



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

ESTUDIO DE LA REGENERACIÓN INICIAL DE LA VEGETACIÓN POSTERIOR AL USO FORESTAL

Ivana Paola **CARDOZO OLIVERA**

Magíster en Ciencias Agrarias
opción Ciencias Animales

Julio 2023

ESTUDIO DE LA REGENERACIÓN INICIAL DE LA VEGETACIÓN POSTERIOR AL USO FORESTAL

Ivana Paola **CARDOZO OLIVERA**

Magíster en Ciencias Agrarias
opción Ciencias Animales

Julio 2023

Tesis aprobada por el tribunal integrado por Ing. Agr. (PhD) Carlos Nabinger, Ing. Amb. (PhD) Gerhard Overbeck y BA. Biol. (PhD) Christine Lucas el 31 de julio de 2023. Autora: Ing. Agr. Ivana Cardozo. Director: Ing. Agr. (PhD) Pablo Rómulo Boggiano Otón. Codirectora: Ing. Agr. (PhD) Mónica Graciela Cadenazzi Pascual.

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, amigos, Juanjo y todos los que me apoyaron y colaboraron en el proceso de la maestría.

Especialmente a mi amiga y compañera de trabajo, Ing. Agr. Silvina Piastri, por estar siempre y trabajar a la par.

A la zootecnista (MSc) Gabriela Machado Dutra, por acompañar en las salidas de campo y colaborar en los muestreos, y a la Dra. en Ciencias Veterinarias Florencia Puigvert, por su amistad y apoyo incondicional.

A mis tutores de tesis Ing. Agr. (MSc, PhD) Pablo Boggiano y a la Ing. Agr. (MSc, PhD) Mónica Cadenazzi, por el apoyo y la orientación.

A la Ing. Agr. (MSc) Silvana Noëll y al Ing. Agr. MSc David Silveira, por sus aportes.

Al Ing. Agr. Ivan Grela y a la empresa Forestal Oriental (UPM), por permitirnos realizar el estudio en sus campos, y la confianza depositada.

A la Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC I+D), por financiarnos el proyecto dentro del cual se enmarca mi maestría y a la Comisión Académica de Posgrado (CAP) por el apoyo recibido.

A la Estación Experimental Mario A. Cassinoni (EEMAC), por ser la institución en la cual desarrollé mi maestría y a nuestra querida institución Facultad de Agronomía, Universidad de la República, por la formación recibida.

TABLA DE CONTENIDO

	página
PÁGINA DE APROBACIÓN	III
AGRADECIMIENTOS	IV
RESUMEN	VIII
SUMMARY	IX
1. <u>INTRODUCCIÓN GENERAL</u>	1
1.1. IDENTIFICACIÓN DEL PROBLEMA	2
1.2. OBJETIVOS	2
1.2.1. <u>Objetivo general</u>	2
1.2.2. <u>Objetivos específicos</u>	3
1.3. HIPÓTESIS	3
1.4. CAMPO NATURAL	4
1.4.1. <u>Efectos de la forestación</u>	5
1.5. SUCESIÓN VEGETAL	7
1.5.1. <u>Sucesión secundaria</u>	7
1.5.2. <u>Estudios de sucesiones vegetales</u>	9
2. <u>EVOLUCIÓN DE LA COMPOSICIÓN FLORÍSTICA DE LA VEGETACIÓN REGENERADA INICIALMENTE POSTERIOR AL USO FORESTAL</u>	
2.1. RESUMEN	12
2.2. ABSTRACT	13
2.3. INTRODUCCIÓN	14
2.4. MATERIALES Y MÉTODOS	17
2.4.1. <u>Período experimental y localización de las áreas de estudio</u>	17
2.4.2. <u>Muestreos de vegetación</u>	17
2.4.3. <u>Determinación de la cobertura vegetal</u>	18
2.4.4. <u>Análisis estadístico</u>	18
2.5. RESULTADOS	20
2.5.1. <u>Superficie no cubierta por vegetación</u>	20

2.5.2. <u>Cobertura según hábito de vida y ciclo productivo</u>	21
2.5.3. <u>Cobertura según el origen de las especies</u>	24
2.5.4. <u>Tipos funcionales</u>	27
2.5.5. <u>Contribución a la cobertura vegetal de las principales familias</u>	29
2.5.6. <u>Especies con mayor cobertura y frecuencia</u>	30
2.6. DISCUSIÓN	33
2.7. CONCLUSIONES	39
2.8. AGRADECIMIENTOS	39
2.9. REFERENCIAS	40
3. <u>ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN ETAPAS INICIALES DE LA REGENERACIÓN POSTERIOR AL USO FORESTAL</u>	
3.1. RESUMEN	54
3.2. ABSTRACT	54
3.3. INTRODUCCIÓN	55
3.4. MATERIALES Y MÉTODOS	57
3.4.1. <u>Período experimental y localización de las áreas de estudio</u>	57
3.4.2. <u>Muestreos de vegetación</u>	57
3.4.3. <u>Riqueza, diversidad y equidad</u>	58
3.4.4. <u>Análisis estadístico</u>	59
3.5. RESULTADOS	59
3.5.1. <u>Estructura de la vegetación en el poscorte de la plantación forestal y el campo natural adyacente</u>	59
3.5.2. <u>Evolución de la riqueza, diversidad y equidad en el poscorte y la vegetación de referencia</u>	61
3.6. DISCUSIÓN.....	62
3.7. CONCLUSIONES	65
3.8. AGRADECIMIENTOS	65
3.9. REFERENCIAS	66

4. <u>DISCUSIÓN GENERAL</u>	73
5. <u>CONCLUSIONES</u>	77
6. <u>BIBLIOGRAFÍA</u>	78
7. <u>ANEXOS</u>	
7.1 Tabla de la composición florística según familias y especies relevadas clasificadas según hábito de vida, ciclo de producción y origen.....	94

RESUMEN

El bioma Campos es de gran importancia en lo productivo y en lo económico, caracterizado por una gran diversidad y riqueza de especies, el cual ha estado expuesto a diferentes perturbaciones antrópicas. Pocos trabajos tanto en lo nacional como en lo regional han estudiado el potencial de regeneración espontáneo de la vegetación de campo posterior a dichas perturbaciones. El trabajo tiene como objetivo estudiar la regeneración inicial de la vegetación luego del corte de plantaciones forestales y comparar la vegetación regenerada inicialmente con la de su campo natural de referencia. El estudio se realizó durante dos años poscorte de los árboles, en áreas forestadas con *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden. y *Pinus taeda* L. y sus correspondientes campos naturales adyacentes, en el departamento de Paysandú. Se utilizaron 4 transectos por sitio de muestreo (sitio poscorte *P. taeda* y el campo natural adyacente, poscorte de *E. grandis* y su campo natural adyacente) con 8 cuadrantes fijos de 0,25 m² marcados con GPS sobre cada uno de los transectos. En cada sitio se relevó la composición florística y cobertura del suelo, determinando los parámetros poblacionales de riqueza, diversidad y equidad. La vegetación regenerada inicialmente poscorte de los árboles, ya sea *P. taeda* o *E. grandis*, presentó menores valores de riqueza, diversidad y equidad comparado con sus campos naturales adyacentes. Poscorte de los árboles forestales, la cobertura vegetal presentó dominio de especies perennes nativas. Fueron relevadas, en total, 224 especies (herbáceas, árboles y arbustos), las familias con mayor contribución a la cobertura vegetal fueron Poaceae (32 géneros, 59 especies), Asteraceae (27 géneros, 42 especies) y Cyperaceae (7 géneros, 14 especies). La vegetación poscorte de *P. taeda* difirió de la vegetación poscorte de *E. grandis* en cuanto a la composición florística a nivel de especies presentes. Las composiciones florísticas en cuanto a hábito de vida y ciclo productivo, origen y principales familias fueron similares entre la vegetación poscorte y la vegetación de referencia tanto de *P. taeda* como de *E. grandis*, la cual habría sido fuente de propágulos.

Palabras clave: campo natural, forestación, sucesión vegetal, composición florística.

SUMMARY
STUDY OF INITIAL VEGETATION REGENERATION AFTER
AFFORESTATION

The Campos biome is of great importance both at a productive and economic level, characterized by high diversity and species richness, which has been exposed to different anthropogenic disturbances. Few studies, both at the national and regional levels, evaluate the spontaneous regeneration potential of vegetation after these disturbances. The aim of this research is to study initial regeneration after the trees were cut and harvested, and compare the newly established community of vegetation with a reference community representative of Campos in the department of Paysandú, Uruguay. The study was carried out over two years after cutting in areas forested with *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden. and *Pinus taeda* L. and in adjacent Campos vegetation areas. Using 4 transects per sampling site (post-cut *P. taeda* site and adjacent natural grassland, post-cut *E. grandis* site and adjacent natural grassland) with 8 fixed quadrats of 0,25 m² marked with GPS along each transect. In each site, floristic composition and soil cover were surveyed, and structural parameters such as richness, diversity and evenness were measured. The initial vegetation regenerated after tree cutting, whether *P. taeda* or *E. grandis*, presented lower values of richness, diversity, and evenness, compared to adjacent Campos vegetation. Post cutting of trees, vegetation cover was dominated by native perennial species. Regarding species composition, a total of 224 species were surveyed, including herbaceous plants, trees and shrubs. Families with the greatest contribution to vegetation cover were Poaceae (32 genera, 59 species), Asteraceae (27 genera, 42 species) and Cyperaceae (7 genera, 14 species). The post *P. taeda* cut vegetation was different from the initially regenerated post *E. grandis* cut vegetation in terms of floristic composition at the level of species present. In terms of life habit and productive cycle, origin and main families, floristic composition was similar between the post-cut vegetation and its natural reference grasslands for both *P. taeda* and *E. grandis*.

Keywords: campos vegetation, afforestation, vegetal succession, floristic composition

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

La región conocida como bioma Campos abarca la totalidad del territorio de Uruguay, el noreste de Argentina, el sur de Brasil y el sureste de Paraguay, ocupando alrededor de 500.000 km² (Pallares et al., 2005). El término Campos hace referencia a la vegetación compuesta principalmente por gramíneas, dicotiledóneas herbáceas y algunos arbustos, donde también se pueden encontrar árboles en baja proporción (Allen et al., 2011). Este tipo de vegetación se caracteriza por la dominancia de especies de gramíneas C4 cespitosas, con un predominio de las familias Poaceae, Asteraceae y Fabaceae (Woodward, 2008), constituyendo la base de la alimentación para alrededor de 17 millones de rumiantes domésticos (Carvalho et al., 2006).

Este bioma es uno de los más vulnerables debido a los cambios en el uso de la tierra con la expansión de la agricultura y la forestación (De Oliveira et al., 2017). A su vez, las pasturas naturales de este bioma son, según la Comisión Mundial de Áreas Protegidas de la Unión Mundial para la Naturaleza (CMAUICN, 2010), las de menor grado de protección a escala global (Betancur et al., 2017), y que han experimentado en los últimos años una pérdida considerable (White et al., 2000), con disminuciones en superficie a tasas anuales del 3,6, 7,7 y 11,9% en Argentina, Uruguay y Brasil, respectivamente (Bilenca y Miñarro, 2004).

Estos cambios en el uso de la tierra han provocado una perturbación de los ecosistemas de campos naturales y los recursos genéticos, lo que ha modificado la biodiversidad y el hábitat y ha fragmentado el paisaje (Carvalho et al., 2006, Carámbula y Piñeiro, 2006, Jobbágy et al., 2006, Ayala, 2011). Producto de esta fragmentación del paisaje es que se encuentran parches de pastizales alternando con parches compactos de forestación (Alvarado, 2005, Jobbágy et al., 2006).

Es la diversidad específica de estos campos naturales la que les confiere la capacidad de resiliencia (Holling, 1973) y la capacidad de persistir a perturbaciones como las provocadas por el pastoreo, la agricultura o la actividad forestal. Diferentes propiedades caracterizan la resiliencia de un ecosistema y van a influir en su capacidad de regeneración

(Hernández et al., 2002). Entre ellas están la elasticidad, la amplitud, la maleabilidad, la amortiguación y la histéresis.

La elasticidad hace referencia a la rapidez con la que se vuelve al estado inicial luego del cese de la perturbación; la amplitud o el umbral indican el grado de perturbación por encima del cual no es posible la restauración; la maleabilidad es el grado de semejanza con el estado original (Westman, 1986); la amortiguación es el patrón de oscilaciones de una propiedad ecosistémica tras el cese de la perturbación (Fox y Fox, 1986) y la histéresis es entendida como la tendencia de un ecosistema a conservar alguna de sus propiedades originales posterior al cese de la perturbación (Westman y O'Leary, 1986).

La regeneración del campo natural posterior a las perturbaciones corresponde a un proceso de sucesión vegetal. La manera de evaluar y caracterizar dicho proceso es a través de estudios de la vegetación, aportando información sobre la composición florística, la riqueza específica y recambio de especies, entre otros datos que permiten caracterizar la composición y estructura de la vegetación (Mostacedo y Fredricksen, 2000).

1.1. IDENTIFICACIÓN DEL PROBLEMA

Existen pocos trabajos en lo nacional y lo regional sobre la regeneración de la vegetación posterior a perturbaciones antrópicas, en especial por la actividad forestal, donde se estudie cómo estas modifican el potencial de regeneración espontánea de la vegetación de campo.

Tomando a la forestación como un modelo de intervención de largo plazo, resulta interesante conocer cómo esa perturbación modificaría el potencial de regeneración de la vegetación de campo natural posterior al corte de la plantación forestal en cuanto a cobertura total, estructura y composición florística de la vegetación regenerada inicialmente luego del corte de los árboles.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Objetivo general

Caracterizar la vegetación regenerada inicialmente posterior al corte de los árboles forestales tomando a la vegetación de campo natural como referencia.

1.2.2. Objetivos específicos

Con base en el objetivo general del trabajo, se plantearon los siguientes objetivos específicos:

- Estudiar y caracterizar la composición florística de la vegetación regenerada inicialmente pos-forestación y la del campo natural adyacente en cuanto a familias y especies presentes, hábito de vida y ciclo productivo, origen y tipos funcionales.
- Estudiar y caracterizar las modificaciones estacionales (primavera y otoño) en estructura, a través de la riqueza, diversidad y equidad, de la vegetación regenerada inicialmente poscorte de los árboles forestales en áreas sometidas a diferentes historias de uso forestal (turnos forestales) y géneros cultivados (*Eucalyptus* L'Hér. y *Pinus* L) durante un período de 2 años.
- Estudiar y caracterizar las modificaciones estacionales (primavera y otoño) en estructura (riqueza, diversidad, equidad) del campo natural adyacente a los sitios de pos-forestación.
- Contrastar la estructura y composición florística de la vegetación regenerada inicialmente pos-forestación con la vegetación del campo natural adyacente.

1.3. HIPÓTESIS

H1. La regeneración inicial de la vegetación pos-forestación es coincidente con el modelo de sucesión secundaria de Clements (1916) y el de Rosengurtt et al. (1946) posterior al uso agrícola con pastoreo, donde se espera una mayor cobertura de especies anuales en las primeras etapas de regeneración.

H2. La vegetación de campo natural, dominada por especies de gramíneas perennes C4, difiere de la vegetación regenerada inicialmente posterior al corte forestal. En las áreas

de regeneración pos-forestación, los grupos funcionales hierbas y/o gramíneas anuales invernales presentarán mayor cobertura que en el campo natural.

H3. Dadas las características de riqueza, diversidad y equidad que presentan los campos naturales, se espera que la estructura de estos difiera respecto a la vegetación regenerada post forestación, con menores valores de estas variables para la vegetación regenerada poscorte de los árboles forestales.

1.4.CAMPO NATURAL

El bioma Campos constituye un patrimonio natural genético y cultural debido a la existencia de ecosistemas con una gran diversidad tanto en su flora como en su fauna, de gran importancia regional y mundial (De Oliveira et al., 2017).

Dentro de los ecosistemas comprendidos en este bioma encontramos la vegetación de Campos. Este tipo de vegetación ocupa, aproximadamente, el 64 % del área en Uruguay (DIEA, 2014) con gran importancia tanto productiva como económica por ser la base de la alimentación de la ganadería uruguaya. Está caracterizada por poseer una alta diversidad y riqueza de especies (Rosengurtt, 1943, Altesor et al., 1999, Lezama et al., 2010), con diferentes formas de vida y estrategias de colonización (Rosengurtt, 1943, Del Puerto, 1969, Millot et al., 1987, Altesor et al., 1999), lo que le confiere la capacidad de brindar servicios ecosistémicos. De estos se destacan el secuestro del carbono, la regulación de los gases de efecto invernadero, la regulación hídrica y el intercambio energético, además de proveer hábitats para la fauna autóctona y los insectos polinizadores (Daily, 2003, Altesor, 2010).

Estos campos se han visto sometidos al pastoreo de ganado vacuno y ovino durante siglos, así como también a la introducción de especies exóticas con el objetivo de incrementar la producción en las pampas sudamericanas (Prach y Walker, 2019). Los cambios en el uso del suelo y la sustitución del campo natural por otros tipos de vegetación provocan variaciones en la cobertura total, la composición específica, la abundancia relativa y la distribución de la biomasa, además del intercambio de materia y energía

dentro del ecosistema (Richardson, 1998, Sala et al., 2000, Jobbágy et al., 2006, Andrade et al., 2015).

Dentro de las perturbaciones, la forestación como monocultivo promueve cambios y transformaciones de los recursos naturales (Bemhaja y Berreta, 2006). Actualmente ocupa alrededor de 1.292.000 hectáreas (DIEA, 2021), superando el millón de hectáreas pronosticadas por Achkar et al. (2012) para el 2030. Dicha expansión es atribuible a la aptitud de los suelos, el clima y el desarrollo de políticas de fomento de las plantaciones de *Pinus* y *Eucalyptus*, destinadas, en gran parte, para abastecer a las industrias de celulosa instaladas en Uruguay (Parera et al., 2014).

1.4.1. Efectos de la forestación

Esta actividad genera una remoción de la cobertura vegetal, lo que modifica las condiciones de luz, las características del suelo y los regímenes de humedad (Horn, 1971, Lindeman, 1942, Odum, 1971, Jordan y Kline, 1972, Farley et al., 2005, Buscardo et al., 2008, Silveira et al., 2018). Incluso pueden verse afectadas comunidades vegetales adyacentes a la plantación forestal (Saraiva y Souza, 2012, Silveira et al., 2018). Además, provoca cambios en la fertilidad del suelo (Céspedes-Payret et al., 2012), en los ciclos del carbono (C) y nitrógeno (N) (Berthrong et al., 2012) y en la química del agua (Farley et al., 2008), observándose también efectos alelopáticos (Poore y Fries, 1987, Lima, 1993). La dirección y la magnitud de estos cambios dependen de varios factores, como las características climáticas de la región, el género de las especies de árboles utilizados, la edad y la densidad de plantación (Farley et al., 2008, Six et al., 2014, Six et al., 2016).

Las plantaciones forestales de nuestro país se caracterizan por una alta densidad de plantación debido a su uso final: pulpa de celulosa. Esta alta densidad provoca una importante reducción de la radiación fotosintéticamente activa en la pastura dentro y fuera del dosel y aumenta con la edad de este (Silva, 1998). Este efecto del sombreado de los árboles podría estar favoreciendo a las especies con metabolismo fotosintético C3 por sobre las C4 (Picasso et al., 2003, Silveira et al., 2022).

Se tiene evidencia de que las plantaciones forestales modifican la vegetación existente, que pasa a ser prácticamente nula bajo la copa de los árboles (Silveira et al., 2018), por lo que la dinámica de la vegetación bajo rodales dependerá de la composición de especies en la comunidad vegetal original, del banco de semillas y de la densidad de plantación de los árboles, así como del grado de crecimiento y la especie de árbol en cuestión (Pillar et al., 2002). Especies como el *Eucalyptus spp.* generan sustancias alelopáticas a partir de la hojarasca que cae, la cual contiene fenoles con un efecto inhibitorio en el crecimiento de otras especies (Lima, 1993), lo que provoca, también, la disminución del pH y del contenido de bases (Ca, Mg y K) (Poore y Fries, 1987, Lima, 1993, Pérez-Bidegain et al., 2001). Sin embargo, este tipo de plantaciones deja un mantillo sobre la superficie del suelo a la cual se le atribuye secuestro de carbono (Hernández et al., 2016).

En plantaciones de *Pinus spp.* fueron observados cambios como la disminución de pH, la saturación de bases, calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K), y el aumento de sodio (Na) y aluminio (Al) (Amiotti et al., 2000, Amiotti et al., 2007). A su vez, bajo el dosel de las plantaciones forestales de pinos se encuentra una densa pinocha u hojarasca, la cual impide la germinación y el establecimiento de especies, así como la llegada de semillas al suelo, lo que resulta en una menor riqueza de especies en los sitios de plantación forestal (Wayman y North, 2007). Estas características de las plantaciones de *Pinus* son las que podrían mayormente afectar la capacidad de recuperación del campo natural.

En el momento de la cosecha o corte de las plantaciones forestales, la remoción de la cobertura arbórea implica un cambio repentino en la cantidad de luz que llega al suelo, así como la dinámica de agua y la temperatura de este. La eliminación de la cobertura arbórea provoca una mayor exposición del suelo a la luz, lo que favorece la colonización por especies pioneras, que luego van a competir por recursos con otras especies, las cuales pueden llegar a volverse dominantes (Cuevas y Zalba, 2010). La interferencia de la luz es la causa principal de cambios en las comunidades de plantas (Woods, 1993, Gould y Gorchoy, 2000). Después del corte de la plantación forestal se da un aumento en la disponibilidad de nutrientes del suelo, asociado a la descomposición de la biomasa sobre

este (Bråkenhielm y Liu, 1998, Myllymngap et al., 2016), que serviría de sustento para las especies de la sucesión.

Si no se vuelve a replantar el sitio, se comienza a desarrollar un proceso de regeneración espontánea de la vegetación, lo que se conoce como sucesión vegetal. Conocer y entender las sucesiones permite prever qué especies y características de la vegetación se desarrollan posterior a una perturbación.

1.5.SUCESIÓN VEGETAL

La sucesión es un proceso ordenado de desarrollo comunitario que es razonablemente direccional y, por lo tanto, predecible, resultado de la modificación del entorno físico (Odum, 1969). La sucesión consiste en la evolución de la vegetación en un lugar determinado y está dada por la aparición de especies que inmigran, con la desaparición de otras o con el cambio en la proporción cuantitativa entre los espacios ocupados por las diferentes especies (Crawley, 1997).

Existen dos tipos de sucesiones: la sucesión primaria, que se inicia sobre un área desnuda donde no hubo vegetación previa y se desarrolla hasta alcanzar la etapa de clímax, donde no hay un banco de semillas, ni una reserva de propágulos vegetativos (Crawley, 1997), y la sucesión secundaria, que se da a partir de la interrupción de la sucesión primaria, sobre un área previamente ocupada por vegetación altamente desarrollada que fue destruida o alterada por el hombre u organismos asociados (Clements, 1916, Gleason, 1927, Rosengurtt, 1946).

1.5.1. Sucesión secundaria

El proceso de regeneración de la vegetación sobre áreas cultivadas abandonadas se conoce como sucesión secundaria (Prach y Walker, 2019). Va a depender de que existan plantas y semillas responsables de esta (Clements, 1916, Rosengurtt et al., 1946, Crawley, 1997), por lo que la vegetación regenerada podría desarrollarse con condiciones que difieren de las previas a la perturbación (Marrs y Bradshaw, 1993). En este tipo de sucesión, el suelo, inicialmente, contiene propágulos de varias especies características de

los diferentes estados de sucesión, que puede ser vista como un proceso ordenado, con puntos finales alternativos dependiendo del tipo de perturbación antecedente y de la posibilidad de inmigración de especies (Crawley, 1997).

Según Grime (1982), cuando la perturbación es frecuente y duradera en el tiempo, la regeneración va a depender del banco de semillas permanente en el suelo debido a su relevancia en las primeras etapas de la sucesión (Pärtel et al., 1998, Holmes et al., 2000, Mayer et al., 2004, Götmark et al., 2005) y del crecimiento de especies persistentes que han sobrevivido a la perturbación debajo de la cobertura arbórea y a la llegada de propágulos del entorno no afectadas por la forestación, explicado por una mayor presión de inóculo debido a la proximidad. Por lo que los parches de vegetación no perturbados acelerarían el proceso de regeneración (Cuevas y Zalba, 2010). Dicha llegada puede ser a través de agentes de dispersión, bióticos, como animales pastoreando el área o insectos, y abióticos, como el viento y el agua, entre otros (Malo y Suárez, 1996, Hopfensperger, 2007).

En las primeras etapas de la sucesión secundaria, van a colonizar aquellos individuos que produzcan semillas en abundancia, con gran poder de dispersión y supervivencia en estado latente por largos períodos de tiempo hasta que las condiciones del ambiente sean las adecuadas (Marks, 1974). Estos individuos tendrán la posibilidad de germinar y establecerse, logrando un rápido crecimiento y aprovechamiento de los recursos (Connell y Slatyer, 1977). Luego, cuando se ha alcanzado una densa cobertura vegetal, primará la reproducción vegetativa de esas plantas pioneras. Existe, también, una tendencia a la dominancia de arbustos en etapas avanzadas debido a que tienen la ventaja de la ramificación de su vástago, lo que les permite expandirse lateralmente y competir de manera muy efectiva con las herbáceas por la luz (Grime, 1982).

