

**“EFECTO DE LA QUEMA CONTROLADA SOBRE LA
VEGETACIÓN Y EL BANCO DE SEMILLAS DE
GRAMÍNEAS EN LA REGIÓN DEL CALDENAL.
PROVINCIA DE LA PAMPA”**

Ricardo Daniel ERNST

Trabajo de Tesis para ser presentado como requisito
parcial para optar al Título de

**MAGISTER EN PRODUCCIÓN AGROPECUARIA
EN REGIONES SEMIÁRIDAS**

**FACULTAD DE AGRONOMÍA
UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA**



Universidad Nacional
de La Pampa



**Santa Rosa, La Pampa, Argentina
4 de Julio de 2014**



Universidad Nacional
de La Pampa



**“EFECTO DE LA QUEMA CONTROLADA SOBRE LA
VEGETACIÓN Y EL BANCO DE SEMILLAS DE
GRAMÍNEAS EN LA REGIÓN DEL CALDENAL.
PROVINCIA DE LA PAMPA”**

Ricardo Daniel ERNST

Dr. Ernesto A. F. Morici
Director de tesis

Integrantes de la Comisión de Seguimiento

Dra. Liliana Privitello

Dra. María de los Ángeles Ruiz

MSc. Edgardo Adema



Universidad Nacional
de La Pampa



**“EFECTO DE LA QUEMA CONTROLADA SOBRE LA
VEGETACIÓN Y EL BANCO DE SEMILLAS DE
GRAMÍNEAS EN LA REGIÓN DEL CALDENAL.
PROVINCIA DE LA PAMPA”**

Ricardo Daniel ERNST

Aprobado por:

Dra. Liliana Privitello

Dra. María de los Ángeles Ruiz

MSc. Edgardo Adema

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer:

A la Universidad Nacional de la Pampa, Facultad de Agronomía y Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam, por otorgarme el espacio físico y las facilidades técnicas y económicas para el desenvolvimiento de todas las actividades de elaboración de la presente tesis.

A mi director Dr. Ernesto Morici, por la contribución académica y el apoyo humano, ambos factores imprescindibles para el desarrollo y finalización de esta tesis.

A la Comisión de Seguimiento por las correcciones y sugerencias brindadas durante todo el desarrollo de la tesis.

A Defensa Civil por haber organizado y realizado con éxito la quema controlada.

Al Dr. Walter Muiño, por el aporte intelectual y la ayuda en las tareas de campaña, en las cuales se realizaron los muestreos.

Al Dr. Aníbal Prina por su asesoramiento y recomendaciones.

Al Dr. Daniel Estelrich por brindarme un espacio en su lugar de trabajo y por sus valiosos consejos.

Y por último a mi esposa e hijas, quienes estuvieron presentes durante todo el desarrollo de la tesis.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE TABLAS	xiii
ÍNDICE DE FIGURAS	xv
ANEXO	xvii
RESUMEN	xix
ABSTRACT	xxi
INTRODUCCIÓN	1
Hipótesis y Objetivos	3
Estructura de la tesis	4
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	7
Pastizales naturales	7
Heterogeneidad de la vegetación	11
Deterioro ecológico	12
Banco de semillas del suelo	14
Distribución horizontal y vertical del banco de semillas	16
Descripción y comparación de metodologías para evaluar el banco de semillas	18
Fuegos naturales y controlados: características y comportamiento	24
Características generales de la región del Caldenal	28
Localización	28
Clima	30
Suelo	31
Erosión	31
Vegetación	31
MATERIALES Y MÉTODOS	33
Descripción y localización del área de estudio	33
Metodología de trabajo	34

Selección de las áreas de muestreo	34
Determinación de la biomasa aérea vegetal	37
Realización de la quema prescrita	37
Medición de las temperaturas alcanzadas por el fuego en el suelo	38
Evaluación de la vegetación	43
Análisis del banco de semillas germinable.....	44
Extracción de las muestras de suelo.....	44
Procesamiento de las muestras de suelo	47
Identificación de diásporas y plántulas.....	48
Descripción de diásporas identificadas	48
Extracción y contabilización de plántulas.....	55
Cálculo de densidad de plántulas.....	55
Análisis estadístico	56
RESULTADOS	57
Comportamiento de la vegetación	57
Biomasa aérea acumulada	57
Temperaturas alcanzadas por el fuego en el suelo	57
Especies censadas	58
Cobertura aérea	59
Cobertura del parche forrajero	59
Cobertura del parches no forrajero	60
Cobertura del parche arbustivo	61
Variación de la cobertura de especies forrajeras y no forrajeras	62
Comportamiento del banco de semillas: etapa pre y post quema controlada.....	64
Parches forrajeros.....	65
Parches No Forrajeros.....	66
Parches Arbustivos	66

Comportamiento del banco de semillas: etapa pre y post dispersión	68
Parches forrajeros.....	68
Parches No Forrajeros.....	69
Parches Arbustivos	70
Comportamiento del banco de semillas de gramíneas forrajeras y no forrajeras	71
DISCUSIÓN	75
Comportamiento de la vegetación	75
Biomasa aérea acumulada y temperaturas alcanzadas en el suelo	75
Cobertura aérea	77
Etapa pre y post quema.....	77
Etapa pre y post dispersión	78
Cobertura de especies forrajeras y no forrajeras.....	80
Comportamiento del banco de semillas: etapa pre y post quema controlada.....	82
Fracción broza o mantillo.....	82
Fracción 0-2 centímetros de profundidad.....	85
Fracción 2-4 centímetros de profundidad.....	88
Comportamiento del Banco de semillas: etapa pre y post dispersión	90
Comportamiento del banco de semillas de gramíneas forrajeras y no forrajeras	95
CONCLUSIONES	99
RECOMENDACIONES DE MANEJO	100
BIBLIOGRAFÍA	103
ANEXO	129

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Descripción de especies censadas en el área de estudio	58
Tabla 2. Descripción de especies halladas en el banco de semillas germinable	64
Tabla 3. Densidad de plántulas de gramíneas pre y post quema controlada del parche forrajero (Plántulas.m ⁻²).	65
Tabla 4. Densidad de plántulas de gramíneas pre y post quema controlada del parche no forrajero (Plántulas.m ⁻²).	66
Tabla 5. Densidad de plántulas de gramíneas pre y post quema controlada del parche arbustivo (Plántulas.m ⁻²).	67
Tabla 6. Densidad de plántulas de gramíneas pre y post diseminación de diásporas del parche forrajero (Plántulas.m ⁻²).	69
Tabla 7. Densidad de plántulas de gramíneas pre y post diseminación de diásporas del parche no forrajero (Plántulas.m ⁻²).	69
Tabla 8. Densidad de plántulas de gramíneas pre y post diseminación de diásporas del parche arbustivo (Plántulas.m ⁻²).	70

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución mundial de pastizales naturales	8
Figura 2. Distribución de regiones de pastizales, montes y sabanas en Sudamérica	9
Figura 3. Ecorregiones de Argentina.	10
Figura 4. Clasificación de la metodología para el estudio del banco de semillas del suelo	19
Figura 5. Tierra esterilizada o cama de siembra	21
Figura 6. Muestra de suelo puesta a germinar	21
Figura 7. Ubicación geográfica del área de estudio	29
Figura 8. Temperatura y precipitaciones medias mensuales (1977-2001).....	30
Figura 9. Ubicación satelital del potrero	33
Figura 10. Parche dominado por especies forrajeras	35
Figura 11. Parche dominado por especies no forrajeras	35
Figura 12. Parche arbustivo	35
Figura 13. Personal de Defensa Civil antes de comenzar con la quema	39
Figura 14. Inicio de la quema prescrita.....	39
Figura 15. Conjunto de crayones colocados (a) sobre la superficie del suelo y (b) a 2 y 4 cm de profundidad.....	41
Figura 16. Cilindro utilizado para la toma de muestras de suelo	45
Figura 17. Subdivisión de la muestra de suelo	45
Figura 18. Restos de diáspora y zona basal de plántula de <i>Piptochaetium napostaense</i>	49
Figura 19. Restos de diáspora y zona basal de plántula de <i>Poa ligularis</i>	49
Figura 20. Restos de diáspora de <i>Jarava ichu</i>	51
Figura 21. Restos de diáspora y zona basal de plántula de <i>Nassella trichotoma</i>	51
Figura 22. Restos de diáspora y zona basal de plántula de <i>Nassella tenuissima</i>	53
Figura 23. Lupa binocular, pinza y aguja histológica.	53

Figura 24. Biomasa aérea acumulada antes de la quema prescrita.	57
Figura 25. Temperaturas máximas alcanzadas en el suelo bajo distintos tipos de vegetación a diferentes profundidades	58
Figura 26. Variación de la cobertura de vegetación, suelo y broza (%) del Parche Forrajero.....	60
Figura 27. Variación de la cobertura de vegetación, suelo y broza (%) del Parche No Forrajero	61
Figura 28. Variación de la cobertura de vegetación, suelo y broza (%) del Parche Arbustivo	61
Figura 29. Cobertura de especies forrajeras y no forrajeras (%) del Parche Forrajero.....	62
Figura 30. Cobertura de especies forrajeras y no forrajeras (%) del Parche No Forrajero.....	63
Figura 31. Cobertura de especies forrajeras y no forrajeras (%) del Parche Arbustivo	63
Figura 32. Densidad total de plántulas del Parche Forrajero (Plántulas.m ⁻²).	71
Figura 33. Densidad total de plántulas del Parche No Forrajero (Plántulas.m ⁻²).	72
Figura 34. Densidad total de plántulas del Parche Arbustivo (Plántulas.m ⁻²).....	72

ANEXOS

Anexo 1. Variación de la cobertura vegetal del estrato gramito-herbáceo, cobertura de broza y proporción de suelo (%)	129
Anexo 2. Variación de la cobertura de especies forrajeras y no forrajeras (%)	130
Anexo 3. Variación de las temperaturas del fuego en los parches forrajeros	131
Anexo 4. Variación de las temperaturas del fuego en los parches no forrajeros	132
Anexo 5. Variación de las temperaturas del fuego en los parches arbustivos	133
Anexo 6. Densidad total de plántulas de gramíneas según la época de muestreo (Plántulas.m ⁻²).	134

RESUMEN

El uso excesivo del pastizal del bosque de *Prosopis caldenia* ha ocasionado cambios estructurales de la vegetación, transformando estas áreas en sitios de muy baja receptividad ganadera. En el bosque de Caldén, el pastoreo por parte de los herbívoros domésticos provocó la disminución de las especies forrajeras (*Poa ligularis* y *Piptochaetium napostaense*) y simultáneamente aumentaron las especies no forrajeras (*Jarava ichu*, *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma*), colonizando éstas, los espacios generados por la desaparición de las especies palatables. A su vez, esto provocó el cambio de ocurrencia en la frecuencia de fuegos naturales, siendo reemplazados por fuegos de gran intensidad, perturbando la vegetación existente y el banco de semillas del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el comportamiento de la estructura de la vegetación y del banco de semillas germinable del suelo de los distintos parches existentes en un sitio del Caldénal antes y después de una quema prescrita y al año de producida la misma, teniendo en cuenta las temperaturas alcanzadas en el perfil del suelo y las distintas profundidades de enterrado de las diásporas. Para caracterizar la vegetación se realizaron determinaciones de cobertura (total, por especies forrajeras y no forrajeras y biomasa acumulada). Para ello se delimitaron parches de vegetación: forrajeros (dominados por gramíneas forrajeras), no forrajeros (dominado por gramíneas no forrajeras) y arbustivos (presencia de arbustos y con predominio de especies no forrajeras) con cinco repeticiones cada uno. Con respecto al banco de semillas, usando los mismos parches de vegetación, se tomaron cinco muestras de suelo por área, las que fueron extraídas por medio de un cilindro metálico de seis centímetros de diámetro y cuatro de profundidad, dividiéndolas en tres submuestras: broza, 0-2 y 2-4 centímetros. Se utilizó el método de germinación directa para determinar la densidad de plántulas emergidas. Los parches dominados por especies forrajeras presentaron una recuperación de la vegetación, debido a la menor temperatura soportada durante la quema prescrita. Mientras que los parches no forrajeros y arbustivos, al alcanzar una mayor temperatura por el fuego, su recuperación fue más lenta. En el banco de semillas de las áreas forrajeras, antes y después de la quema, se observó que se mantiene la densidad de especies forrajeras, gracias al aporte de diásporas de producen *Poa ligularis* y *Piptochaetium napostaense* y que luego de la dispersión aumenta notablemente la densidad de plántulas de estas especies. En cambio, el banco de semillas de los parches no forrajeros y arbustivos se observa que luego de la quema existe una reducción en el número de semillas germinadas debido a la mayor

temperatura alcanzada. Luego de la dispersión de semillas, en las áreas no forrajeras se observa un incremento en la presencia de plántulas de gramíneas forrajeras. En las áreas arbustivas esta recuperación es aún mayor, debido al efecto nodriza que generan los arbustos. Las diásporas de gramíneas forrajeras y no forrajeras tienen distintos comportamientos ante la quema prescrita. *Poa ligularis* y *Jarava ichu* son dispersadas por el viento y quedan retenidas en la broza, mientras que *Piptochaetium napostaense*, *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma* al presentar mecanismos de autosiembra evitan la acción del fuego. Las quemas prescritas afectan a la vegetación y al banco de semillas en forma positiva o negativa, dependiendo de la especie en consideración y de la profundidad de enterrado, esto se refleja en una mayor o menor germinación.

Palabras claves: bosque de Caldén, fuego, propágulos.

Abstract

The excessive use of *Prosopis caldenia* forest pasture has caused structural changes in vegetation, turning these areas into places of very low livestock receptivity. In the calden forest, domestic cattle grazing activities caused the decrease of forage species (*Poa ligularis* and *Piptochaetium napostaense*) and, at the same time, the increase of non forage ones (*Jarava ichu*, *Nassella tenuissima*, and *Nassella trichotoma*), the last varieties setting up in spots produced by the extinction of the former species. In turn, this situation produced a change in the frequency and extent of natural fires which have been replaced by high intensity fires, disturbing the existing vegetation as well as the soil germinable seed bank. The objective of this work is to assess the behaviour of vegetation structure and the soil germinable seed bank in different spots of the calden forest, before and after a prescribed burning, and one year after its occurrence, taking into account the temperatures reached by the soil profile and the different diaspora depths. To characterize the type of vegetation, cover determinations were carried out (total, by forage and non-forage species, and according to accumulated biomass). Thus, vegetation patches were delimited: forage (dominated by grass forage), non-forage (dominated by non-grass forage), and brush (presence of shrubs and predominantly non-forage species), replicating each of them five times. In relation to the seed bank, five soil samples per area were taken from the same patches of vegetation. Extraction was carried out using a 6 cm. diameter and 4 cm. depth metallic cylinder; samples were divided into three subgroups: brush, 0--2 and 2-4 cm. The direct germination method was used to determine the density of emerged seedlings. Patches dominated by palatable species showed a better recovery of vegetation, owing to lower temperatures during the prescribed burning, while patches dominated by non palatable species and brush had slower recovery rates owing to higher temperatures reached due to fires. Both before and after the burning, the seed bank in areas dominated by palatable grasses, revealed a constant density of palatable species owing to the diaspora contribution of *Poa ligularis* and *Piptochaetium napostaense* and their later dispersal, fact which significantly increased the density of seedlings of these species. On the other hand, in the seed bank of patches with non palatable species and brush, a reduction of the number of germinated seeds after burning was observed because of the higher temperatures reached. After seed dispersal, an increase of seedlings of palatable grasses was observed in areas dominated by non palatable species. In areas dominated by brush, this recovery is still

higher, owing to the nursery effect produced by bushes. Palatable and non palatable grasses perform differently before a prescribed burning. *Poa ligularis* and *Jarava ichu* are dispersed by the wind and are retained by the shrub, while *Piptochaetium napostaense*, *Nassella tenuissima*, and *Nassella trichotoma* avoid the deleterious action of fires, burying themselves in the soil. Prescribed burnings may affect the vegetation and the seed bank positively or negatively, depending on the species considered and the diaspora burying depth. This, in turn, is reflected in a larger or lower germination.

Key words: Calden forest, fire, propagules.

INTRODUCCIÓN

En los pastizales naturales de la región del Caldenal en la provincia de La Pampa y en particular en áreas con pastizales naturales, el efecto del pastoreo, talas indiscriminadas, sequías y fuegos han producido profundos cambios en la vegetación y en el suelo (Cano, 1969). Esto provocó el reemplazo de especies nativas apetecidas por los herbívoros por especies de menor valor forrajero o exóticas, dando lugar a sistemas de muy baja receptividad ganadera (Estelrich & Cano, 1985; Morici *et al.*, 2009).

