenológicos de dos comunidades del pastizal de la Depresión del Salado (Prov. de Buenos Aires)." *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 20, pp. 329-347.
- Leoni, E., A. Altesor, y J. M. Paruelo. 2009. "Explaining patterns of primary production from individual level traits". *Journal of Vegetation Science* 20(4):612–19. doi: 10.1111/j.1654-1103.2009.01080.x.
- Lepš, J. 2014. "Scale- and time-dependent effects of fertilization, mowing and dominant removal on a grassland community during a 15-year experiment". *Journal of Applied Ecology* 51(4):978–87. doi: 10.1111/1365-2664.12255.
- Lezama, F., S. Baeza, A. Altesor, A. Cesa, E. Chaneton, y J. Paruelo. 2014. "Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient". *Journal of Vegetation Science* 25(1):8–21. doi: 10.1111/jvs.12053.
- Lezama, F., y J. Paruelo. 2016. "Disentangling grazing effects: trampling, defoliation and urine deposition". *Applied Vegetation Science* 19(4):557–66. doi: 10.1111/avsc.12250.
- Lezama, F., M. Pereira, A. Altesor, y J. M. Paruelo. 2019. "Grasslands of Uruguay: Classification based on vegetation plots". *Phytocoenologia* 49(3):211–29. doi: 10.1127/phyto/2019/0215.
- MacFadden, B. 1997. "Origin and evolution of the grazing guild in New World terrestrial mammals". *Trends in Evolution and Ecology* 12:182–87.
- Mcnaughton, S. 1985. "Ecology of grazing ecosystem: The Serengeti." *Ecological Monographs* 55(3):48.

- MGAP-DIEA. (2011). Censo General Agropecuario, Dirección de Estadísticas Agropecuarias. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/estadisticas/censo-general-agropecuario-2011> [Consultado 24-11-2021]
- Millot, J. C., Risso, D., & Methol, R. (1987) Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay. *Montevideo: Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Comisión Honoraria del Plan Agropecuario.*
- Morrison, E., Lindell, C. 2010. "Active or passive forest restoration? Assessing restoration alternatives with avian foraging behavior". *Restoration ecology* 19:170-177.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H. (1974). "Aims and methods of vegetation ecology". *Wiley*, Nueva York, NY, pp 547.
- Noble, I., y H. Gitay. 1996. "A functional classification for predicting the dynamics of landscapes". *Journal of Vegetation Science* 7(3):329–36. doi: 10.2307/3236276.
- Noy-Meir, I., M. Gutman, Y. Kaplan, y Y. Kaplant. 1989. "Responses of mediterranean grassland plants to grazing and protection." *Journal of Ecology* 77(1):290–310.
- Oloftamm, C. 1956. "Composition of vegetation in grazed and mown sections of a former hay-meadow." *Oikos* 7:144–57.
- Panario, D. 1988. *Geomorfología del Uruguay*. Montevideo.
- Paruelo, J., J. Guerschman, G. Piñeiro, y E. Jobbágy. 2006. "Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis." *Agrociencia* X:47–61.
- Paruelo, J., y W. Lauenroth. 1996. "Relative abundance of plant functional types in grasslands and shrublands of North America". *Ecological Applications* 6(4):1212–24.
- Pereira, M. 2017. "Taita: una cosechadora de cepillo de campo natural." *Recursos naturales*, 54–56.
- Pineiro, G., J. Paruelo, E. Jobbágy, R. Jackson, y M. Oesterheld. 2009. "Grazing effects on belowground C and N stocks along a network of cattle exclosures in temperate and subtropical grasslands of South America". *Global Biogeochemical Cycles* 23(2). doi: 10.1029/2007GB003168.
- Quiñones, A., F. Lattanzi, N. Saldain, y F. Lezama. 2020. "Weed control in natural grasslands: A case study using a perennial native forb from the South American Campos". *Austral Ecology* 45(7):909–20. doi: 10.1111/aec.12904.
- Rodríguez, C., y V. Cayssials. 2011. "Capítulo IV. Cambios estructurales en los pastizales asociados a la ganadería." P. 234 en *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales.*, editado por A. Altesor, W. Ayala, y J. M. Paruelo. Montevideo: INIA.
- Rodríguez, C., E. Leoni, F. Lezama, y A. Altesor. 2003. "Temporal Trends in Species