La importancia del estudio de las primeras etapas de la sucesión secundaria radica en que las condiciones iniciales y la composición de especies son determinantes críticos del desarrollo futuro de la comunidad (Drury y Nisbet, 1973), pudiendo ocurrir una pérdida de especies como consecuencia de una reducción en la comunidad original o la

invasión por especies exóticas (Mack et al., 2000, With et al., 2002) que se ven beneficiadas con el cambio en el ecosistema (Moreno, 2001).

La intensidad de la perturbación y sus características para lograr un cambio de estado van a depender de la resiliencia del sistema. Prach y Walker (2019) consideran que la regeneración de la vegetación podría clasificarse como exitosa cuando la vegetación se recupera de manera espontánea con especies naturales y seminaturales con baja proporción de hierbas o especies foráneas; parcialmente exitosa cuando aparecen especies naturales, algunas hierbas ruderales y mayor proporción de especies exóticas que no llegan a dominar en la sucesión tardía, por lo tanto, se asume que alcanzar el estado objetivo llevará más tiempo; y sin éxito cuando predominan malezas y especies foráneas.

1.5.2. Estudios de sucesiones vegetales

La mayoría de los trabajos encontrados estudian sucesiones posagricultura con trayectorias de las sucesiones similares al modelo de sucesión posagricultura con pastoreo de Rosengurtt et al. (1946), tomado como referencia en este estudio. Shantz (1917) y Booth (1941) reportan que los grupos funcionales que dominan en las diferentes etapas de la sucesión secundaria son similares a los descritos por Rosengurtt et al. (1946). Este autor reporta un dominio inicial de hierbas anuales ruderales y anuales adaptadas al pastoreo; posteriormente, un incremento en las perennes de vida corta y un dominio de perennes de vida larga hacia las etapas finales de la sucesión que alcanza una situación similar a la vegetación del campo natural.

A diferencia de estudios anteriores, Savage y Runyon (1937) y Tomanek et al. (1955) constataron que, en sucesiones de 40 y 33 años, respectivamente, la comunidad regenerada no llegó a poseer las características de una comunidad clímax.

Del Pilar Clavijo et al. (2005) y Silveira et al. (2018) reportan una reducción de la cobertura vegetal bajo el dosel arbóreo de plantaciones forestales de Alamos, *Pinus* y *Eucalyptus*, con una mayor presencia de especies con metabolismo fotosintético C3, mayor contribución a la cobertura por especies exóticas y menor diversidad, respecto a los campos de referencia.

Ballester et al. (1982) y Silveira et al. (2018) consideran que la vegetación bajo rodales de *Pinus* difiere de la de *Eucalyptus* debido a las características físicas y químicas de los restos orgánicos provenientes del pino y su acumulación. Según Silveira et al. (2018), una menor cobertura, riqueza y diversidad se observa bajo las plantaciones forestales de *E. grandis* y *P. taeda*, con una disminución en el número de familias, géneros y especies a medida que la intercepción del dosel aumenta. Se constata, también, que la intensidad del disturbio tuvo como consecuencia una menor equidad con dominancia de ciertas especies sobre otras. Del Pilar Clavijo et al. (2005) no reportan diferencias en la riqueza de especies entre los sitios forestados con 25 años de álamos y sin forestar.

Existe evidencia de que la forestación inicialmente reduce la riqueza y altera la composición de especies respecto a las pasturas de referencia, con una recuperación de las comunidades posterior al corte y cosecha de los árboles, aunque la riqueza de especies no llega a igualar a la de la comunidad original. El éxito de la regeneración depende del tipo de antecesor, la densidad de la plantación forestal y la duración del ciclo de plantación, así como también de la riqueza de especies previa a la actividad forestal y del endemismo de especies (Six et al., 2014). Cuevas y Zalba (2010) obtuvieron como resultado menores valores de cobertura, riqueza y diversidad de especies en la vegetación regenerada posterior al corte de los árboles de *Pinus halepensis* respecto al área de pastura tomada como referencia.

Según Peltzer et al. (2009) y Cuevas y Zalba (2010), en las primeras etapas de la sucesión, predominaron las especies exóticas, siendo desplazadas posteriormente por las nativas, por lo que hubo una disminución en su presencia e incluso su desaparición.

Torchelsen et al. (2018) encontraron que, en áreas con historia forestal de *Eucalyptus*, había mayor porcentaje de sitios sin cobertura vegetal, así como mayor cobertura de especies exóticas y ruderales en relación con áreas de referencia, sin detectar diferencias en la riqueza de especies. También constataron mayor dominio de arbustos y cespitosas en áreas con historia forestal, a diferencia de los pastizales de referencia, atribuyéndole las modificaciones en la composición de las especies a los cambios provocados por la forestación en las características del suelo (Wallace y Good, 1995, Céspedes- Payret et al.,

2012). Casás (2019), estudiando la restauración de un pastizal pos-forestación, observó que, a los 17 meses poscorte de los pinos, la riqueza y cobertura de especies alcanzó valores similares a los de la vegetación de referencia, pero la composición de especies no fue la misma.

Dada la diversidad de respuestas observadas en cuanto a la regeneración de la vegetación poscorte asociada a las especies forestales, se propuso estudiar la evolución estacional de la regeneración de la vegetación inmediatamente después del corte de los árboles utilizando 2 áreas, una forestada con *Pinus* y otra con *Eucalyptus* y sus campos de referencia.

2. EVOLUCIÓN DE LA COMPOSICIÓN FLORÍSTICA DE LA VEGETACIÓN REGENERADA INICIALMENTE POSTERIOR AL USO FORESTAL

2.1. RESUMEN

El trabajo tuvo como objetivo caracterizar la evolución de la composición florística de la vegetación regenerada posterior al uso forestal, durante los dos primeros años posterior al corte y retiro de los árboles forestales de las especies *Pinus taeda* L. y *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden, tomando como referencia la vegetación del campo natural adyacente. En cada área se instalaron 4 transectos de 50 m de longitud separados entre sí 10 m, en el sitio de poscorte de los árboles y en el campo natural adyacente. Sobre cada transecto se ubicaron 8 cuadros de 0,5 metros de lado cada 6 metros, dentro de los cuales se relevó la superficie no cubierta y cubierta por vegetación, se identificaron todas las especies presentes y se les asignó un valor de cobertura. Hubo una rápida recuperación de la cobertura del suelo por la vegetación en los sitios de poscorte de los árboles forestales. Para el caso de los campos naturales adyacentes, aumentó su superficie no cubierta por vegetación, producto del incremento del componente mantillo y de restos secos acumulados por la exclusión del pastoreo. La vegetación regenerada inicialmente presentó alta contribución de especies perennes, volviéndose dominantes las perennes estivales hacia el segundo año. Las especies dominantes en la regeneración fueron nativas, superando a las exóticas tanto en cobertura como en número. Los grupos funcionales dicotiledóneas y gramíneas estivales presentaron la mayor cobertura vegetal, siendo importante el grupo graminoides en la vegetación regenerada poscorte de *E. grandis*. En total, se relevaron 224 especies herbáceas, arbustos y árboles, pertenecientes a 49 familias y 134 géneros, siendo las familias con mayor participación en la cobertura vegetal Asteraceae, Poaceae y Cyperaceae. La vegetación regenerada posterior al corte de los árboles presenta una composición similar a la del campo natural en términos de grupos funcionales, origen, hábito de vida y ciclo productivo.

[Palabras clave: composición florística, especies, forestación, campo natural]

2.2. ABSTRACT

Floristic composition evolution, of the spontaneously regenerated vegetation after forest use

The aim of this study was to characterize the floristic composition of regenerated vegetation after afforestation, two years after the cutting and harvesting of *Pinus taeda* and *Eucalyptus grandis* trees, using the Campos vegetation as a reference. In each area, 4 transects of 50 m in length were installed, separated 10 m from each other. Along each transect, 8 quadrats of 0.5 x 0.5 m were located every 6 m within which the area covered and not covered by vegetation was surveyed, and all species present were identified and assigned a coverage value. There was a rapid recovery of vegetation cover at the site of the post cut trees. At the Campos site, vegetation increased in area not covered by vegetation as a result of the increase in mulch component and dry vegetation accumulation due to the exclusion of grazing. The initial regenerated vegetation had high perennial species cover, with summer perennials becoming dominant by the second year. In the regenerated vegetation, native species were higher than exotic species in vegetation cover and species richness. Forbs and summer grasses were the functional groups with the highest plant cover, the graminoid group being important in the post cut regenerated vegetation of *E. grandis*. 224 herbaceous species were registered, including shrubs and trees belonging to 49 families and 134 genera. Asteraceae, Poaceae and Cyperaceae were the families with the greatest representation in plant cover. The vegetation regenerated immediately after the trees were cut has a similar composition to the Campos vegetation in terms of functional groups, origin, life habit and production cycle.

[Keywords: floristic composition, species, afforestation, Campos vegetation]

Título breve: Composición florística de la vegetación regenerada inicialmente pos uso forestal

2.3. INTRODUCCIÓN

La región de Campos de Sudamérica ocupa alrededor de 500000 km² (Pallares et al. 2005), siendo de gran importancia productiva por ser fuente de alimentación para herbívoros, así como también por los servicios ecosistémicos que brinda (Altesor 2011). Está caracterizada por la dominancia de gramíneas y hierbas perennes, en su mayoría C4 (estivales) y C3 (invernales) (Rosengurtt 1943; Pallares et al. 2005), alta diversidad y riqueza con entre 2756 y 3833 especies (Rosengurtt 1943; Altesor et al. 1999; Pallares et al. 2005; Lezama et al. 2010; Wilson et al. 2012; Andrade et al 2018), con diferentes formas de vida y estrategias de colonización (Rosengurtt 1943; Del Puerto 1969; Millot et al. 1987; Altesor et al. 1999) atribuidas a la microheterogeneidad ambiental.

La región de Campos de Suramérica, así como otros ecosistemas herbáceos del mundo, ha sido sometida a importantes perturbaciones antrópicas (Lunt 1994; Cole and Lunt 2005; Prober y Thiele 2005; Paruelo et al. 2006), con cambios en la comunidad de plantas y fragmentación de la cobertura vegetal natural, donde solo persiste una pequeña porción de las comunidades originales de pastizal natural (Richardson 1998; Geary 2001; Paruelo et al. 2006; Zaloumis y Bond, 2011), lo que ha alterado el equilibrio de esas comunidades heterogéneas (Noy-Meir 1975) y ha afectado su capacidad de recuperación (Altesor et al. 1998). Estos cambios en el uso del suelo provocan variaciones en la cobertura total, la composición específica, la abundancia relativa y la distribución vertical o estratificación de la biomasa, lo que afecta también el intercambio de materia y energía dentro de este (Richardson 1998; Sala et al. 2000; Jobbágy et al. 2006; Andrade et al. 2015).

Dentro de las perturbaciones a las cuales es sometida la vegetación de campo natural, se encuentra la forestación como monocultivo, que promueve cambios y transformaciones de los recursos naturales (Bemhaja y Berreta 2006) modificando las condiciones de luz, las características del suelo y los regímenes de humedad (Farley et al. 2005; Buscardo et al. 2008). La forestación como modelo de intervención implica la remoción total de la cobertura vegetal previo a la instalación del cultivo, y durante el desarrollo de este y permanencia de la plantación forestal, la cobertura vegetal bajo el dosel es escasa (Silveira

et al. 2018), lo que disminuye la riqueza total (Alrababah et al. 2007). Posterior al corte de los árboles y si se permite la regeneración espontánea de la vegetación, comenzaría a desarrollarse una sucesión secundaria (Clements 1916; Rosengurtt et al. 1946; Crawley 1997).

Son escasos los trabajos que estudian el efecto de las perturbaciones agrícolas en las comunidades vegetales y su posterior sucesión secundaria en cuanto a la diversidad de plantas y creación de nuevos ecosistemas (Rosengurtt et al. 1946; Milchunas et al. 1988; Millot et al. 1987; Valone 2003; Ross et al. 2004; Zaloumis y Bond 2011; Six et al. 2014). La importancia del estudio de las primeras etapas de la sucesión secundaria radica en que las condiciones iniciales y la composición de especies son determinantes críticos del desarrollo futuro de la comunidad (Drury y Nisbet 1973). Diferentes trabajos indican que las condiciones iniciales de regeneración y las diferentes historias de perturbación pueden conducir a puntos finales diferentes (Gleason 1917, 1926, 1927; Hardner et al. 2015), a diferencia del pensamiento de Clements (1936), en el cual se llegaba a un único estado de clímax.

Posterior a una perturbación por agricultura y bajo condiciones de pastoreo, Rosengurtt et al. (1946) propuso un modelo de sucesión secundaria donde, al inicio de la sucesión, predominan especies anuales arvenses de ciclo corto, con altas tasas de crecimiento y una floración precoz. Posteriormente, desaparecen o se reducen a pocos individuos debido a la competencia y al pastoreo, y sobreviven las más competitivas o tolerantes. También dentro del primer año aparecen, pero en menor proporción, las perennes de ciclo corto, que en el segundo año pasan a ser subdominantes, caracterizadas por tener una rápida propagación que determina su dominancia entre el segundo y cuarto año. En etapas más avanzadas, van a establecerse las perennes de ciclo largo y arbustos que permanecen como estado final de la sucesión.

Cuando se cortan y retiran los árboles forestales, cambia la cantidad y calidad de luz que llega al suelo, y la dinámica del agua y la temperatura del suelo, lo que abre una ventana de colonización para las especies pioneras que luego competirán por espacio con plantas con mayor capacidad competitiva hasta llegar, incluso, a volverse dominantes

(Cuevas y Zalba 2010). La interferencia de la luz es la causa principal de cambios en las comunidades de plantas (Woods 1993, Gould y Gorchoy 2000).

La restauración de la comunidad de plantas va a depender del banco de semillas del suelo presente y del crecimiento de especies persistentes, que han sobrevivido a la perturbación debajo de la cobertura arbórea y a la llegada de propágulos del entorno (Cuevas y Zalba 2010). Diversos estudios en comunidades de pastizales han demostrado la relevancia del banco de semillas del suelo en las primeras etapas de la sucesión (Pärtel et al. 1998; Holmes et al. 2000; Mayer et al. 2004; Götmark et al. 2005), así como también de la llegada de propágulos de sitios próximos de áreas no perturbadas, explicada por una mayor presión de inóculo debido a la proximidad, por lo que los parches de vegetación no perturbados aceleran el proceso de regeneración (Cuevas y Zalba 2010).

Este trabajo tiene como objetivo caracterizar la evolución de la composición florística de la vegetación regenerada posterior al uso forestal, durante los dos primeros años posterior al corte y cosecha de las plantaciones forestales de *Pinus* y *Eucalyptus*, haciendo foco en los cambios de la cobertura vegetal a través de las estaciones (primavera y otoño) según el hábito de vida y ciclo productivo de las especies, y su origen, así como también de los diferentes grupos funcionales de plantas, las principales familias y especies que forman parte de esa vegetación regenerada inicialmente, contando con la vegetación de campo natural adyacente como referencia.

Tomando a la vegetación como una modelo de intervención a largo plazo, la regeneración inicial de la vegetación pos-forestación sería coincidente con el modelo de sucesión secundaria de Clements (1916) y el de Rosengurtt et al. (1946) posterior al uso agrícola, donde las especies anuales serán las de mayor cobertura en las primeras etapas de regeneración. La vegetación de campo natural dominada por especies de gramíneas perennes C4 difiere de la vegetación regenerada inicialmente posterior al corte forestal. En las áreas de regeneración pos-forestación, es esperable que las hierbas y/o gramíneas anuales invernales sean los grupos funcionales de mayor cobertura.

2.4. MATERIALES Y MÉTODOS

2.4.1. Período experimental y localización de las áreas de estudio

El estudio tuvo una duración de dos años, en los que se realizaron muestreos estacionales de vegetación, comenzando en primavera del año 2018 y culminando en otoño del 2020. El estudio se llevó a cabo en dos áreas ubicadas en el departamento de Paysandú, Uruguay. Un área forestada con *Pinus taeda* L. con densidad de 1100 árboles.ha⁻¹, con edad de 20 años, y el campo natural adyacente tomado como referencia, el cual fue excluido del pastoreo en julio de 2018 (lat.: 31°88' (S), long.: 57°48' (W)), sobre suelos Argiudolls (Soil Survey Staff 2014). Otra área forestada con *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden, con densidad de 1500 árboles.ha⁻¹ y 12 años de edad y su campo natural adyacente, con exclusión del pastoreo desde marzo de 2017 (lat.: 31° 59' (S); long.: 57° 32' (W)) sobre suelos Argiudolls (Soil Survey Staff 2014).

Previo al corte de los árboles, se realizó un muestreo de la vegetación residente de sotobosque para ambas especies en junio de 2018, y entre julio y agosto se realizó el corte de los árboles. Los muestreos de primavera corresponden a octubre-diciembre de 2018 y noviembre de 2019; los muestreos de otoño corresponden a junio de 2019 y 2020.

El clima de la región es templado cálido, subtropical húmedo con verano caluroso (Cfa) según la clasificación del clima de Köppen-Geiger (Kottek et al. 2006). Las precipitaciones medias anuales varían entre 1000 y 1400 mm.

2.4.2. Muestreos de vegetación

Para la descripción de la vegetación, se llevaron a cabo muestreos sistemáticos en cuadros fijos (Poissonet y Poissonet 1969; Matteucci y Colman 1982; Daget y Godron 1982; Cadenazzi 1992). Los muestreos fueron realizados utilizando una grilla de puntos con referencia espacial. Esta grilla se estableció previo al corte de los árboles en cada una de las plantaciones forestales y sus respectivos campos naturales de referencia, que se encontraban excluidos del pastoreo al momento de iniciar los relevamientos. La grilla consistió en 4 transectos de 50 metros de largo cada uno, separados 10 metros entre sí, con un total de 32 puntos fijos de muestreo, 8 cuadros de 0,5 metros de lado por transecto

localizados cada 6 metros. Los muestreos poscorte se realizaron estacionalmente sobre los puntos fijos, donde se determinaron las especies presentes asignándoles un valor de cobertura porcentual mediante estimación visual según el método de Braun – Blanquet (1950), y la superficie no cubierta por vegetación.

2.4.3. Determinación de la cobertura vegetal

Las determinaciones de cobertura se realizaron en la primavera y el otoño en los dos años de duración del estudio. Los ejemplares fueron determinados en cuanto a especie, asignándole a cada una un porcentaje de área cubierta dentro de cuadros de 0,5 por 0,5 metros, formando parte de la superficie cubierta por vegetación. También se determinaron los componentes de la superficie no cubierta por vegetación: suelo descubierto, restos secos, mantillo y restos forestales (ramas, pinocha, hojarasca, troncos y tocones).

Las especies identificadas se clasificaron según familia, género, especie, hábito de vida, ciclo productivo, tipo vegetativo y tipo productivo según las *Tablas de comportamiento de las especies de plantas de campos naturales en el Uruguay* (Rosengurt 1979). También se determinó el origen de cada especie. Los nombres científicos de las especies fueron actualizados consultando el sitio la página web del Instituto de Botánica Darwinion. Con base en esto, se agruparon las especies en función del hábito de vida y el ciclo productivo en anuales invernales, anuales estivales, perennes invernales y perennes estivales; según origen, en exóticas y nativas; y según tipos funcionales, en plantas dicotiledóneas, gramíneas estivales, gramíneas invernales y graminoides (Lavorel et al. 1997, McIntyre y Lavorel 2001).

2.4.4. Análisis estadístico

Se realizó el análisis de la evolución estacional de la vegetación para cada uno de los 4 sitios, estudiando la evolución de la composición de la vegetación regenerada poscorte de *Pinus* y *Eucalyptus* y sus campos naturales de referencia, siendo las variables de estudio el porcentaje de cobertura de la vegetación y el porcentaje de superficie no

cubierta por vegetación. El análisis de las variables se realizó utilizando intervalos de confianza al 95 %, mediante el test de aleatoriedad *Bootstrap* con 500 repeticiones.

Para el análisis de composición florística en cuanto a las especies dominantes, se realizó un ordenamiento descendente en función de su contribución a la cobertura y se seleccionaron, de forma arbitraria, las 12 especies de mayor cobertura con su valor máximo y la frecuencia de ocurrencia en los 4 sitios de estudio (Formoso 2019). Para estudiar la asociación entre sitio y especies dominantes, se realizó un análisis de componentes principales.

Los análisis estadísticos se llevaron a cabo utilizando el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al. 2020), tomando a los transectos como pseudorréplicas, lo que determina que las inferencias se encuentren restringidas a las áreas de estudio (Haretche y Rodríguez 2006).

2.5. RESULTADOS

2.5.1. Superficie no cubierta por vegetación

En el muestreo precorte de los árboles, la cobertura vegetal de sotobosque fue prácticamente nula para ambas especies de árboles, siendo de alrededor del 99 % de la superficie cubierta por restos forestales en el poscorte de *P. taeda* (Pt) y de *E. grandis* (Eg).

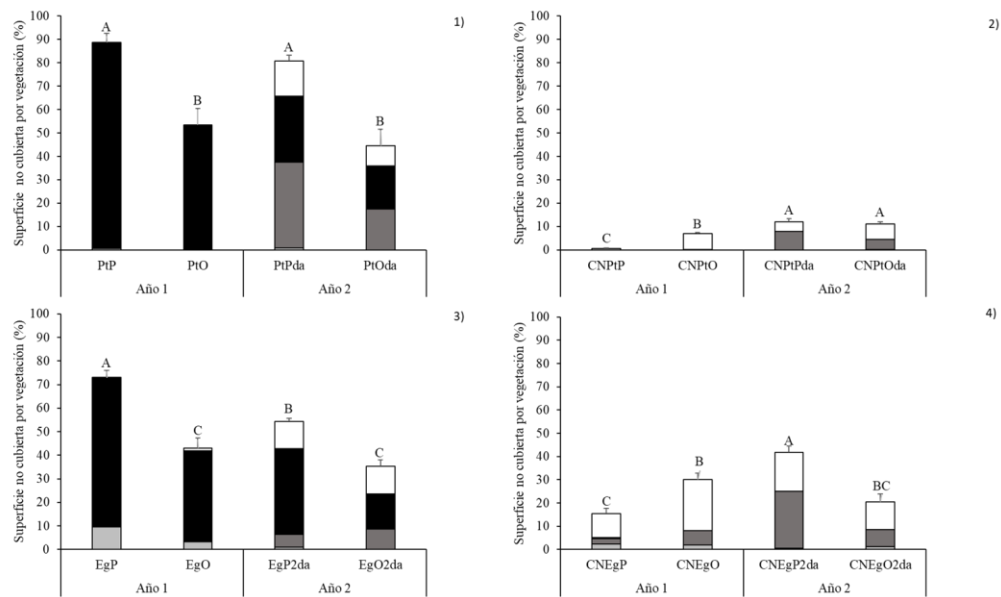


Figura 1. Media (+/- EE) del cambio en la superficie no cubierta por vegetación (%) y sus componentes: suelo descubierto (gris tono claro), mantillo (gris tono oscuro), restos forestales (negro), restos secos (blanco); donde 1) sitio de poscorte de *Pinus taeda* (Pt) en primavera y otoño del primer año (PtP, PtO) y segundo año (PtPda, PtOda), 2) sitio de campo natural adyacente a Pt (CN_{Pt}) en primavera y otoño del primer año (CN_{Pt}P, CN_{Pt}O) y segundo año (CN_{Pt}Pda, CN_{Pt}Oda), 3) sitio de poscorte de *Eucalyptus grandis* (Eg) en primavera y otoño del primer año (EgP, EgO) y segundo año (EgPda, EgOda), 4) sitio de campo natural adyacente a Eg (CN_{Eg}) en primavera y otoño del primer año (CN_{Eg}P, CN_{Eg}O) y segundo año (CN_{Eg}Pda, CN_{Eg}Oda). Las letras diferentes en cada barra indican diferencias significativas con un *p*-valor 0,05.

Figure 1. Mean (+/- SE) of the change in not covered by vegetation area (%) and its components: not covered soil (bare soil (light grey), litter layer (dark grey), forest remains (black), dry remains

(white); where 1) *Pinus taeda* post-cutting site (Pt) in spring and autumn of the first year (PtP, PtO respectively) and second year (PtPda, PtOda), 2) Campos vegetation site adjacent to Pt (CNPt) in spring and autumn of the first year (CNPtP, CNPtO) and second year (CNPtPda, CNPtOda), 3) post cut site of *Eucalyptus grandis* (Eg) in spring and autumn of the first year (EgP, EgO) and second year (EgPda, EgOda), 4) Campos site adjacent to Eg (CNEg) in spring and autumn of the first year (CNEgP, CNEgO) and second year (CNEgPda, CNEgOda). Different letters in each bar indicate significant differences with *p-value* of 0.05.

Para los dos sitios poscorte de los árboles forestales, hubo una rápida disminución de la superficie no cubierta por vegetación (figura 1.1 y 1.3), lo que denota un rápido aumento de la cobertura vegetal posterior al corte de la plantación forestal. Considerando los primeros muestreos de primavera y de otoño, en *P. taeda* primavera (3 meses poscorte), pasó de ser el 88 % la superficie no cubierta por vegetación al 53 % al otoño siguiente (11 meses poscorte); para *E. grandis*, la superficie no cubierta por vegetación pasó del 73 % en la primera primavera (5 meses poscorte de *E. grandis*) al 43 % en otoño (10 meses poscorte). A medida que se fue avanzando en la regeneración inicial y hacia la segunda primavera, la superficie no cubierta por vegetación aumentó, con cambios en la proporción de sus componentes, donde incrementaron los restos secos y el mantillo, producto del final del ciclo de las especies que aparecieron en el primer año de la sucesión.