En particular el fuego es un fenómeno de gran impacto ecológico que promueve profundos cambios tanto en los paisajes como en la estructura y composición de la vegetación. Los fuegos en bosques y pastizales naturales destruyen la cobertura vegetal y modifican las condiciones de fertilidad de los suelos, afectando la disponibilidad de nutrientes, el contenido de materia orgánica, humedad, condicionando la capacidad de regeneración de las especies vegetales (Kozłowski, 2002). Además, el fuego, puede alterar la composición de una comunidad vegetal según la resistencia relativa de cada especie y sus habilidades para rebrotar (Boó *et al.*, 1997).

La recuperación de la vegetación post incendio depende, en gran medida, del régimen de disturbio y de su intensidad al que ha estado expuesta la comunidad a lo largo de su historia evolutiva, de las condiciones ambientales que permitan la expresión de las mismas y de la existencia y composición del banco de semillas (Kozłowski, 2002).

Las comunidades vegetales contienen una población de semillas viables enterradas o depositadas en la broza, que es denominado banco de semillas. Este constituye una fuente de información y de nuevos individuos, especialmente después de un disturbio (Roberts, 1981). Si la vegetación es alterada, el banco de semillas actúa como un reservorio de información genética (Templeton & Levin, 1979). Harper (1977) define el banco de semillas como una agrupación de semillas no germinadas o capaces de

El término "semilla" utilizado en el presente trabajo no corresponde al concepto botánico de semilla, sino que se refiere a la unidad de propagación o diáspora que presentan las gramíneas incluyendo a la semilla junto a otras estructuras anexas (glumelas y artejo de la raquilla).

Diáspora o disemínulo: "consiste en el embrión o conjunto de embriones y el complejo orgánico acompañante que la planta separa de sí para la propagación y conservación (Font Quer, 1982)".

germinar cuya persistencia dependerá de la capacidad de mantenerse viable en el tiempo, eludiendo enfermedades, depredadores o alguna clase de disturbio. A su vez representa un concepto dinámico, ya que existe un flujo continuo de aportes y pérdidas de diásporas que le confieren una dimensión espacial (Garwood, 1989; Reiné Viñales, 2002).

La formación del banco de semillas se inicia con la dispersión y finaliza con la germinación o muerte de las semillas (De Souza *et al.*, 2006; Cornachione, 2008). Según Glenn-Lewin *et al.* (1992), el éxito de la dispersión depende de cinco factores estrictamente vinculados con las diásporas: cantidad producida, forma de transporte, período y distancia de dispersión e índice de semillas dispersas.

Otro mecanismo que contribuye a la sobrevivencia de las especies y formación del banco de semillas es la distribución de la germinación en el tiempo. De esta manera, todas las diásporas producidas y dispersadas en un determinado año no necesariamente germinarán enseguida. Muchas de estas semillas pueden permanecer en estado de dormición o presentar algún impedimento para germinar una vez caída al suelo (Ribas *et al.*, 1996; Thompson *et al.*, 1997).

La germinación constituye un conjunto de procesos metabólicos y morfogenéticos que tienen como resultado la transformación de un embrión en una plántula capaz de valerse por sí misma y transformarse en una planta fotosintéticamente competente (Romero, 1989). Tanto la dispersión como la germinación son las etapas más críticas y vulnerables de las plantas (Capulín Grande *et al.*, 2010).

La sucesión secundaria es ampliamente dependiente de las diásporas disponibles para la germinación. Esas semillas pueden reflejar el estado potencial de la sucesión secundaria y por lo tanto proveen un indicio de lo que puede ocurrir cuando las condiciones sean apropiadas para la germinación (Benvenuti, 2007).

La estructura y densidad del banco de semillas es muy heterogénea pudiendo variar dentro de una amplia escala espacial, siendo desde un micrositio, unos pocos metros cuadrados o una región (Gillson, 2004). Esto influye en la distribución horizontal y vertical del banco, donde la localización de las especies actuales y del pasado como los patrones de dispersión de las semillas tiene marcada influencia (Dalling *et al.*, 1994).

Las semillas y las plantas en crecimiento son partes complementarias en las poblaciones vegetales y es difícil interpretar la dinámica de una parte sin el

conocimiento de la otra. A fin de practicar un manejo adecuado de la vegetación natural es de fundamental importancia poseer conocimientos básicos sobre su dinámica, como así también de los posibles cambios y respuestas frente a determinados procesos capaces de modificarla tales como fuegos, sobrepastoreo, sequías, etc. (Auestad *et al.*, 2013). Esto permitirá tener conocimientos de la disponibilidad y composición de semillas viables (Márquez *et al.*, 2002), de su variación estacional y sus estados de dormancia (Mayor, 1996).

El análisis cuali y cuantitativo del banco de semillas provee información sobre la posible evolución de la vegetación natural luego de un disturbio y permite conocer la composición florística, la abundancia relativa de especies y la distribución potencial de la vegetación (Bekker *et al.*, 1997; Acosta & Agüero, 2001).

El presente trabajo se orienta a responder los siguientes interrogantes: ¿Cómo afecta la quema controlada los distintos parches de vegetación?, ¿Cuál es el impacto real de fuego en los bancos de semillas de gramíneas, según sea la profundidad de enterrado de las diásporas?, ¿En qué medida éstas son estimuladas para su germinación o muertas por la acción del fuego?, ¿De qué manera este disturbio afecta a la germinación de las diásporas teniendo en cuenta el parche de vegetación donde se encuentran?, ¿es la temperatura del fuego el factor exclusivo que promueve la germinación de semillas?

Hipótesis y Objetivos

En función a la problemática planteada las hipótesis de este trabajo son las siguientes:

H1: Las distintas intensidades de calor que provoca la quema controlada, determinado por la cantidad de biomasa combustible y el poder calórico liberado, afecta el estrato gramíneo herbáceo y el banco de semillas del suelo.

H2: Luego de realizada la quema controlada la densidad de semillas depositadas en el suelo o enterradas se benefician o perjudican según la especie y el área de vegetación considerada.

H3: La influencia de la cobertura de los arbustos favorece una mayor acumulación de diásporas en el suelo en comparación con espacios abiertos.

De acuerdo a las hipótesis establecidas se formuló el siguiente objetivo general:

- Evaluar el impacto que produce la quema controlada, en un área del Caldenal de la provincia de La Pampa, sobre la vegetación presente y el banco de semillas.

Para cumplimentar dicho objetivo general se propusieron los siguientes objetivos específicos:

- Evaluar y determinar el comportamiento de la vegetación en cada una de las áreas seleccionadas en distintas etapas (pre y post quema controlada y pre y post dispersión de semillas),

- Determinar y clasificar, antes de la quema controlada, el material combustible o biomasa aérea acumulada del estrato gramíneo-herbáceo en distintos parches de vegetación.

- Determinar la variación de la temperatura máxima alcanzada por la quema controlada en diferentes parches de vegetación y profundidades de suelo.

- Evaluar la composición y densidad del banco de semilla germinable de gramíneas en distintos parches de vegetación del Caldenal,

- Evaluar el banco de semillas germinable de gramíneas en distintos momentos (pre y post quema y pre y post dispersión de semillas).

- Evaluar la distribución horizontal de las diásporas presentes en el banco de semillas germinable de acuerdo a la profundidad de muestreo realizada.

Estructura de la tesis

Con el objetivo de facilitar la lectura e interpretación del trabajo de tesis, el mismo se presenta con la siguiente estructura general: Revisión Bibliográfica, Materiales y Métodos, Resultados, Discusión, Conclusiones y Recomendaciones de Manejo.

La Revisión Bibliográfica comprende bibliografía de trascendencia y pertinente sobre los siguientes temas: pastizales naturales, heterogeneidad de la vegetación, deterioro ecológico, banco de semillas del suelo, su distribución horizontal y vertical, descripción y comparación de metodologías para evaluar el banco de semillas, fuegos naturales y controlados y por último la caracterización y ubicación de la región de estudio.

En la parte de Materiales y Métodos se describe el área de estudio seguido por la metodología de trabajo la que se divide en dos partes: análisis de vegetación y análisis del banco de semillas germinable (trabajos de campo, invernáculo y de gabinete).

Luego se presentan los Resultados, los que están divididos en cuatro partes: comportamiento de la vegetación (biomasa combustible, temperaturas del fuego y cobertura de la vegetación), comportamiento del banco de semilla: etapa pre y post quema controlada, etapa pre y post dispersión de diásporas y banco de semillas de gramíneas forrajeras y no forrajeras.

La Discusión está dividida de la misma manera que los resultados, donde se discute el comportamiento de la vegetación en sus distintas etapas (etapa pre y post quema controlada y etapa pre y post diseminación) mientras que la parte de banco de semillas se analiza según la profundidad de enterrado de las diásporas en los distintos parches. Por último, se detallan las Conclusiones y Recomendaciones de Manejo.

REVISION BIBLIOGRÁFICA

Pastizales naturales

Stoddart *et al.* (1975) define a los pastizales naturales como aquellas áreas que por razones de limitaciones físicas tales como temperaturas extremadamente bajas, precipitaciones reducidas o erráticas, topografía accidentada, suelos pobremente drenados, salitrosos, arenosos, infértiles y/o poco profundos donde a los actuales métodos de cultivo no se adecuan y constituyen una fuente de forraje basadas en plantas nativas para animales domésticos o silvestres y que además pueden ser aprovechadas como productoras de madera, leña, carbón o como recurso recreativo del ser humano.

Los pastizales naturales de ecosistemas de regiones áridas y semiáridas son usados como áreas de pastoreo (Ayoub, 1998). Se caracterizan por la distribución de la vegetación en parches (Maestre & Cortina, 2005; Morici *et al.*, 2009) y por la existencia de tasas de reemplazo y fraccionamiento que han sufrido en los últimos años (Carreño & Viglizzo, 2007; Demaría *et al.*, 2008; Roberto *et al.*, 2008; Viglizzo *et al.*, 2011).

Según Rebollo & Gómez-Sal (2003) los pastizales naturales son ecosistemas dinámicos susceptibles de encontrarse en estados de equilibrio donde es compatible la explotación y la conservación o por el contrario, ubicándose en los estados degradados como consecuencia del manejo realizado sobre este a lo largo del tiempo.

En los últimos años se ha incorporado a las distintas definiciones de pastizales el concepto de servicio ecosistémico, brindando distintas funciones como: reservorio de carbono, buffer de temperaturas, contención de suelos en altas cuencas, etc. (Sala *et al.*, 2013).

Del total de la superficie del planeta, aproximadamente el 55% (2490 millones de hectáreas) corresponde a tierras consideradas pastizales naturales (Huss *et al.*, 1986).

Estos son considerados como el principal tipo de vegetación en el mundo (Sala *et al.*, 2013), donde se pueden encontrar formaciones leñosas, bosques, praderas, desiertos o tundra (Estell *et al.*, 2012) (Fig. 1).

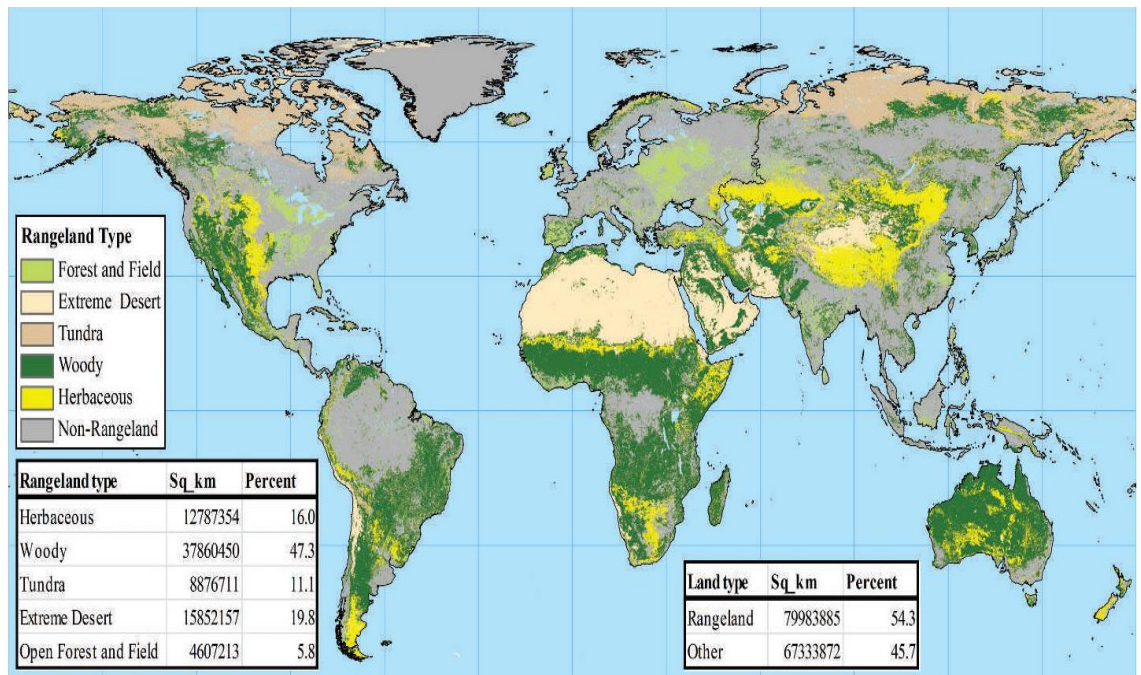


Figura 1. Distribución mundial de pastizales naturales (Estell *et al.*, 2012).

Teniendo en cuenta la superficie ocupada por los pastizales naturales en el mundo la formación vegetal más representativa es la leñosa o arbustiva ocupando el 47% de la superficie del planeta, le sigue en orden de importancia los desiertos, ocupando el 20%. Por su parte los pastizales de herbáceas y de tundra ocupan una superficie del 16 y 11% respectivamente (Fig. 1).

La mayoría de estas áreas están asociadas a climas que tienen una marcada estación seca, experimentan incendios frecuentes y/o tienen condiciones de suelos que limitan el crecimiento de las plantas (Estell *et al.*, 2012) (Fig. 1).

En América los pastizales naturales ocupan una superficie muy importante del territorio, incluyendo pastizales puros, arbustales, sabanas, bosques, estepas, etc. Dentro de Sudamérica los pastizales naturales están formados por pastizales y sabanas (Llanos del norte de Sudamérica), matorrales secos espinosos (Caatinga), bosques secos y abiertos (Chaco), arbustales (Monte), pastizales (Pampas) y estepa arbustiva árida (Patagonia), ocupando una superficie aproximada del 40 % del territorio (Fernández *et al.*, 2009) (Fig. 2).

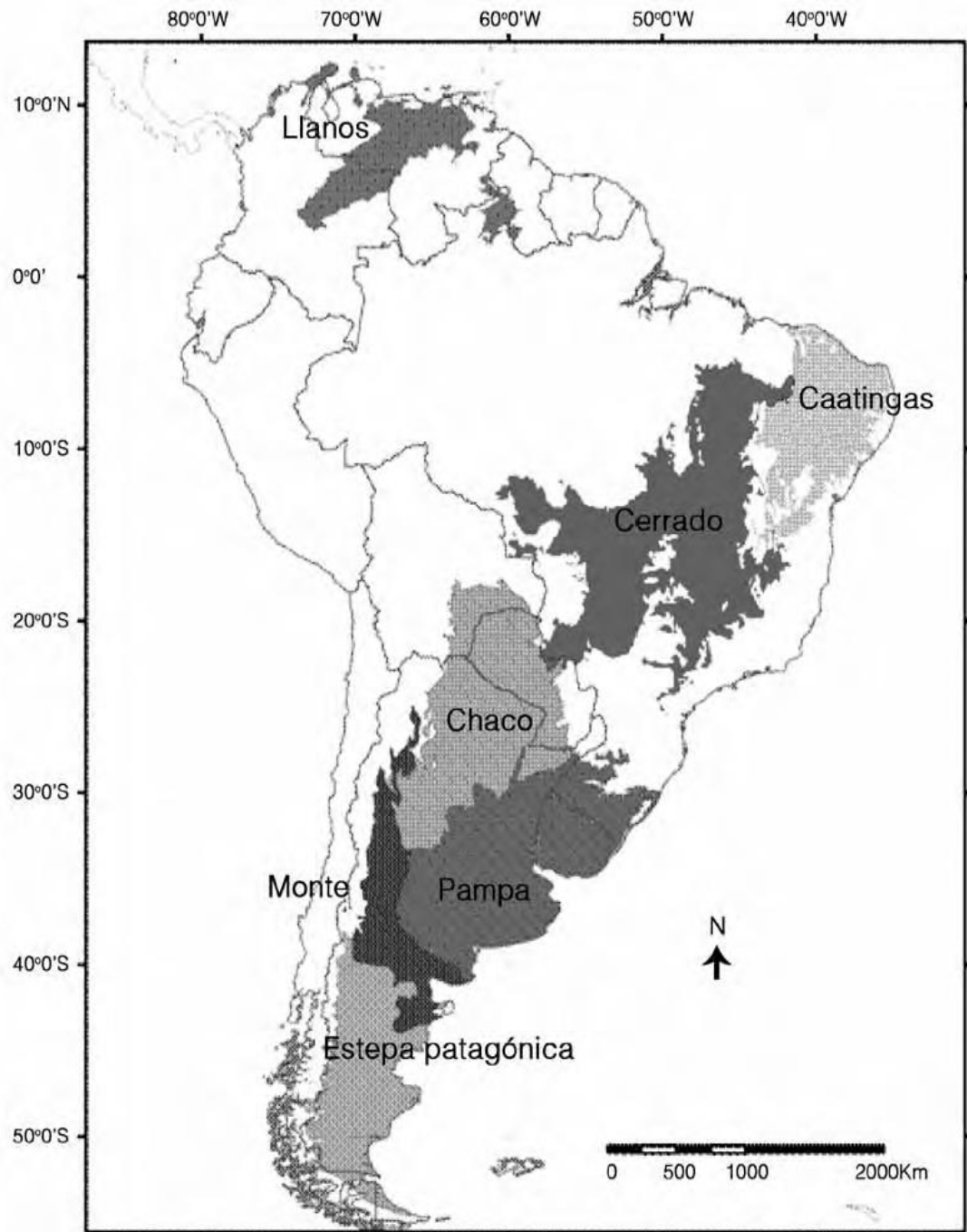


Figura 2. Distribución de regiones de pastizales, montes y sabanas en Sudamérica (Fernández *et al.*, 2009).