- Composition and Plant Traits in Natural Grasslands of Uruguay". *Journal of Vegetation Science* 14(3):433–40.
- Rosengurtt, B., B. R. Arrillaga de Maffei, y P. Izaguirre de Artucio. 1970. *Gramíneas uruguayas*. Montevideo.
- Rusch, G., y M. Oesterheld. 1997. "Relationship between Productivity, and Species and Functional Group Diversity in Grazed and Non-Grazed Pampas Grassland". *Oikos* 78(3):519–26.
- Sala, O., F. Chapin, J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. Huenneke, R. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. Lodge, H. Mooney, M. Oesterheld, N. Poff, M. Sykes, B. Walker, M. Walker, y D. Wall. 2000. "Global biodiversity scenarios for the year 2100". *Science* 287(5459):1770–74. doi: 10.1126/science.287.5459.1770.
- Sala, O., M. Oesterheld, R. León, A. Soriano, y M. Oesterheldt. 1986. "Grazing Effects upon Plant Community Structure in Subhumid Grasslands of Argentina". *Vegetatio* 67(1):27–32.
- Sala, O., y J. Paruelo. 1997. "Ecosystem services in grasslands". Pp. 237–52 en *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, editado por G. C. Daily. Washington, D.C.: Island Press.
- Sala, O. E., y J. M. Paruelo. 1997. *ECOSYSTEM SERVICES IN GRASSLANDS*. Washington, D.C.
- Scotton, M. 2012. *Practical handbook for seed harvest and ecological restoration of species-rich grassland*. 1a ed. editado por M. Scotton, A. Krimer, y B. Krautzer. Padova: CLEUP.
- Scotton, M., L. Piccinin, M. Dainese, y F. Sancin. 2009. "Seed Harvesting for Ecological Restoration: Efficiency of Haymaking and Seed-Stripping on Different Grassland Types in the Eastern Italian Alps". *Ecological Restoration* 27(1):66–75.
- Scotton, M., y M. Ševčíková. 2017. "Efficiency of mechanical seed harvesting for grassland restoration". *Agriculture, Ecosystems and Environment* 247(June):195–204. doi: 10.1016/j.agee.2017.06.040.
- Soriano, A., R. León, O. Sala, R. Lavado, V. Deregibus, M. Cauhépé, O. Scaglia, C. Velázquez, y J. Lemcoff. 1991. "Rio de la Plata Grasslands". Pp. 367–407 en *Natural Grasslands. Introduction and Western Hemisphere.*, editado por R. T. Coupland.
- Steinauer, G. 2003. *A guide to prairie and wetland restoration in Eastern Nebraska*. Aurora, Nebraska: Prairie plains resource institute and Nebraska game and parks commission.
- Tälle, M., B. Deák, P. Poschlod, O. Valkó, L. Westerberg, y P. Milberg. 2016. "Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management". *Agriculture, Ecosystems and Environment* 222:200–212. doi: 10.1016/j.agee.2016.02.008.
- Vitousek, P., H. Mooney, J. Lubchenco, y J. Melillo. 1997. "Human domination of Earth's ecosystems". *Science* 277:494–99.

- Wahlman, H., y P. Milberg. 2002. "Management of semi-natural grassland vegetation: Evaluation of a long-term experiment in southern Sweden". *Ann. Bot. Fennici* 39:159–66.
- Weigelt, A., W. Weisser, N. Buchmann, y M. Scherer-Lorenzen. 2009. "Biodiversity for multifunctional grasslands: equal productivity in high-diversity low-input and low-diversity high-input systems". *Biogeosciences* 6:1695–1706.
- Wilson, J., R. Peet, J. Dengler, y M. Pärtel. 2012. "Plant species richness: The world records". *Journal of Vegetation Science* 23(4):796–802. doi: 10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x.

7. Anexo.

7.1 Imagen de cosechadora



Imagen de GP Restoration Solutions tomada de <http://gprsolutions.ca/index.php/seedharvester/hand-held-harvester> [Consultado 17-5-2022].

7.2 Listado de especies relevadas en el censo.

Especie	Pastoreo continuo	Cortes eventuales	Tipo funcional	Presencia de estructura reproductiva	Presencia semilla
<i>Acmella decumbens</i>	SI	SI	H	NO	NO
<i>Agalinis communis</i> *	NO	NO	H	SI	SI
<i>Agrostis montevidensis</i> *	NO	NO	G	SI	SI
<i>Aira elegantissima</i>	SI	SI	G	NO	NO
<i>Andropogon selloanus</i>	NO	SI	G	NO	NO
<i>Andropogon ternatus</i>	SI	NO	G	NO	NO
<i>Aristida murina</i>	NO	SI	G	NO	NO
<i>Aristida venustula</i>	NO	SI	G	NO	NO
<i>Aspilia montevidensis</i>	NO	SI	H	NO	NO
<i>Axonopus fissifolius</i>	SI	SI	G	SI	SI
<i>Axonopus suffultus</i>	SI	SI	G	NO	NO
<i>Baccharis articulata</i>	SI	NO	A	NO	NO