En la vegetación de campo natural adyacente (figura 1.2 y 1.4), la superficie no cubierta por vegetación tendió a aumentar durante el segundo año de estudio debido a la acumulación de restos secos y mantillo, consecuencia de la exclusión del pastoreo.

2.5.2. Cobertura según hábito de vida y ciclo productivo

Se observó un predominio de especies perennes en los sitios poscorte de los árboles, así como también en el campo natural adyacente (figura 2). La vegetación en el poscorte de *P. taeda* presentó diferencias significativas en hábito de vida y ciclo productivo de las especies, con mayor contribución a la cobertura vegetal por especies perennes estivales

hacia el segundo año. Durante el primer año, se observó un predominio de las especies perennes invernales con mayor cobertura en el otoño por parte de estas. La contribución a la cobertura vegetal de las anuales fue menor al 10 %, sin grandes variaciones a lo largo de las estaciones y sin diferencias estadísticas entre ciclos.

En la vegetación poscorte de *E. grandis*, predominaron las especies perennes estivales, las cuales pasan a dominar la cobertura vegetal hacia el segundo año de la sucesión al alcanzar un 59 % en la primavera del segundo año. Al inicio de la sucesión en la primera primavera, se evidenció un dominio de las perennes, sin diferencias estadísticas entre el ciclo productivo de estas, diferenciándose hacia el otoño a favor de las estivales. La cobertura de las especies anuales presentó un comportamiento similar al poscorte de *P. taeda*, con una cobertura menor al 10 %, sin diferencias significativas en cuanto a ciclo entre estaciones y años.

En ambos campos naturales tomados como vegetación de referencia, predominaron las especies perennes estivales en la cobertura vegetal, las perennes invernales presentaron una escasa variación en su contribución a la cobertura durante los sucesivos muestreos. El CN_{Pt} presentó una alta cobertura por anuales invernales en la primera primavera, coincidiendo este período con el inicio de la exclusión del pastoreo en dicho sitio.

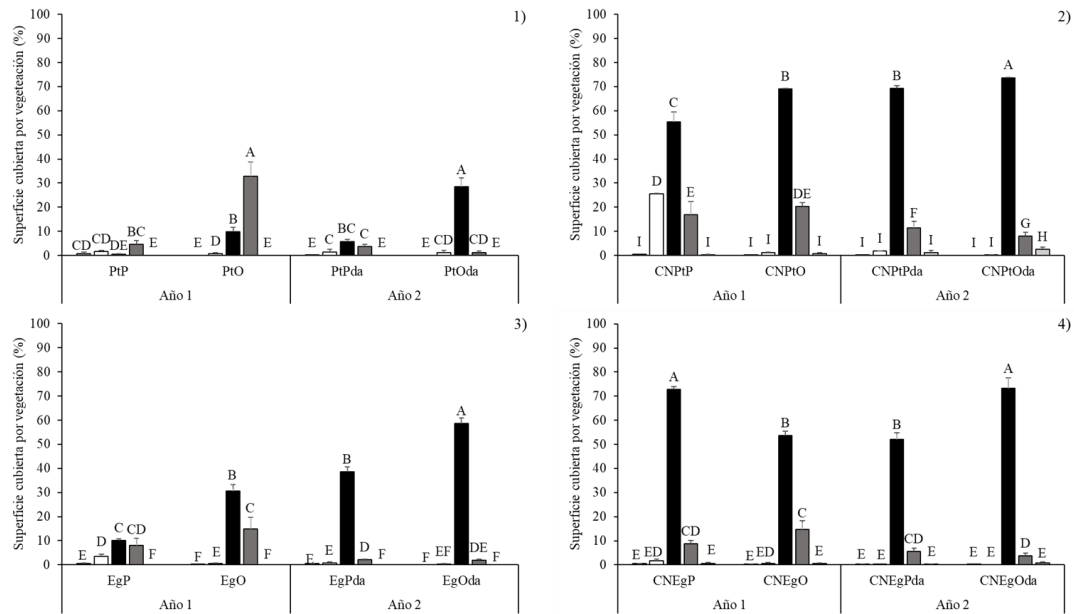


Figura 2. Media (+/- EE) del cambio en la contribución a la cobertura vegetal (%) según hábito de vida y ciclo productivo de las especies: anuales estivales (gris tono medio), anuales invernales (blanco), perennes estivales (negro), perennes invernales (gris oscuro), perenne indefinido (gris tono claro), donde 1) sitio de poscorte de *Pinus taeda* (Pt) en primavera y otoño del primer año (PtP, PtO) y segundo año (PtPda, PtOda), 2) sitio de campo natural adyacente a Pt (CN_{Pt}) en primavera y otoño del primer año (CN_{Pt}P, CN_{Pt}O) y segundo año (CN_{Pt}Pda, CN_{Pt}Oda), 3) sitio de poscorte de *Eucalyptus grandis* (Eg) en primavera y otoño del primer año (EgP, EgO) y segundo año (EgPda, EgOda), 4) sitio de campo natural adyacente a Eg (CN_{Eg}) en primavera y otoño del primer año (CN_{Eg}P, CN_{Eg}O) y segundo año (CN_{Eg}Pda, CN_{Eg}Oda). Las letras diferentes indican diferencias significativas para cada uno de los hábitos de vida y ciclo productivo, para cada uno de los gráficos con un *p*-valor 0,05

Figure 2. Mean (+/- SE) of the change in plant cover contribution (%) according to life habit and productive cycle of the species: summer annuals (medium gray), winter annuals (white), summer perennials (black), winter perennial (dark gray), indefinite perennial (light grey) where 1) *Pinus taeda* (Pt) post cut site in spring and autumn of the first year (PtP, PtO) and second year (PtPda, PtOda), 2) Campos site adjacent to Pt (CN_{Pt}) in spring and autumn of the first year (CN_{Pt}P, CN_{Pt}O) and second year (CN_{Pt}Pda, CN_{Pt}Oda), 3) *Eucalyptus grandis* post cut site (Eg) in spring

and autumn of first year (EgP, EgO) and second year (EgPda, EgOda), 4) Campos vegetation site adjacent to Eg (CNEg) in spring and autumn of the first year (CNEgP, CNEgO) and second year (CNEgPda, CNEgOda). Different letters indicate significant differences for each life habits and productive cycle, with *p-value* of 0.05.

La mayor proporción de las especies fueron perennes estivales, entre ellas *Andropogon lateralis* Nees, *Axonopus fissifolius* (Raddi), *Dichanthelium sabulorum* (Lam.) Gould & C.A. Clark var. *sabulorum*, *Paspalum notatum* Flüggé, Kuhlman, *Setaria parviflora* (Poir.) Kerguelen. Dentro de las especies perennes invernales más frecuentes se encontró *Cinnagrostis viridiflavescens* (Poir.) P.M. Peterson, Soreng, Romasch. & Barberá var. *montevidensis* (Nees) P.M. Peterson, Soreng, Romasch. & Barberá, *Chascolytrum subaristatum* (Lam.) Desv., *Gamochaeta americana* (Mill.) Wedd. y *Piptochaetium montevidense* (Spreng.) Parodi. Dentro de las especies anuales, para ambos casos de la vegetación poscorte hubo una mayor cobertura de anuales invernales como *Briza minor* L., *Cirsium vulgare* (Savi) Ten., y dentro de las anuales estivales las más predominante fue *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist.

2.5.3. Cobertura según el origen de las especies

La mayoría de las especies relevadas en ambos sitios de regeneración corresponden a especies nativas. La cobertura por especies exóticas no superó el 10 %, a excepción del otoño del segundo año en el sitio de poscorte de *Pinus taeda*, donde la regeneración espontánea de esta especie supero el 20 % en otoño (tabla 1), constatándose su presencia en el campo natural adyacente (CN_{Pt}). En el sitio poscorte de *E. grandis* también se observó regeneración de *Eucalyptus* sin presencia en su campo natural adyacente (CN_{Eg}) (tabla 2).

Tabla 1. Media del porcentaje de cobertura (\pm EE) y riqueza (n.º de especies) según el origen de las especies (exóticas y nativas) para el sitio de poscorte de *Pinus taeda* (Pt) y su campo natural adyacente (CN_{Pt}). Letras diferentes indican diferencias significativas con un *p*-valor 0,05.

Table 1. Mean of coverage percentage (\pm SE) and richness (nº of species), according to the species origin (exotic and native), for post cut site of *Pinus taeda* (Pt) and its adjacent Campos vegetation (CN_{Pt}). Different letters indicate significant differences with *p*-value 0,05.

Año	Sitio	Cobertura (%)		Riqueza (n.º de especies)	
		Exóticas	Nativas	Exóticas	Nativas
1	PtP	1,8 \pm 0,49 D	9,5 \pm 8,73 BC	7	29
	PtO	2,1 \pm 0,95 CD	44,6 \pm 5,79 A	5	28
2	PtPda	6,2 \pm 1,70 C	12,9 \pm 1,15 C	5	36
	PtOda	24,2 \pm 3,90 B	31,2 \pm 3,8 AB	3	35
1	CN _{Pt} P	9,5 \pm 1,96 b	89,7 \pm 1,87 a	10	58
	CN _{Pt} O	2,0 \pm 0,51 c	91,0 \pm 0,35 a	4	68
2	CN _{Pt} Pda	3,6 \pm 0,43 c	82,7 \pm 1,78 a	3	54
	CN _{Pt} Oda	5,0 \pm 0,86 bc	83,8 \pm 1,47 a	3	46

*Letras diferentes, mayúsculas indican diferencias significativas con un *p*-valor 0,05 para la vegetación regenerada poscorte de *P. taeda* (Pt) según origen.

**Letras diferentes, minúsculas indican diferencias significativas con un *p*-valor 0,05 para la vegetación de campo natural (CN_{Pt}) según origen.

En el sitio de regeneración poscorte de *Pinus taeda* (Pt), hubo diferencias en cuanto a la cobertura por especies nativas vs. exóticas en el primer año; a partir de la primavera del segundo año, la cobertura por especies nativas no difirió estadísticamente de la de las exóticas. En cuanto a riqueza, las nativas superaron en número a las exóticas en todas las estaciones, y en el caso de la vegetación de campo natural (CN_{Pt}), las nativas superaron a las exóticas tanto en número como en cobertura en las 4 estaciones.

Tabla 2. Media del porcentaje de cobertura (\pm EE) y riqueza (n.º de especies) según el origen de las especies (exóticas y nativas) para el sitio de poscorte de *Eucalyptus grandis* (Eg) y su campo natural adyacente (CN_{Eg}). Letras diferentes indican diferencias significativas con un *p*-valor 0,05. Table 2. Mean of coverage percentage (\pm SE) and richness (nº of species), according to the species origin (exotic and native), for post cut site of *Eucalyptus grandis* (Eg) and its adjacent Campos vegetation (CN_{Eg}). Different letters indicate significant differences with *p*-value 0,05.

Año	Sitio	Cobertura (%)		Riqueza (n.º de especies)	
		Exóticas	Nativas	Exóticas	Nativas
1	EgP	1,3 \pm 0,31 D	25,8 \pm 3,04 C	6	44
	EgO	6,0 \pm 3,67 D	51,0 \pm 2,50 A	5	45
2	EgPda	2,1 \pm 0,92 D	43,6 \pm 1,81 B	5	54
	EgOda	6,3 \pm 2,53 D	58,3 \pm 2,54 A	3	45
1	CN _{Eg} P	0,9 \pm 0,36 c	83,3 \pm 2,02 a	5	92
	CN _{Eg} O	0,7 \pm 0,48 c	69,1 \pm 2,51 b	4	77
2	CN _{Eg} Pda	0,05 \pm 0,03 c	58,4 \pm 3,12 b	3	94
	CN _{Eg} Oda	0,3 \pm 0,24 c	78,2 \pm 4,08 ab	1	69

*Letras diferentes, mayúsculas indican diferencias significativas con un *p*-valor 0,05 para la vegetación regenerada poscorte de *E. grandis* (Eg) según origen.

**Letras diferentes, minúsculas indican diferencias significativas con un *p*-valor 0,05 para la vegetación de campo natural (CN_{Eg}) según origen.

Se detectaron diferencias significativas entre la cobertura vegetal por nativas y exóticas para el sitio de poscorte de *Eucalyptus grandis* (Eg), resultando mayor la cobertura por nativas, al igual que el número de especies (tabla 2). La mayor cobertura por nativas estuvo asociada a las especies *Andropogon lateralis* Nees., *Baccharis trimera* (Less.) DC. y *Trachypogon spicatus* (L. f.) Kuntze. Para la vegetación de CN_{Eg}, las nativas superaron a las exóticas tanto en número como en cobertura, siendo mayor en primavera del primer año y otoño del segundo año.

Dentro de las principales especies exóticas relevadas en ambos sitios se encuentran *Anagallis arvensis* L., *Centunculus minimus* L., *Cerastium glomeratum* Thuill., *Cynodon*

dactylon (L.) Pers., *Parietaria debilis* G. Forst., *Poa annua* L. y las regeneraciones de *Pinus* y *Eucalyptus*.

2.5.4. Tipos funcionales

Para cada uno de los tipos funcionales se analizó la contribución a la cobertura vegetal (figura 3). En la vegetación poscorte de *P. taeda* dominaron las especies dicotiledóneas en el primer año (figura 3.1), con un aumento en la cobertura por gramíneas estivales hacia el otoño del segundo año, sin diferencias con las dicotiledóneas. Los restantes grupos funcionales (gramíneas invernales y graminoides) se caracterizaron por una baja contribución a la cobertura vegetal.

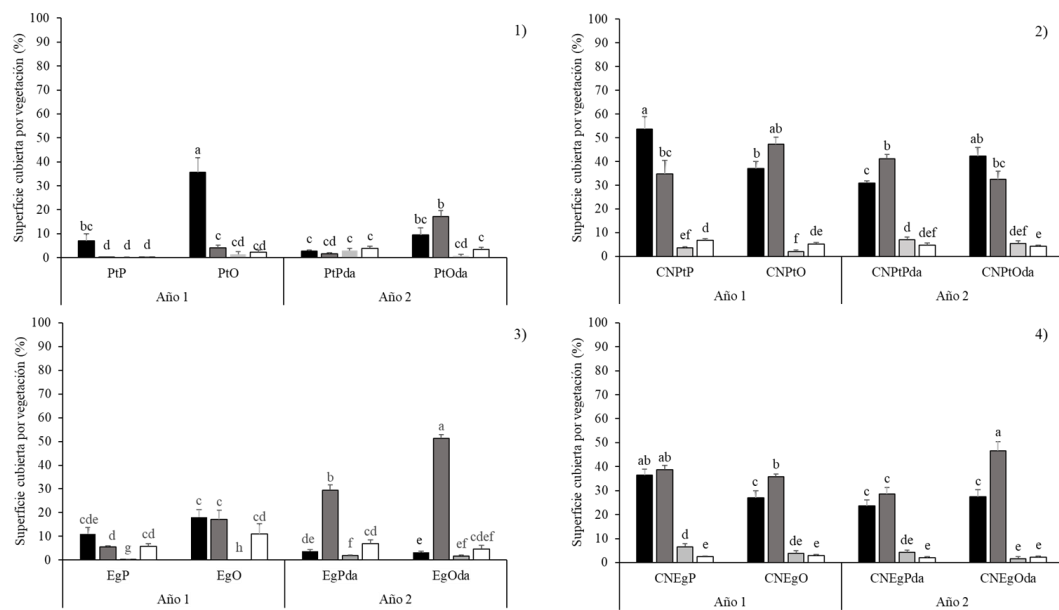


Figura 3. Media (+/- EE) de los cambios en la contribución a la cobertura vegetal (%) según tipos funcionales: dicotiledóneas (negro), gramíneas estivales (gris oscuro), gramíneas invernales (gris claro), graminoides (blanco), donde 1) sitio de poscorte de *Pinus taeda* (Pt) en primavera y otoño del primer año (PtP, PtO) y segundo año (PtPda, PtOda), 2) sitio de campo natural adyacente a Pt (CN_{Pt}) en primavera y otoño del primer año (CN_{Pt}P, CN_{Pt}O) y segundo año (CN_{Pt}Pda, CN_{Pt}Oda), 3) sitio de poscorte de *Eucalyptus grandis* (Eg) en primavera y otoño del primer año (EgP, EgO) y segundo año (EgPda, EgOda), 4) sitio de campo natural adyacente a Eg (CN_{Eg}) en primavera y otoño del primer año (CN_{Eg}P, CN_{Eg}O) y segundo año (CN_{Eg}Pda, CN_{Eg}Oda). Las letras diferentes,

mayúscula, minúscula, negrita y cursiva indican diferencias significativas, para cada uno de los gráficos con un *p*-valor 0,05.

Figure 3. Mean (+/- SE) of the change in plant cover contribution (%) according to functional types: dicotyledons (black), summer grasses (dark grey), winter grasses (light grey), graminoids (white), where 1) post cut site of *Pinus taeda* (Pt) in spring and autumn of the first year (PtP, PtO) and second year (PtPda, PtOda), 2) Campos vegetation site adjacent to Pt (CNPt) in spring and autumn of the first year (CNPtP, CNPtO) and second year (CNPtPda, CNPtOda), 3) *Eucalyptus grandis* (Eg) post cut site in spring and autumn of the first year (EgP, EgO) and second year (EgPda, EgOda), 4) Campos site adjacent to Eg (CNEg) in spring and autumn of the first year (CNEgP, CNEgO) and second year (CNEgPda, CNEgOda). Different letters, uppercase, lowercase, bold and italics indicate significant differences, with *p*-value of 0.05.

En la vegetación desarrollada poscorte *E. grandis* (figura 3.3), el primer año dominaron los grupos dicotiledóneas, gramíneas estivales y graminoides, con mayor participación de las gramíneas estivales hacia el segundo año, por encima de los demás grupos funcionales.

En los campos naturales tomados como referencia (figura 3.2 y 3.4), los grupos funcionales dicotiledóneas y gramíneas estivales dominaron en la vegetación durante el período de estudio, sin diferencias estacionales en la cobertura de gramíneas invernales y graminoides en el segundo año, los cuales presentaron una baja contribución a la cobertura vegetal. En CN_{Pt} (figura 3.2), en la primera primavera, dominaron las dicotiledóneas por encima de las gramíneas estivales, a diferencia de las restantes estaciones donde la cobertura de ambos grupos no presentó diferencias estadísticas. En CN_{Eg} (figura 3.4), las gramíneas estivales y dicotiledóneas dominaron en la cobertura vegetal con mayor contribución de las gramíneas estivales por sobre las dicotiledóneas en ambos otoños. En las restantes estaciones, los grupos funcionales no se diferenciaron en cuanto a su contribución a la cobertura vegetal.

2.5.5. Contribución a la cobertura vegetal de las principales familias

Se registraron, en total, 224 especies herbáceas, arbustivas y árboles, con un total de 49 familias y 134 géneros. Las familias más importantes fueron Poaceae con 32 géneros, y 59 especies; Asteraceae con 27 géneros y 42 especies; Cyperaceae con 7 géneros y 16 especies, y Fabaceae con 7 géneros y 8 especies.

La vegetación poscorte de *P. taeda* presentó mayor participación en la cobertura vegetal de las familias Asteraceae (compuestas) y Poaceae (gramíneas), con mayor cobertura por Asteraceae en el primer año, sin diferencias estadísticas en el segundo año. En la primera primavera, la mayor cobertura estuvo dada por Asteraceae, sin diferencias estadísticas entre la cobertura de Cyperaceae, Poaceae y Fabaceae. En el otoño siguiente, la cobertura de Asteraceae estuvo por encima de las demás familias, determinada principalmente por las especies *Senecio pterophorus* DC y *Conyza bonariensis* (L.). En la segunda primavera, las familias Poaceae y Cyperaceae cubrieron un 4,53 % ($\pm 0,67$ EE), 3,47 % ($\pm 1,03$ EE) de la superficie del suelo, respectivamente, sin diferencias significativas entre ellas. En otoño del segundo año, la cobertura por Poaceae incrementó (18,15 % $\pm 2,45$ EE) y no se diferenció estadísticamente de Asteraceae (7,55 % $\pm 2,58$ EE) ni Cyperaceae (3,19 % $\pm 1,15$ EE).

En la vegetación poscorte de *E. grandis*, la mayor participación en la cobertura dentro del primer año estuvo dada por las familias Poaceae 5.54% (± 0.50 DE) de cobertura en primavera y 16.88% (± 3.69 EE) en otoño, Asteraceae 8.05% (± 2.90 EE) cobertura en primavera y 16.4% (± 3.34 EE) en otoño, y Cyperaceae 3,48% (± 1.07 EE) en primavera y 8.63% (± 2.83 EE) en el otoño. En primavera y otoño del segundo año, dominó la cobertura vegetal la familia Poaceae con 31.39 % (± 1.90 EE) y 53.18% (± 1.64 EE) respectivamente.

En CN_{Pt}, Poaceae fue la familia con mayor cobertura vegetal durante los dos años con 38.55% ($\pm 5,62$ EE) en primavera y 49.61% (± 2.90 EE) en otoño del primer año y 48.17 % (± 1.40 EE) y 37.79% (± 3.11 EE) en primavera y otoño del segundo año, respectivamente, con mayor participación en la primera primavera de Asteraceae (17.67% ± 1.16 EE) respecto a Fabaceae (leguminosas) (6.71% ± 1.64 EE), cuya cobertura se igualó en el otoño siguiente 13.00% (± 1.23 EE) Asteraceae, y 11.79% (± 1.51 EE)

Fabaceae. En el segundo año, las leguminosas superaron a las compuestas 18.32% (± 0.57 EE) vs. 8.03% (± 0.99 EE) en primavera y 26.29% (± 1.72 EE) vs. 10.03% (± 2.45 EE) en otoño.

En CN_{Eg}, Poaceae fue la familia con mayor cobertura durante los dos años al alcanzar valores de cobertura vegetal del 45.5% (± 2.63 EE) y 32.3% (± 2.52 EE) en primavera del primer y segundo año, respectivamente, con coberturas de 39.5% (± 1.90 EE) y 48.72% (± 3.75 EE) en los otoños. La siguiente familia en cobertura fue Asteraceae, la cual no presentó diferencias significativas a través del tiempo, con cobertura promedio de 15%.

2.5.6. Especies con mayor cobertura y frecuencia

Las especies de mayor cobertura y frecuencia fueron *Senecio pterophorus* DC. (9.1% ± 17.2 DE cobertura promedio), *Dichanthelium sabulorum* (Lam.) Gould & C. A. Clark (7.4% ± 14.2 DE cobertura promedio) y *Desmodium incanum* DC. (5.1% ± 8.8 cobertura promedio), siendo la primera anual invernal y las otras dos, perennes estivales; las 3 especies presentaron igual frecuencia de ocurrencia (44%).

La asociación entre sitios y especies más importantes muestra tres agrupamientos definidos, donde los campos naturales se separan entre sí y se agrupan las áreas de poscorte.

S. pterophorus tuvo una mayor asociación a la vegetación poscorte de *Pinus taeda* (Pt) y *D. incanum* a CN_{Pt} (Figura 4). Para el caso de *D. sabulorum*, esta especie se asoció más a la vegetación poscorte de *Eucalyptus grandis* (Eg) y CN_{Eg}. *Axonopus fissifolius* (Raddi.) Kuhl. y *Paspalum notatum* Flügge., ambas perennes estivales, presentaron igual frecuencia (31%) difiriendo en los valores de cobertura (2.1% ± 4.2 DE y 3.0% ± 5.5 DE, respectivamente). Dichas especies presentaron una mayor asociación con la vegetación de CN_{Pt}, tal como se ve en la figura 4. Las restantes especies, *Baccharis trimera* (Less.) DC., *Andropogon lateralis* Ness., *Mnesithea selloana* (Hack.) de Koning & Sosef., *Paspalum urvillei* Steud. y *Seteria parviflora* (Poir.) Kerguelen, todas perennes estivales, se asociaron más a la vegetación presente en el campo natural (CN_{Eg}). Tanto *P.*

urvillei como *S. parviflora* tuvieron una alta contribución a la cobertura vegetal en el sitio poscorte de la plantación forestal de *E. grandis*.