En Argentina desde el punto de vista de estructura y función, más de dos tercios de la superficie están ocupados por áreas de pastizales áridos y semiáridos (Fig. 3). Estas áreas son: Patagonia (23%), Monte (22,2%), Pampeana (7,4%), oeste del Chaco (11,2%) y la Puna (7%) (Fernández & Paruelo, 1988; Nazar Anchorena, 1988). Si a esto se le agregan los pastizales naturales correspondientes a regiones húmedas de las provincias del litoral, norte de Santa Fe, este del Chaco y Formosa, el área total

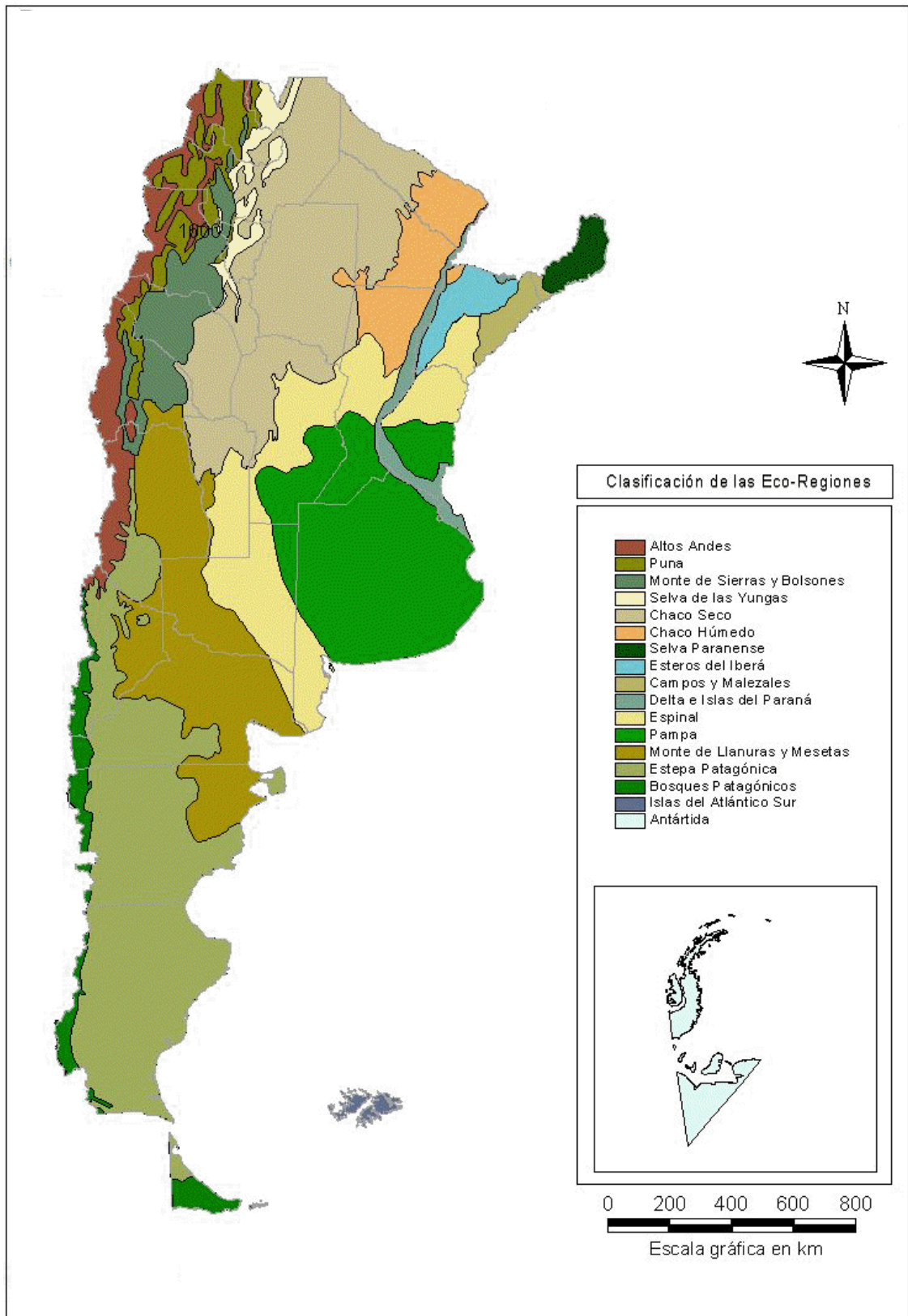


Figura 3. Ecorregiones de Argentina (Adaptado de Naumann & Madariaga, 2003).

es aún mayor abarcando un 75% de la superficie del país. También en el país más del 60% de su superficie se encuentra ocupada por pastizales templados donde se hallan ecosistemas tales como: estepas, arbustales, sabanas, pajonales, pastizales, matorrales, bosques, etc. (The Nature Conservancy, 2009). La vegetación de los pastizales naturales es en general una combinación de herbáceas y leñosas, donde los arbustos con frecuencia representan el estrato de vegetación predominante. Existen diferencias ecológicas marcadas entre estos territorios de pastizales que van desde los desiertos de alta montaña en el norte hasta la Estepa Patagónica en el sur (Fernández & Paruelo, 1988).

Dentro de las regiones de pastizales naturales que se encuentran en Argentina encontramos al sur de la Provincia del Espinal el Distrito Fitogeográfico del Calden o Región del Caldenal, la cual ocupa un territorio de aproximadamente 17 millones de ha. Está situado en un ecotono o zona de transición, entre la región más árida (Monte) que lo limita hacia el oeste y la pradera húmeda de mayor precipitación al este (Cabrera, 1976).

De las 14344000 ha. que tiene la provincia de La Pampa, un 70% de su territorio está cubierto por pastizales naturales (Nazar Anchorena, 1988; Frank *et al.*, 1998), los que están comprendidos entre las isohietas de 580 mm al Este y 200 mm al Oeste. Dicha superficie incluye los ecosistemas del Monte Occidental con 5850000 ha. y al Caldenal, el cual ocupa aproximadamente 4700000 ha (Roberto & Martínez Uncal, 2012).

Heterogeneidad de la vegetación

Los pastizales de zonas áridas y semiáridas presentan una gran heterogeneidad con respecto a su distribución (Chaneton, 2005; Lezama *et al.*, 2006; Bisigato *et al.*, 2009).

Esta heterogeneidad se caracteriza por tener dos fases, una dominada por espacios abiertos, con vegetación herbácea o suelo desnudo y otra en la que predominan los arbustos y/o pequeños árboles, ya sea aislados o formando grupos (Aguar & Sala, 1999; Maestre & Cortina, 2005; Badano *et al.*, 2006; López & Valdivia, 2007; López & Ortuño, 2008; Bucci *et al.*, 2011).

Los herbívoros domésticos al pastorear un área establecen un modelo de consumo que se acentúa con el tiempo (Bailey *et al.*, 1996; Turner, 1999); consumen en áreas

con concentraciones relativamente alta de nutrientes generando parches no pastoreados y otros sobrepastoreados (McNaughton, 1984; Bailey *et al.*, 1996).

Como consecuencia de esta acción existe un cambio en la habilidad competitiva de las plantas favoreciendo a algunas sobre (Morici *et al.*, 1996; Bisigato & Bertiller, 1997; Bisigato, 2000; Cerqueira *et al.*, 2000; Distel *et al.*, 2000; Cerqueira *et al.*, 2004; LLorens, 2013).

Todo esto promueve cambios en la diversidad y riqueza florística (Pucheta *et al.*, 1998, Morici *et al.*, 2003) dependiendo de la intensidad y frecuencia del disturbio (Milchuna *et al.*, 1998; Kröpfl, *et al.*, 2007).

Es por esta razón que estas áreas de pastizales naturales se caracterizan por tener la distribución de la vegetación heterogénea (Bertiller, 1998; Maestre & Cortina, 2005; Bisigato *et al.*, 2009; Morici *et al.*, 2009), los cuales están definidos por un grupo de recursos homogéneos internamente, y que difieren de sus áreas vecinas (Barrows, 1996). En este diseño o distribución se manifiestan diferencias en disponibilidad y calidad nutritiva del forraje con relación a las respuestas de los distintos disturbios (Sacido *et al.*, 2004).

La dinámica de los ecosistemas semiáridos está condicionada a la aparición de fuegos esporádicos (Llorens & Frank, 1999) afectando, al igual que el pastoreo, la vegetación, el suelo y por lo tanto al reservorio diásporas del suelo (Márquez *et al.*, 2002).

Las distintas calidades y cantidades de biomasa acumulada o combustible que presentan los parches de vegetación del Caldenal (Morici *et al.*, 2008; Morici *et al.*, 2009) podrían establecer diferentes tiempos de exposición del fuego y temperaturas, afectando directamente el reclutamiento de especies vegetales y el banco de semillas (Kunst & Bravo, 2003).

Deterioro ecológico

Según Asner *et al.* (2004) una gran cantidad de ecosistemas áridos y semiáridos del mundo han experimentado en el último siglo incrementos en la cobertura de leñosas y reducciones importantes de la superficie de pastizales. Esto estaría determinado por los distintos regímenes de disturbios a los que fueron sometidos dichos ambientes (Sankarán *et al.*, 2005). Oesterheld (2008) cita varios tipos de

disturbios como modeladores de la estructura y el funcionamiento de pastizales y sabanas: la herbivoría, el fuego, los desmontes y las variables climáticas.

Además en los últimos años, en Argentina se ha sumado una nueva perturbación, que es el corrimiento o expansión de la frontera agrícola (Carreño & Viglizzo, 2007; Roberto *et al.*, 2008; Viglizzo & Jobbágy, 2010; Viglizzo *et al.*, 2011), donde parte de la ganadería, reemplazada por cultivos, va desplazándose cada vez más hacia zonas frágiles o vulnerables, donde esta concentración de ganado es inapropiada para estos ambientes. También el uso de tecnología impacta sobre la diversidad de estos lugares, lo que provocó la reducción y desaparición de cobertura de pastizales naturales, reemplazadas por especies exóticas (Demaría *et al.*, 2008; Aizen *et al.*, 2009).

El régimen de perturbación es muy importante dependiendo de su origen, magnitud y frecuencia (Martínez-Orea *et al.*, 2010). El Caldenal no ha escapado a esta situación, ya que desde la introducción del ganado doméstico, a principios del siglo XIX, esta comunidad ha sido utilizada al principio por ganado ovino, para luego ser reemplazados progresivamente por vacunos, provocando degradación por sobrepastoreo. A su vez la tala indiscriminada que convirtió al bosque en áreas agrícolas-ganaderas y el cambio en la frecuencia de ocurrencia de los fuegos naturales ha ocasionado transformaciones estructurales de la vegetación, convirtiendo estas áreas en sitios de muy baja receptividad ganadera (Llorens & Frank, 1999; Dussart *et al.*, 2011). Estas alteraciones hicieron que los bosques remanentes se encuentren fragmentados y en un importante estado de degradación lo que provocó importantes repercusiones en el funcionamiento del sistema pastizal (Viglizzo, 2007).

En estos ambientes el fuego es una importante perturbación que forma parte de la dinámica de los recursos naturales (Rodríguez-Trejo, 2008). Este produce una variedad de efectos en la vegetación y suelo dependientes de su origen, intensidad, del tipo de combustible, de las características del suelo, del clima y de la topografía (Picone *et al.*, 2003, Littera *et al.*, 2003; Vignolio *et al.*, 2003; Martínez-Orea *et al.*, 2010).

Se ha argumentado que el fuego se asemeja más a la herbivoría que a otras perturbaciones abióticas (Maren *et al.*, 2010). Además el pastoreo y el fuego forman parte de los componentes de mayor incidencia en la respuesta del sistema afectando el paisaje, la dinámica de la vegetación, el suelo y también al banco de semillas del suelo (Bond & Van Wilgen, 1996; Estelrich *et al.*, 2005; Ernst *et al.*, 2011). Esto puede causar la colonización o extinción localizada de especies a partir de la disponibilidad y

diversidad de propágulos o diásporas en el banco de semillas del suelo dado por la presencia o no de sitios seguros para el establecimiento de nuevas plántulas (Fridley *et al.*, 2007).

Banco de semillas del suelo

En el ciclo de una población vegetal las semillas son dispersadas desde la planta madre por diferentes agentes (gravedad, viento, animales, etc.) hasta llegar al suelo, donde puede ser predada por algún granívoro, atacada y parasitada por microorganismos (Fenner, 1985; Marone *et al.*, 1998; Reiné Viñales, 2002; Larruse *et al.*, 2012) o permanecer un determinado tiempo hasta que se den las condiciones necesarias, tanto internas (de la propia semillas) como externas (en el ambiente), para que ocurra la germinación (Marañón, 1995). Es por esto que el banco de semillas resultará del balance entre la producción de semillas, la dispersión, la germinación, la muerte y la depredación (Bossuyt & Hermy, 2004).

La formación de un banco de semillas está determinada por los movimientos horizontales y verticales de las semillas en el suelo, donde la penetración y enterramiento de estas es de vital importancia (De Souza Maia *et al.*, 2006), lo cual le permitirá poder subsistir y germinar. Además, Gittins *et al.* (2003) mencionan que los aportes de diásporas al banco están originados por la lluvia de semillas, dependiendo de las características propias de la planta madre, de las condiciones ambientales y de las interacciones con animales, tales como la herbivoría, polinización, etc. Las pérdidas se dan por germinación, dormición, falta de viabilidad, procesos de redistribución de las semillas, predación, parasitismo, etc. (Thompson, 1986; Van der Valk, 1994; Price & Joyner, 1997; Marone & Horno, 1997; Marone *et al.*, 1998; Baskin & Baskin, 2001).

La formación del banco de semillas se inicia con la dispersión y finaliza con la germinación, dormición o muerte de las semillas (De Souza *et al.*, 2006; Cornachione, 2008; Menezes & Rossi, 2011). La fase de dispersión, puede ser local o a larga distancia, es el movimiento de una semilla a partir de la planta madre a una superficie determinada del suelo, para luego hacer su redistribución en el terreno, realizando movimientos horizontales o verticales (Chambers & MacMahon, 1994; Acosta & Agüero, 2001). Acosta *et al.* (1999) define a la dispersión como el movimiento de un

organismo lejos de su lugar de nacimiento. Este movimiento de las semillas en el espacio es de vital importancia para la supervivencia de muchas especies de plantas.

El banco de semillas se puede definir como la reserva de semillas maduras viables, pudiéndose encontrar tanto en la planta (banco de semillas aéreo), enterradas en el suelo y las existentes en los residuos vegetales o broza (Leck *et al.*, 1989, Roberts, 1981, Baskin & Baskin, 2001).

Simpson (1990) definió el concepto de dormición como la falla temporaria en la germinación de una diáspora viable dada una combinación de factores ambientales que *a posteriori* permitirán la germinación una vez superado el estado restrictivo por medios naturales o artificiales. Cavieres & Arroyo (2001) dicen que la presencia de dormición podría disminuir la competencia entre hermanos al postergar la germinación de algunos cariopsis.

Henderson *et al.* (1988) y Moscoso Marín & Diez Gómez (2005) se refieren al banco de semillas como un conjunto de semillas que representan el potencial regenerativo de las comunidades vegetales. Al respecto, Cook (1980) sostiene que la presencia de semillas en cantidad y variedad en un área específica resulta dependiente de la historia de la cobertura de la vegetación de ese lugar y la edad de la vegetación.