<i>Baccharis trimera</i>	SI	SI	A	SI	NO
<i>Borreria sp.*</i>	NO	NO	H	SI	SI
<i>Bothriochloa laguroides</i>	SI	SI	G	SI	SI
<i>Bouchetia anómala</i>	NO	SI	H	NO	NO
<i>Calamagrostis sp.*</i>	NO	NO	G	SI	SI
<i>Carex sp.</i>	SI	SI	GOI	NO	NO
<i>Cerastium sp.</i>	NO	SI	H	NO	NO
<i>Chaptalia excarpa</i>	NO	SI	H	NO	NO
<i>Chaptalia piloselloides</i>	SI	SI	H	NO	NO
<i>Chascolytrum poomorphum</i>	NO	SI	G	NO	NO
<i>Chevreulia sarmentosa</i>	SI	NO	H	NO	NO
<i>Conyza sp.</i>	NO	SI	H	NO	NO
<i>Cuphea glutinosa</i>	SI	SI	H	NO	NO
<i>Cyclosporum leptophyllum</i>	SI	SI	H	SI	SI
<i>Cynodon dactylon</i>	SI	SI	G	SI	SI
<i>Danthonia montevidensis</i>	SI	NO	G	NO	NO
<i>Danthonia rhizomata</i>	SI	SI	G	NO	NO
<i>Desmanthus sp.</i>	SI	SI	H	NO	NO
<i>Deyeuxia sp.</i>	NO	SI	G	NO	NO
<i>Dichanthelium sabulorum</i>	SI	SI	G	NO	NO
<i>Dichondria sp.</i>	SI	SI	H	NO	NO
<i>Dichondria seríceea</i>	NO	SI	H	NO	NO
<i>Dorstenia brasiliensis</i>	SI	NO	H	NO	NO
<i>Eleusine tristachya</i>	NO	SI	G	SI	SI
<i>Eragrostis bahiensis*</i>	NO	NO	G	SI	SI
<i>Eragrostis lugens*</i>	NO	NO	G	SI	SI
<i>Eragrostis neesii</i>	SI	NO	G	SI	NO
<i>Eragrostis retinens</i>	SI	SI	G	SI	SI
<i>Eryngium horridum</i>	SI	SI	H	NO	NO
<i>Eryngium nudicaule</i>	SI	SI	H	SI	NO
<i>Eryngium sanguisorba</i>	NO	SI	H	NO	NO
<i>Eustachys paspaloides</i>	SI	NO	G	NO	NO
<i>Evolvulus sericeus</i>	SI	SI	H	NO	NO
<i>Fimbristylis autumnalis*</i>	NO	NO	GOI	SI	SI
<i>Galactia marginalis</i>	SI	SI	H	NO	NO

<i>Gamochaeta sp.</i>	NO	NO	H	SI	NO
<i>Glandularia selloi</i>	SI	SI	H	NO	NO
<i>Glandularia sp.</i>	NO	SI	H	NO	NO
<i>Gymnopogon sp.*</i>	NO	NO	G	SI	SI
<i>Herbertia lahue*</i>	NO	NO	H	SI	SI
<i>Hypochaeris radicata</i>	SI	NO	H	NO	NO
<i>Hypoxis decumbens</i>	SI	SI	GOI	NO	NO
<i>Juncus capillaceus</i>	SI	NO	GOI	NO	NO
<i>Juncus dombeyanus</i>	NO	NO	GOI	SI	NO
<i>Juncus imbricatus</i>	NO	NO	GOI	SI	NO
<i>Lotus angustissimus</i>	SI	SI	H	NO	NO
<i>Mnesithea selloana</i>	SI	SI	G	SI	SI
<i>Nassella charruana</i>	SI	SI	G	NO	NO
<i>Nassella neesiana</i>	SI	NO	G	NO	NO
<i>Nassella pauciciliata</i>	SI	SI	G	NO	NO
<i>Nothoscordum sp.</i>	SI	SI	GOI	NO	NO
<i>Oxalis sp.</i>	SI	SI	H	NO	NO
<i>Paspalum dilatatum</i>	SI	SI	G	SI	SI
<i>Paspalum notatum</i>	SI	SI	G	SI	SI
<i>Paspalum plicatulum</i>	SI	SI	G	NO	NO
<i>Paspalum pumillum</i>	NO	SI	G	NO	NO
<i>Pavonia glencomoides</i>	SI	NO	H	NO	NO
<i>Pfaffia tuberosa</i>	SI	NO	H	NO	NO
<i>Phyla nodiflora</i>	SI	NO	H	NO	NO
<i>Piptochaetium montevidense</i>	SI	SI	G	NO	NO
<i>Piptochaetium stipoides</i>	NO	SI	G	NO	NO
<i>Plantago sp.</i>	NO	NO	H	SI	SI
<i>Plantago tomentosa*</i>	NO	NO	H	SI	SI
<i>Polygala malluginifolia</i>	NO	SI	H	SI	SI
<i>Pterocaulon sp.</i>	SI	SI	H	SI	NO
<i>Relbunium sp.</i>	NO	SI	H	NO	NO
<i>Rhynchosia diversifolia</i>	SI	SI	H	NO	NO
<i>Richardia humistrata</i>	SI	NO	H	SI	SI
<i>Richardia stellaris</i>	SI	NO	H	NO	NO
<i>Senecio madagascariensis</i>	SI	SI	H	NO	NO