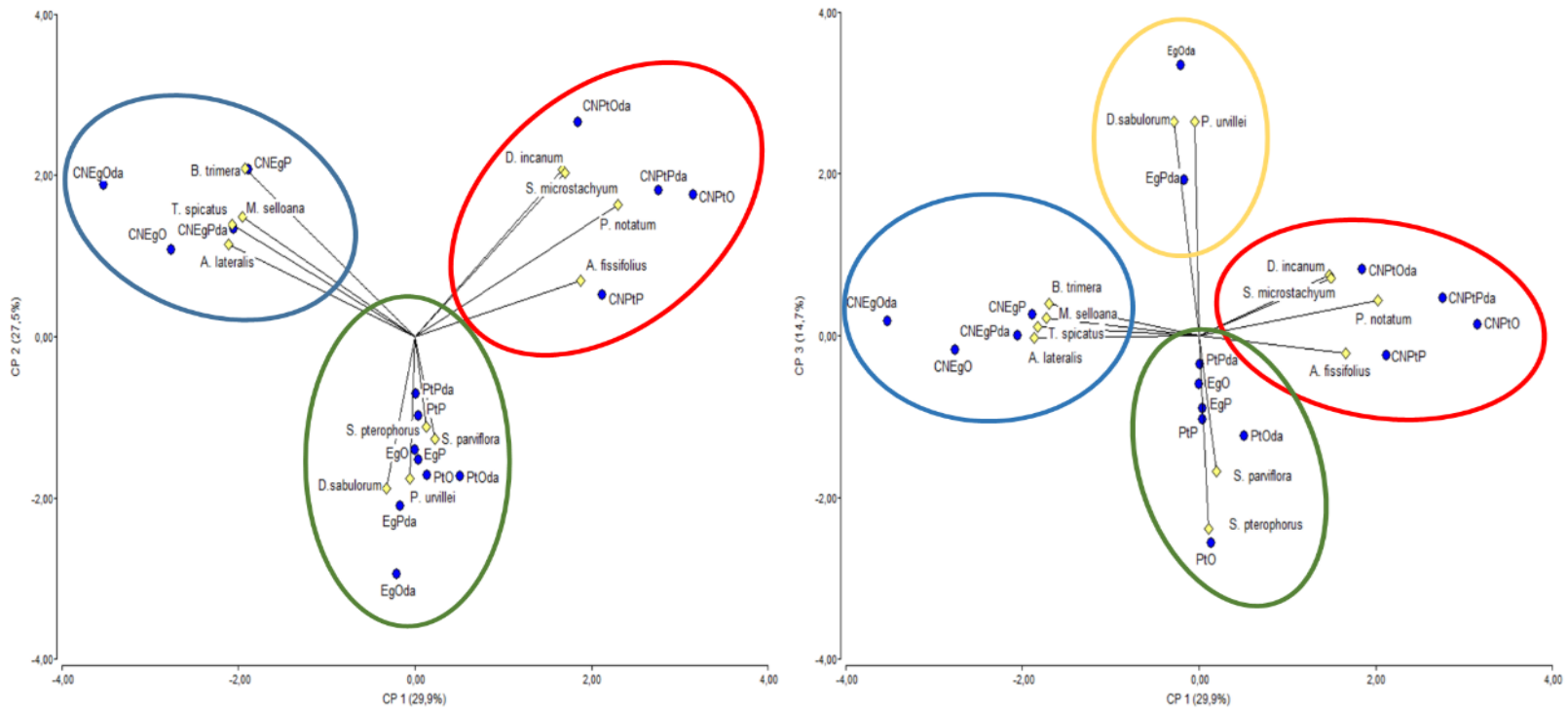


Figura 4. Ordenamiento espacial multidimensional (biplot) para las especies presentes (puntos amarillos) en la vegetación regenerada inicialmente poscorte de *P. taeda* y *E. grandis* así como en sus respectivos campos naturales adyacentes CN_{Pt} y CN_{Eg} durante primavera y otoño (puntos azules) de los dos años de estudio.

Figure 4. Multidimensional spatial ordering (biplot) for species presenting in the initially regenerated vegetation (yellow points) post cut of *P. taeda* and *E. grandis* as well as in their respective adjacent Campos vegetation CN_{Pt} and CN_{Eg} during spring and autumn (blue points) of two years of study

En el ordenamiento se observa que *P. notatum*, *A. lateralis* y *Trachypogon spicatus* presentaron la mayor correlación con el CP 1 y *D. incanum*, *B. trimera* y *S. microstachyum* con el CP 2 y *D. sabulorum*, *P. urvillei* y *S. pterophorus* al CP3. Entre los tres CP explican un 72 % de la variabilidad y la correlación cofenética fue de 0,90, considerándose aceptable el grado de clasificación.

2.6. DISCUSIÓN

Al analizar la vegetación bajo la plantación forestal previo al corte, con mínima cobertura vegetal, y compararla con la vegetación regenerada inicialmente, se observó un rápido aumento luego del retiro de los árboles, lo que indicaría que los restos forestales, la hojarasca y la pinocha no habrían actuado como una barrera física para la emergencia de plántulas (Facelli y Pickett 1991, Wilby y Brown 2001). Esto estuvo reflejado en la cobertura vegetal de la primera primavera en ambos sitios poscorte de *Pinus taeda* y *Eucalyptus grandis*. El aumento de la cobertura vegetal estaría asociado a cambios en factores ambientales como la intensidad y la calidad de la luz, el balance de radiación y las condiciones hídricas, las cuales se habrían visto modificadas con el retiro del dosel arbóreo debido a la interferencia lumínica que ejerce este en la radiación que llega al suelo (Chen et al. 1997; Andrade et al. 2002; Leblanc et al. 2005). La mayor radiación solar incidente habría actuado como estímulo para la germinación y ruptura de dormancia (Deregibus et al. 1994) del banco de semillas del suelo o de los propágulos que migran desde el campo natural adyacente (Trabaud y Lepart 1980).

Los cambios rápidos observados en la sucesión pos-forestación fueron coincidentes con los reportados para los primeros años posagricultura (D'Angela et al. 1986), los cuales serían más graduales a medida que avanza la sucesión (Thomson 1943).

Diversos autores reportan que las especies de campo natural se caracterizan por tener semillas con baja capacidad de persistencia en el suelo o que producen semillas con una baja viabilidad (Bekker et al. 1998; Maccherini y De Dominicis 2003). A pesar de este antecedente, esto no se vio reflejado en nuestro estudio, donde los propágulos presentaron rápida capacidad para colonizar los espacios libres y capturar recursos. Luego de

establecidas las plántulas, la rápida evolución y aumento de la cobertura vegetal se puede atribuir a la propagación vegetativa de muchas especies perennes, lo que les permitiría minimizar el efecto de los restos forestales sobre la superficie del suelo y acceder a los recursos de entornos adyacentes (Fahrig et al. 1994; Barrett 2015; Johansen et al. 2016). Un ejemplo de esto sería la especie *Axonopus fissifolius*, especie estolonífera (Rosengurtt 1979), la cual se extendió vegetativamente por encima de los restos forestales en los sitios de poscorte.

Las diferencias en la superficie no cubierta por vegetación entre CN_{Pt} y CN_{Eg} podrían ser atribuidas a un mayor período de exclusión del pastoreo en CN_{Eg}, promoviendo la acumulación de restos secos que luego pasan al mantillo debido a la senescencia del forraje verde (Rodríguez y Cayssials 2010).

La sucesión secundaria estudiada a través de la regeneración inicial de la vegetación poscorte de los árboles forestales no siguió los modelos clásicos de sucesión secundaria (Clements 1916; Rosengurtt et al. 1946; Grime 1979, Crawley 1997). En este estudio, las perennes superaron en cobertura a las anuales desde el inicio de la sucesión, lo que coincide con Six et al. (2016). Los resultados, a su vez, difirieron de los reportados por Costello (1944), Bazzaz (1975), Bornkamm (1981) y Monk (1983), donde las especies perennes dominaron a partir del tercer año en sucesiones posagricultura. Este dominio por perennes en la regeneración inicial podría estar asociado a la clase y duración de la perturbación asociada; en el caso de la agricultura, se dan varios ciclos de perturbación en el tiempo que favorecen a las especies ruderales arvenses por su mecanismo de supervivencia, a diferencia de la forestación, donde los ciclos de perturbación tienen una menor recurrencia.

La alta proporción de superficie cubierta por especies perennes en la sucesión inicial pos-forestación es coincidente con la composición florística del campo natural adyacente, caracterizados por densa matriz de gramíneas y herbáceas perennes, donde la propagación vegetativa es la principal forma de crecimiento de la especie. La predominancia de especies perennes estivales podría asociarse a su capacidad de comenzar el crecimiento

en la primavera (Thomson 1943), período a partir del cual se comenzaron los relevamientos.

En las dos áreas de regeneración poscorte de la plantación forestal, el campo natural, fuente de propágulos, se encontraba a una corta distancia y sin la presencia de barreras físicas que pudiesen limitar la dispersión y llegada de propágulos a dichas áreas. Según Coile (1942), la distancia a la fuente de propágulos influye en la germinación y, por ende, en el establecimiento de plántulas. Se considera que este factor fue de primordial importancia para la regeneración espontánea, al igual que las semillas viables presentes en el suelo antes y poscosecha de los árboles, así como su diseminación por diversos agentes, viento, insectos, agua, animales, lo que determina la posibilidad de las especies de establecerse durante las etapas iniciales de regeneración (Bazzaz 1968).

Las variaciones estacionales en cobertura por especies anuales y perennes podrían ser atribuidas a que las plantas anuales tienden a verse más afectadas por la variación estacional y dependen de la producción masiva de semillas y condiciones favorables de germinación, mientras que las plantas perennes pueden sobrevivir mejor a la variabilidad a largo plazo debido a su capacidad para permanecer inactivas durante las temporadas más duras (Gurevitch et al. 2002).

En nuestro estudio sucedió una reaparición progresiva de las especies presentes en la comunidad del campo natural adyacente tanto en la vegetación poscorte de *Pinus taeda* como en *Eucalyptus grandis*. Este resultado estaría asociado a lo reportado por Trabaud and Lepart (1980) como un ejemplo de resiliencia (Holling 1973; Boesch 1974).

La mayor cobertura de perennes en la vegetación de campo natural es observada en diferentes estudios (Boccanelli y Lewis 1994; Márquez et al. 2002; Costa Maia et al. 2003; Feldman et al. 2007; Silva y Overbeck, 2020). Dentro de las especies no perennes encontradas en este trabajo se destacan *Centunculus minimus* L. (Primulaceae), *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist y *Gamochaeta simplicicaulis* (Willd. ex Spreng.) Cabrera (Asteraceae), que coinciden con las reportadas por Silva y Overbeck (2020) para los campos de la región.

En cuanto a las especies perennes encontradas, la mayoría fueron gramíneas estivales, con metabolismo fotosintético C4, las cuales se caracterizan por ser dominantes por sobre las invernales en los campos naturales de nuestro país (Rosengurtt 1943; Millot et al. 1987; Panario y May 1994; Berretta et al. 2000; Altesor et al. 2011; Andrade et al. 2018).

La predominancia de dicotiledóneas en la vegetación desarrollada inicialmente en el poscorte tanto de *P. taeda* como de *E.grandis* en primavera y otoño del primer año presenta similitudes con lo reportado por D'Angela et al. (1986), donde tuvieron una dominancia de especies de hoja ancha. El dominio de las dicotiledóneas en la vegetación relevada es coincidente con que este tipo funcional es el que presenta mayor número de familias, géneros y especies en los campos naturales del Río de la Plata (Andrade et al. 2018). En cuanto a las gramíneas, las de ciclo estival predominaron por encima de las invernales; estos resultados concuerdan con los obtenidos por Lezama et al. (2010).

Por tratarse del estudio de la regeneración espontánea de la vegetación, posterior a la eliminación de la vegetación del campo natural, se esperaba una cobertura alta de especies exóticas y que la vegetación hubiese seguido una trayectoria que conduciría a una vegetación diferente a la del campo natural de referencia (Andrade et al. 2015), lo cual no sucedió. La proporción de exóticas fue baja comparada con las nativas, por lo que, según Prach y Walker (2019), estaríamos frente a un proceso de regeneración exitosa de la vegetación desde el punto de vista del origen de las especies.

La baja cobertura de especies exóticas, dentro de las cuales la mayoría fueron anuales invernales, *Poa annua* L., *Cerastium glomeratum* Thuill., *Parietaria debilis* G. Forst., *Centunculus minimus* L., *Anagallis arvensis* L., estaría determinada por la alta cobertura de especies nativas estivales, que por su ciclo de vida interfieren con la instalación de las exóticas anuales (Burkart et al. 2004; Perelman et al. 2007), debido a que, si las exóticas anuales llegan a semillar la biomasa producida por las especies nativas estivales y su acumulación en ausencia del pastoreo, como en el caso de estudio, impiden la germinación e instalación de dichas exóticas de ciclo invernal (Perelman y León 2011; Rodríguez y Cayssials 2011). Esto podría considerarse como un mecanismo del campo

natural de resistencia a la invasión de exóticas, a pesar de que la existencia de propágulos de especies exóticas no sería una limitante en los bancos de semilla de campo natural (Haretche y Rodriguez 2006).

Para el caso de la vegetación regenerada inicialmente poscorte de los árboles forestales, existió dominancia de especies nativas vs. exóticas a partir del inicio de la sucesión, en contraposición a estudios que reportan una abundancia generalizada de plantas exóticas en sitios posterior a las perturbaciones antropogénicas (Foley et al., 2005; Kareiva et al. 2007), generalmente asociadas al disturbio la alta disponibilidad de recursos (Daehler 2003; Blumenthal 2006). La rápida cobertura por especies nativas difiere de lo encontrado por Omacini et al. (1995) y Tognetti et al. (2010) en sucesiones pos-agricultura donde las especies perennes nativas estuvieron presentes, pero no alcanzaron un dominio inmediato. Estas, en etapas más avanzadas de la sucesión, tienden a ser desplazadas por especies perennes nativas (Inouye et al. 1987; Collins 1990; Meiners et al. 2002; Sarmiento et al. 2003; Kotanen 2004; Gross y Emery 2007).

En nuestro estudio, la regeneración natural parece no haber estado limitada por la capacidad de dispersión natural de especies nativas, lo que podría atribuirse a que estas no vieron limitada su dispersión de propágulos en el sitio perturbado y a la cercanía del campo natural sin perturbar (Ortega y Pearson 2005), lo que determinó una mayor cobertura vegetal y riqueza de especies nativas vs. exóticas. Resultados similares de una baja proporción de especies exóticas son reportados por Six et al. (2014).

Dentro de las especies exóticas relevadas en el presente trabajo, tres son coincidentes con las exóticas encontradas por Lezama (2005): *Poa annua* L., *Centunculus minimus* L. y *Cynodon dactylon* (L.) Pers., esta última también reportada por Tognetti et al. (2010) como una de las exóticas más relevantes en su área estudiada. Las exóticas *C. minimus* y *P. taeda* también fueron reportadas por Six et al. (2016), donde la primera se caracterizó por ser una de las anuales más comunes.

El hecho de que el campo natural adyacente al poscorte de *P. taeda* (CN_{Pt}) haya presentado una mayor cobertura de exóticas al inicio del período de estudio podría

asociarse a encontrarse bajo pastoreo intenso previo a la exclusión, factor que puede contribuir al aumento en la aparición de especies exóticas según Facelli et al. (1988).

Las familias más importantes encontradas en el campo natural y para la vegetación poscorte coinciden con las reportadas por Silveira et al. (2018) y Six et al. (2014, 2016) como más importantes en las comunidades de sotobosque en plantaciones forestales y campo natural. Según Millot et al. (1987), en las pasturas naturales del Uruguay, al igual que para los campos del sur de Brasil, existe un predominio de especies pertenecientes a la familia Poaceae y dicotiledóneas integradas principalmente por la familia Asteraceae y Fabaceae (Millot et al. 1987; Palleros et al. 2005; De Souza Vieira y Overbeck 2020). El mayor número de especies encontrado para las familias Poaceae y Asteraceae en nuestro estudio sigue la línea de que dichas familias, junto con Fabaceae, son las que presentan un mayor número de especies de alrededor de 659, 645 y 399, respectivamente, en la región del Río de la Plata, según Andrade et al. (2018).

De las 12 especies con mayor cobertura, *Axonopus fissifolius* (Raddi) Kuhlm., *Mnesithea selloana* (Hack.) de Koning & Sosef y *Paspalum notatum* Flüggé fueron coincidentes con las especies de mayor cobertura reportadas por Millot et al. (1987), Berretta (1998) y Formoso (2019). *A. fissifolius*, una de las especies con mayor cobertura en la regeneración poscorte de la plantación forestal de *P. taeda*, fue reportada por Six et al. (2016) como una de las gramíneas perennes más comunes en campos naturales forestados y con presencia de pastoreo.

Nuestros resultados indican la existencia de similitud en la composición de la vegetación regenerada inicialmente y la del campo natural, lo que no permite afirmar que esta vegetación, presente en poscorte de los árboles, llegue a regenerar una vegetación que iguale, en cuanto a términos de servicios ecosistémicos, al campo natural, al menos en el corto o mediano plazo (Vitousek 1994; Leidinger et al. 2017). Sería necesario un mayor período de estudio debido a que, según la Sociedad Internacional de Restauración Ecológica (SER 2004), para considerar que una comunidad vegetal alcanzó una restauración exitosa, esta debe poseer especies características de la comunidad de

referencia y que además provean una estructura apropiada, para lo cual es necesario una mayor evolución de la sucesión secundaria.

2.7. CONCLUSIONES

La sucesión secundaria pos-forestación para los sitios y las condiciones de estudio no sigue los modelos tradicionales de sucesión pos-agricultura en sus etapas iniciales, respecto a las especies presentes.

La vegetación pos-forestación se regeneró inicialmente con base en especies perennes nativas. Las composiciones florísticas en cuanto a hábito de vida y ciclo productivo, origen y principales familias fueron similares entre la vegetación poscorte de los árboles *Pinus taeda*, *Eucalyptus grandis* y sus respectivos campos naturales tomados como vegetación de referencia.

2.8. AGRADECIMIENTOS

A la Ing. Agr. Silvina Piastri, por su colaboración y ser parte de este trabajo. Al Ing. Agr. (PhD) Pablo Boggiano, la Ing. Agr. (PhD) Mónica Cadenazzi y la Ing. Agr. (MSc) Silvana Noëll, por su orientación y apoyo. A la zootecnista (MSc) Gabriela Machado, por su colaboración. Al Ing. Agr. (MSc) Iván Grela, por el apoyo y la confianza depositada. A la empresa Forestal Oriental SA, por facilitarnos las áreas de estudio y recursos para llevar a cabo el trabajo. A la Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC), por la financiación del proyecto, del cual forma parte la maestría. A la Comisión Académica de Posgrado (CAP), por la beca recibida.

2.9. REFERENCIAS

- Alrababah, M. A., M. A. Alhamad, A. Suwaileh, and M. Al-Gharaibeh. 2007. Biodiversity of semi-arid Mediterranean grasslands: Impact of grazing and afforestation. *Applied Vegetation Science*, 10(2), 257-264. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2007.tb00524.x>
- Altesor, A., E. Di Landro, H. May and E. Ezcurra. 1998. Long-term species change in a Uruguayan grassland. *Journal of Vegetation Science*, 9(2), 173-180 <https://doi.org/10.2307/3237116>
- Altesor, A., F. Pezzani, S. Grun and C. Rodríguez. 1999. Relationship between spatial strategies and life history attributes in a Uruguayan grassland: a functional approach. *Journal of Vegetation Science* 10: 457-462. <https://doi.org/10.2307/3237180>
- Altesor, A. 2011. Servicios ecosistémicos de los pastizales naturales. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. Montevideo. Serie FPTA- INIA n.o 26.
- Andrade, C. M., R. Garcia, L. Couto, and O. G. Pereira. 2002. Transmissão de luz em sistemas silvipastoris com eucalipto. Embrapa Acre-Artigo em periódico indexado (ALICE). <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/508868>
- Andrade, B. O., C. Koch, I. I. Boldrini, E. Vélez-Martin, H. Hasenack, et al. 2015. Grassland degradation and restoration: a conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. *Natureza & Conservação*, 13(2), 95-104 <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.08.002>
- Andrade, B. O., Marchesi, E., Burkart, S., Setubal, R. B., F. Lezama, et al. 2018. Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 188(3), 250-256. <https://doi.org/10.1093/botlinnean/boy063>

- Barrett, S. C. 2015. Influences of clonality on plant sexual reproduction. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(29), 8859-8866. <https://doi.org/10.1073/pnas.1501712112>
- Bazzaz, F. A. 1968. Succession on abandoned fields in the Shawnee Hills, southern Illinois. *Ecology* 49: 924-936. <https://doi.org/10.2307/1936544>
- Bazzaz, F. A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology*, 56(2), 485-488. <https://doi.org/10.2307/1934981>
- Bekker, R. M., J. P. Bakker, U. Grandin, R. Kalamees, P. Milberg, et al. 1998. Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity. *Functional Ecology*, 12(5), 834-842. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1998.00252.x>
- Bemhaja, M., and E. J. Berretta. 2006. Comunidades herbáceas de campo natural. 30 años de Investigación en Suelos de Areniscas INIA Tacuarembó. Serie técnica n.o 159.
- Berretta, E. J. 1998. Principales características de las vegetaciones de los suelos de Basalto. [Main characteristics of Basalt soil natural grasslands]. pp. 11–19, in: E.J. Berretta (ed). 14th Reunión del Grupo Técnico Regional del Cono Sur en Mejoramiento y Utilización de los Recursos Forrajeros del Área Tropical y Subtropical. Grupo Campos, 1994, Uruguay. INIA Tacuarembó, Uruguay. Montevideo, Uruguay: Hemisferio Sur. (INIA Serie Técnica, n.o 94).
- Berretta, E., D. Risso, F. Montossi, and G. Pigurina. 2000. Campos in Uruguay. Grassland ecophysiology and grazing ecology. (Eds G Lemaire, J Hogdson, A de Moraes, C Nabinger, PC Carvalho) pp, 377-394.
- Blumenthal, D. M. 2006. Interactions between resource availability and enemy release in plant invasion. *Ecology Letters*, 9(7), 887-895. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00934.x>

- Boccanelli, S. I., and J. P. Lewis. 1994. The Seed Bank of an Old Pampean Prairie and its Relation with the Standing Vegetation. *Área de Informação da Sede-Artigo em periódico indexado (ALICE)*.
- Boesch D.F. 1974. Diversity, stability and response to human disturbance in estuarine ecosystems. *Proc. 1st. Int. Congress Ecology. The Hague, Sept. 8-14, 1974: 109-114*
- Bornkamm, R. 1981. Rates of change in vegetation during secondary succession. In *Vegetation dynamics in grasslands, heathlands and mediterranean lignous formations* (pp. 213-220). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-009-7991-8_21
- Braun-Blanquet. 1950. *Sociología Vegetal: Estudio de las comunidades vegetales*. Acme Agency. Buenos Aires. 444p.
- Burkart, S. E., S. B. Perelman, W. B. Batista, N. Trillo, and R. J. C. León. 2004. Aumento de la diversidad en pastizales mesofíticos pampeanos. Comparaciones apareadas en el tiempo. *Reunión Binacional Ecología, Mendoza, Argentina*
- Buscardo, E., G. F. Smith, D. L. Kelly, H. Freitas, S. Iremonger, et al. 2008. The early effects of afforestation on biodiversity of grasslands in Ireland. In *Plantation Forests and Biodiversity: Oxymoron or Opportunity?* (pp. 133-148). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2807-5_7
- Cadenazzi, M. 1992. Comparación de distintos métodos de muestreo de la vegetación de campos naturales. Tesis de grado, Universidad de la República, Montevideo, 128.
- Chen, J. M., P. D. Blanken, T. A. Black, M. Guilbeault, and S. Chen. 1997. Radiation regime and canopy architecture in a boreal aspen forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 86(1-2), 107-125. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(96\)02402-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(96)02402-1)
- Clements, F. E. 1916. *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Washington. Carnegie Institute. Publication n°242. 388 p.

- Clements, F. E. 1936. Nature and structure of the climax. *Journal of Ecology*, 24(1), 252-284.
- Coile, T. S. 1942. Soil changes associated with lob-lolly pine succession on abandoned agricultural land on the Piedmont Plateau. Duke University, School of Forestry. Bulletin 5. 85 p.
- Cole I. and I. D. Lunt. 2005. Restoring Kangaroo Grass (*Themeda triandra*) to grassland and woodland understoreys: a review of establishment requirements and restoration exercises in south-east Australia. *Ecological Management & Restoration*. 6, 28–33.
<https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2005.00216.x>
- Collins, S. L. 1990. Patterns of community structure during succession in tallgrass prairie. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 397-408.
<https://doi.org/10.2307/2996837>
- Costa Maia, F., R. Borges De Medeiros, V. De Patta Pillar, D. M. Santos Chollet, M. Obrachat De Mello Olmedo, et al. 2003. Composição, riqueza e padrão de variação do banco de sementes do solo em função da vegetação de um ecossistema de pastagem natural. *Iheringia. Série botânica*, 58(1), 61-80.
- Costello, D. F. 1944. Natural revegetation of abandoned plowed land in the mixed prairie association of northeastern Colorado. *Ecology*, 25(3), 312-326.
<https://doi.org/10.2307/1931279>
- Crawley, M. J. 1997. The structure of plant communities. In: Crawley, M. J. (ed) *Plant Ecology*. Blackwell Science Ltd, Oxford, pp. 475–531.
<https://doi.org/10.1002/9781444313642.ch14>
- Cuevas, Y. A., and S. M. Zalba. 2010. Recovery of native grasslands after removing invasive pines. *Restoration Ecology*, 18(5), 711-719.