Es importante destacar el efecto que tienen los arbustos sobre el suelo al modificar el ambiente y crear microclimas o micrositos marcadamente diferentes de los espacios abiertos (López & Ortuño, 2008). De esta manera los arbustos facilitan la acumulación de hojarasca, restos vegetales y tierra con lo cual es más factible que se acumulen diásporas (Mayor *et al.*, 1999; Moscoso Marín & Diez Gómez, 2005), creando condiciones térmicas, hídricas y de nutrientes apropiadas para la germinación de semillas y el establecimiento de distintas especies vegetales (Cavieres & Arroyo, 2001).

Sucesivas investigaciones han demostrado una estrecha relación entre el banco de semillas y la dinámica poblacional de las especies presentes en la vegetación (Milberg, 1992; Boccanelli & Lewis 1994; Mayor, 1996; Bekker *et al.*, 1998; Favreto *et al.*, 2000).

La existencia de diásporas en el suelo tiene varias consecuencias ecológicas a nivel de población y de comunidades. En la primera permite disminuir el riesgo de extinción de algunas especies y al mismo tiempo generar una estructura genética diferente de los individuos de la población existente, manteniendo su variabilidad como así también resistir los períodos adversos y persistir a través del tiempo (Harper, 1977;

Baskin & Baskin, 1989). Y a nivel de comunidades permite la regeneración de la vegetación luego de un disturbio, dependiendo del tipo de especies inicialmente dominantes en la comunidad vegetal y de la composición y abundancia del banco de semillas (Roberts, 1981).

Distribución horizontal y vertical del banco de semillas

Los bancos de semillas han sido documentados como dinámicos y heterogéneos en una comunidad (Harper, 1977) lo cual provoca cambios espacio-temporales en la composición y abundancia de especies en distintos ecosistemas (Fenner, 1985; Guo *et al.*, 1999).

La densidad y composición del banco de semillas puede variar a escala de unos pocos metros cuadrados (Bertiller & Bisigato, 1998; Lortie & Turkington, 2002), donde esta variación parece estar asociada a factores como la topografía (Singhhakumara *et al.*, 2000), la distribución espacial de las especies actuales o del pasado y los patrones de dispersión de diásporas (Dalling *et al.*, 1994; Saulei & Swaine, 1998). Estas características del banco de semillas también cambian en función de la profundidad de enterrado en el suelo y se pueden modificar estacionalmente a lo largo del año (Moscoso Marín & Diez Gómez, 2005).

Se han realizado numerosos estudios relacionados con la distribución vertical de semillas en el suelo, pero hay escasa información acerca de la distribución horizontal que presenta el banco de semillas. Existen descripciones detalladas sobre los mecanismos de dispersión que tienen las diásporas, como factores abióticos (anemocoria, hidrocoria, etc) y factores bióticos (zoocoria, epizocoria, etc.) (Benvenuti, 2007), pero no se conocen con exactitud las distancias que recorren las diásporas desde la planta madre hasta su destino final (Acosta & Agüero, 2001). Chambers & MacMahon (1994) han destacado la diseminación de diásporas a través del espacio en dos pasos diferentes. Fase I de dispersión es el movimiento de una semilla de la planta madre hacia una superficie, mientras que la dispersión de la Fase II incluye los movimientos horizontales y verticales posteriores de las semillas.

Una fuente importante de error es la forma de determinar el número de diásporas enterradas ya que existe una irregularidad de su distribución. Es por eso que debe conocerse el tipo de distribución para realizar una estimación confiable en la densidad de diásporas a partir de las muestras tomadas al azar (Tompson, 1986).

Las poblaciones vegetales se distribuyen de dos formas: a) agregada o contagiosa, la cual presenta una gran cantidad de individuos en algunas muestras y escasa o nula en otras y b) uniforme o regular, la cual es difícil de encontrar en condiciones naturales (Goyeau & Fablet, 1982; Mayor, 1996; Guo *et al.*, 1999; Requesens *et al.*, 2004). Los ecosistemas áridos y semiáridos muestran en general una alta heterogeneidad espacial (Guo *et al.*, 1999). En estos ambientes los mayores tamaños de banco de semillas se encuentran asociados a la vegetación, mientras que los valores más bajos se observan generalmente en los inter-espacios de suelo desnudo (Bertiller & Bisigato, 1998).

Esto estaría explicado por las condiciones o efectos que generan los arbustos o un grupo de plantas, proporcionando sitios adecuados, permitiendo retener distintas diásporas, agua, nutrientes, y que las plántulas puedan desarrollarse y establecerse debajo de ellos (Mayor *et al.*, 2003; Fridley *et al.*, 2007; Pazos *et al.*, 2007; Bucci *et al.*, 2011) y estar protegidos del efecto del pastoreo (Bisigato *et al.*, 2005; López & Valdivia, 2007; López & Ortuño, 2008).

Con respecto a la distribución vertical, Harper (1977) y Bekker *et al.* (1998) tomando muestras a grandes profundidades (35 cm) determinaron que al aumentar la profundidad existe una marcada caída en la densidad de diásporas. Estos autores establecieron que existe una alta abundancia de diásporas en los 2 cm superiores del suelo, declinando rápidamente con la profundidad.

Pareja *et al.* (1985) observaron que la declinación de diásporas en profundidad puede deberse a una compactación del suelo donde solamente pueden penetrar a mayor profundidad las semillas de pequeño tamaño.

Investigaciones realizadas por Ferrandis *et al.* (1999a) y Luzuriaga *et al.* (2005) en pastizales del centro y norte de España respectivamente, Márquez *et al.* (2002) en pastizales serranos de Córdoba, Moscoso Marín & Diez Gómez (2005) en pastizales de Colombia, Varela *et al.* (2006) en la Reserva del Parque Nacional Nahuel Huapi; Haretche & Rodríguez (2006) en pastizales de Uruguay, Etchepare & Boccanelli (2007) en pastizales naturales de Santa Fé y trabajos realizados en el Caldenal llevados a cabo por Mayor (1996) y Ernst *et al.* (2011) dividen o estratifican las muestras de suelo para un mejor análisis y comportamiento del banco de semillas. En general separan a las muestras en: broza y los 2 o 3 primeros cm de la muestra pudiendo haber un tercer o cuarto estrato que puede llegar hasta los 7, 8 o 10 cm de profundidad. También usan distintos diámetros de barreno o instrumento "saca bocado" con que extraen las

muestras de suelo para analizar el banco de semillas. La muestra superficial puede o no contener la broza o mantillo (biomasa seca y hojarasca) según el disturbio al que fue sometido y el objetivo del trabajo.

Trabajos llevados a cabo por Requesens *et al.* (2004) en pastizales de Buenos Aires; Morici (2006) en el Caldenal; Feldman *et al.* (2007) en espartillares de Santa Fé; Gianaccini *et al.* (2009) en pastizales serranos de Buenos Aires; Martínez-Orea *et al.* (2010) en pastizales de México, al momento de extraer la muestra de suelo para estudiar el banco de semillas, no estratifican la muestra, analizándola unificada.

También existen investigaciones donde la muestra de suelo para estudiar el banco de semillas consiste en extraer una determinada cantidad de tierra. Es el caso de trabajos realizados en pastizales de Cuba por Fuentes *et al.* (2005), donde se analizan 150 gramos de suelo en un perfil de 0-20 cm de profundidad.

En los trabajos realizados donde se separan los distintos estratos, se encontró una mayor densidad de diásporas y plántulas en la broza y primeros centímetros con respecto a las mayores profundidades. Similares resultados encontraron Johnson & Anderson (1986) los que informan que existe un 67 % de emergencia de plántulas en los primeros estratos (0 a 2 cm) y un 33% en los estratos inferiores (2 a 8 cm).

Descripción y comparación de metodologías para evaluar el banco de semillas

La técnica utilizada en la evaluación del banco de semillas resulta crítica dado que en función de la misma los resultados pueden variar. Probablemente por la laboriosidad de las técnicas es que se han realizado pocos estudios comparando los datos obtenidos usando diferentes métodos (Gross, 1990).

Thompson *et al.* (1997) dividieron las técnicas utilizadas en tres grandes grupos: métodos de enterramiento, métodos de separación y métodos de germinación (Fig. 4).

El **método de enterramiento** se encuentra muy en desuso, consiste en enterrar a campo muestras de suelo del lugar de estudio, a una profundidad conocida a la espera de la germinación de las semillas presentes en la muestra (Piudo & Cavero, 2005). Tiene la finalidad de monitorear el banco de semillas *in situ*.

Los **métodos de separación** pueden ser por flotación, flujo de aire y extracción tras lavados y tamizados. En el primero las muestras se sumergen en una solución salina que se agita y por flotación las semillas suben y se recolectan fácilmente para luego

identificarlas (Besnier Romero, 1989; Thompson *et al.*, 1997). Esta metodología presenta un claro problema y es que se debe conocer previamente la densidad de las semillas (Tsuyuzaki, 1994). Sería un método interesante en el caso de que el estudio del banco de semillas se centrara en una especie, no siendo aplicable a banco de semillas total.

El método de separación de semillas por flujo de aire consiste en un tubo vertical, en el que circula una corriente de aire regulable y atraviesa distintos tamices donde se encuentra depositada la muestra de semillas a separar (Roberts, 1981). Presenta la dificultad de trabajar con muestras pequeñas, lo cual acarrea mucho tiempo, pero es el método que causa menos daño a las diásporas.

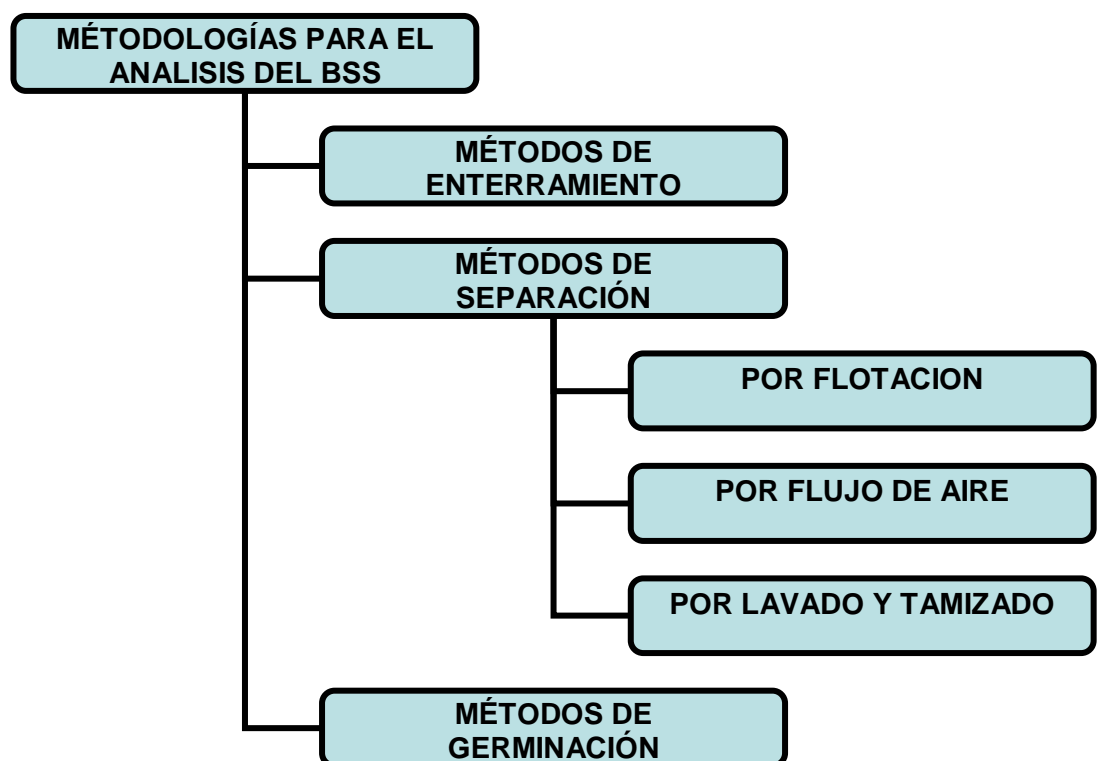


Figura 4. Clasificación de la metodología para el estudio del banco de semillas del suelo.

En los métodos de extracción tras lavado y tamizado se trata de lograr reducir el volumen de las muestras de suelo para su posterior lectura con la lupa binocular. Previo al lavado se puede limpiar la muestra a través de tamices eliminando restos de

plantas y pedregullo (Márquez *et al.*, 2002). Posteriormente las muestras se someten a un lavado solamente con agua o acompañado con un agente desagregante, como el hexametáfosfato de sodio ($\text{NaPO}_3)_6$, que tiene la particularidad de dispersar el suelo y permitir que la materia orgánica flote (Malone, 1967). El sobrenadante que contiene toda la materia orgánica del suelo, se derrama sobre una torre de tamices a través de los cuales se hace correr abundante agua. Esta operación de colado se puede repetir varias veces. Los diámetros de tamices utilizados según la bibliografía son: malla N° 18 (1 mm), malla N° 25 (0,71 mm), malla N° 35 (0,50 mm) y malla N° 60 (0,25 mm) (Mayor, 1996; Morici *et al.*, 2006). Una vez coladas las muestras se procede a secarlas, pudiendo ser a temperatura ambiente o en estufas con una temperatura inferior a 50°C para evitar la muerte del embrión de la semilla y así poder determinar viabilidad de las semillas. También es recomendable usar agua solamente si después se quiere determinar viabilidad ya que se desconoce que efectos puede llegar a tener el ($\text{NaPO}_3)_6$ sobre la germinación de las mismas.

Por último, en el método de lavado y tamizado, las muestras se observan y examinan a través de una lupa binocular, con una variación de 16 a 40 aumentos para separar e identificar las distintas semillas. La ventaja de este método es que permite encontrar semillas grandes fácilmente, diferenciar semillas rotas, germinadas o vanas y además tiene en cuenta las semillas en estado de latencia (Keeley, 1977; Zammit & Zedler, 1988). La desventaja que tiene es un elevado requerimiento en tiempo y esfuerzo y su ineficacia de identificar diásporas de pequeño tamaño. La ausencia de claves de identificación de semillas hace que sea necesaria la recolección previa de ejemplares para la identificación de sus semillas (Thompson *et al.*, 1997) y, también, conocer la vegetación del área de estudio.

Para determinar la viabilidad de las diásporas se emplea una solución de Cloruro de 2-3-5 trifeniltetrazolio (TTC) al 1% durante 2 horas a 28 °C en oscuridad (Stándar Procedure for Tetrazolium Testing, 2007). Esta solución puede ser usada sin importar el grado de dormición de las diásporas tiñendo los tejidos vivos (con alta o baja capacidad respiratoria) de color rojo, mientras que las células muertas no se colorean (Smith, 1951). Desafortunadamente, semillas no viables pueden teñirse de rosado con TTC, lo cual se debe a la respiración de bacterias y hongos cuando las muestras se encuentran contaminadas (Ruiz, 2009), las que pueden modificar los resultados. Si no ocurre tinción con el TTC se puede recurrir al colorante Azul de Evans (solución al 0,25% de peso/volumen) durante 15 a 20 minutos a 25 °C, el cual es rechazado por



Figura 5. Tierra esterilizada o cama de siembra.



Figura 6. Muestra de suelo puesta a germinar.

las membranas semipermeables de las células vivas. En cambio si esta solución entra en las células muertas adquieren un tinte azulado, ya que sus membranas no son selectivas al Azul de Evans (Busso *et al.*, 1989). Algunos autores (Belsky, 1986; D'angela *et al.*, 1988) reemplazaron el ensayo de viabilidad aplicando una leve presión con una pinza sobre las semillas y considerando como viables a aquellas que se presentaban resistentes a dicha presión.

Los **métodos de germinación** se basan en la emergencia de plántulas pudiéndose realizar en condiciones controladas (invernadero o cámara de crecimiento) o a campo, el cual se asemeja bastante al primer grupo de los métodos descritos. Bajo condiciones controladas y para favorecer la germinación de todas las semillas se exponen las muestras a bajas temperaturas (alrededor de 5°C) por un período de 30 días con la finalidad de romper la dormición de la mayor cantidad de semillas posibles (Márquez *et al.*, 2002). Luego se extiende una muestra de suelo homogéneo sobre un sustrato de tierra (esterilizada previamente en estufa o autoclave) y se lo riega periódicamente a la espera de la aparición de plántulas (Fig. 5). La finalidad del suelo esterilizado es la de evitar que germinen semillas ajenas a la muestra en estudio. Las plántulas deben extraerse tan pronto como sea posible para evitar fenómenos de competencia entre especies y así favorecer la germinación del resto de las diásporas (Ferrandis *et al.*, 2001) (Fig. 6). Si se desconoce la identidad de la plántula se transplanta hasta que complete su desarrollo y pueda ser identificada.