<i>Senecio selloi</i>	NO	SI	H	NO	NO
<i>Setaria sp.</i>	SI	SI	G	SI	SI
<i>Solidago chilensis</i>	NO	SI	H	NO	NO
<i>Sorghastrum pellitum</i>	SI	NO	G	NO	NO
<i>Sporobolus indicus</i>	SI	SI	G	SI	SI
<i>Sporobolus platensis</i>	SI	NO	G	NO	NO
<i>Steinchisma hians</i>	SI	SI	G	SI	NO
<i>Stenachaenium campestre</i>	NO	SI	H	NO	NO
<i>Stenandrium sp.</i>	SI	NO	H	NO	NO
<i>Symphotrichum squamatum</i>	SI	SI	H	SI	NO
<i>Tridens brasiliensis</i>	SI	NO	G	NO	NO
<i>Trifolium polymorphum</i>	SI	NO	H	NO	NO
<i>Verbena montevidensis</i>	SI	SI	H	NO	NO
<i>Wahlenbergia linaroides</i>	NO	SI	H	SI	SI

* Plantas que no aparecieron en el censo pero sí en la cosecha.

7.3 Listado de las principales especies cosechadas.

Pastoreo continuo			
Especie	Cobertura (%)	Tijera (número/m ²)	Cosechadora (número/m ²)
<i>Agalinis communis</i>	sd	103	0
<i>Agrostis montevidensis</i>	sd	538	0
<i>Axonopus fissifolius</i>	9	148	87
<i>Bothriochloa laguroides</i>	<1	82	12
<i>Cyclosporum leptophyllum</i>	1	192	224
<i>Cynodon dactylon</i>	2	3	0
<i>Eragrostis bahiensis</i>	sd	194	0
<i>Eragrostis lugens</i>	sd	224	0
<i>Eragrostis retinens</i>	<1	40	0
<i>Fimbristylis autumnalis</i>	sd	104	17
<i>Herbertia lahue</i>	sd	9	0
<i>Paspalum notatum</i>	30	583	166
<i>Plantago tomentosa</i>	sd	3	0
<i>Richardia humistrata</i>	2	41	28

<i>Setaria parviflora</i>	sd	31	0
<i>Sporobolus indicus</i>	4	13	53
<i>Walhembergia linaroides</i>	<1	0	6

*sd: Sin datos

Cortes eventuales			
Especie	Cobertura (%)	Tijera (número/m ²)	Cosechadora (número/m ²)
<i>Agalinis communis</i>	sd	573	0
<i>Agrostis monteivdensis</i>	sd	152	16
<i>Axonopus fissifolius</i>	11	67	127
<i>Borreria sp.</i>	sd	19	0
<i>Bothriochloa laguroides</i>	<1	92	0
<i>Calamagrostis sp.</i>	sd	425	0
<i>Cyclosporum leptophyllum</i>	<1	12	0
<i>Cynodon dactylon</i>	10	6	0
<i>Eleusine tristachya</i>	<1	360	0
<i>Eragrostis bahiensis</i>	<1	25	22
<i>Eragrostis lugens</i>	sd	82	26
<i>Gymnopogon sp.</i>	sd	15	0
<i>Herbertia lahue</i>	sd	26	0
<i>Mnesithea selloana</i>	36	4	6
<i>Paspalum dilatatum</i>	9	93	46
<i>Paspalum notatum</i>	24	453	48
<i>Plantago tomentosa</i>	sd	38	0
<i>Polygala sp.</i>	sd	8	6
<i>Richardia humistrata</i>	sd	46	0
<i>Setaria parviflora</i>	<1	31	29
<i>Sporobolus indicus</i>	2	793	791
<i>Walhembergia linaroides</i>	sd	7	18

*sd: Sin datos