- D'angela, E., R. J. León, and J. M. Facelli. 1986. Pioneer stages in a secondary succession of a pampean subhumid grassland. *Flora*, 178(4), 261-270. [https://doi.org/10.1016/S0367-2530\(17\)31505-0](https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)31505-0)
- Daehler, C. C. 2003. Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: implications for conservation and restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 183-211. <https://www.jstor.org/stable/30033774>
- Daget, Ph., and M. Godron. 1982. *Analyse de l'écologie des espèces dans les communautés*. Collection d'écologie. Masson, Paris. 163 pp.
- Del Puerto O. 1969. *Hierbas del Uruguay*. Montevideo, Casa Editora Aljanati. Colección Nuestra Tierra n° 19. 68 p.
- Deregibus, V. A., J. J. Casal, E. J. Jacobo, D. Gibson, M. Kauffman, et al. 1994. Evidence that heavy grazing may promote the germination of *Lolium multiflorum* seeds via phytochrome-mediated perception of high red/far-red ratios. *Functional Ecology*, 536-542. <https://doi.org/10.2307/2390079>
- De Souza Vieira M, and G. E. Overbeck. 2020. Small seed bank in grasslands and tree plantations in former grassland sites in the South Brazilian highlands. *Biotropica*. 2020:00:1–8. <https://doi.org/10.1111/btp.12785>
- Drury, W. H., and I. C. Nisbet. 1973. Succession. *Journal of the Arnold arboretum*, 54(3), 331-368.
- Facelli, J.M., R. J. C. León, and V.A. Deregibus. 1988. Community structure in grazed and ungrazed grassland sites in the Flooding Pampa, Argentina. *The American Midland Naturalist* 121: 125-133. <https://doi.org/10.2307/2425663>
- Facelli, J. M. and S. T. A. Pickett. 1991. Plant litter its dynamics and effects on plant community structure. *Botanical Review* 57:1–32. <https://doi.org/10.1007/BF02858763>

- Fahrig L, D. P. Coffin, W. K. Lauenroth, and H. H. Shugart. 1994. The advantage of long-distance clonal spreading in highly disturbed habitats. *Evolutionary Ecology* 8:172–187. <https://doi.org/10.1007/BF01238248>
- Farley, K. A., E. G. Jobbágy, and R. B. Jackson. 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global change biology*, 11(10), 1565-1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- Feldman, S. R., C. Alzugaray, and J. P. Lewis. 2007. Relación entre la vegetación y el banco de semillas de un espartillar de *Spartina argentinensis*. *Ciencia e investigación agraria*, 34(1), 41-48. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-16202007000100005>
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, et al. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Formoso, D. 2019. Ambientes edáficos y condición: análisis de la composición florística. En Asuaga, A y Berterretche (Eds.). *Uso sostenible del campo natural*. Montevideo (UY): INIA. 228 p. (Serie FPTA-INIA; 73).
- Geary, T. F. 2001. Afforestation in Uruguay – Study of a changing landscape. *Journal of Forestry* 99, 35–39. <https://doi.org/10.1093/jof/99.7.35>
- Gleason, H. A. 1917. The structure and development of the Bulletin of the Torrey Botanical Club, 44(10), 463-481. Plant Association.
- Gleason, H. A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey botanical club*, 53(1), 7-26. <https://doi.org/10.2307/2479933>
- Gleason, H. A. 1927. Further views on the succession-concept. *Ecology*, 8(3), 299-326. <https://doi.org/10.2307/1929332>
- Gould, A. M. A., and D. L. Gorchov. 2000. Effects of the exotic invasive shrub *Lonicera maackii* on the survival and fecundity of three species of native annuals. *American*

Midland Naturalist 144:36–50. [https://doi.org/10.1674/0003-0031\(2000\)144\[0036:EOTEIS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1674/0003-0031(2000)144[0036:EOTEIS]2.0.CO;2)

Grime, J. P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. Plant strategies and vegetation process. Chichester, New York: John Wiley.

Gross, K. L., and S.M. Emery. 2007. Succession and restoration in Michigan old field communities. In: Cramer, V.A., Hobbs, R.J. (Eds.), Old Fields: Dynamics and Restoration of Abandoned Farmland. Island Press, Washington, pp. 162–179.

Götmark, F., H. Paltto, B. Nordén, and E. Götmark. 2005. Evaluating partial cutting in broadleaved temperate forest under strong experimental control: short-term effects on herbaceous plants. *Forest Ecology and Management*, 214(1-3), 124-141. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.052>

Gurevitch J, S. M. Scheiner and G. A. Fox. 2002. The ecology of plants. Sinauer Associates Inc., Publishers, Sunderland

Hardner, J., T. Gullison, S. Anstee, and M. Meyer. 2015. Buenas prácticas para la evaluación y planificación del manejo de impactos sobre la biodiversidad. Grupo de trabajo sobre la biodiversidad para instituciones financieras multilaterales.

Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1-23.

Holmes, P., D. M. Richardson, B. Van Wilgen, and C. Gelderblom. 2000. Recovery of South African fynbos vegetation following alien woody plant clearing and fire: implications for restoration. *Austral Ecology* 25:631–639. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2000.tb00069.x>

Inouye, R. S., N. J. Huntly, D. Tilman, J. R. Tester, et al M. Stillwell. 1987. Old-field succession on a Minnesota sand plain. *Ecology*, 68(1), 12-26. <https://doi.org/10.2307/1938801>

- Instituto Botánica Darwinion. Flora del Conosur. Catálogo de Plantas Vasculares. En línea <http://www.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/Especies.asp>
- Kareiva, P., S. Watts, R. McDonald, and T. Boucher. 2007. Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science*, 316(5833), 1866-1869. <https://doi.org/10.1126/science.1140170>
- Kotanen, P. M. 2004. Revegetation following soil disturbance and invasion in a Californian meadow: a 10-year history of recovery. *Biological Invasions* 6, 245–254. <https://doi.org/10.1023/B:BINV.0000022145.03215.4f>
- Kottek, M., J. Grieser, C. Beck, B. Rudolf, and F. Rubel. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259-263.
- Johansen L, S. Wehn, and K. A. Hovstad. 2016. Clonal growth buffers the effect of grazing management on the population growth rate of a perennial grassland herb. *Flora Morphological Distribution Functional Ecology of Plants* 223:11–18 <https://doi.org/10.1016/j.flora.2016.04.007>
- Lavorel, S., S. McIntyre, J. Landsberg, and T. D. A. Forbes. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution*, 12(12), 474–478. [https://doi:10.1016/s0169-5347\(97\)01219-6](https://doi:10.1016/s0169-5347(97)01219-6)
- Leblanc, S., J. Chen, R. Fernandes, D. Deering, and A. Conley. 2005. Methodology comparison for canopy structure parameters extraction from digital hemispherical photography in boreal forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 129(3-4), 187-207. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.09.006>
- Leidinger, J. L. G., M. M. Gossner, W. W. Weisser, C. Koch, Z. L. Rosadio Cayllahua, et al. 2017. Historical and recent land use affects ecosystem functions in subtropical grasslands in Brazil. *Ecosphere* 8(12) <https://doi:10.1002/ecs2.2032>.

- Lezama, F. 2005. Las comunidades herbáceas de un área de pastizales naturales de la región basáltica, tesis de maestría, PEDECIBA. Universidad de la República - Facultad de Ciencias, Uruguay.
- Lezama, F; A. Altesor, M. Pereira, and J. Paruelo. 2010. Descripción de la heterogeneidad florística en los pastizales naturales de las principales regiones geomorfológicas de Uruguay. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales Serie FPTA (175) - INIA n° 26. 15-32.
- Lunt D. L. 1994. Variation in flower production of nine grassland species with time since fire, and implications for grassland management and restoration. *Pacific Conservation Biology* 1, 359–366. <https://doi.org/10.1071/PC940359>
- Maccherini, S., and V. De Dominicis. 2003. Germinable soil seed-bank of former grassland converted to coniferous plantation. *Ecological Research*, 18(6), 739-751. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1703.2003.00592.x>
- Matteucci, S. D., and A. Colman. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación (Vol. 22). Washington: Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos.
- Mayer, P., C. Abs, and A. Fischer. 2004. Colonisation by vascular plants after soil disturbance in the Bavarian Forest—key factors and relevance for forest dynamics. *Forest Ecology and Management* 188: 279–289. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.07.027>
- Meiners, S. J., S.T.A. Pickett, and M. L. Cadenasso. 2002. Exotic plant invasions over 40 years of old field succession: community patterns and associations. *Ecography* 25, 215–223. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250209.x>
- Milchunas, D. G., O. E. Sala, and W. K. Lauenroth. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist* 132:87–106. <https://doi.org/10.1086/284839>

- Millot, J. C., D. Risso, and R. Methol. 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.
- Monk, C. D. 1983. Relationship of life forms and diversity in old-field succession. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 449-453. <https://doi.org/10.2307/2996278>
- Noy-Meir, I. 1975. Stability of grazing systems: an application of predator-prey graphs. *Journal of Ecology*, v. 63, p. 459-481 <https://doi.org/10.2307/2258730>
- Omacini, M., E. J. Chaneton, R. J. C. León, and W. B. Batista. 1995. Old-field successional dynamics on the Inland Pampa, Argentina. *Journal of Vegetation Science*, 6(3), 309-316. <https://doi.org/10.2307/3236229>
- Ortega, Y. K., and D. E. Pearson. 2005. Weak vs. strong invaders of natural plant communities: assessing invasibility and impact. *Ecological Applications* 15, 651–661. <https://doi.org/10.1890/04-0119>
- Panario, A. D., and A. H. May. 1994. Estudio comparativo de la sucesión ecológica de la flora pratense en dos sitios de la región basáltica, suelo superficial y suelo profundo, en condiciones de exclusión y pastoreo. Disponible en https://www.researchgate.net/profile/Daniel-Panario-2/publication/315856025_Estudio_comparativo_de_la_sucesion_ecologica_de_la_flora_pratense_en_dos_sitios_de_la_region_basaltica_suelo_superficial_y_suelo_profundo_en_condiciones_de_exclusion_y_pastoreo/links/58ebdb9aa6fdcc0dcecc40b5/Estudio-comparativo-de-la-sucesion-ecologica-de-la-flora-pratense-en-dos-sitios-de-la-region-basaltica-suelo-superficial-y-suelo-profundo-en-condiciones-de-exclusion-y-pastoreo.pdf
- Pärtel, M., R. Kalamees, M. Zobel, and E. Rosén. 1998. Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of

- propagule availability. *Ecological engineering*, 10(3), 275-286.
[https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00014-7](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00014-7)
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, G. Piñeiro, E. G. Jobbagy, S. R. Verón, et al. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* 10(2), 47-61.
- Perelman, S. B., E. J. Chaneton, W. B. Batista, S. E. Burkart, and R. J. Leon. 2007. Habitat stress, species pool size and biotic resistance influence exotic plant richness in the Flooding Pampa grasslands. *Journal of Ecology*, 95(4), 662-673.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01255.x>
- Perelman, S. B., and R. J. C. León. 2011. Caracterización de las comunidades vegetales y su importancia en sistemas ganaderos intensivos. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales, Serie técnica FPTA-INIA n.º 26, 55-68.
- Poissonet, P., and Poissonet, J. 1969. Etude comparée de diverses méthodes d'analyse de la végétation des formations herbacées denses et permanentes. *Documents CNRS-CEPE*, (50), 120.
- Prach, K., and L. R. Walker. 2019. Differences between primary and secondary plant succession among biomes of the world. *Journal of Ecology*, 107(2), 510-516.
<https://doi.org/10.1111/1365-2745.13078>
- Prober S. M. and K. R. Thiele. 2005. Restoring Australia's temperate grasslands and grassy woodlands: integrating function and diversity. *Ecological Management & Restoration* 6, 16-27. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2005.00215.x>
- Richardson, D. M. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology* 12, 18-26. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.96392.x>
- Rodríguez, C., and V. Cayssials. 2011. Cambios estructurales en los pastizales asociados a la ganadería. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales, Serie técnica FPTA-INIA n.º 26), 69-78. Disponible en:

https://www.agro.uba.ar/users/staiano/jose%20paruelo/libros/FPTA_175.pdf#page=68

- Rosengurtt, B. 1943. Estudios sobre praderas naturales del Uruguay. 3.^a Contribución. Ed. Barreiro y Ramos, Montevideo, Uruguay. 281 p.
- Rosengurtt, B, J. P. Gallinal, E. Campal, L. Bergalli, L. Aragone. 1946. Estudios sobre praderas naturales del Uruguay. 5.^a Contribución. Montevideo, Rosgall. 473 p
- Rosengurtt, B. 1979. Tabla de comportamiento de las especies de plantas de campos naturales en el Uruguay. Montevideo, Universidad de la República. Departamento de Publicaciones y Ediciones. 86 p.
- Ross, K. A., J. E. Taylor, M. D. Fox, and B. J. Fox. 2004. Interaction of multiple disturbances: importance of disturbance interval in the effects of fire on rehabilitating mined areas. *Austral Ecology* 29:508–529. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2004.01405.x>
- Sala, O.E., et al., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774. <http://dx.doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Sarmiento, L., L. D. Llambí, A. Escalona, and N. Marque. 2003. Vegetation patterns, regeneration rates and divergence in an old-field succession of the high tropical Andes. *Plant Ecology*, 166(1), 145-156. <https://doi.org/10.1023/A:1023262724696>
- Six, L. J., J. D. Bakker, and R. E. Bilby. 2014. Vegetation dynamics in a novel ecosystem: agroforestry effects on grassland vegetation in Uruguay. *Ecosphere* 5(6):74. <http://dx.doi.org/10.1890/ES13-00347.1>
- Six, L. J., J. D. Bakker, and R. E. Bilby. 2016. The combined effects of afforestation and grazing on Uruguayan grassland vegetation at multiple spatiotemporal scales. *New forests*, 47(5), 685-699. <https://doi.org/10.1007/s11056-016-9538-4>
- Sociedad Internacional de Restauración Ecológica (SER). 2004. Principios de SER Internacional sobre la Restauración Ecológica. Disponible en

http://www.ser.org/docs/default-document-library/ser-primer-spanish_final_graphics.pdf?sfvrsn=2

Silva, G. H. M., and G. E. Overbeck. 2020. Soil seed bank in a subtropical grassland under different grazing intensities. *Acta Botanica Brasilica*, 34(2), 360-370. <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abb0297>

Silveira, E. D. 2015. Estudio comparativo de la vegetación y cobertura del suelo bajo plantaciones forestales y campo natural (Tesis de Maestría en Ciencias Agrarias, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay).

Thomson, J. W. 1943. Plant succession on abandoned fields in the central Wisconsin sand plain area. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 34-41. <https://doi.org/10.2307/2481679>

Tognetti, P. M., E. J. Chaneton, M. Omacini, H. J. Trebino, and R. J. León. 2010. Exotic vs. native plant dominance over 20 years of old-field succession on set-aside farmland in Argentina. *Biological Conservation*, 143(11), 2494-2503. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.016>

Trabaud, L., and J. Lepart, 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio*, 43(1-2), 49-57 <https://doi.org/10.1007/BF00121017>

Valone, T. J. 2003. Examination of interaction effects of multiple disturbances on an arid plant community. *Southwestern Naturalist* 48:481–490. [https://doi.org/10.1894/0038-4909\(2003\)048<0481:EOIEOM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1894/0038-4909(2003)048<0481:EOIEOM>2.0.CO;2)

Vitousek, P. M. 1994. Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology*, 75(7), 1861-1876. <https://doi.org/10.2307/1941591>

Wilby, A. and V. K. Brown. 2001. Herbivory, litter and soil disturbance as determinants of vegetation dynamics during early old-field succession under set-aside. *Oecologia* 127:259–265. <https://doi.org/10.1007/s004420000579>

- Wilson, J. B., R. K. Peet, J. Dengler, and M. Pärtel. 2012. Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* 23, 796–802. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x>
- Woods, K. 1993. Effects of invasion by *Lonicera tatarica* L. on herbs and tree seedlings in four New England forests. *American Midland Naturalist* 130:62–74. <https://doi.org/10.2307/2426275>
- Zaloumis, N. P., and W. J. Bond. 2011. Grassland restoration after afforestation: No direction home? *Austral Ecology*, 36(4), 357-366. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2010.02158.x>

3. ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN ETAPAS INICIALES DE LA REGENERACIÓN POSTERIOR AL USO FORESTAL

3.1. RESUMEN

El objetivo del estudio fue cuantificar durante dos años los parámetros de riqueza, diversidad y equidad y su evolución estacional, para la vegetación regenerada poscorte de plantaciones forestales y sus campos naturales de referencia. El estudio se realizó en dos áreas una forestada con *Pinus taeda* L, y otra con *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden y el campo natural adyacente, en donde se instalaron 4 transectos de 50 metros cada uno, separados 10 metros entre sí, en cada sitio. Sobre cada transecto, se ubicaron 8 cuadros fijos de 0,5 x 0,5 metros de lado dentro de los cuales se relevó el número de especies presentes y la superficie cubierta por cada una de ellas. Los resultados muestran menores valores de riqueza, diversidad y equidad para la vegetación regenerada posterior al corte de los árboles forestales respecto a la vegetación de referencia, independientemente de la especie forestal. Cuando se observa cada caso en particular, hubo diferencias en la evolución de la riqueza según la especie de árbol utilizada *P. taeda* o *E. grandis*, al igual que en la vegetación tomada como referencia.

[Palabras clave: riqueza, diversidad, equidad, forestación, campo natural]

3.2. ABSTRACT

Vegetation structure in the initial stages of regeneration after afforestation

The study aim was to quantify the parameters of richness, diversity, evenness, and their seasonal evolution during two years, for post trees cut regenerated vegetation and their Campos vegetation reference. This study was made in two areas forested with *Pinus taeda* and *Eucalyptus grandis* and their adjacent Campos vegetation, where were installed 4 transects of 50 meters in length each one, separated by 10 meters each other, sited in each area. Above each transect, were put 8 fixed quadrats of 0.5 x 0.5 meters within which the number of species present and the surface covered by each of them were surveyed. The

results show less richness, diversity and evenness values for regenerated vegetation after afforestation concerning the referent vegetation, independently of the forest tree species. For each particular case, there were differences in richness evolution depending on whether it was the post cut of *P. taeda* or *E. grandis*, as well as in the vegetation taken as reference for each one.

[Key words: richness, diversity, evenness, afforestation, Campos vegetation]

Título breve: Vegetación regenerada inicialmente pos-forestal

3.3. INTRODUCCIÓN

La vegetación de campos comprende una de las áreas más grandes de pastizales del Río de la Plata (Soriano 1991), ocupando más de 500000 km², (Pallares et al. 2005) y representan uno de los ecosistemas de mayor diversidad (Cabrera 1970; Sala et al. 1986; Texeira y Altesor 2009), con una riqueza específica que varía entre 2756 y 3833 especies de plantas vasculares (Andrade et al. 2018).

Estas comunidades vegetales se han visto sometidas a una intensificación y un cambio en el uso de la tierra, lo que determinó la conversión hacia agroecosistemas y la fragmentación del paisaje (Guerschman et al. 2003; Staude et al. 2018). Las consecuencias de estas intervenciones fueron cambios en la composición de especies, la reducción en la diversidad (Burel et al. 1998; Médail et al. 1998; Schläpfer y Schmid 1999; Schläpfer 1999) y el aumento del número de especies exóticas (Andrade et al. 2018), considerado como degradación del ecosistema (Andrade et al. 2015).

Dentro de estas intervenciones se encuentra la forestación, un modelo de perturbación de largo plazo y baja recurrencia. Luego de la cosecha, la eliminación de la cobertura arbórea expone al suelo a la luz directa, lo que abre una ventana de colonización para las especies pioneras, que luego son desplazadas por plantas con mayor capacidad competitiva, las cuales llegan a volverse dominantes (Cuevas y Zalba 2010). Estos cambios posteriores a la perturbación forestal determinan la estructura, en términos de riqueza y diversidad, de especies de la vegetación regenerada. Estos dependerán de la especie de árbol en cuestión debido a los efectos alelopáticos de las especies utilizadas,

ya sea *Pinus* o *Eucalyptus*, la edad del rodal, la densidad y el manejo de esa plantación forestal (Brockhoff et al. 2008; Fonseca et al. 2009).

Tanto la riqueza como la diversidad de las comunidades vegetales pueden ser usadas como un buen indicador del estado de conservación de un ecosistema según DeJong (1975) y Magurran (1988). La riqueza es definida como el número de especies de una comunidad vegetal, la cual depende de la heterogeneidad espacial, la habilidad competitiva, la capacidad de dispersión de semillas, la separación de nichos y la partición de recursos en dicha comunidad (Crawley 1997), siendo relevante para la riqueza de un sitio la intensidad de los disturbios, los refugios de vegetación sin perturbar y el banco de semillas (Grime 1979). Con alta intensidad de la perturbación, las especies adaptadas a sobrevivir son pocas, por lo que la riqueza en la vegetación regenerada sería baja. Si la perturbación es de baja intensidad, la riqueza también podría ser baja debido al principio de exclusión competitiva, en el que pocas especies dominarán en la comunidad, por lo que la riqueza de especies sería mayor a niveles moderados de perturbación. En cuanto a la equidad, esta aumenta cuanto más equitativa es la distribución de especies en la muestra (Crawley 1997).

Cuando ocurre una perturbación con destrucción de las plantas establecidas, se generan microsítios que permiten la invasión por nuevas especies (Crawley 1997), con aumento de la diversidad a medida que se desarrolla la sucesión (Odum 1960, 1969; Richards 1952; Tagawa 1964; Margalef 1963; Monk 1967; Reiners et al. 1970) y posterior disminución a partir de los estados más tardíos (Cajander 1925; Margalef 1969; Loucks 1970; Auclair and Goff 1971).

Este estudio tiene como objetivo cuantificar estacionalmente la diversidad, riqueza y equidad de la vegetación regenerada inicialmente poscorte de plantaciones forestales de *Pinus* y *Eucalyptus*, tomando como vegetación de referencia al campo natural adyacente. Dadas las características de riqueza, diversidad y equidad que presentan los campos naturales, se espera que la estructura de estos difiera de la de la vegetación regenerada pos-forestación, donde los valores de riqueza, diversidad y equidad serán menores para la vegetación regenerada poscorte de los árboles forestales

3.4. MATERIALES Y MÉTODOS

3.4.1. Período experimental y localización de las áreas de estudio

El período experimental corresponde a las estaciones de primavera y otoño durante dos años. El estudio se llevó a cabo en dos áreas, ubicadas en el departamento de Paysandú, Uruguay. Un área forestada con *Pinus taeda* L. con densidad de 1100 árboles.ha⁻¹, con edad de 20 años, y el campo natural adyacente tomado como referencia, el cual fue excluido del pastoreo en julio de 2018 (lat.: 31°88' (S); long.: 57°48' (W)), sobre suelos Argiudolls (Soil Survey Staff 2014). Otra área forestada con *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden, con densidad de 1500 árboles.ha⁻¹, y 12 años de edad y su campo natural adyacente, con exclusión del pastoreo desde marzo de 2017 (lat.: 31° 59' (S); long.: 57° 32' (W)) sobre suelos Argiudolls (Soil Survey Staff 2014).

Previo al corte de los árboles, se realizó un muestreo de la vegetación residente bajo el sotobosque para ambas especies en junio de 2018, y entre julio y agosto se realizó el corte de los árboles. Las fechas de muestreo corresponden entre octubre y diciembre de 2018, primera primavera, y noviembre de 2019, segunda primavera. Los muestreos de otoño corresponden a junio de 2019 y 2020.

El clima de la región es templado cálido, subtropical húmedo, con verano caluroso (Cfa) según la clasificación del clima de Köppen-Geiger (Kottek et al. 2006). Las precipitaciones medias anuales varían entre 1000 y 1400 mm.

3.4.2. Muestreos de vegetación

Los muestreos fueron realizados utilizando una grilla de puntos con referencia espacial. Esta grilla se estableció previo al corte de los árboles en cada uno de las plantaciones forestales y sus respectivos campos naturales de referencia. La grilla consistió en 4 transectos de 50 metros de largo cada uno, separados 10 metros entre sí, con un total de 32 cuadros fijos de muestreo de 0,25 m², localizados cada 6 metros. Los muestreos poscorte se realizaron estacionalmente sobre los puntos fijos, donde se determinaron las especies presentes asignándoles un valor de cobertura porcentual por

estimación visual según Braun – Blanquet (1950), contabilizándose también porcentualmente la superficie no cubierta por vegetación.

3.4.3. Riqueza, diversidad y equidad

Para caracterizar la estructura de la comunidad, se utilizaron la riqueza, la diversidad, como el índice Shannon-Wiener, y la equidad de Pielou (DeJong 1975; Whittaker 1972; Whittaker 1977). Tanto riqueza como equidad fueron consideradas como características independientes en las comunidades, siendo la diversidad un índice que integra ambas características (Heip 1974).

Shannon-Wiener indica la uniformidad con la que están representadas las especies teniendo en cuenta todas las especies muestreadas, y se calcula con la siguiente ecuación:

$$H = -\sum (p_i) * \ln (p_i)$$

Donde p_i es la cobertura relativa de las especies, medida como una fracción decimal de la cobertura vegetal total del sitio (n_i/N_i), n_i es el porcentaje de cobertura de una especie, N_i es el porcentaje de cobertura total de todas las especies en la muestra (100%) y $\ln (p_i)$ es el logaritmo natural de p_i .

Los valores de diversidad calculados con el índice de Shannon-Wiener son utilizados como base para expresar la equidad (J) a través del índice de Pielou (DeJong 1975). Este índice expresa la equidad como la proporción de la diversidad observada en relación con la máxima diversidad esperada (Naveh y Whittaker 1979; Villareal et al. 2004) utilizando la fórmula:

$$J = H/\ln S$$

Donde $\ln S$ es el \ln de la riqueza. La equidad puede variar entre 0 y 1: valores más cercanos a 0 indican dominancia de unas especies sobre otras y valores cercanos a 1 indican una situación de ausencia de dominancia.