La limitación de esta metodología es lo difícil de definir los días que debe prolongarse el ensayo de germinación. Thompson & Grime (1979) y McGraw (1980) encontraron que la mayor cantidad de plántulas emergieron en las tres primeras semanas y que la germinación después de la quinta semana fue despreciable. Sin embargo Ernst & Morici (2013), determinaron que en el lapso de 7 meses las plántulas siguen emergiendo. Otro problema que presenta es que no todas las diásporas germinan bajo las mismas condiciones por lo que se dificulta el monitoreo con las diásporas que presenten dormancia, que aún siendo viables, no germinan. Otro inconveniente es que el espacio ocupado en el invernáculo puede ser considerable (Ter Heerd *et al.*, 1996; Thompson *et al.*, 1997). A pesar de las limitaciones citadas las semillas de pequeño tamaño son detectadas. Valbuena & Trabaud (1995) afirman que es el mejor método para el estudio a nivel de comunidad.

Ferrandis *et al.* (1999a; 1999b) afirman que el método de separación física de semillas es complementario al de emergencia de plántulas, ya que con la

aplicación simultánea de ambos métodos se tienen en cuenta tanto las diásporas de pequeño tamaño como las semillas en estado de dormancia y una mayor representación del banco de semillas de un determinado sitio.

Thompson *et al.* (1997) menciona que en el 70% de los estudios realizados no se aplica ningún tratamiento de reducción de muestras de suelo, sino que simplemente se ponen a germinar. El 20% reduce el volumen de muestra antes de poner a germinar o de extraer semillas bajo la lupa y finalmente el 10% restante aplica el método de enterramiento de diásporas.

En todos los trabajos examinados el muestreo se realiza dos veces al año teniendo en cuenta la diseminación, existiendo una en primavera (antes de la caída de los nuevos aportes al banco) y otra en otoño (después de la incorporación de diásporas al suelo) o bien antes y después de algún evento (pastoreo, fuego, etc.). También se tienen en cuenta las diásporas presentes de temporadas o años anteriores al muestreo, las cuales se encuentran incorporadas al banco de semillas.

Cuando se estudian poblaciones de una determinada especie, donde existen semillas con tegumento duro (Kestring *et al.*, 2009), en especial las leguminosas, antes de colocarlas a germinar y en el caso de que estén individualizadas y separadas, deben ser escarificadas previamente. La técnica más sencilla consiste en tratar de debilitar el tegumento por medio de lijas suaves. Existen otros métodos de escarificación más laboriosos, como es el uso de distintas temperaturas y tiempos de exposición (Keeley & Fortheringham, 2000; Morbidoni *et al.*, 2008). También el uso de agua caliente a 80°C (Ribas *et al.*, 1996) y ácido sulfúrico durante 10 minutos (Tomaz *et al.*, 2007) mejoran en forma significativa el porcentaje y velocidad de germinación.

Fuegos naturales y controlados: características y comportamiento

El fuego puede ser considerado como un evento pulsante, parte de una secuencia que se repite indefinidamente, siendo un factor de perturbación en un sistema elástico pero inestable (Tizón *et al.*, 2010).

Otros autores también lo definen como un factor ecológico natural que tiene una influencia muy importante en la evolución de las especies, en la dinámica de la vegetación de pastizales naturales como así también en el modelado del paisaje y su efecto está condicionado por la severidad del mismo (Bucher, 1987; Lorimer, 1991; Herrera *et al.*, 2003).

El comportamiento del fuego ha sido definido como la manera en que este reacciona a las variables del combustible, clima y topografía (Flores Garnica, 2009).

“El fuego es el resultado del proceso químico de combustión, en el que se produce la oxidación y pirólisis del combustible” (Wright & Bailey, 1982).

Las quemas incrementan la disponibilidad de algunos elementos en el suelo y provocan la pérdida de otros en forma gaseosa alterando la dinámica normal de la vegetación y el banco de semillas (Capulín Grande *et al.*, 2010).

Los fuegos pueden diferenciarse en: accidentales y prescritos, también denominados controlados, programados o regulados (Flores Garnica, 2009). Los primeros son aquellos causados por factores humanos y/o naturales que no poseen supervisión ni planificación alguna y el hombre no tiene control sobre sus posibles efectos y consecuencias en el ecosistema y la comunidad en general. Las consecuencias ecológicas de estos fuegos son específicas para cada sitio y altamente asociadas al modo reproductivo de las especies dominantes, a las condiciones climáticas y de herbivoría con posterioridad al evento de fuego (Veblen *et al.*, 2008), como así también a los distintos componentes del ecosistema y su resiliencia (Urretavizcaya, 2010).

El fuego puede afectar al suelo modificando las propiedades físico-químicas y biológicas (Baskin & Baskin, 2001; Urretavizcaya, 2010; Zuloaga-Aguilar *et al.*, 2011), que son esenciales para el mantenimiento de la vegetación. Estas modificaciones estarán sujetas a las características de los regimenes de fuego y al tipo de vegetación predominante. También altera el ciclo de nutrientes ya que la combustión del mantillo y la materia orgánica incrementa la disponibilidad de algunos nutrientes mientras otros son volatilizados (Wan & Luo, 2001). Hernández *et al.* (1997) menciona que los nutrientes del suelo pueden disminuir, aumentar o no verse alterados.

Debe observarse así mismo, que el fuego puede afectar la microbiología del suelo, siendo esta muy importante para la vegetación. Es indispensable la presencia de determinados tipos de microorganismos en el suelo porque la desintegración de la materia orgánica, movilización e incorporación de nutrientes del suelo está íntimamente ligada a las actividades microbianas (Pritchett, 1986; Prieto & Ves Losada, 2007; Maren *et al.*, 2010). Soria (1987) sostiene que un suelo con gran actividad microbiana tenderá a ser más productivo.

La mayor actividad microbiológica se presenta a nivel superficial del suelo, siendo menor cuando se aumenta en profundidad (Prichett, 1986; Bracho *et al.*, 1999). Cabe aclarar que esta actividad biológica disminuye luego de un fuego, sin embargo, existe una recuperación microbiana con el tiempo, siendo con fuegos prescritos más rápida que con fuegos sin control (Prieto & Ves Losada, 2007; Albanesi & Anriquez, 2003).

Los fuegos accidentales pueden producir efectos indeseados sobre un ecosistema determinado. Esto ha impulsado a su empleo bajo régimen controlado y prescripto, como una herramienta de manejo preventivo para el mantenimiento y mejoramiento de los pastizales naturales (Peláez, 1995).

Los fuegos programados se definen como el uso científico del fuego bajo condiciones definidas y controladas con el fin de cumplir objetivos de manejo específicos (Wright & Bailey, 1982). Flores Garnica (2009) lo define como una herramienta barata, versátil y efectiva para mejorar la ocurrencia de regeneración natural. También se lo define como la quema que se realiza según un plan técnico bajo prescripción, condicionada por los combustibles, meteorología y topografía, para estimar un comportamiento del fuego acorde a una gestión sostenible, que marque unos objetivos con la compatibilidad ecológica (Weber & Taylor, 1992). Se distinguen de los accidentales por tener objetivos claros y requerir condiciones ambientales apropiadas de humedad relativa, velocidad del viento y temperatura del aire para su implementación (Sipowicz, 1994).

En otras palabras, la quema prescripta es una práctica controlada del uso del fuego por personal calificado, sobre un material combustible localizado puntualmente, en un área específica, bajo condiciones climáticas seleccionadas con el fin de lograr objetivos de manejo predeterminados bien definidos, quedando el fuego confinado al área tratada y en un marco de seguridad (Green, 1981; Wade & Lunsford, 1988; Weber & Taylor, 1992).

Dentro de los ecosistemas semiáridos la dinámica del sistema está condicionada por la aparición de fuegos esporádicos que afectan el reclutamiento y la muerte de individuos y que alteran significativamente la composición específica de las comunidades (Noble, 1991; Walker, 1993; Villagra *et al.*, 2009). Los cambios más notables tanto en la estructura como en la composición de la comunidad fueron detectados luego de fuegos muy severos (Bóo *et al.*, 1996) donde la tolerancia de las especies en función a las estrategias de dispersión juega un rol muy importante.

En la región del Caldenal, los cambios producidos están bien documentados para el período que va desde los años 1940 hasta la actualidad (Dussart *et al.*, 2009). Para estas décadas el proceso preponderante ha consistido en una arbustización inducida por la expansión de la cría de bovinos y las prácticas de fuego de retaceo. Esto ha provocado un reclutamiento de renuevos de caldén y el desarrollo de formaciones leñosas multicaules, dando como fisonomía resultante la de un bosque muy cerrado y a veces impenetrable (Lerner, 2004; SAyDS, 2006). Ello condujo a una mayor acumulación de biomasa combustible y en consecuencia a un aumento en la severidad de los fuegos transformándolos en un riesgo potencial para las comunidades vegetales (Whelam, 1995; Estelrich *et al.*, 2005; LLorens, 2013).

La quema prescrita es un método de bajo costo con numerosas finalidades de uso. La más frecuente es la reducción del material combustible permitiendo la utilización de los rebrotes de las gramíneas no forrajeras (Llorens & Frank, 1999; Tizón *et al.*, 2010) y la activación del banco de semillas, favorecidas por la llegada de luz al suelo (Keeley, 1991; Mayor *et al.*, 2003). Otros beneficios que brindan las quemas controladas son: la eliminación y/o control de las plantas arbustivas, el incremento de la productividad primaria de los pastizales, el rejuvenecimiento de las plantas leñosas, la preparación de camas de siembra, el mejor manejo de la hacienda en los potreros y la prevención de propagación de incendios (Nazar Anchorena, 1988; Schacht *et al.*, 1996). Entre los inconvenientes observados se señala la destrucción de la estructura y cobertura del suelo, disminución de la permeabilidad del suelo, subutilización de los potreros quemados durante un tiempo, daños en instalaciones e infraestructuras y la posible destrucción de especies valiosas de vegetación y fauna (Nazar Anchorena, 1988).

A pesar de que las quemas prescritas son quemas rápidas que no alcanzan temperaturas altas, Wright & Bailey (1982) sostienen que en áreas con predominio de materiales gruesos el aumento de temperatura y el tiempo de permanencia del fuego es mayor, lo que provoca alteraciones en distintas variables del suelo (Scifres 1987; Ferrandis *et al.*, 1999; Kozlowski 2002; Hepper *et al.*, 2006; Bissolino & Dagnino, 2006), como así también el aumento de la fracción de arenas y disminución de arcillas (Ernst *et al.*, 2007). También se veía afectada la regeneración de la vegetación y en particular el banco de semillas (Auld *et al.*, 2000; Morici *et al.*, 2009). Flores Garnica (2009) menciona que el nivel de impacto de la quema dependerá de la intensidad y

duración, de la humedad y textura del suelo y de la profundidad en que reside el organismo en estudio.

El calor que se transmite al suelo durante la quema controlada produce cambios. Los más significativos son los registrados desde la superficie del terreno (incluso la broza u hojarasca) hasta los 2 cm del suelo, mientras que los cambios a mayor profundidad son prácticamente imperceptibles. Este efecto está en estrecha relación con la cantidad y características de los combustibles presentes en el lugar (Benvenuti, 2003; Kunst & Rodríguez, 2003; Pérez Fernández & Rodríguez-Echeverría, 2003; Varela *et al.*, 2006; Ávila *et al.*, 2012).

La regeneración de la vegetación post incendio depende, en gran medida, del régimen de perturbaciones al que ha estado expuesta la comunidad a lo largo de su historia evolutiva, de los factores demográficos y reproductivos de las especies que componen dicha comunidad y del tamaño de los individuos (Auld *et al.*, 2000; Kozłowski, 2002; Keeley *et al.*, 2005; Thomas *et al.*, 2007). Además debe considerarse que la regeneración puede ser un proceso continuo de reemplazo de plantas individuales, que se da a través del establecimiento de nuevos individuos, a partir del banco de semillas, o por la capacidad de rebrote de una determinada especie (Flores Garnica, 2009).

Si bien la quema controlada es una de las prácticas más antiguas que el hombre ha utilizado como herramienta de manejo en la mayoría de las comunidades vegetales del mundo, se dispone de abundante bibliografía regional del efecto que causa sobre la vegetación pero es escasa la información que existe sobre el banco de semillas. Estos conocimientos brindarán importantes herramientas que ayudarán a comprender mejor la dinámica de la vegetación.

Características generales de la región del Caldenal

Localización

El establecimiento seleccionado para este estudio se ubica en la región del Caldenal de la provincia de La Pampa. Este sistema ecológico se encuentra en la porción más austral de la Provincia Fitogeográfica del Espinal denominada "Caldenal" (Fig. 7), formando un arco que va desde el extremo sudoeste de Córdoba, centro y sur de la provincia de San Luis, parte central de La Pampa y finaliza en sudoeste de

Buenos Aires. Esta región ocupa una superficie de 169333 km² equivalente al 55% de la superficie total de la región del Espinal (307374 km²) (Cabrera, 1976).

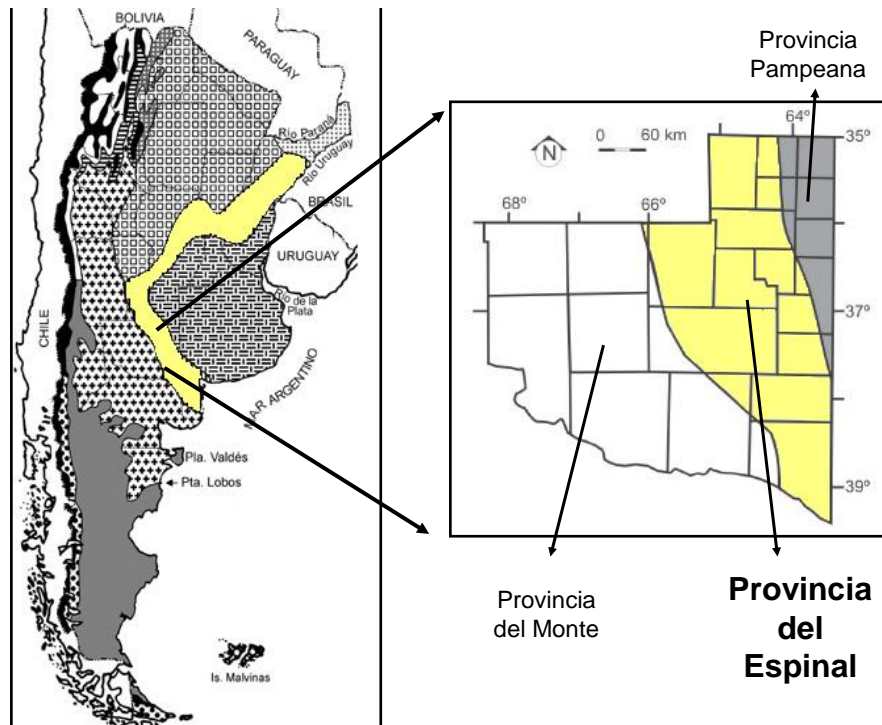


Figura 7. Ubicación geográfica del área de estudio.

En la provincia de La Pampa el bosque de Caldén se ubica entre las isohietas de 350 y 580 mm. Se encuentra fundamentalmente en las depresiones y valles transversales, en suelo franco arenoso fino profundo. Está orientado en el Norte de la provincia de SW a NE y en el Sur se agrupan en forma de abanico orientados de E y SW (Cano *et al.*, 1980). (Fig. 7).

La principal actividad productiva del área de estudio es la cría de ganado vacuno para la obtención de terneros los cuales son engordados en otras regiones con mejores pastos.

El sistema de pastoreo utilizado en dicho establecimiento es estacional, con cargas ganaderas (bovinos de cría) adecuadas a la biomasa forrajera (0,1 y 0,3 U.G. ha⁻¹ año⁻¹) y descansos en las épocas de vigorización (marzo, abril y mayo) y floración-dispersión (octubre, noviembre y diciembre) de las especies invernales (Llorens, 2001). Este pastoreo se realiza con ganado doméstico (vaca de cría con ternero al pié).

Clima

La región del Caldenal se caracteriza por su inestabilidad climática, sus escasas lluvias primavera-estivo-otoñales y sequías invernales. La temperatura media del mes más frío (julio) es 7,3°C y del mes más cálido (enero) 23°C con temperaturas extremas (44°C Máx. absoluta y -16°C Mín. absoluta). El período medio libre de heladas es aproximadamente de 200 días (Casagrande & Conti, 1980).

En cuanto a las limitaciones agrícolas de la región, los factores que más influyen

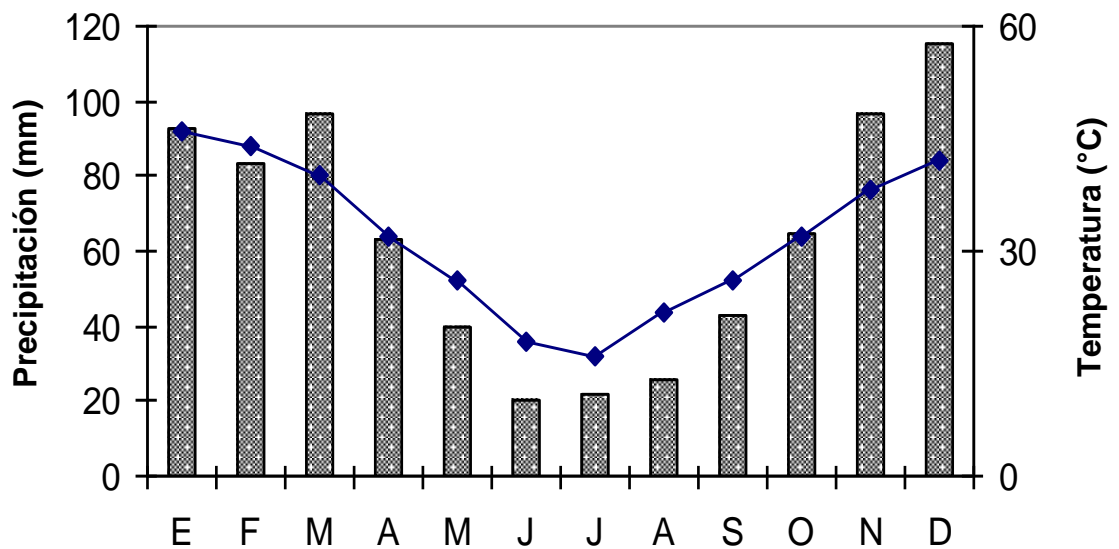


Figura 8. Temperatura (--♦--) y precipitaciones (--■--) medias mensuales (1977-2001). Vergara & Casagrande (2002).

son el déficit hídrico (desde -200 mm al este hasta -380 mm al oeste) y las bajas precipitaciones anuales (de 400 mm a 600 mm) (Iglesias, 1993), donde la precipitación anual promedio es de 550 mm. Existe una marcada estacionalidad y la distribución de las precipitaciones es altamente variable dentro (de octubre a marzo) (Fig. 8) y entre años (Vergara & Casagrande, 2002). La humedad relativa ambiente es mayor en la época invernal, con un promedio de 70 %. La dirección de los vientos más frecuentes es del N-NE y S-SW; la velocidad promedio es de 10 km/h, registrándose los máximos valores en primavera pudiendo alcanzar ráfagas de 100 km/h (Casagrande & Conti, 1980).

Suelo

El suelo del área de estudio es del tipo Haplustol éntico, familia franco gruesa, mixta, térmica. Presenta poca evolución edafogenética, con un perfil sencillo del tipo A-AC-C, donde el horizonte superficial es profundo con buena provisión de materia orgánica. La tosca, generalmente, aparece a 1,50 m de profundidad, sin embargo esta puede encontrarse desde la superficie (Peña Zubiato *et al.*, 1980).

Erosión

Dadas las características agroecológicas que imperan en la región pampeana semiárida, los suelos se presentan fácilmente vulnerables al desgaste por viento y agua, especialmente en las lomas arenosas o potreros mal trabajados (Adema *et al.*, 2003; Salazar Lea Plaza, 1980). Por lo tanto el paisaje característico del Distrito del Caldenal corresponde al de una llanura bien drenada, ondulada con suaves pendientes producidas por deflación y acción fluvial (Salazar Lea Plaza, 1980).

Vegetación

La fisonomía dominante en el área es la de un bosque abierto caducifolio de *Prosopis caldenia* Burkart, con pastizal mixto. En el estrato arbóreo como acompañantes suelen encontrarse además del caldén otras leñosas como: *Prosopis flexuosa* DC. var *flexuosa* “algarrobo”, *Geoffroea decortican* (Hook. & Arn.) Burkart “chañar”, *Condalia microphylla* Cav. “piquillín”, *Lycium chilenses* Miers “llaollín” y *Ephedra triandra* Tul. em J. H. Hunziker “tramontana”. El estrato gramíneo-herbáceo está compuesto por especies forrajeras como *Piptochaetium napostaense* (Speg.) Hackel “flechilla negra”, *Poa ligularis* Steud “unquillo” y *Nassella tenuis* (Phil.) Barkworth “flechilla rubia” y por especies no forrajeras como *Nassella trichotoma* (Nees) Arechav. “flechilla tendida”, *Jarava ichu* (Ruiz & Pav) Kunth “paja blanca”, *Nassella tenuissima* (Trin.) Barkwothr “paja” y *Amelichloa brachychaeta* (Godr.) Arriaga & Barkworth “pasto puna” (Cano *et al.*, 1980; Cano, 1988). La composición florística y la estructura del Caldenal presenta variaciones locales como consecuencia de las variables ambientales y de manejo (Roberto *et al.*, 2005).

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción y localización del área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en el Establecimiento “Bajo Verde” (NE: Lat. 36°29'18.0" Long 64°37'03.4"; NW: Lat. 36°29'20.5" Long 64°37'29.1"; SE: Lat. 36°29'42.4" Long 64°37'03.7"; SW: Lat. 36°29'42.2" Long 64°37'28.9", a 235 msn/m), propiedad de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de La Pampa, en la región semiárida central de la Provincia de La Pampa (Argentina), a unos 40 km al NO de Santa Rosa (capital de la provincia de La Pampa) (Fig. 9).

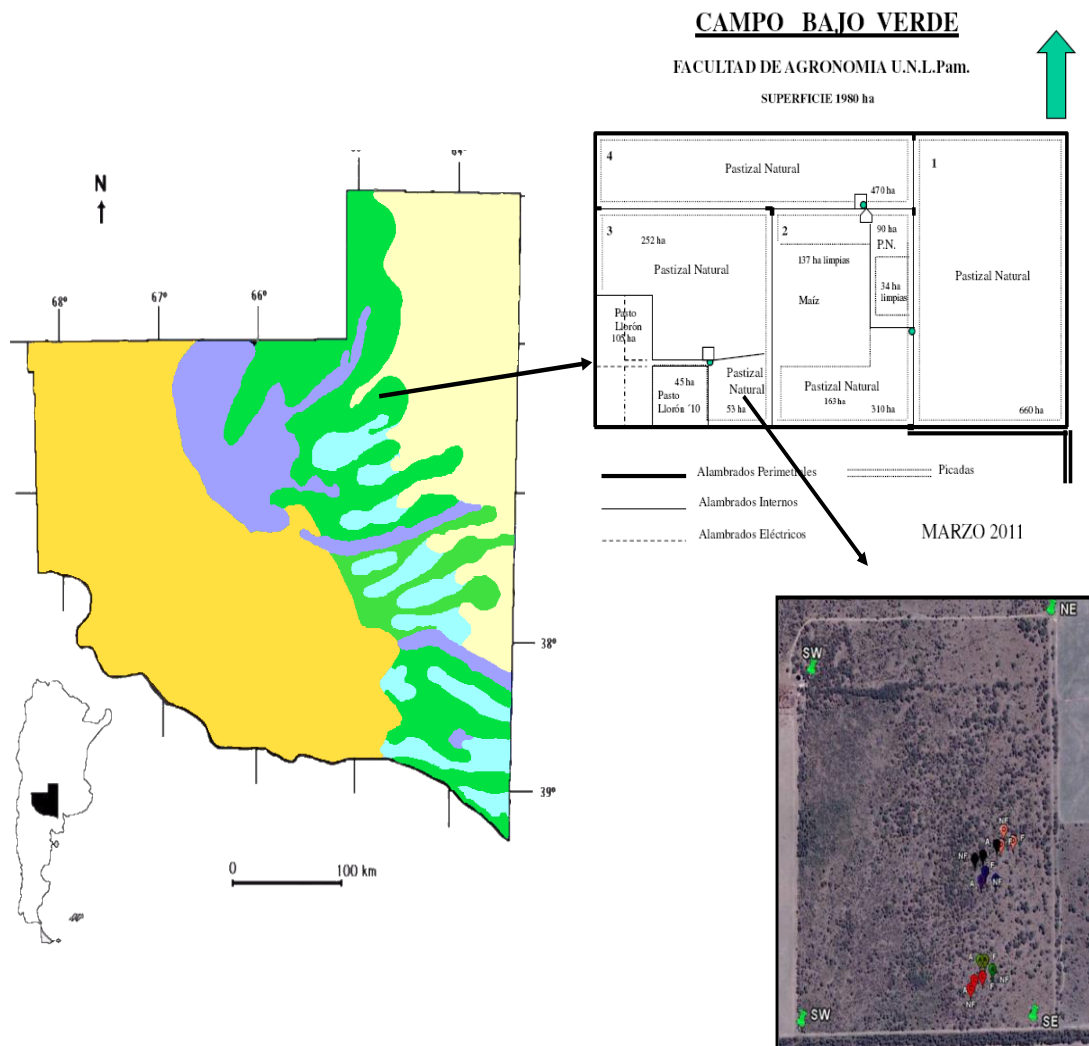


Figura 9. Ubicación satelital del potrero.

Cuenta con una superficie total de 1980 ha las cuales están ocupadas por un 88% de bosque de caldén con pastizal natural y un 12% de pasto llorón y cultivos anuales estivales. El potrero donde se realizaron todas las actividades del presente trabajo (análisis de vegetación, banco de semillas y quema controlada) tiene una superficie de 53 ha.

Metodología de trabajo

En el mes de marzo de 2008, antes de la quema controlada, se delimitaron las áreas de muestreo (parches forrajeros, no forrajeros y arbustivos) donde se realizó la determinación de la biomasa de combustible vegetal, cobertura de vegetación y muestreo del banco de semillas. Luego de realizada la quema se midieron las temperaturas del suelo alcanzadas por el fuego en cada uno de los parches de vegetación para las distintas profundidades y se procedió a realizar el análisis de vegetación y del banco de semillas del suelo. Estas dos últimas actividades también se llevaron a cabo para la etapa pre y post diseminación.

Selección de las áreas de muestreo

Con el objeto de cuantificar los efectos de la quema controlada sobre la vegetación, en el potrero seleccionado del establecimiento “Bajo Verde”, se seleccionaron 5 áreas ubicadas en el sector medio del potrero, evitando así, el sector sobrepastoreado (cercano a la aguada) y con subutilización de forraje. En cada una de estas áreas se seleccionaron tres tipos de parcelas de aproximadamente 25 m² cada una (en adelante denominadas parches, constituyendo la Unidad Experimental). Cuando se presentaron parches muy próximos se utilizó como criterio de separación una distancia mínima de 10 m. Estos parches fueron seleccionados en forma visual, teniendo en cuenta su homogeneidad en cuanto a la vegetación:

Los distintos parches evaluados sobre el sitio de estudio se clasificaron en áreas con distintas fisonomías vegetales:

- **PARCHE FORRAJERO:** estrato graminoso-herbáceo dominado por gramíneas forrajeras con predominio de: *Piptochaetium napostaense* acompañado de *Poa ligularis* como especie secundaria (Fig. 10).



Figura 10. Parche dominado por especies forrajeras.



Figura 11. Parche dominado por especies no forrajeras.



Figura12. Parche Arbustivo.

- **PARCHE NO FORRAJERO:** estrato graminoso-herbáceo dominado por gramíneas no forrajeras, cuyas especies relevantes son: *Nassella trichotoma*, *Nassella tenuissima* y *Jarava ichu* (Fig. 11).

- **PARCHE ARBUSTIVO:** con predominio de *Prosopis caldenia*, *Condalia microphylla*, *Schinus johnstonii* y con la presencia del estrato graminoso-herbáceo dominado por *Nassella trichotoma*, *Nassella tenuissima* y *Jarava ichu*, acompañado por gramíneas forrajeras (Fig. 12).

Determinación de la biomasa aérea vegetal

La composición de la biomasa aérea de vegetación o carga de combustible de los parches forrajeros y no forrajeros estuvo compuesto por material graminoso-herbáceo mientras que para los parches arbustivos además del estrato graminoso-herbáceo se le incorporó el estrato arbustivo. La determinación de la biomasa se realizó al final de la estación de crecimiento (abril de 2008) por medio del método de corte y pesada (Estelrich & Cano, 1985), en parcelas de 0,25 m². Luego del corte manual (con tijeras), el material cosechado se llevó a laboratorio y se colocó en estufa a 60°C para determinar materia seca. Esta tarea se realizó dos días antes de que se efectúe la quema controlada.

Realización de la quema prescripta

La quema prescripta fue realizada el 15 de abril de 2008, por personal especializado de Defensa Civil perteneciente al Ministerio de Gobierno, Seguridad y Justicia de la provincia de La Pampa. Previamente se realizaron y limpiaron las picadas corta fuegos y perimetrales con un ancho de aproximadamente 10 m. También se les dio aviso a los vecinos de campos lindantes y a la policía provincial de la realización del evento. Todo fue realizado bajo la supervisión de la Dirección de Recursos Naturales de la provincia de La Pampa bajo las normas de las siguientes leyes: Ley Nacional N° 26331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos y su Decreto Reglamentario N° 91/09, Ley Provincial N° 1354 de Prevención y Lucha contra Incendios en Zonas Rurales y su Decreto Reglamentario 1925/00 y Ley Provincial N° 2624 donde se declara de interés Provincial la Restauración y Conservación, aprobando el Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos de la Provincia de La Pampa y su Decreto Reglamentario N° 1026/12.

Las condiciones climáticas durante el evento fueron: 25°C de temperatura ambiente promedio, 25% de humedad relativa del aire y vientos del NE oscilando entre 6 y 20 km/h, las cuales coinciden con las recomendaciones realizadas por Sipowicz (1994) y Llorens (2013).

Cabe destacar que el potrero quemado tuvo un descanso prolongado, aproximadamente una estación de crecimiento; lo que permitió homogeneizar el estrato gramíneo-herbáceo y poder contar con material combustible fino necesario para que el fuego avance y no se detenga (Sipowicz, 1994). Uno de los mayores inconvenientes que se presentan para realizar una quema controlada es la falta de biomasa acumulada. Esto es debido a que los bovinos al pastorear un área generan distintos parches de pastoreo o sobrepastoreo (McNaughton, 1984; Bailey *et al.*, 1996), viéndose interrumpido el avance del fuego.

La técnica de ejecución de la quema consistió en el uso de antorchas de goteo para el comienzo de ignición, empezando en contra del viento. Inicialmente se afectan los bordes del potrero y luego se conduce el fuego hacia el interior del mismo. Transcurrida una hora, y desde el extremo opuesto al del comienzo de la quema, se prende fuego a favor del viento, con la finalidad de que se encuentren los dos frentes del fuego en el medio del potrero, para que se cierre el fuego y así concluir con la quema y evitar su propagación hacia algún campo vecino (Fig. 13 y 14).

La velocidad del avance del fuego fue determinada por personal de Defensa Civil en el lugar de la quema, la cual fue de 3 m/seg, donde la altura de llama en el frente del fuego fue de aproximadamente 0,40 m de alto.

Medición de las temperaturas alcanzadas por el fuego en el suelo

Para estimar la temperatura máxima alcanzada en el suelo durante la quema y determinar su efecto (perjudicial o benéfico) sobre el banco de semillas en el suelo, se instalaron, en los distintos parches de vegetación, un conjunto de crayones sensibles al calor (tizas termofundibles o tempils). Estos se colocaron en sobres de aluminio y se depositaron sobre la superficie del suelo, a 2 y 4 cm de profundidad sin disturbar el terreno (Fig. 15 a y b). Los crayones permitieron cubrir un rango de temperatura desde



Figura 13. Personal de Defensa Civil antes de comenzar la quema.



Figura 14. Inicio de la quema prescripta.



Figura 15 a. Conjunto de crayones colocados sobre la superficie del suelo.



Figura 15 b. Conjunto de crayones colocados a 2 y 4 cm de profundidad.

los 52°C a 649°C. Se utilizaron 10 tizas correspondientes a: 52°C, 93°C, 121°C, 163°C, 204°C, 246°C, 316°C, 427°C, 438°C y 649°C) (Sawczuk, 2009).

Al día siguiente de finalizada la quema, fueron retirados los tempils, llevados a laboratorio y evaluada la temperatura alcanzada. Se determinó a partir de la fusión del sólido de las tizas, observándose una mancha en el papel de aluminio debido a la disolución del tempils (Sawczuk, 2009).

El área de estudio permaneció clausurada a la entrada de ganado doméstico, con el fin de asegurar el crecimiento y desarrollo de la vegetación, como así también la formación y activación del banco de semillas.