3.4.4. Análisis estadístico

Se estudió la evolución estacional de los parámetros riqueza, diversidad y equidad para los 4 sitios, a través de análisis de intervalos de confianza al 95 %, mediante el test de aleatoriedad *Bootstrap* con 500 repeticiones. A los efectos del análisis, se tomaron a los transectos como pseudoréplicas, por lo que las inferencias se encuentran restringidas a las áreas de estudio (Haretche y Rodríguez 2006). Todos los análisis se realizaron con software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al. 2020).

3.5. RESULTADOS

Se presenta el análisis general de la evolución estacional de la estructura de la vegetación poscorte y el campo natural, y, posteriormente, se presentan los resultados del análisis particular en cada sitio.

3.5.1. Estructura de la vegetación en poscorte de la plantación forestal y el campo natural adyacente

A los efectos de cuantificar las diferencias entre la riqueza, diversidad y equidad de la vegetación regenerada inicialmente posterior al corte de la plantación forestal y la vegetación de campo natural, tomada como referencia, se realizó un análisis general de los parámetros de estructura de la vegetación (tabla 1).

Tabla 1. Media (\pm EE) de los parámetros riqueza (S), diversidad (H) y equidad (J) para primavera y otoño promedio por año de los dos sitios de poscorte (PC) de *Eucalyptus grandis* y *Pinus taeda* (P= primavera y O=otoño) y su respectivo campo natural (CN primavera y CN otoño). Letras diferentes en cada columna indican diferencias significativas con un *p*-valor 0,05.

Table 1. Mean (\pm SE) of richness (S), diversity (H) and evenness (J) for spring and autumn average per year of vegetation at the two post-cutting sites of *Eucalyptus grandis* and *Pinus taeda* (PC spring and PC autumn) and their respective Campos vegetation (CN) (P=spring and O= autumn). Different letters in each column indicate significant differences considering a *p*-value of 0.05.

Año	Sitio	Riqueza	Diversidad	Equidad
1	PCP	21,14 \pm 2,00 c	1,99 \pm 0,07 c	0,67 \pm 0,03 c
	PCO	20,18 \pm 2,41 c	1,62 \pm 0,16 c	0,54 \pm 0,04 d
	CNP	51,73 \pm 2,64 a	3,21 \pm 0,08 a	0,81 \pm 0,01 a
	CNO	44,84 \pm 1,76 a	2,87 \pm 0,05 b	0,76 \pm 0,01 b
2	PCPda	23,98 \pm 2,83 c	2,01 \pm 0,07 c	0,65 \pm 0,02 cd
	PCOda	20,20 \pm 1,86 c	1,87 \pm 0,08 c	0,63 \pm 0,01 cd
	CNPda	46,28 \pm 3,16 a	2,97 \pm 0,10 ab	0,78 \pm 0,01 ab
	CNOda	34,88 \pm 2,31 b	2,70 \pm 0,09 b	0,76 \pm 0,01 bc

La vegetación regenerada poscorte de los árboles presentó menores valores de riqueza, diversidad y equidad respecto a la vegetación de campo natural independientemente del año y la estación. No hubo diferencias significativas en la riqueza, diversidad y equidad de especies para la vegetación regenerada ni entre años ni entre estaciones.

La vegetación de campo natural presentó diferencias estadísticas para las estaciones entre años, siendo mayor la riqueza en otoño del año 1 respecto al otoño del año 2. Los mayores valores de equidad fueron para la vegetación de campo natural.

3.5.2. Evolución de la riqueza, diversidad y equidad en el poscorte y la vegetación de referencia

La riqueza en poscorte de *P. taeda* fue menor comparada con el campo natural de referencia, y sin variaciones intra-anales (figura 1.1). En *E. grandis* (figura 1.3), la riqueza fue similar a la del campo natural en el segundo otoño. Para CN_{Pt}, la riqueza disminuyó con el transcurso del tiempo, mostrando los valores más bajos en el otoño del segundo año, 24 meses posteriores a la exclusión del pastoreo. CN_{Eg} no presentó diferencias entre años ni entre estaciones.

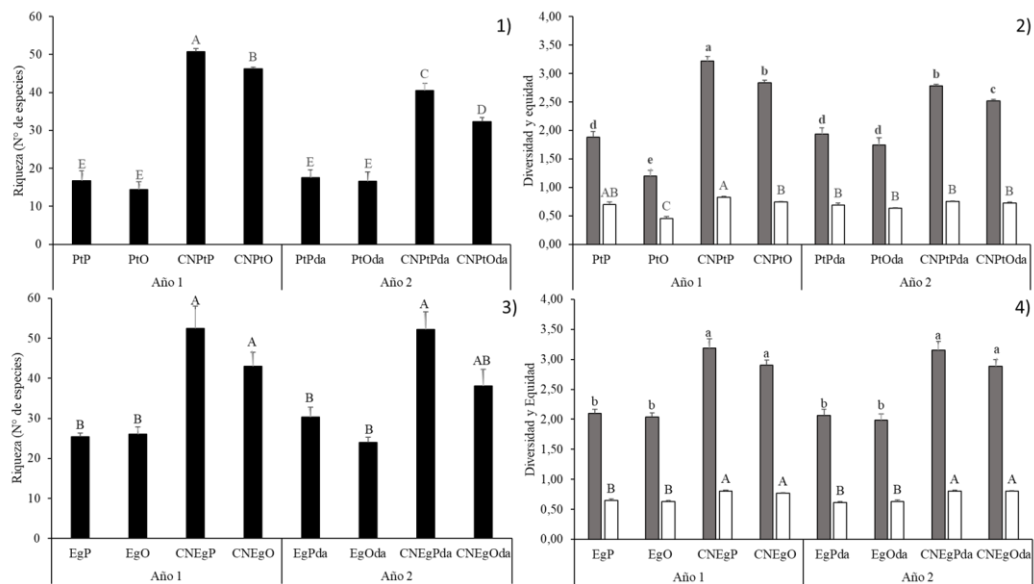


Figura 1. Media (+/- EE) de los parámetros riqueza (S), diversidad (H) y equidad (J); 1) riqueza (negro) 2) diversidad (gris) equidad (blanco), para el sitio de poscorte de *Pinus taeda* (Pt) en primavera (PtP; PtPda), otoño (PtO; PtOda) del primer y segundo año y su vegetación de campo natural adyacente tomada como referencia (CN1) en primavera (CN_{PtP}; CN_{PtPda}) y otoño (CN_{PtO}, CN_{PtOda}) del primer y segundo año; 3) riqueza (negro) 4) diversidad (gris) equidad (blanco), para el sitio de poscorte de *Eucalyptus grandis* (Eg) en primavera (EgP; EgPda), otoño (EgO; EgOda) del primer y segundo año y su vegetación de campo natural adyacente tomada como referencia (CN_{Eg}) en primavera (CN_{EgP}; CN_{EgPda}) y otoño (CN_{EgO}, CN_{EgOda}) del primer y segundo año. Letras diferentes para cada barra de igual color, indican diferencias significativas con un *p*-valor 0,05.

Figure 1. Mean (\pm SE) of richness (S), diversity (H), and evenness (J), 1) richness (black), 2) diversity (grey), evenness (white), for *Pinus taeda* (Pt) post cut spring (PtP; PtPda), autumn (PtO; PtOda) of first and second year and adjacent Campos vegetation (CN_{Pt}) in spring (CN_{PtP}; CN_{PtPda}) and autumn (CN_{PtO}, CN_{PtOda}) for first and second year; 3) richness (black), 4) diversity (grey), evenness (white), for *Eucalyptus grandis* (Eg) post cut spring (EgP; EgPda), autumn (EgO; EgOda) of first and second year and its adjacent Campos vegetation (CN_{Eg}) in spring (CN_{EgP}; CN_{EgPda}) and autumn (CN_{EgO}, CN_{EgOda}) for first and second year. Different letters for each bar of the same color indicate significant differences with a p-value of 0.05.

La diversidad de la vegetación poscorte del *P. taeda* mostró valores menores a los del campo natural adyacente (figura 1.2), el cual presentó un valor máximo en la primavera del primer año ($3,22 \pm 0,08$). La diversidad no se diferenció entre estaciones ni entre años para el poscorte de *E. grandis* ni en CN_{Eg}, con una diversidad promedio de 2,05 y 2,82 en todo el período, respectivamente (figura 1.4).

Los resultados de equidad indican que la vegetación pos-perturbación presentó dominancia de algunas especies comparado con el campo natural adyacente, en el cual los valores de equidad fueron más cercanos a 1. Sin embargo, la vegetación poscorte de *P. taeda* no presentó valores de equidad significativamente diferentes a los del campo natural adyacente, a excepción del otoño del primer año. En la vegetación poscorte de *E. grandis*, la equidad fue siempre menor a la de CN_{Eg}, sin diferencias estadísticas entre las estaciones.

3.6. DISCUSIÓN

Los parámetros utilizados para caracterizar la estructura de la comunidad presentaron similitudes entre el poscorte de los árboles y el campo natural adyacente; sin embargo, no se puede afirmar que estas vegetaciones funcionen de forma ecosistémica similar (Coull y Fleeger 1977).

La riqueza de la vegetación posterior al corte de *P. taeda* y *E. grandis* estaría determinada por el efecto de la perturbación; en este caso, por la plantación forestal y las interacciones entre las especies que se van estableciendo a lo largo de las primeras etapas

de la sucesión (Terborgh 1977; Connell 1978; Shmida y Wilson 1985). La menor riqueza en la vegetación regenerada respecto a la de referencia estaría asociada a la remoción del tapiz vegetal provocado por el cambio en el uso del suelo, la forestación, que, al igual que la agricultura, tiene incidencia en los parámetros de estructura de la vegetación (Berretta 2009).

La riqueza de especies poscorte de *Pinus* y *Eucaliptus* podría haber estado determinada por la cercanía al campo natural y la dispersión de propágulos, así como también por el banco de semillas de larga duración presente en el suelo bajo la plantación forestal (Grime 1979).

En la vegetación regenerada poscorte, hubo una tendencia al aumento de los valores de la riqueza hacia la primavera del segundo año, lo que estaría asociado a una mayor exposición a la radiación, producto del retiro del dosel arbóreo, y a una mayor disponibilidad de nutrientes en la superficie del suelo, producto de la descomposición del mantillo y los restos forestales (Jobbágy y Jackson 2004). Para la vegetación de campo natural de referencia del poscorte de *P. taeda*, la riqueza fue menor el segundo año, lo que estaría asociado a la exclusión del pastoreo (Panario y May 1994; Altesor et al. 2005; Altesor et al. 2006; Texeira y Altesor 2009), inmediatamente después de la instalación del ensayo, lo que determinó también una disminución en la diversidad (Altesor et al. 2005). La equidad solo se diferenció en la primera primavera respecto a las restantes estaciones. Los cambios observados en la estructura y en la composición de especies en el campo natural estarían reflejando los cambios que se manifiestan en los primeros 2 años posterior a la exclusión del pastoreo (Rodríguez et al. 2003).

La diversidad de especies fue menor en la vegetación poscorte respecto a la del campo natural de referencia. Estos menores valores de diversidad estarían condicionados por la perturbación provocada por la forestación, no solo en cuanto a la duración del turno forestal (Federigo et al. 2018), sino también por la remoción de la cobertura vegetal a través de la aplicación de herbicidas previo a la instalación de la plantación forestal (Larocca et al. 2004). Existe evidencia de que la diversidad aumenta a medida que la sucesión se va desarrollando (Odum 1960; Odum 1969; Richards 1952; Tagawa 1964;

Margalef 1963; Monk 1967; Reiners et al. 1970) hasta llegar a etapas de sucesión más tardía (Cajander 1925; Margalef 1969; Loucks 1970; Auclair y Goff 1971). Los menores valores de equidad para la vegetación regenerada poscorte de *P. taeda* o *E. grandis* respecto a sus campos naturales de referencia estaría atribuida a una mayor dominancia de unas especies sobre otras en la vegetación regenerada (Silveira et al. 2018). A su vez, estos valores de equidad fueron similares a los reportados para pastizales de entre 2 y 4 años de regeneración (Piqueray et al. 2011). La menor equidad de la vegetación poscorte *P. taeda* en otoño del primer año podría explicarse por la dominancia de *Senecio pterophorus* DC. explicando un 65 % de la cobertura vegetal en dicha estación. Para la vegetación poscorte *E. grandis* tanto en primavera como en otoño, la mayor contribución a la cobertura estuvo dada por *Dichanthelium sabulorum* (Lam.) Gould & C.A. Clark var. *Sabulorum* y *S. pterophorus* donde ambas contribuían a un 38 % de la cobertura vegetal.

Para el caso de los campos naturales tomados como referencia, estos presentaron mayores valores de equidad respecto a los de Piqueray et al. (2011) y menores a los de Silveira et al. (2018). El campo natural adyacente al poscorte de *P. taeda* presentó una contribución al 35 % de la cobertura en primavera por *Axonopus fissifolius* (Raddi) Kuhlm *Desmodium incanum* DC. y *Paspalum notatum* Flüggé. En otoño, *D. incanum* y *P. notatum* continuaron presentando mayor cobertura con un aumento en la participación de *Schizachyrium microstachyum* (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R. Arrill. & Izag., contribuyendo estas tres especies al 42 % de la cobertura vegetal. Para el caso del campo natural adyacente al poscorte de *E. grandis*, las especies con mayor participación tanto en primavera como en otoño fueron *Andropogon lateralis* Nees, *Baccharis trimera*, *D. incanum*, *Trachypogon spicatus* (L. f.) Kuntze y *Mnesithea selloana* (Hack.) de Koning & Sosef con alrededor de 35 % de contribución a la cobertura vegetal.

Las variaciones en los parámetros de estructura de la vegetación regenerada respecto a sus campos naturales de referencia estarían asociados al cambio en el uso del suelo (Farley y Kelly 2004), lo cual provoca cambios en las propiedades físicas y químicas del suelo (Hamilton 1965; Fisher y Eastburn 1974; Turner y Lambert 1988; Richter et al. 1994;

Scholes y Nowicki 1998), así como también en la composición de especies de la vegetación que se regenera inicialmente.

3.7. CONCLUSIONES

La estructura de la vegetación regenerada inicialmente durante los dos primeros años posterior al corte fue menor en cuanto a la diversidad y riqueza de especies respecto a la vegetación del campo natural de referencia, sin diferencias significativas para la equidad.

La riqueza y diversidad de la vegetación regenerada poscorte de *P. taeda* fue menor respecto a la vegetación de referencia, sin diferencias en la equidad.

La riqueza y diversidad de la vegetación regenerada poscorte de *E. grandis* presentó valores similares en riqueza respecto a la vegetación de referencia, diferenciándose de esta en diversidad y equidad.

3.8. AGRADECIMIENTOS

A la Ing. Agr. Silvina Piastri, por su colaboración y por ser parte de este trabajo. Al Ing. Agr. (PhD) Pablo Boggiano, a la Ing. Agr. (PhD) Mónica Cadenazzi y a la Ing. Agr. (MSc) Silvana Noëll, por su orientación y apoyo. A la zootecnista (MSc) Gabriela Machado, por su colaboración. Al Ing. Agr. (MSc) Iván Grela, por el apoyo y la confianza depositada. A la empresa Forestal Oriental SA, por facilitarnos las áreas de estudio y los recursos para llevar a cabo el trabajo. A la Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC), por la financiación del proyecto, del cual forma parte la maestría. A la Comisión Académica de Posgrado (CAP), por la beca recibida.

3.9. REFERENCIAS

- Altesor, A., M. Oesterheld, E. Leoni, F. Lezama, C. Rodríguez. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology*, 179(1), 83-91. <https://doi.org/10.1007/s11258-004-5800-5>
- Altesor, A., G. Piñeiro, F. Lezama, R. B. Jackson, M. Sarasola, J. M. Paruelo. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 17(3), 323-332. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02452.x>
- Andrade, B. O., C. Koch, I. I. Boldrini, E. Vélez-Martin, H. Hasenack, et al. 2015. Grassland degradation and restoration: a conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. *Natureza & Conservação*, 13(2), 95-104. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.08.002>
- Andrade, B. O., E. Marchesi, S. Burkart, R. B. Setubal, F. Lezama, et al. 2018. Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Botanical Journal of the Linnean Society* 188(3):250-256. <https://doi.org/10.1093/botlinnean/boy063>
- Auclair, A. N., and F. G. Goff. 1971. Diversity relations of upland forests in the western Great Lakes area. *The American Naturalist*. 105: 499-528. <https://doi.org/10.1086/282742>
- Burel, F., J. Baudry, A. Butet, P. Clergeau, Y. Delettre, et al. 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta ecologica*, 19(1), 47-60. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(98\)80007-6](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(98)80007-6)
- Brockerhoff, E. G., H. Jactel, J. A. Parrotta, C. P. Quine, J. Sayer. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*, 17(5), 925-951. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9380-x>

- Braun-Blanquet. 1950. Sociología Vegetal: Estudio de las comunidades vegetales. Acme Agency. Buenos Aires. 444 p.
- Cabrera, A. L. 1970. Flora de la Provincia de Buenos Aires. Tomo IV. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires.
- Cajander, A. K. 1925. Der gegenseitige Kampf in der Pflanzenwelt. Veröffentlichungen Geobotanischen Institutes Rübel, Zürich 3: 665-684.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science*, 199(4335), 1302-1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Coull, B. C., and J. W. Fleeger. 1977. Long-term Temporal Variation and Community Dynamics Meiobenthic Copepods. *Ecology*, 58(5), 1136-1143. <https://doi.org/10.2307/1936934>
- Cuevas, Y. A., and S. M. Zalba. 2010. Recovery of native grasslands after removing invasive pines. *Restoration Ecology*, 18(5), 711-719 <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00506.x>
- Crawley, M. J. 1997. The structure of plant communities. In: Crawley, M. J. (ed) *Plant Ecology*. Blackwell Science Ltd, Oxford, pp 475-531. <https://doi.org/10.1002/9781444313642.ch14>
- DeJong, T. M. 1975. A Comparison of Three Diversity Indices Based on Their Components of Richness and Evenness. *Oikos*, 26(2), 222-227. <https://doi.org/10.2307/3543712>
- Di Rienzo J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada, et al. InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL: <http://www.infostat.com.ar>

- Farley, K. A., and E. F. Kelly. 2004. Effects of afforestation of a páramo grassland on soil nutrient status. *Forest Ecology and Management*, 195(3), 281-290. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.12.015>
- Fisher, R. F., and R. P. Eastburn. 1974. Afforestation alters prairie soil nitrogen status. *Soil Science Society of America Proc.* 38, 366–372. <https://doi.org/10.2136/sssaj1974.03615995003800020040x>
- Fonseca, C. R., G. Ganade, R. Baldissera, C. G. Becker, C. R. Boelter, et al. 2009. Towards an ecologically sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142, 1209–1219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.017>.
- Grime, J. P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Plant strategies and vegetation process. Chichester, New York: John Wiley.
- Gould, A. M. A., and D. L. Gorchov. 2000. Effects of the exotic invasive shrub *Lonicera maackii* on the survival and fecundity of three species of native annuals. *American Midland Naturalist* 144:36–50.
- Guerschman, J. P., J. M. Paruelo, C. DiBella, M. C. Giallorenzi, F. Pacin. 2003. Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing*. 24: 3381-3402. <https://doi.org/10.1080/0143116021000021288>
- Hamilton, C. D. 1965. Changes in the soil under *Pinus radiata*. *Australian Forestry* 29, 275–289. <https://doi.org/10.1080/00049158.1965.10675968>
- Haretche, F., and C. Rodríguez. 2006. Banco de semillas de un pastizal uruguayo bajo diferentes condiciones de pastoreo. *Ecología austral*, 16(2), 105-113.
- Heip, C. 1974. A New Index Measuring Evenness. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 54(3), 555-557. <https://doi.org/10.1017/S0025315400022736>

- Jobbágy, E. G., and R. B. Jackson. 2004. The uplift of soil nutrients by plants: biogeochemical consequences across scales. *Ecology* 85 (9), in press. <https://doi.org/10.1890/03-0245>
- Kottek, M., J. Grieser, C. Beck, B. Rudolf, F. Rubel. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259-263. URL: https://opus.bibliothek.uni-augsburg.de/opus4/frontdoor/deliver/index/docId/40083/file/metz_Vol_15_N3p259-263_World_Map_of_the_Koppen_Geiger_climate_classification_updated_55034.pdf
- Larocca, A. F., F. F. Dalla Tea, F. A. SA-fernando. 2004. VII Técnicas de implantación y manejo de *Eucalyptus grandis* para pequeños y medianos forestadores en Entre Ríos y Corrientes. URL: https://aulavirtual.agro.unlp.edu.ar/pluginfile.php/79970/mod_resource/content/1/Implantaci%C3%B3n%20y%20manejo%20E.%20grandis.pdf
- Loucks, O. L. 1970. Evolution of diversity, efficiency, and community stability. *American Zoologist* 10: 17-25. <https://doi.org/10.1093/icb/10.1.17>
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp
- Margalef, R. 1963. On certain unifying principles in ecology. *The American Naturalist* 97: 357-374. <https://doi.org/10.1086/282286>
- Margalef, R. 1969. Diversity and stability: a practical proposal and a model of interdependence. *Brookhaven Symposia in Biology* 22: 25-37. <http://hdl.handle.net/10261/166352>

- Médail, F., H. Michaud, J. Molina, G. Paradis, R. Loisel. 1998. Conservation de la flore et de la végétation des mares temporaires dulçaquicoles et oligotrophes de France méditerranéenne. *Ecologia Mediterránea*, 24(2), 119-134.
- Monk, C. D. 1967. Tree species diversity in the eastern deciduous forest with particular reference to north central Florida. *The American Naturalist* 101: 173-187. <https://doi.org/10.1086/282482>
- Naveh, Z., and R. H. Whittaker. 1979. Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in northern Israel and other Mediterranean areas. *Vegetatio* 41: 171-190. <https://doi.org/10.1007/BF00052445>
- Odum, E. P. 1960. Organic production and turnover in old field succession. *Ecology*, 41(1), 34-49.
- Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270
- Pallares, O. R., E. J. Berretta, and G. E. Maraschin. 2005. The South American campos ecosystem. *Grasslands of the World*, 171-219.
- Panario, A. D., and A. H May. 1994. Estudio comparativo de la sucesión ecológica de la flora pratense en dos sitios de la región basáltica, suelo superficial y suelo profundo, en condiciones de exclusión y pastoreo. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Boletín técnico n.º 13:55-67. URL: https://www.researchgate.net/profile/Daniel-Panario-2/publication/315856025_Estudio_comparativo_de_la_sucesion_ecologica_de_la_flora_pratense_en_dos_sitios_de_la_region_basaltica_suelo_superficial_y_suelo_profundo_en_condiciones_de_exclusion_y_pastoreo/links/58ebdb9aa6fdcc0dcecc40b5/Estudio-comparativo-de-la-sucesion-ecologica-de-la-flora-pratense-en-dos-sitios-de-la-region-basaltica-suelo-superficial-y-suelo-profundo-en-condiciones-de-exclusion-y-pastoreo.pdf
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. Wiley, New York. 165 p.

- Piqueray, J., G. Bottin, L. M. Delescaille, E. Bisteau, G. Colinet, G. Mahy. 2011. Rapid restoration of a species-rich ecosystem assessed from soil and vegetation indicators: the case of calcareous grasslands restored from forest stands. *Ecological Indicators*, 11(2), 724-733.
- Reiners, W. A., I. A. Worley, and D. B. Lawrence. 1970. Plant diversity in a chronosequence at Glacier Bay, Alaska. *Ecology* 52: 55-69. <https://doi.org/10.2307/1934737>
- Richards, P. W. 1952. *The tropical rain forest: an ecological study*. Cambridge University, Cambridge. 450 pp.
- Richter, D. D., D. Markewitz, C. G. Wells, H. L. Allen, R. April, P. R. Heine, B. Urrego. 1994. Soil chemical change during three decades in an old-field loblolly pine (*Pinus taeda* L.) ecosystem. *Ecology* 75 (5), 1463–1473. <https://doi.org/10.2307/1937469>
- Sala O. E., M. Oesterheld, R. J. C. León, A. Soriano. 1986. Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. *Vegetatio* 67, 27–32.
- Schläpfer, F., and B. Schmid. 1999. Ecosystem effects of biodiversity: a classification of hypotheses and exploration of empirical results. *Ecological Applications*, 9(3), 893-912. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0893:EEOBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0893:EEOBAC]2.0.CO;2)
- Schläpfer, F. 1999. Expert Estimates about Effects of Biodiversity on Ecosystem Processes and Services. *Oikos*, 84(2), 346–352. <https://doi.org/10.2307/3546733>
- Scholes, M. C., and T. E Nowicki. 1998. Effects of pines on soil properties and processes. In: Richardson, D.M. (Ed.), *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 341–353.
- Silveira D., M. Cadenazzi, R. Zanoniani, and P. Boggiano. 2018. Estructura de las comunidades herbáceas en áreas con plantaciones forestales. *Agrociencia Uruguay* 22 (1):1-12. <http://dx.doi.org/10.31285/agro.22.1.1>

- Shmida, A., and M. V. Wilson. 1985. Biological Determinants of Species Diversity. *Journal of Biogeography*, 12(1), 1–20. <https://doi.org/10.2307/2845026>
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. Soil Conservation Service. USDA. 338p.
- Soriano A. 1991. Río de la Plata grasslands. In: *Natural Grasslands: Introduction and Western Hemisphere* (ed. R.T. Coupland) pp. 367–407. Elsevier, Amsterdam.
- Stauder I, E. Vélez-Martin, B. O. Andrade, L. Podgaiski, II. Boldrini, et al. 2018. Local biodiversity erosion in South Brazilian grasslands even with slight landscape habitat loss. *Journal of Applied Ecology* 55: 1241–1251.
- Tagawa, H. 1964. A study of the volcanic vegetation in Sakurajima, south-west Japan. I. Dynamics of vegetation. *Mem. Fac. Sci. Kyushu Univ., Ser. E (Biol.)* 3: 165-228.
- Teixeira, M., and A. Altesor. 2009. Small-scale spatial dynamics of vegetation in a grazed Uruguayan grassland. *Austral Ecology*, 34(4), 386-394.
- Terborgh J. 1977. Bird species diversity on an Andean altitudinal gradient. *Ecology* 58, 1007–1019. <https://doi.org/10.2307/1936921>
- Turner, J., and M. J. Lambert. 1988. Soil properties as affected by *Pinus radiata* plantations. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 18(1), 77-91 URL: https://www.scionresearch.com/_data/assets/pdf_file/0010/59950/NZJFS1811988TURNER77_91.pdf
- Villareal, H. M., M. Álvarez, S. Córdoba-Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, et al. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. URL: <http://repository.humboldt.org.co/bitstream/handle/20.500.11761/31419/63.pdf>
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2-3), 213-251. <https://doi.org/10.2307/1218190>
- Whittaker, R. H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. In: Hecht, M. K. and Steere, B.W. N. C., Eds., *Evolutionary Biology*, Plenum Press, New York, 1-67. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4615-6953-4_1

4. DISCUSIÓN GENERAL

El rápido recubrimiento por la vegetación y el aumento de la riqueza de especies, a partir del primer muestreo poscorte, estaría asociado al aumento de la radiación a nivel del sotobosque (Izhaki et al., 2000, Buscardo et al., 2008), que estimularía la germinación de semillas y propágulos existentes en el lugar o llegados desde otros sitios de campo natural sin perturbar (Wayman y North, 2007, Cuevas y Zalba, 2010). El incremento de la riqueza de especies y la cobertura vegetal determinó también el aumento de la diversidad (Buckley et al., 1997, Thomas et al., 1999, Euskirchen et al., 2001).