Evaluación de la vegetación

Las épocas de muestreo fueron cuatro: abril de 2008 (pre quema), mayo de 2008 (post quema), octubre de 2008 (pre diseminación) y marzo de 2009 (post diseminación), poniendo de manifiesto los efectos de los procesos de quema y diseminación, los que se dividieron en dos etapas:

- etapa 1 (abarca las dos primeras fechas): considera el evento de la quema controlada (pre y post quema), y
- etapa 2 (abarca las dos fechas restantes): considera el período de diseminación de las gramíneas invernales (pre y post dispersión).

► Caracterización estructural de los parches

Para caracterizar los parches se realizaron las siguientes determinaciones: en el estrato graminoso-herbáceo: cobertura total, cobertura de mantillo o broza, proporción de suelo desnudo, cobertura de especies forrajeras y no forrajeras y biomasa aérea antes de la quema. El muestreo del estrato graminoso-herbáceo y determinación de fitomasa aérea se realizó en parcelas de 0,25 m² por medio de método de Daubenmire (Cano *et al.* 1990; Morici *et al.* 2003), el número de muestras tomadas fue de 5 por parche.

ANÁLISIS DEL BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE

Dentro de las áreas seleccionadas anteriormente, se tomaron las muestras de suelo para estudiar y analizar el banco de semillas.

Las fechas de muestreo coincidieron con las que se realizaron para estudiar la vegetación y así también poder estudiar y analizar el banco en dos etapas: pre y post quema y pre y post dispersión.

► Determinación del banco de semillas de gramíneas

Para la determinación de la composición del banco de semillas, se utilizó el método de germinación directa o de emergencia de plántulas descrito por Roberts (1981) el cual se realizó bajo condiciones controladas (Sokal & Rohlf, 1981). Este método es práctico cuando se quiere determinar el potencial de regeneración de una determinada comunidad. Se refiere al componente activo del banco o sea al aporte que tiene el banco en la brotación o germinación de sus disemínulos (Acosta & Agüero, 2001).

Este análisis comprende la extracción de las muestras de suelo, su acondicionamiento y su germinación, extracción y contabilización de las diásporas germinadas.

Extracción de las muestras de suelo

Para determinar el banco de semillas vertical y horizontal, en cada uno de los parches, fueron extraídas 5 muestras al azar (distribución horizontal), por medio de un cilindro metálico de 6 cm de diámetro y 4 cm de altura, el cual tenía divisiones transversales (Fig. 16). Esto permitió en el momento de la extracción de la muestra, poder dividirla en tres submuestras: broza o mantillo superficial, 0-2 cm y 2-4 cm (distribución vertical), haciendo un total de 225 muestras por época de muestreo (Fig. 17). Todas las muestras se conservaron intactas, en el campo, para su posterior traslado y análisis. Según Haretche & Rodriguez (2006) cuando las muestras son grandes se pueden fraccionar en el campo e incluso eliminar el mantillo y así disminuir el volumen de la muestra a analizar.

Una vez recolectadas las submuestras en el campo se las colocó en bolsas de plástico separadas, previamente etiquetadas y acondicionadas para su traslado a invernáculo. De esta forma cada fracción de suelo (sin subdividir) estaba compuesta por 113 cm³ totalizando así 566 cm³ de suelo en cada parche y por fecha de muestreo,



Figura 16. Cilindro utilizado para la toma de muestras de suelo.



Figura 17. Subdivisión de la muestra de suelo.

esto coincide con el volumen recomendado por Roberts (1981), con el cuál se logra detectar la mayoría de las especies presentes en el banco. Usando la misma metodología se recogió el mismo volumen de suelo por muestra, luego de la quema controlada, con el fin de hacer posible la comparación del banco antes y después de la quema. Del mismo modo se procedió para comparar pre y post diseminación.

Procesamiento de las muestras de suelo

Las submuestras fueron llevadas a laboratorio y mantenidas, durante un mes, a 5°C para romper la dormancia que puedan presentar las semillas. Posteriormente, se dejaron secar a temperatura ambiente, hasta que fue posible su tamizado, donde se les extrajo fragmentos pequeños de plantas, insectos y heces. De esta manera se redujo el tamaño de las muestras de suelo, quedando preparadas para que sean puestas a germinar.

Ya en invernáculo, las submuestras, fueron depositadas y esparcidas de manera uniforme en bandejas plásticas de germinación de 11 cm X 15 cm, las que fueron rotuladas para su identificación y perforadas previamente para permitir la percolación del agua de riego. Cada bandeja contenía un sustrato o cama de siembra (arena fina) de aproximadamente 2 cm de espesor, la cual fue esterilizada, evitando que germinen semillas extrañas a la muestra. La función de este sustrato fue brindar un soporte y retener la humedad de la muestra, como también poder ofrecerle a todas las semillas allí depositadas, las mismas oportunidades de germinar y enraizar (Piudo & Caveró, 2005). De esta manera permitió que todas las muestras quedaran expuestas a iguales condiciones de luz, humedad y temperatura, de acuerdo a lo recomendado por Dalling *et al.* (1994).

Seguidamente se regaron por primera vez a capacidad de campo, con un rociador, el cual simuló una lluvia, evitando encharcamientos y desplazamientos de sedimentos. Semanalmente se irrigaron las bandejas según el requerimiento del material, y antes de mostrar síntomas de sequía, se las volvía a regar. La incubación se realizó en condiciones semicontroladas, con un período de luz de 16 horas diarias, a una temperatura aproximada de 10°C por la noche y de 20°C durante el día.

Identificación de diásporas y plántulas

Según menciona Kissmann & Groth (1992) para ayudar al reconocimiento y clasificación de las diásporas y plántulas de gramíneas se utilizó bibliografía disponible, la cual ayudó a analizar estructuras vegetativas como embriones, cotiledones, hojas, etc. También se realizó comparación de material de herbario (Herbario de la Facultad de Agronomía, UNLPam) y cuando se dificultaba observar e identificar a la diáspora o se encontraba deteriorada, se utilizó el criterio de la forma de la primera hoja que sale del coleoptile, siendo lineal y vertical para las gramíneas invernales mientras que curvadas y anchas en las estivales (Rosengurtt *et al.*, 1970). Las especies recolectadas fueron gramíneas nativas del pastizal natural del Caldenal (Cabeza, 1989), las que se clasificaron en forrajeras y no forrajeras, según la selectividad que realiza el ganado doméstico (Morici *et al.*, 2003).

El fruto típico de las gramíneas es la cariopsis, fruto seco, indehiscente, uniseminado, cuyo pericarpio está soldado a la semilla, comúnmente denominado grano. La unidad de propagación o diáspora suele estar constituida por la cariopsis desnuda pero más comúnmente está constituida por la cariopsis vestida, cubiertas por las glumelas (lemma y pálea) (Besnier Romero, 1989; Rúgolo de Agrasar *et al.*, 2005).

Descripción de diásporas identificadas

Piptochaetium napostaense (Fig. 18) presenta diáspora de color castaño-oscuro casi negro, cilíndrica y estriada longitudinalmente de 7 a 11 mm de longitud, con una larga arista hidroactiva geniculada de 70 a 120 mm de longitud y un punzante antopodio, el cual le permite autosembrarse (Rúgolo de Agrasar *et al.*, 2005; Benvenuti, 2007).

La diáspora de *Poa ligularis* (Fig. 19) es de color claro, con una longitud de 3 a 6,5 mm y tiene la característica de ser pubescente y frágil, presentando largos pelos lanosos y plegados. La diáspora de *Jarava ichu* (Fig. 20) de color castaño claro, presenta forma de huso (4-5 mm) teniendo en su extremo un pequeño antopodio y en su cuerpo pelos largos y divergentes formando un vilano. La arista es filiforme de 15-20 mm de largo (Rúgolo de Agrasar *et al.*, 2005).

Nassella trichotoma (Fig. 21) presenta un cuerpo ovoide, glabro, giboso y con forma de huso, de 3 a 4 mm de longitud, con un antopodio corto y una arista geniculada de 20 a 30 mm de longitud. Mientras que la diáspora de *Nassella tenuissima* (Fig. 22) es



Figura 18. Restos de diáspora y zona basal de plántula de *Piptochaetium napostaense*.



Figura 19. Restos de diáspora y zona basal de plántula de *Poa ligularis*.



Figura 20. Restos de diáspora de *Jarava ichu*.



Figura 21. Restos de diáspora y zona basal de plántula de *Nassella trichotoma*.



Figura 22. Restos de diáspora y zona basal de plántula de *Nassella tenuissima*.



Figura 23. Lupa binocular, pinza y aguja histológica.

de color amarillento con un cuerpo cilíndrico con forma de huso, de 2 a 3 mm de longitud, con pelos cortos presentes en su cuerpo, un antopodio truncado breve y una larga arista flexuosa uni o bi geniculada de 60 a 80 mm de longitud (Rúgolo de Agrasar *et al.*, 2005).

Extracción y contabilización de plántulas

Una vez producida la germinación de las diásporas, se contabilizaron las plántulas que iban emergiendo durante 8 meses, es decir desde el montaje del ensayo hasta que no se visualizó ninguna germinación de gramíneas (desde mayo hasta diciembre). Una vez germinadas las semillas e identificadas las plántulas taxonómicamente, con la asistencia de una lupa binocular (la cual ayuda a identificar las semillas germinadas), pinza y aguja histológica, se eliminaron las plántulas para evitar fenómenos de competencia inter e intraespecífica (Morici *et al.*, 2003) (Fig. 23). Este procedimiento se realizó durante los dos primeros meses en forma diaria y los últimos meses en forma semanal.

En el último mes de observación y extracción de plántulas (diciembre, cuando las temperaturas fueron elevadas) las muestras dejaron de ser regadas por 7 días. Con esta alteración de humedad, conjuntamente con el mantenimiento en frío posterior a la colecta en el campo, se provocaron las condiciones que permiten romper la dormancia y así tener la mayor representatividad del banco de semillas (Acosta & Agüero, 2001).

Los ejemplares dudosos que no se pudieron identificar y determinar el taxón se transplantaron en macetas, a la espera de que completen su ciclo de vida y que su clasificación fuera factible.

Mensualmente se desagregaron y removieron los sustratos de las bandejas a fin de evitar compactación y romper la costra superficial para reducir el impedimento físico de la germinación de las diásporas y emergencia de las plántulas (Piudo & Cavero, 2005).

Cálculo de densidad de plántulas

Para calcular la densidad de plántulas extraídas del banco de semillas de una determinada especie, para un parche y profundidad en particular, se utilizó la siguiente fórmula:

$$\text{DENSIDAD} = \frac{\text{N}^\circ \text{ Plántulas extraídas} \times 10000 \text{ cm}^2}{\text{Superficie}}$$

$$28,27 \text{ cm}^2$$

Donde: Densidad = Plántulas/m²

$$10000 \text{ cm}^2 = 1 \text{ m}^2$$

28,27 cm² = superficie del cilindro (6 cm de diámetro).

Análisis estadístico

Para evaluar la cobertura de los distintos parches de vegetación y analizar las especies forrajeras y no forrajeras dentro de cada parche, se obtuvo el valor medio por parcela. Las diferencias dentro y entre parches fueron evaluadas mediante ANOVA, y para la comparación de medias se utilizó Tukey ($p < 0.05$).

En cuanto al banco de semillas para cada parche (forrajero, no forrajero y arbustivo) se comparó la densidad de plántulas emergidas de especies forrajeras y no forrajeras/m² en cada estrato de suelo y la densidad total (gramíneas forrajeras y no forrajeras/m²) entre los distintos momentos de muestreo. En cada estrato y especie en particular, las diferencias entre pre y post quema y pre y post dispersión de semillas fueron detectadas mediante ANOVA de acuerdo a un diseño de parcelas divididas, donde la parcela principal es el parche de vegetación y la parcela secundaria es el momento de muestreo. Para la comparación de medias se utilizó Tukey ($p < 0.05$). Para el estudio del análisis estadístico de los datos, tanto de vegetación como de banco de semillas, se utilizó el programa Statgraphics Plus, versión 3.1.

RESULTADOS

COMPORTAMIENTO DE LA VEGETACIÓN

Biomasa aérea acumulada

La biomasa aérea acumulada del estrato gramíneo-herbáceo fue de 2496 kg MS.ha⁻¹ (\pm 140) en el área forrajera y 7500 kg MS.ha⁻¹ (\pm 250) en el área no forrajera. En el área arbustiva, la biomasa aérea del estrato arbustivo fue de 22500 kg MS.ha⁻¹ (\pm 400) mientras que el estrato gramíneo-herbáceo fue de 7500 kg MS.ha⁻¹ (\pm 250) (Fig. 24).

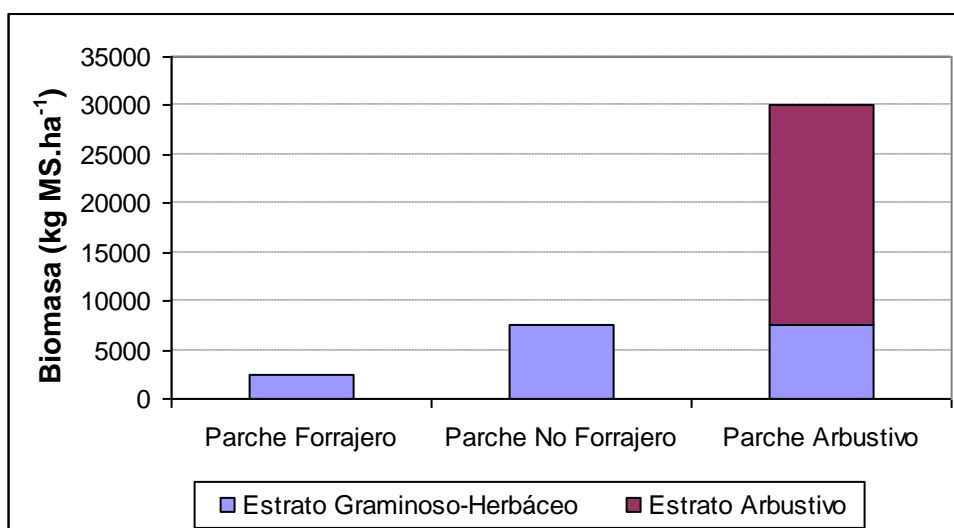


Figura 24. Biomasa aérea acumulada antes de la quema prescrita.

Temperaturas alcanzadas por el fuego en el suelo

En la Fig. 25 se observa la máxima temperatura que alcanzó el suelo en cada parche de vegetación. Estas distintas temperatura están dadas por la fusión que sufren las tizas termofundibles, las que dependen del tipo y características físico-químicas del combustible presente en cada área. En relación con las temperaturas alcanzadas en el perfil del suelo durante la quema, se observó que las tizas termofundibles o tempils alcanzaron distintas temperaturas luego del fuego. Esta variación estuvo relacionada con el tipo de vegetación predominante de cada parche y en función de las distintas profundidades de muestreo.

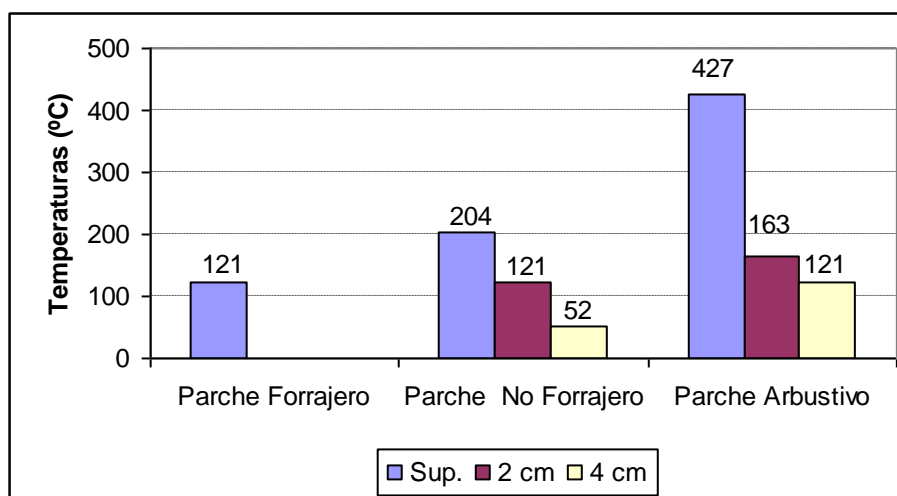


Figura 25. Temperaturas máximas alcanzadas en el suelo bajo distintos tipos de vegetación a diferentes profundidades.

Especies censadas

Un total de 49 especies fueron registradas, al inicio del trabajo experimental, en los parches forrajeros, no forrajeros y arbustivos (Tabla 1) de las cuales 10 eran especies forrajeras (F) y 39 no forrajeras (NF). De las 13 gramíneas que fueron registradas se encontraron 7 forrajeras (F) y 6 no forrajeras (NF).