La mayor riqueza de especies del campo natural respecto a la vegetación regenerada poscorte, independientemente de la especie de árbol, es coincidente con lo reportado por Bremer y Farley (2010) y Six et al. (2016). Esta mayor riqueza podría ser atribuida a la mayor disponibilidad en radiación del ambiente de campo natural, al nivel más alto de nitrógeno en el suelo, el calcio y el carbono orgánico (Spiegelberger et al., 2006), y al menor número de especies que se adaptan a las condiciones restrictivas en cuanto a radiación bajo la plantación forestal (Silveira et al., 2018).

La diversidad mostró una tendencia similar a la riqueza de especies, coincidente con Ito et al. (2004). La menor diversidad de la vegetación que se regenera inicialmente estaría asociada a la menor riqueza de esta, sin llegar a igualar la riqueza de la vegetación del campo natural, posible consecuencia de la perturbación por cambio en el uso del suelo, la remoción del tapiz vegetal y la fragmentación del paisaje (Staudé et al., 2018). Esta menor diversidad en el área regenerada es coincidente con lo reportado por Del Pilar Clavijo et al. (2005) en sistemas forestados con especie de hoja caduca. Por otro lado, Buscardo et al. (2008) reportan menores valores de riqueza y diversidad 5 años pos-instalación de una plantación forestal comparado con pastizales sin forestación, presentando, en tales plantaciones, valores similares de diversidad a los de la vegetación regenerada poscorte de los árboles de *P. taeda* y *E. grandis*. Durante el período de estudio, no se observó una tendencia creciente de la diversidad en las áreas de regeneración; esto podría deberse al corto período de estudio, ya que existe evidencia del aumento en la diversidad desde las

etapas iniciales de la sucesión a las más avanzadas (Odum, 1969). En el caso de la vegetación tomada como referencia, la diversidad fue similar a la reportada por Altesor et al. (2005) para campos naturales excluidos del pastoreo, con tendencia a disminuir con el aumento del período de exclusión (Rodríguez y Cayssials, 2010).

El rápido recubrimiento vegetal y la riqueza de especies en la vegetación regenerada poscorte no estuvo asociado al aumento de especies ruderales y exóticas, a diferencia de lo expuesto por Tabarelli et al. (2012) y Torchelsen et al. (2018). La vegetación regenerada presentó similitud al campo natural en cuanto a la baja proporción de exóticas, hábito de vida y ciclo productivo; ambas vegetaciones compartieron especies, pero difirieron en la importancia de la cobertura de cada una, lo que podría asociarse a la capacidad de resiliencia del campo natural, notándose cierto grado de histéresis (Westman y O'Leary, 1986).

A diferencia de lo esperado según los modelos clásicos de sucesión secundaria pos-agricultura (Clements, 1916, Rosengurtt et al., 1946), la regeneración inicial de la vegetación pos-forestación se dio con base en especies perennes nativas, en su mayoría pertenecientes a las familias Asteraceae y Poaceae. Una posible causa del dominio de las perennes por sobre las anuales sería que al tratarse la forestación un cultivo de larga duración, los propágulos o semillas de especies anuales presentes en el banco de semillas del suelo hayan disminuido debido a que esas semillas germinaron y no encontraron las condiciones apropiadas para su desarrollo bajo el dosel arbóreo, por lo que no prosperaron (Slatyer, 1977). Este proceso se diferencia de lo que sucede en las perturbaciones pos-agricultura donde el *pool* de semillas del suelo está constantemente en renovación. En el caso de las perennes, estas tienen una mayor capacidad para permanecer inactivas durante más tiempo (Gurevitch et al., 2002), lo que, junto con su dominio en la vegetación de campo natural adyacente, origen de los propágulos que llegan al área de regeneración, podría explicar la dominancia de perennes frente a anuales en la vegetación poscorte.

Las perennes se podrían haber adaptado mejor que las anuales a las condiciones de suelo y a la disponibilidad de nutrientes inmediatamente posterior a la cosecha de la plantación forestal, compitiendo mejor por el aprovechamiento de los recursos (Whittaker,

1965, Ares, 1972). Lo anterior estaría asociado a sus diferencias en requerimientos de nutrientes: las perennes se diferencian de las anuales por tener una menor tasa de crecimiento, asociado a la duración de su ciclo (Marino y Agnusdei, 2009), así como también por una mayor eficiencia en el uso de recursos limitados, como el nitrógeno (Ayala y Carámbula, 1994). Luego del corte de los árboles y con el comienzo de la descomposición de los residuos en superficie, puede haber inmovilización de nutrientes debido a la relación C:N de los residuos forestales (Wagner y Wolf, 1999). Estos restos forestales en superficie se caracterizan por poseer alto contenido de nutrientes de lenta liberación (Sánchez, 2011) que luego, a medida que se descomponen y son incorporados al suelo, constituirán un aporte para la vegetación establecida poscorte de los árboles, siendo menores las tasas de descomposición de las acículas y ramas de *Pinus* en comparación con las hojas y ramas de *Eucalyptus* (Sánchez, 2011), lo cual podría determinar diferencias en la vegetación regenerada dependiendo de la especie de árbol de la plantación forestal antecesora.

Las familias y géneros más importantes en términos de cobertura son coincidentes con las reportadas por Torchelsen et al. (2018) y Andrade et al. (2018) para la región del Río de la Plata.

La vegetación poscorte fue diferente en términos de estructura (riqueza, diversidad, equidad) y cobertura del suelo respecto a la vegetación de referencia, igual a lo reportado por Torchelsen et al. (2018), y el llegar a un estado similar puede tomar muchas décadas, incluso siglos (Chazdon et al., 2017).

En el presente caso de estudio, la perturbación provocada por la forestación parece no haber modificado el equilibrio de la comunidad herbácea de campo, ya que nuestros resultados muestran dominio de especies nativas y mínima invasión de especies exóticas (Mack et al., 2000, With et al., 2002).

En el área de regeneración poscorte de *Pinus taeda*, se dio la regeneración espontánea de esta especie, mostrando un gran potencial invasor (Richardson, 1998, Zenni y Simberloff, 2013, Fonseca et al., 2013, Porto et al., 2022), la cual alcanzó el campo

natural adyacente (Cuevas y Zalba, 2010). El rápido aumento en cobertura de *P. taeda* podría estar asociado a la exclusión del pastoreo (Del Pilar Clavijo et al., 2005).

La similitud entre la vegetación regenerada y el campo natural podría asociarse a que los cambios en las características del suelo producto de la forestación (Wallace y Good, 1995, Céspedes-Payret et al., 2012) no habrían limitado la regeneración de la vegetación, lo que se asocia a la resiliencia (Holling, 1973) de la vegetación del campo natural frente a las perturbaciones (Beisner et al., 2003).

Las similitudes encontradas en nuestro trabajo entre la composición de la vegetación regenerada inicialmente y la vegetación tomada como referencia pueden ser atribuidas a la cercanía del campo natural a la plantación forestal, que actúan como fuente de propágulos para la regeneración (Six et al., 2014), ya que la distancia, los agentes de movilidad y la topografía son factores que influyen en la migración de especies de un área a otra (Bernardón et al., 1986).

En resumen, existiría un potencial de recuperación de la vegetación posterior al corte de las especies forestales (Torchelsen et al., 2018) de *Pinus* y *Eucalyptus*, con turnos forestales de 20 y 12 años, respectivamente, encontrándose diferencias entre ambas vegetaciones atribuidas al campo natural de referencia, el cual habría actuado como fuente de propágulos (Six et al., 2014).

Debido a la falta de información a nivel regional sobre el desarrollo de la sucesión vegetal pos-forestación y a la luz de la complejidad temática, resulta necesario continuar con este tipo de estudio en el largo plazo, de manera de constatar si la vegetación regenerada es equivalente al campo natural en composición, estructura y servicios ecosistémicos.

5. CONCLUSIONES

La sucesión secundaria inicial pos-forestación difirió de los modelos clásicos de sucesión secundaria posterior al uso agrícola, mostrando un dominio en la cobertura vegetal por especies perennes desde el inicio de la sucesión.

La vegetación regenerada fue similar a la vegetación de campo natural en cuanto a los grupos funcionales dominantes, el origen de las especies y las familias. La estructura de la vegetación regenerada difiere de la de campo natural según la especie forestal.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Achkar M, Dominguez A, Pesce F. 2012. Cuenca de la laguna Merín-Uruguay: Aportes para la discusión ciudadana. Montevideo: IECA-Facultad de Ciencias/Programa Uruguay Sustentable/REDES-AT. [En línea]. 25 octubre 2021. Disponible en: <https://www.redes.org.uy/wp-content/uploads/2012/12/Publicacion-Laguna-Merín-WEB.pdf>
- Allen VG, Batello C, Berretta EJ, Hodgson J, Kothmann M, Li X, McIvor J, Milne J, Morris C, Peeters A, Sanderson M. 2011. An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass and Forage Science*. 66 (1): 2-29. doi: 10.1111/j.1365-2494.2010.00780.x
- Altesor A. 2010. Servicios ecosistémicos de los pastizales naturales. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales Serie FPTA (175) - INIA n.o 26. 221-233.
- _____, Oesterheld M, Leoni E, Lezama F, Rodríguez C. 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
- _____, Pezzani F, Grun S, Rodríguez C. 1999. Relationship between spatial strategies and life history attributes in a Uruguayan grassland: a functional approach. *Journal of Vegetation Science* 10: 457-462.
- Alvarado R. 2005. Política forestal, inversión transnacional y transformaciones territoriales en Uruguay. En: *Anais do X Encontro de Geógrafos da América Latina*. Brasil: Universidade de São Paulo, Marzo.
- Amiotti NM, Bravo O, Zalba P, Peinemann N. 2007. Effect of landscape position on the acidification of loess-derived soils under *Pinus radiata*. *Austral Ecology*, 32(5), 534-540. doi: 10.1111/j.1442-9993.2007.01725.x

- _____, Zalba P, Sanchez LF, Peinemann N. 2000. The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soils in Argentina. *Ecology*, 81(12), 3283-3290. doi: 10.1890/0012-9658(2000)081[3283:TIOSTO]2.0.CO;2
- Andrade BO, Marchesi E, Burkart S, Setubal RB., Lezama F., Perelman S., Schneider AA., Trevisan R., Overbeck GE., Boldrini II. 2018. Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 188(3), 250-256.
- _____, Koch C, Boldrini II, Vélez-Martin E, Hasenack H, Hermann JM, Kollmann J, D. Pillar V, Overbeck GE. 2015. Grassland degradation and restoration: a conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. *Natureza & Conservação*, 13(2), 95-104. doi: 10.1016/j.ncon.2015.08.002
- Ares JO. 1972. Equitability, Competition and Seasonal Succession in a Plant Community. *Journal of Ecology*, 60(2), 325–331. doi: 10.2307/2258349
- Ayala W. 2011. Los desafíos tecnológicos de la ganadería en los pastizales del Río de la Plata. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales Serie FPTA (175) - INIA n.o 26. 209-214.
- _____, Carámbula M. 1994. Nitrógeno en campo natural. Nitrógeno en pasturas. Nitrógeno en pasturas. (Serie técnica 51). Montevideo: INIA. pp. 33-42
- Ballester A, Arias AM, Cobián B, López Calvo E, Vieitez E. 1982. Estudio de potenciales alelopáticos originados por *Eucalyptus globulus* Labill., *Pinus pinaster* Ait. y *Pinus radiata* D. *pastos*, 12 (2): 239-254.
- Beisner BE, Haydon DT, Cuddington K. 2003. Alternative stable states in ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(7), 376-382. doi: 10.1890/1540-9295(2003)001[0376:ASSIE]2.0.CO;2

- Bemhaja M, Berretta EJ. 2006. Comunidades herbáceas de campo natural. 30 Años de Investigación en Suelos de Areniscas INIA Tacuarembó, (159).
- Bernardón AE, Anderson D, Brun J. 1986. Principios de manejo de praderas naturales. INTA Buenos Aires, y Oficina Regional de la FAO para América Latina y El Caribe. Argentina 117-150p.
- Berthrong ST, Piñeiro G, Jobbágy EG, Jackson RB. 2012. Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. *Ecological Applications*, 22(1), 76-86. doi: 10.1890/10-2210.1
- Betancur MO, Steinke VA, do Nascimento RA. 2017. Impactos de la silvicultura en la cuenca hidrográfica transfronteriza del río Yaguarón (Brasil-Uruguay): una visión desde la Ecología del paisaje. En Cabrera AP, Caro JEE. (comp), Conflictos ambientales en ecosistemas estratégicos. América Latina y el Caribe Siglos XIX - XXI (pp. 161-177). Programa Editorial Universidad del Valle.
- Bilenca D, Miñarro F. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizal en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y Sur de Brasil. *Fundación vida silvestre*. 323 p.
- Booth WE. 1941. Revegetation of Abandoned Fields in Kansas and Oklahoma. *American Journal of Botany*, 28(5), 415–422. doi: 10.2307/2436819
- Bråkenhielm S, Liu Q. 1998. Long-term effects of clear-felling on vegetation dynamics and species diversity in a boreal pine forest. *Biodiversity and Conservation* 7, 207–220. doi: 10.1023/A:1008836502640
- Bremer LL, Farley KA. 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation* 19:3893–3915. doi: 10.1007/s10531-010-9936-4
- Buckley GP, Ferris-Kaan R, Howell R, Watt TA, 1997. Vegetation succession following ride edge management in lowland plantations and woods. 1. The influence of site

- factors and management practices. *Biological Conservation*. 82, 289–304. doi: 10.1016/S0006-3207(97)00025-6
- Buscardo E, Smith GF, Kelly DL, Freitas H, Iremonger S, Mitchel FJ, O' Donoghue S, McKee AM. 2008. The early effects of afforestation on biodiversity of grasslands in Ireland. In *Plantation Forests and Biodiversity: Oxymoron or Opportunity?* Springer, Dordrecht. pp. 133-148 doi: 10.1007/978-90-481-2807-5_7
- Carámbula M, Piñeiro D. 2006. La forestación en Uruguay: cambio demográfico y empleo en tres localidades. *Agrociencia-Sitio en Reparación*, 10(2), 63-73.
- Carvalho PDF, Fisher V, Santos DD, Ribeiro AM, Quadros FD, Castilhos ZM, Poli CH, Monteiro AL, Nabinger C, Genro TC, Jacques AV. 2006. Produção animal no bioma campos sulinos. *Brazilian Journal of Animal Science*, 35(Supl), 156-202.
- Casás Pino MI. 2019. Restauración de un pastizal post-forestación: análisis de la primera etapa sucesional. [En línea] 20 setiembre 2021. Disponible en: <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/26814/1/uy24-19881.pdf>
- Céspedes-Payret C, Piñeiro G, Gutiérrez O, Panario D. 2012. Land use change in a temperate grassland soil: afforestation effects on chemical properties and their ecological and mineralogical implications. *Science of the total environment*, 438, 549-557. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.08.075
- Chazdon RL, Brancalion PH, Lamb D, Laestadius L, Calmon M, Kumar C. 2017. A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration. *Conservation Letters*, 10(1), 125-132. doi: 10.1111/conl.12220
- Clements FE. 1916. *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Washington. Carnegie Institute. Publication n° 242. 388 p.
- CMAP-UICN (Comisión Mundial de Áreas Protegidas de la Unión Mundial para la Naturaleza). 2010. “Sudamérica prepara un plan para proteger sus pastizales

templados”. [En línea] Consultado 9 mayo 2020. Disponible en: https://www.iucn.org/es/noticias/noticias_por_fecha/2010_news_sp/marzo_news_2010/?4982/pastizales

Connell JH, Slatyer RO. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111: 119-144.

Crawley MJ. 1997. The structure of plant communities. *Plant Ecology*, 475- 531. doi: 10.1002/9781444313642.ch14

Cuevas YA, Zalba SM. 2010. Recovery of native grasslands after removing invasive pines. *Restoration Ecology*, 18(5), 711-719 doi: 10.1111/j.1526-100X.2008.00506.x

Daily G. 2003. What are ecosystem services. En Lorey DE. (Ed.). *Global environmental challenges for the twenty-first century: Resources, consumption and sustainable solutions*. Wilmington, Delaware Scholarly Resources Inc. 227-231.

Del Pilar Clavijo M, Nordenstahl M, Gundel PE, Jobbágy EG. 2005. Poplar afforestation effects on grassland structure and composition in the Flooding Pampas. *Rangeland Ecology & Management*, 58(5), 474-479. doi: 10.2111/1551-5028(2005)58[474:PAEOGS]2.0.CO;2

Del Puerto O. 1969. Hierbas del Uruguay. Montevideo, Casa Editora Aljanati. Colección Nuestra Tierra n.º 19. 68 p.

De Oliveira TE, de Freitas DS, Gianezini M, Ruviano CF, Zago D, Mércio TZ, Antunes Dias E, do Nascimento V, Barcellos JOJ. 2017. Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: The reduction of natural grasslands. *Land use policy*, 63, 394-400. doi: 10.1016/j.landusepol.2017.02.010.

DIEA (Dirección de Estadísticas Agropecuarias). 2021. Producción [En línea]. En: *Anuario Estadístico Agropecuario 2021*. Montevideo: MGAP (Ministerio de

- Ganadería, Agricultura y Pesca). Consultado 12 octubre 2021. Disponible en: <https://descargas.mgap.gub.uy/DIEA/Anuarios/Anuario2020/ANUARIO2020.pdf>
- _____. 2014. Producción [En línea]. En: Anuario Estadístico Agropecuario 2014. Montevideo: MGAP (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca). Consultado 21 jul. 2020. Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/Dieaanterior/Anuario2014/diea-Anuario%202014-Digital01.pdf>
- Drury WH, Nisbet ICT. 1973. Succession. *Journal of the Arnold Arboretum*, 54(3), 331–368.
- Euskirchen ES, Chen J, Bi R. 2001. Effects of edges on plant communities in a managed landscape in northern Wisconsin. *Forest Ecology and Management*. 148, 93–108. doi: 10.1016/S0378-1127(00)00527-2
- Farley KA, Piñeiro G, Palmer SM, Jobbágy EG, Jackson RB. 2008. Stream acidification and base cation losses with grassland afforestation. *Water Resources Research*, 44(7). doi: 10.1029/2007WR006659
- _____, Jobbágy EG, Jackson RB. 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11(10), 1565–1576. doi: 10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x
- Fonseca CR, Guadagnin DL, Emer C, Masciadri S, Germain P, Zalba SM. 2013. Invasive alien plants in the Pampas grasslands: a tri-national cooperation challenge. *Biological Invasions*, 15(8), 1751–1763. doi: 10.1007/s10530-013-0406-2
- Fox BJ, Fox MD. 1986. Resilience of animal and plant communities to human disturbance. In *Resilience of Mediterranean-type ecosystems*. (B. Dell et al., eds). Junk Publishers, Dordrecht:39–64 doi: 10.1007/978-94-009-4822-8_4
- Gleason HA. 1927. Further Views on the Succession-Concept. *Ecology*, 8(3), 299–326. doi: 10.2307/1929332

- Grime, J. P. 1982. Estrategias de adaptación de las plantas y procesos que controlan la vegetación. México: Editorial Limusa. 291 p .
- Götmark F, Paltto H, Nordén B, Götmark E. 2005. Evaluating partial cutting in broadleaved temperate forest under strong experimental control: short-term effects on herbaceous plants. *Forest Ecology and Management*, 214(1-3), 124-141. doi: 10.1016/j.foreco.2005.03.052
- Gould AMA, Gorchov DL. 2000. Effects of the exotic invasive shrub *Lonicera maackii* on the survival and fecundity of three species of native annuals. *American Midland Naturalist* 144:36–50. doi: 10.1674/0003-0031(2000)144[0036:EOTEIS]2.0.CO;2
- Gurevitch J, Scheiner SM, Fox GA. 2002. *The ecology of plants* (No. Sirsi) i9780878932917). Sunderland: Sinauer Associates. [En línea] 20 febrero 2019 Disponible en https://www.researchgate.net/profile/Samuel-Scheiner/publication/230844791_The_Ecology_of_Plants/links/00b7d52b9b0e0c0273000000/The-Ecology-of-Plants.pdf
- Hernández AJ, Urcelay A, Pastor Piñeiro J. 2002. Evaluación de la resiliencia en ecosistemas terrestres degradados encaminada a la restauración ecológica. Universidad de Alcalá, Madrid, España. [En línea] 5 abril 2019. Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Jesus_Pastor/publication/266869932_EVALUACION_DE_LA_RESILIENCIA_EN_ECOSISTEMAS_TERRESTRES_DEGRADADO_S_ENCAMINADA_A_LA_RESTAURACION_ECOLOGICA/links/547310250cf2d67fc035da84/EVALUACION-DE-LA-RESILIENCIA-EN-ECOSISTEMAS-TER
- Hernández J, Del Pino A, Vance ED, Califra Á, Del Giorgio F, Martínez L, González-Barrios P. 2016. Eucalyptus and Pinus stand density effects on soil carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 368, 28–38. doi: 10.1016/j.foreco.2016.03.007

- Holling CS. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1-23. doi: 10.1146/annurev.es.04.110173.000245
- Holmes P, Richardson DM, Van Wilgen B, Gelderblom C. 2000. Recovery of South African fynbos vegetation following alien woody plant clearing and fire: implications for restoration. *Austral Ecology* 25:631–639. doi: 10.1111/j.1442-9993.2000.tb00069.x
- Hopfensperger KN. 2007. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos*, 116(9), 1438-1448. doi: 10.1111/j.0030-1299.2007.15818.x
- Horn HS. 1971. *The adaptive geometry of trees* (No. 3). Princeton University Press, London. 144 pp.
- Ito S, Nakayama R, Buckley GP. 2004. Effects of previous land-use on plant species diversity in semi-natural and plantation forests in a warm-temperate region in southeastern Kyushu, Japan. *Forest Ecology and Management*, 196(2-3), 213-225. doi: 10.1016/j.foreco.2004.02.050
- Izhaki I, Henig-Sever N, Ne'Eman G. 2000. Soil seed banks in Mediterranean Aleppo pine forests: the effect of heat, cover and ash on seedling emergence. *Journal of Ecology*, 88(4), 667-675.
- Jobbágy EG, Nosoetto M, Paruelo JM, Piñeiro G. 2006. Las forestaciones rioplatenses y el agua. *Ciencia*. [En línea] 20 febrero 2019. Disponible en <https://www.agro.uba.ar/users/paruelo/Publicaciones/2006/Jobba%26gy%20E.G%2C%20Nosoetto%20M.D.%2C%20Paruelo%20J.M.%20y%20Pn%26%C3%B1eiro%20G.%202006.%20Las%20forestaciones%20rioplatenses%20y%20el%20agua.%20Ciencia%20Hoy.pdf>

- Jordan CF, Kline JR. 1972. Mineral cycling: some basic concepts and their application in a tropical rain forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 3(1), 33-50. doi: 10.1146/annurev.es.03.110172.000341
- Lezama F, Altesor A, Pereira M, Paruelo J. 2010. Descripción de la heterogeneidad florística en los pastizales naturales de las principales regiones geomorfológicas de Uruguay. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales Serie FPTA (175) - INIA n.o 26. 15-32.
- Lima W. 1993. Impacto ambiental do eucalipto. 2.a ed., 302 pp. Editora da Universidade de Sao Paulo, San Pablo
- Lindeman RL. 1942. The Trophic-Dynamic Aspect of Ecology. *Ecology*, 23(4), 399–417. doi: 10.2307/1930126
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10: 689–710. doi: 10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2
- Malo JE, Suárez F. 1996. New Insights Into Pasture Diversity: The Consequences of Seed Dispersal in Herbivore Dung. *Biodiversity Letters*, 3(2), 54–57. doi: 10.2307/2999769
- Marino A, Agnusdei M. 2009. Nutrición mineral en verdes y pasturas: manejo de alto impacto productivo. En: Jornada técnica sobre sanidad animal y nutrición mineral en recursos forrajeros (23 de octubre de 2009, Azul, Argentina).
- Marks PL. 1974. The role of pin cherry (*Prunus pensylvanica* L.) in the maintenance of stability in northern hardwood ecosystems. *Ecological Monographs*, 44(1), 73-88. doi: 10.2307/1942319
- Marrs RH, Bradshaw AD. 1993. Primary succession on man-made wastes: the importance of resource acquisition. In: Miles J, Walton DH. (Eds.). *Primary Succession on Land*.

Oxford, UK: Blackwell Publishing Special publication of the British Ecological Society. 221–248

Mayer P, Abs C, Fischer A. 2004. Colonisation by vascular plants after soil disturbance in the Bavarian Forest—key factors and relevance for forest dynamics. *Forest Ecology and Management* 188: 279–289. doi: 10.1016/j.foreco.2003.07.027

Millot JC, 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.

Moreno CE. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T—Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

Mostacedo B, Fredricksen TS. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Proyecto manejo forestal sostenible. Santa Cruz, Bolivia: Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (Bolfor). [En línea] 20 octubre 2019. Disponible en: <http://www.bionica.info/Biblioteca/Mostacedo2000EcologiaVegetal.pdf>

Mylliemngap W, Nath D. Barik SK. 2016. Changes in vegetation and nitrogen mineralization during recovery of a montane subtropical broadleaved forest in North-eastern India following anthropogenic disturbance. *Ecological Research* 31, 21–38 doi: 10.1007/s11284-015-1309-8

Odum EP. 1971. *Fundamentals of Ecology*. Saunders, Philadelphia, 3rd ed., 574 pp.

_____. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270

Pallares, O. R., E. J. Berretta, and G. E. Maraschin. 2005. The South American campos ecosystem. *Grasslands of the World*, 171-219.

Parera A, Paullier I, Weyland, F. (eds.). 2014. Índice de Contribución a la Conservación de Pastizales Naturales del Cono Sur: Una herramienta para incentivar a los productores rurales. Argentina: Aves Uruguay. [En línea] 20 febrero 2020.

Disponibile en https://www.researchgate.net/profile/Lorena-Herrera-7/publication/262636245_Caracterizacion_de_los_Pastizales_del_Conosur_servicios_ecosistemicos_y_problematika_actual_de_conservacion/links/568bbbba08ae1e63f1fdd78b/Caracterizacion-de-los-Pastizales-del-Cono-Sur-servicios-ecosistemicos-y-problematika-actual-de-conservacion.pdf#page=20

- Pärtel M, Kalamees R, Zobel M, Rosén E. 1998. Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability. *Ecological Engineering*, 10(3), 275-286. doi: 10.1016/S0925-8574(98)00014-7
- Peltzer DA, Bellingham PJ, Kurokawa H, Walker LR, Wardle DA, Yeates GW. 2009. Punching above their weight: low-biomass non-native plant species alter soil properties during primary succession. *Oikos*, 118, 1001– 1014. doi: 10.1111/j.1600-0706.2009.17244.x
- Pérez-Bidegain M, García Prechac F, Methol R. 2001. Long term effect of tillage intensity for *Eucalyptus grandis* planting on some soil physical properties in Uruguay. In Third International conference on Land Degradation. Rio de Janeiro-Brasil.
- Picasso V, Boggiano P, Cadenazzi M, Zarza R, Millot JC. 2003. Efecto del árbol en la composición botánica de pasturas naturales del litoral oeste del Uruguay. En: Actas de las VII jornadas de Zoología del Uruguay. pp. 126.
- Pillar VDP, Boldrini II, Lange O. 2002. Padrões de distribuição espacial de comunidades campestres sob plantio de eucalipto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 37(6), 753-761.
- Poore M, Fries C. 1987. Efectos ecológicos de los eucaliptos. Estudio FAO, Montes n.o 59,106 pp. Roma.

- Porto AB, do Prado MA, Rodrigues LDS, Overbeck GE. 2022. Restoration of subtropical grasslands degraded by non-native pine plantations: effects of litter removal and hay transfer. *Restoration Ecology*. doi: 10.1111/rec.13773
- Prach K, Walker LR. 2019. Differences between primary and secondary plant succession among biomes of the world. *Journal of Ecology*, 107(2), 510-516. doi: 10.1111/1365-2745.13078
- Richardson DM. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology* 12, 18–26. doi: 10.1111/j.1523-1739.1998.96392.x
- Rodríguez C, Cayssials V. 2010. Cambios estructurales asociados a la ganadería. En: Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de los pastizales (Altesor, A.; Paruelo, J.M. y Ayala, W. Eds.). v.:26, p.:69-78. INIA, Montevideo.
- Rosengurtt B, Gallinal JP, Campal E, Bergalli L, Aragon L. 1946. Estudios sobre praderas naturales del Uruguay. 5.a Contribución. Montevideo, Rosgall. 473 p.
- _____. 1943. Estudios sobre praderas naturales del Uruguay. 3.a Contribución. Ed. Barreiro y Ramos, Montevideo, Uruguay. 281 p.
- Sala OE, Chapin FS, Armesto III, Berlow JJ, Bloomfield EJ, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig Ann, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774. doi: 10.1126/science.287.5459.1770
- Sánchez G. 2011. Descomposición de restos de cosecha de *Eucalyptus* sp. y *Pinus taeda* en condiciones controladas de humedad y temperatura (Doctoral dissertation, tesis de Maestría. Montevideo. Uruguay. Facultad de Agronomía, Universidad de la República), 84 p.
- Saraiva DD, Souza AF. 2012. Effects of environmental factors and plantation forests on endangered cactus diversity and composition in subtropical South American

- grasslands. *Perspect Plant Ecology Evolution and Systematics*, 14, 267-274. doi: 10.1016/j.ppees.2012.02.002
- Savage DA, Runyon HE. 1937. Natural revegetation of abandoned farmland in the central and southern Great Plains. In: Fourth International Grassland Congress, Aberystwyth, Great Britain, Section (Vol. 1, pp. 178-182).
- Shantz HL. 1917. Plant Succession on Abandoned Roads in Eastern Colorado. *Journal of Ecology*, 5(1), 19–42. doi: 10.2307/2255635
- Silva JLS. 1998. Produtividade de componentes de um sistema silvipastoril constituído por *Eucalyptus saligna* Smith e pastagens cultivada e nativa no Rio Grande do Sul. 1998. 178 f (Doctoral dissertation, Tese (Doutorado em Zootecnia)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa).
- Silveira D, Cadenazzi M, Nabinger C, Boggiano P. 2022. Influencia del ambiente lumínico sobre la cobertura vegetal y metabolismos fotosintéticos en comunidades de sotobosque. *Agro sur*, 50(1), 47-63. doi: 10.4206/agrosur.2022.v50n1-05
- _____, Cadenazzi M, Zanoniani R, Boggiano P. 2019. Diferencias en cobertura y valor pastoral de la vegetación en condiciones silvopastoriles y campo natural. *Agrociencia* (Uruguay), 23(2), 41-52.
- _____, Cadenazzi M, Zanoniani R, Boggiano P. 2018. Estructura de las comunidades herbáceas en áreas con plantaciones forestales. *Agrociencia Uruguay*, 22(1), 1-12.
- Six LJ, Bakker JD, Bilby RE. 2016. The combined effects of afforestation and grazing on Uruguayan grassland vegetation at multiple spatiotemporal scales. *New Forests* 47, 685–699. doi: 10.1007/s11056-016-9538-4
- _____, Bakker JD, Bilby RE. 2014. Vegetation dynamics in a novel ecosystem: agroforestry effects on grassland vegetation in Uruguay. *Ecosphere* 5(6):74. doi: 10.1890/ES13-00347.1

- Slatyer RO. 1977. Dynamic Changes in Terrestrial ecosystems: patterns of change, techniques for study and application to management Edited by Raph Slatyer and published by UNESCO in Collaboration with SCOPE in 1977 as MAB Technical Note 4.
- Spiegelberger T, Matthies D, Muller-Scharer H, Schaffer U. 2006. Scale-dependent effects of land use on plant species richness of mountain grassland in the European Alps. *Ecography* 29:541–548
- Staude I, Vélez-Martin E, Andrade BO, Podgaiski L, Boldrini II, Mendonça Jr M, Pillar VD, Overbeck GE. 2018. Local biodiversity erosion in South Brazilian grasslands even with slight landscape habitat loss. *Journal of Applied Ecology* 55: 1241–1251. doi: 10.1111/1365-2664.13067
- Tabarelli M, Peres CA, Melo FP. 2012. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, 155, 136-140. doi: 10.1016/j.biocon.2012.06.020
- Thomas SC, Halpern CB, Falk DA, Liguori DA, Austin KA. 1999. Plant diversity in managed stands: understory responses to thinning and fertilization. *Ecological Applications*, 9, 864–879
- Tomanek GW, Albertson FW, Riegel A. 1955. Natural revegetation on a field abandoned for thirty-three years in central Kansas. *Ecology*, 36(3), 407-412.
- Torchelsen FP, Cadenazzi M, Overbeck GE. 2018. Do subtropical grasslands recover spontaneously after afforestation? *Journal of Plant Ecology*, 12(2), 228-234. doi: 10.1093/jpe/rty011
- Wagner GH, Wolf DC. 1999. Carbon transformations and soil organic matter formation. In: *Principles and Applications of Soil Microbiology* (Eds.) Sylvia, DM, Fuhrmann JJ, Hartel PG, Zuberer DA, Prentice Hall NJ. 218-258.

- Wallace HL, Good JEG. 1995. Effects of afforestation on upland plant communities and implications for vegetation management. *Forest Ecology and Management*, 79(1-2), 29-46. doi: 10.1016/0378-1127(95)03651-2
- Wayman RB, North M. 2007. Initial response of a mixed-conifer understory plant community to burning and thinning restoration treatments. *Forest Ecology and Management* 239:32–44 doi: 10.1016/j.foreco.2006.11.011
- Westman WE. 1986. Resilience: concepts and measures. En *Resilience of Mediterranean-type ecosystem*. (B.Dell et al., eds). Junk Publishers, Dordrecht: 5-19 doi: 10.1007/978-94-009-4822-8_2
- Westman WE, O'Leary JF. 1986. Measures of resilience: the response of coastal sage scrub to fire. *Vegetatio* 65, 179–189 doi: 10.1007/BF00044818
- White AT, Vogt HP, Arin T. 2000. Philippine coral reefs under threat: the economic losses caused by reef destruction. *Marine Pollution Bulletin*, 40(7), 598-605. doi: 10.1016/S0025-326X(00)00022-9
- Whittaker RH. 1965. Dominance and Diversity in Land Plant Communities. *Science* 147 (3655): 250-259.
- With KA, Pavuk DM, Worchuck JL, Oates RK, Fisher JL. 2002. Threshold effects of landscape structure on biological control in agroecosystems. *Ecological Applications* 12: 52–65. doi: 10.1890/1051-0761(2002)012[0052:TEOLSO]2.0.CO;2
- Woods KD. 1993. Effects of Invasion by *Lonicera tatarica* L. On Herbs and Tree Seedlings in Four New England Forests. *The American Midland Naturalist*, 130(1), 62–74. doi: 10.2307/2426275
- Woodward SL. 2008. Grassland biomes (Vol. 4). Greenwood Publishing Group. Westport, Connecticut. 41-46

Zenni RD, Simberloff D. 2013. Number of source populations as a potential driver of pine invasions in Brazil. *Biological Invasions*, 15(7), 1623-1639. doi: 10.1007/s10530-012-0397-4

7. ANEXOS

7.1. Tabla de la composición florística según familias y especies relevadas clasificadas según hábito de vida, ciclo de producción y origen.

Familia	Especie	Hábito de vida	Ciclo de producción	Origen
Acanthaceae	<i>Ruellia moronguii</i>	Perenne		Nativa
Amaranthaceae	<i>Gomphrena elegans</i>	Perenne	Estival	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pfaffia sericea</i>	Perenne	Estival	Nativa
Amaryllidaceae	<i>Nothoscordum gracile</i>	Bulbosa	Invernal	Nativa
Apiaceae	<i>Bowlesia incana</i>	Anual	Invernal	Nativa
Apiaceae	<i>Cyclospermum leptophyllum</i>	Anual	Invernal	Nativa
Apiaceae	<i>Eryngium horridum</i>	Perenne	Indefinido	Nativa
Apiaceae	<i>Eryngium nudicaule</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Apiaceae	<i>Eryngium pandanifolium</i>	Perenne	Indefinido	Nativa
Apocynaceae	<i>Oxypetalum solanoides</i>	Perenne	Estival	Nativa
Araliaceae	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Achyrocline satureioides</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Aldama tuberosa</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Ambrosia tenuifolia</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Aspilia montevidensis</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Symphotrichum squamatum</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Aspilia montevidensis</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Aster squamatus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Baccharis articulata</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Baccharis coridifolia</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Baccharis spicata</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Baccharis trimera</i>	Perenne	estival	Nativa
Asteraceae	<i>Carduus acanthoides</i>	Anual	Invernal	Nativa
Asteraceae	<i>Chaptalia piloselloides</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Asteraceae	<i>Chaptalia runcinata</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Asteraceae	<i>Chevreulia acuminata</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Asteraceae	<i>Chevreulia sarmentosa</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Asteraceae	<i>Chrysolaena cognata</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Cirsium vulgare</i>	Anual	Invernal	Nativa
Asteraceae	<i>Conyza bonariensis</i>	Anual	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Conyza primulifolia</i>	Anual	Estival	Nativa

Familia	Especie	Hábito de vida	Ciclo de producción	Origen
Asteraceae	<i>Conyza spp.</i>	Anual	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Acanthostyles buniifolius</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Urolepis hecatantha</i>	Anual	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Campuloclinium macrocephalum</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Chromolaena hirsuta</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Facelis retusa</i>	Anual	Invernal	Nativa
Asteraceae	<i>Gamochaeta spicata</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Asteraceae	<i>Hypochaeris alba</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Asteraceae	<i>Hypochaeris albiflora</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Asteraceae	<i>Hypochaeris radicata</i>	Perenne	Invernal	Exótica
Asteraceae	<i>Hypochaeris spp.</i>	Anual	Invernal	
Asteraceae	<i>Micropsis spathulata</i>	Anual	Invernal	Nativa
Asteraceae	<i>Lactuca serriola</i>	Anual	Invernal	Exótica
Asteraceae	<i>Picrosia longifolia</i>	Perenne		Nativa
Asteraceae	<i>Podocoma hieracifolia</i>	Perenne		Nativa
Asteraceae	<i>Pseudognaphalium gaudichaudianum</i>	Anual	Invernal	Nativa
Asteraceae	<i>Pterocaulon polystachyum</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Pterocaulon virgatum</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Senecio pterophorus</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Asteraceae	<i>Senecio selloi</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Asteraceae	<i>Solidago chilensis</i>	Perenne	Estival	Nativa
Asteraceae	<i>Soliva pterosperma</i>	Anual	Invernal	Nativa
Asteraceae	<i>Sonchus oleraceus</i>	Anual	Invernal	Exótica
Brassicaceae	<i>Lepidium didymum</i>	Anual	Invernal	Nativa
Campanulaceae	<i>Wahlenbergia linarioides</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Campanulaceae	<i>Triodanis perfoliata</i>	Anual	Invernal	Nativa
Caryophyllaceae	<i>Cerastium glomeratum</i>	Anual	Invernal	Exótica
Caryophyllaceae	<i>Sagina humifusa</i>	Anual	Invernal	Nativa
Caryophyllaceae	<i>Spergula grandis</i>	Anual	Invernal	Nativa
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium album</i>	Anual	Estival	Exótica
Chenopodiaceae	<i>Dysphania bonariensis</i>	Perenne	estival	Nativa
Commelinaceae	<i>Commelina erecta</i>	Perenne	Estival	Nativa
Convolvulaceae	<i>Dichondra microcalyx</i>	Perenne	Estival	Nativa
Convolvulaceae	<i>Dichondra sericea</i>	Perenne	Estival	Nativa
Convolvulaceae	<i>Evolvulus sericeus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Convolvulaceae	<i>Ipomea spp.</i>	Perenne	Estival	Nativa
Cyperaceae	<i>Bulbostylis capillaris</i>	Anual	Invernal	Nativa

Familia	Especie	Hábito de vida	Ciclo de producción	Origen
Cyperaceae	<i>Carex bonariensis</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Cyperaceae	<i>Carex phalaroides</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Cyperaceae	<i>Cyperaceas spp</i>	Perenne	Estival	Nativa
Cyperaceae	<i>Cyperus aggregatus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Cyperaceae	<i>Cyperus eragrostis</i>	Perenne	Estival	Nativa
Cyperaceae	<i>Cyperus reflexus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Cyperaceae	<i>Cyperus rigens</i>	Perenne	Estival	Nativa
Cyperaceae	<i>Cyperus sesquiflorus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Cyperaceae	<i>Eleocharis viridans</i>	Perenne	Estival	Nativa
Cyperaceae	<i>Fimbristylis autumnalis</i>	Perenne	Estival	Nativa
Cyperaceae	<i>Fimbristylis sp.</i>	Perenne	Estival	Nativa
Cyperaceae	<i>Fimbristylis spadicea</i>	Perenne	Estival	Nativa
Cyperaceae	<i>Rhynchospora tenuis</i>	Perenne	Estival	Nativa
Cyperaceae	<i>Scleria sellowiana</i>	Perenne	Estival	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia hirtella</i>	Anual	Estival	Nativa
Fabaceae	<i>Adesmia bicolor</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Fabaceae	<i>Desmanthus virgatus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Fabaceae	<i>Desmodium incanum</i>	Perenne	Estival	Nativa
Fabaceae	<i>Galactia marginalis</i>	Perenne	Estival	Nativa
Fabaceae	<i>Macropodium prostratum</i>	Perenne	Estival	Nativa
Fabaceae	<i>Medicago lupulina</i>	Anual	Invernal	Exótica
Fabaceae	<i>Rhynchosia tomentosa</i>	Perenne	Estival	Nativa
Fabaceae	<i>Trifolium polymorphum</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Fabaceae	<i>Vicia graminea</i>	Anual	Invernal	Nativa
Fabaceae	<i>Vicia nana</i>	Anual	invernal	Nativa
Gentianaceae	<i>Centaurium pulchellum</i>	Anual	Invernal	Exótica
Hypoxidaceae	<i>Hypoxis decumbens</i>	Perenne	Estival	Nativa
Iridaceae	<i>Herbertia lahue</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Iridaceae	<i>Sisyrinchium spp.</i>	Anual	Invernal	Nativa
Juncaceae	<i>Juncus bufonius</i>	Anual	Invernal	Nativa
Juncaceae	<i>Juncus capillaceus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Juncaceae	<i>Juncus dichotomus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Juncaceae	<i>Juncus imbricatus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Juncaceae	<i>Juncus marginatus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Juncaceae	<i>Juncus microcephalus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Juncaceae	<i>Juncus spp.</i>	Perenne	Estival	Nativa
Lamiaceae	<i>Condea floribunda</i>	Perenne	Estival	Nativa
Lamiaceae	<i>Scutellaria racemosa</i>	Perenne	Estival	Nativa
Linaceae	<i>Cliococca selaginoides</i>	Perenne	Invernal	Nativa

Familia	Especie	Hábito de vida	Ciclo de producción	Origen
Lythraceae	<i>Cuphea glutinosa</i>	Perenne	Estival	Nativa
Lythraceae	<i>Heimia salicifolia</i>	Perenne	Estival	Nativa
Malvaceae	<i>Krapovickasia flavescens</i>	Perenne	Estival	Nativa
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i>	Perenne	Estival	Nativa
Malvaceae	<i>Sida spinosa</i>	Perenne	Estival	Nativa
Malvaceae	<i>Wissadula glechomaefolia</i>	Perenne	Estival	Nativa
Melastomataceae	<i>Chaetogastra gracilis</i>	Perenne	Estival	Nativa
Moraceae	<i>Dorstenia brasiliensis</i>	Perenne	Estival	Nativa
Myrtaceae	<i>Eucalyptus grandis</i>	Perenne		Exótica
Myrtaceae	<i>Psidium salutare var. mucronatum</i>	Perenne	Estival	Nativa
				Nativa
Myrtaceae	<i>Psidium salutare var. Sericeum</i>	Perenne	Estival	
Onagraceae	<i>Oenothera parodiana</i>	Perenne	Estival	Nativa
Ophioglossaceae	<i>Ophioglossum crotalophoroides</i>	Perenne	Perenne	Nativa
Oxalidaceae	<i>Oxalis sp</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Pinaceae	<i>Pinus taeda</i>	Perenne		Exótica
Plantaginaceae	<i>Angelonia integerrima</i>	Perenne	Estival	Nativa
Plantaginaceae	<i>Callitriche deflexa</i>	Anual	Invernal	Nativa
Plantaginaceae	<i>Plantago myosurus</i>	Anual	Invernal	Nativa
Plantaginaceae	<i>Stemodia verticillata</i>	Anual	Invernal	Nativa
Plantaginaceae	<i>Veronica peregrina</i>	Anual	Invernal	Exótica
Plantaginaceae	<i>Veronica persica</i>	Anual	Invernal	Exótica
Poaceae	<i>Agrostis montevidensis</i>	Anual	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Amelichloa brachychaeta</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Andropogon lateralis</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Andropogon selloanus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Andropogon ternatus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Anthaenanthia lanata</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Aristida venustula</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Axonopus fissifolius</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Axonopus suffultus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Botriochloa laguroides</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Briza minor</i>	Anual	Invernal	Exótica
Poaceae	<i>Bromidium tandilense</i>	Anual	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Chascolytrum poomorphum</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Chascolytrum subaristatum</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Cinnagrostis alba</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i>	Perenne	Estival	Exótica

Familia	Especie	Hábito de vida	Ciclo de producción	Origen
Poaceae	<i>Danthonia cirrata</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Dichanthelium sabulorum</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Digitaria eriostachya</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Digitaria sanguinalis</i>	Anual	Estival	Exótica
Poaceae	<i>Eleusine tristachya</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Eragrostis airoides</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Eragrostis lugens</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Eragrostis neesii</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Eustachys paspaloides</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Festuca australis</i>	Anual	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Jarava plumosa</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Melica brasiliana</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Mnesithea selloana</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Nassella hyalina</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Nassella neesiana</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Panicum bergii</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Paspalum dilatatum</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Paspalum nicorae</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Paspalum notatum</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Paspalum plicatulum</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Paspalum quadrifarium</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Paspalum rufum</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Paspalum urvillei</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Phalaris angusta</i>	Anual	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Piptochaetium bicolor</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Piptochaetium montevidense</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Piptochaetium stipoides</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Poa annua</i>	Anual	Invernal	Exótica
Poaceae	<i>Schizachyrium microstachyum</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Schizachyrium tenerum</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Setaria parviflora</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Setaria vaginata</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Sorghastrum pellitum</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Sporobolus indicus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Steinchisma hians</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Stipa sp.</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Poaceae	<i>Trachypogon spicatus</i>	Perenne	Estival	Nativa
Poaceae	<i>Tridens brasiliensis</i>	Perenne	Estival	Nativa
Polygonaceae	<i>Poligonum hydropiperoides</i>	Perenne	Estival	Nativa

Familia	Especie	Hábito de vida	Ciclo de producción	Origen
Primulaceae	<i>Anagallis arvensis</i>	Anual	Invernal	Exótica
Primulaceae	<i>Centunculus minimus</i>	Anual	Invernal	Exótica
Pteridaceae	<i>Adiantopsis chlorophylla</i>	Perenne		Nativa
Ranunculaceae	<i>Ranunculus platensis</i>	Anual	Invernal	Nativa
Rubiaceae	<i>Galium richardianum</i>	Perenne	Invernal	Nativa
Rubiaceae	<i>Richardia humistrata</i>	Perenne	Estival	Nativa
Rubiaceae	<i>Richardia stellaris</i>	Perenne	Estival	Nativa
Scrophulariaceae	<i>Verbascum virgatum</i>	Perenne	Invernal	Exótica
Solanaceae	<i>Bouchetia anomala</i>	Perenne	Estival	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum chenopodioides</i>	Perenne	Estival	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum commersonii</i>	Perenne	Estival	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum sarrachoides</i>	Anual	Estival	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum sisymbriifolium</i>	Perenne	Estival	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum spp.</i>	Perenne	Estival	Nativa
Turneraceae	<i>Turnera sidoides</i>	Perenne	Estival	Nativa
Urticaceae	<i>Parietaria debilis</i>	Anual	Invernal	Exótica
Violaceae	<i>Pombalia parviflora</i>	Perenne	Estival	Nativa
Verbenaceae	<i>Verbena litoralis</i>	Perenne	Estival	Nativa
Verbenaceae	<i>Verbena montevidensis</i>	Perenne	Estival	Nativa
Verbenaceae	<i>Verbena rigida</i>	Perenne	Estival	Nativa