Tabla 1. Descripción de las especies censadas en el área de estudio

ESPECIES	CALIDAD FORRAJERA	CICLO DE VIDA
<i>Acaena myriophylla</i> Lindl.	NF	P
<i>Amelichloa brachychaeta</i> (Godr.) Arriaga & Barkworth	NF	P
<i>Aristida subulata</i> Henrard	NF	P
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	NF	P
<i>Baccharis gilliesii</i> A. Gray	NF	P
<i>Baccharis pingraea</i> D.C.	NF	P
<i>Baccharis spartioides</i> (Hook. & Arn. ex DC.) J. Remy	NF	P
<i>Baccharis ulicina</i> Hook. & Arn.	NF	P
<i>Bowlesia incana</i> Ruiz & Pav.	NF	A
<i>Bromus catharticus</i> Vahl	F	A
<i>Carduus thoermeri</i> Weinm.	NF	A
<i>Chenopodium album</i> L.	NF	A
<i>Chenopodium borbassii</i> Murr	NF	A
<i>Chenopodium denticatum</i> A. Nelson	NF	A
<i>Clematis montevidensis</i> Spreng.	NF	A

<i>Daucus pusillus</i> Michx.	NF	A
<i>Descurainia erodiifolia</i> (Phil.) Prantl ex Reiche	NF	A
<i>Digitaria californica</i> (Benth.) Henrard	F	P
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	NF	A
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	F	A
<i>Eupatorium patens</i> D. Don ex Hook. & Arn.	F	A
<i>Galium richardianum</i> Gillies ex Hook. & Arn.) Endl. ex Walp.	NF	A
<i>Geranium molle</i> L.	NF	A
<i>Hordeum stenostachys</i> Godr.	F	A
<i>Jarava ichu</i> Ruiz & Pav.	NF	P
<i>Lamium amplexicaule</i> L.	NF	A
<i>Lanugothamnus artemisioides</i> (Hook. & Arn.) Deble	NF	A
<i>Lycopsis arvensis</i> L.	NF	A
<i>Marrubium vulgare</i> L.	NF	P
<i>Melica bonariensis</i> Parodi	NF	P
<i>Nassella longiglumis</i> (Phil.) Barkworth	F	P
<i>Nassella tenuissima</i> (Trin.) Barkworth	NF	P
<i>Nassella trichotoma</i> (Nees) Hack. ex Arechav.	NF	P
<i>Nicotiana noctiflora</i> Hook.	NF	A
<i>Nierembergia aristata</i> D. Don	NF	P
<i>Parietaria debilis</i> G. Forst.	NF	A
<i>Pfaffia gnaphaloides</i> Giert	NF	A
<i>Piptochaetium napostaense</i> (Speg.) Hack.	F	P
<i>Plantago patagonica</i> Jacq.	NF	A
<i>Poa ligularis</i> Nees ex Steud.	F	P
<i>Rhynchosia senna</i> Gillies & Hook.	F	P
<i>Senecio subulatus</i> D. Don ex Hook. & Arn.	NF	P
<i>Setaria leucopila</i> (Scribn. & Merr.) K. Schum.	F	P
<i>Silene antirrhina</i> L.	NF	A
<i>Solanum elaeagnifolium</i> Cav.	NF	A
<i>Solanum juvenale</i> Thell.	NF	A
<i>Solanun chenopodioides</i> Lam.	NF	A
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	NF	A
<i>Turnera sidoides</i> L.	NF	A

F= forrajera, NF= no forrajera, A= anual, P= perenne.

COBERTURA AÉREA

Cobertura del parche forrajero

Dentro del parche forrajero, al inicio del muestreo, la cobertura de especies forrajeras y no forrajeras fue de 91% y 9% respectivamente (solamente se analiza el estrato gramionoso-herbáceo). La cobertura vegetal en este parche fue máxima previo a la quema siendo significativamente mayor que en el resto de las demás fechas (Fig. 26). Por su parte, el porcentaje de suelo desnudo fue máximo en mayo de 2008, intermedio en octubre de 2008 y marzo de 2009 y mínimo en abril de 2008.

Con respecto a la broza, en marzo de 2009 presentó su máximo valor (41,8%), mostrando diferencias significativas con respecto a las otras tres fechas de muestreo (Fig. 26).

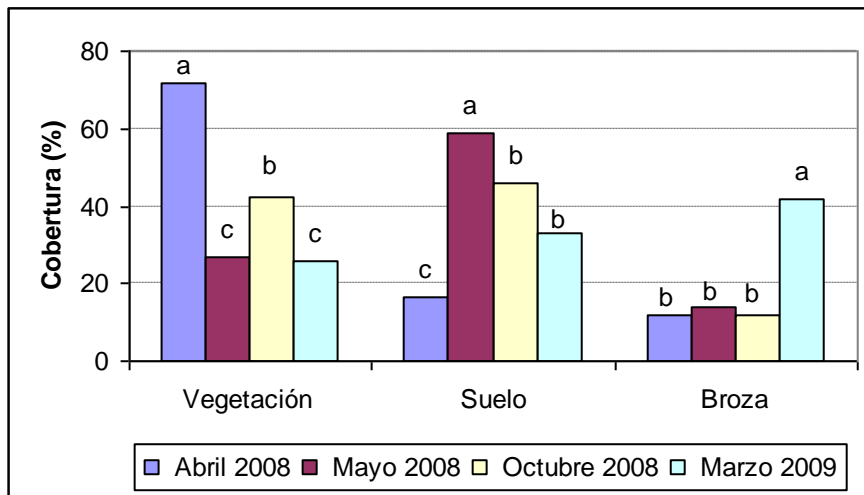


Figura 26. Variación de la cobertura de vegetación, suelo y broza (%) del **Parche Forrajero**. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre fechas

Cobertura del parche no forrajero

La cobertura de especies forrajeras y no forrajeras en este parche fue de 11% y 89%, respectivamente. En los parches dominados por especies no forrajeras la cobertura de la vegetación fue mayor en el momento previo a la quema (79,1%) presentando diferencias significativas respecto de las demás fechas (Fig. 27).

La proporción de suelo desnudo después de la diseminación de las diásporas es mayor y presenta diferencias significativas con respecto a mayo y octubre de 2008, a su vez, estas dos fechas tienen diferencias con el evento de pre-quema (Fig. 27).

La broza en las áreas no forrajeras mostró su máximo valor después de la quema, presentando diferencias con las demás fechas de muestreo (Fig. 27).

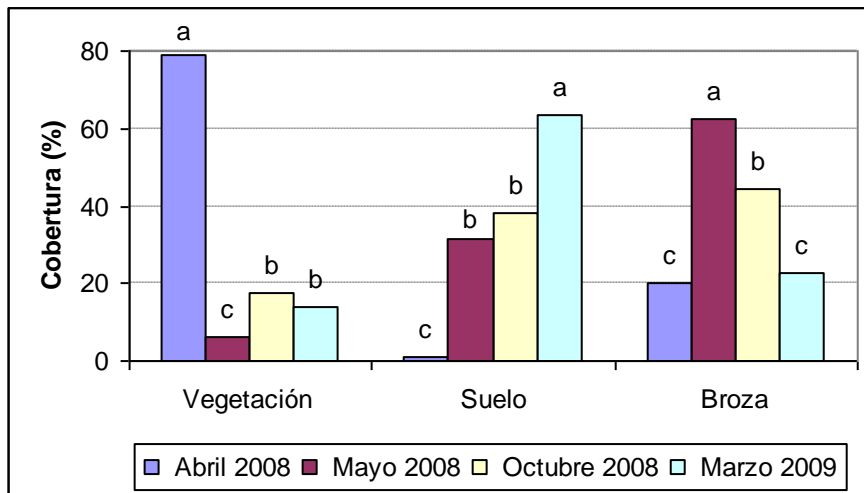


Figura 27. Variación de la cobertura de vegetación, suelo y broza (%) del **Parche No Forrajero**. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre fechas.

Cobertura del parche arbustivo

La cobertura de vegetación forrajera y no forrajera fue de 15% y 85% respectivamente. La cobertura vegetal de áreas con predominio de arbustivas, al igual que en los parches de no forrajeras, se observa un marcado descenso de la cobertura vegetal luego de la quema controlada, existiendo en este parche diferencias entre la primera fecha y las restantes (Fig. 28).

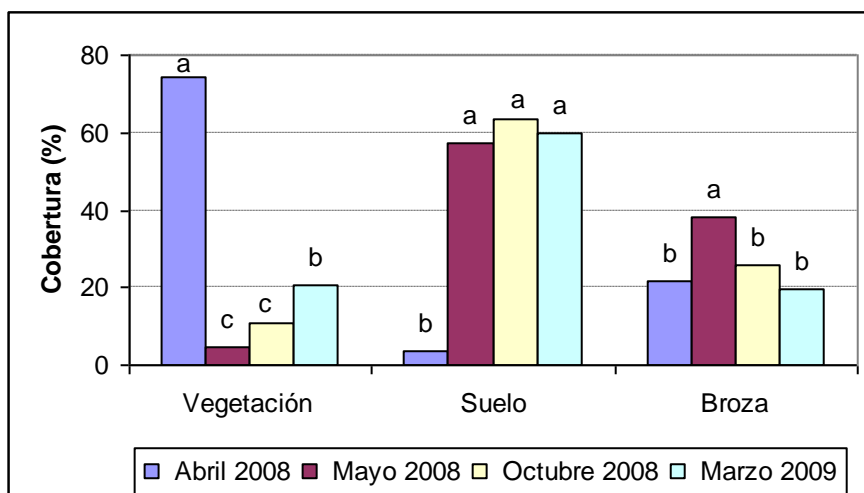


Figura 28. Variación de la cobertura de vegetación, suelo y broza (%) del **Parche Arbustivo**. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre fechas.

La proporción de suelo desnudo en las áreas arbustivas muestra sus máximos valores para las etapas de post quema, pre y post diseminación (57,5, 63,3 y 59,8 % respectivamente), existiendo diferencias significativas con pre quema (Fig. 28).

Con respecto a la broza, se observa que el momento de post quema (38,1%) presenta diferencias significativas con las demás fechas (Fig. 28).

VARIACIÓN DE COBERTURA DE ESPECIES FORRAJERAS Y NO FORRAJERAS

El conjunto de especies forrajeras presentes en el parche forrajero presenta su máximo valor antes de la quema (60,7%) diferenciándose de las restantes fechas. A su vez la época de pre diseminación se diferencia de las otras dos restantes. Dentro de este mismo parche y analizando las especies no forrajeras, mostraron que en abril de 2008 fue mayor que en las demás fechas (11,1%), presentando diferencias significativas (Fig. 29).

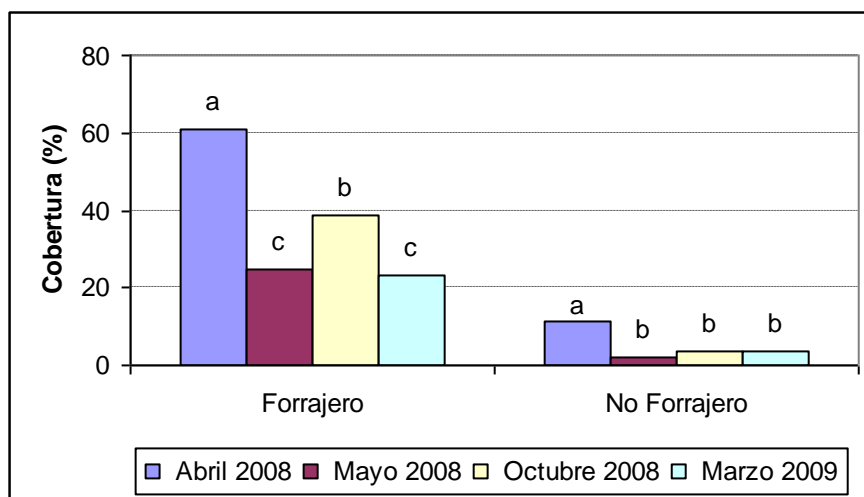


Figura 29. Cobertura de especies forrajeras y no forrajeras (%) del **Parche Forrajero**. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) dentro del parche.

En los parches no forrajeros y arbustivos la cobertura de especies forrajeras (Fig. 30 y 31) coincide en ambos parches, encontrando valores de coberturas muy bajos, no existiendo diferencias significativas en ninguna de las épocas de muestreo. Dentro de los parches no forrajeros las especies no forrajeras presentan su máxima cobertura antes de la quema. Octubre de 2008 y marzo de 2009 se diferencian de mayo de

2008. Antes de la quema el parche arbustivo presentó una cobertura significativamente mayor que las demás fechas, a su vez marzo de 2009 se diferenció significativamente de octubre de 2008 y este a su vez de mayo de 2008.

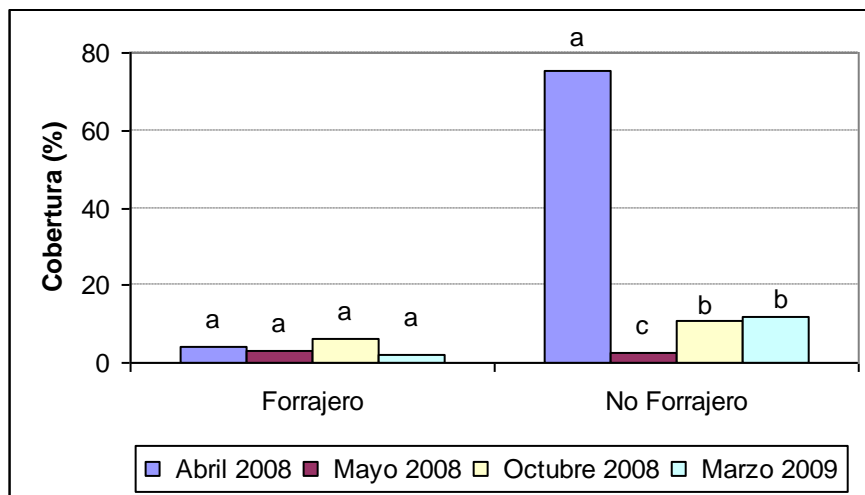


Figura 30. Cobertura de especies forrajeras y no forrajeras (%) del **Parche No Forrajero**. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) dentro del parche.

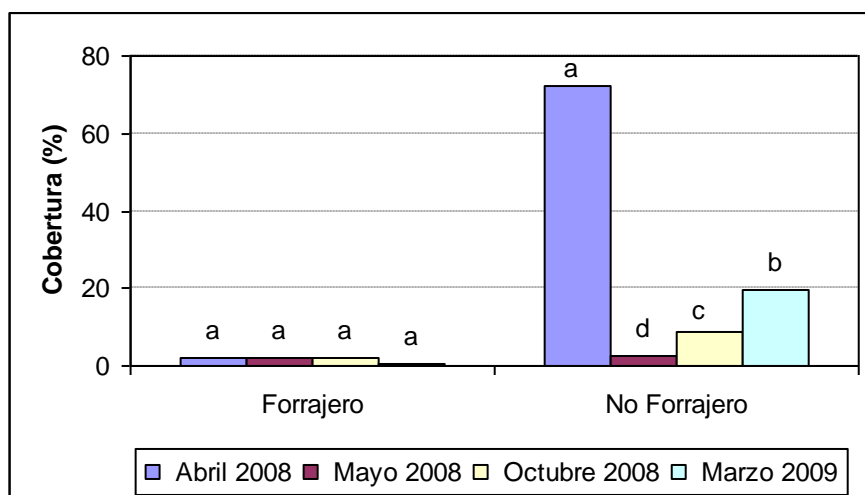


Figura 31. Cobertura de especies forrajeras y no forrajeras (%) del **Parche Arbustivo**. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) dentro del parche.

COMPORTAMIENTO DEL BANCO DE SEMILLAS: ETAPA PRE Y POST QUEMA CONTROLADA

Durante la etapa de pre y post quema controlada, las semillas invernales presentes en la lectura del banco de semillas corresponde a las incorporadas al banco en diciembre de 2007 y enero-febrero de 2008 o remanentes de años anteriores, mientras que en el caso de las semillas de gramíneas estivales su incorporación al banco se produjo en enero-abril de 2008 o remanentes de años anteriores.

Un total de 8 gramíneas fueron identificadas (Tabla 2) en el banco de semillas mediante el método directo de evaluación del banco de semillas o identificación de cariopsis germinados, de las cuales *Bromus catharticus* Vahl var. *Rupestres* y *Hordeum stenostachys* Godr. son gramíneas forrajeras anuales, siendo las demás gramíneas perennes forrajeras y no forrajeras. A su vez, dentro de las forrajeras encontramos a *Setaria leucopila* siendo la única gramínea estival.

Tabla 2. Descripción de las especies halladas en el banco de semillas germinable.

ESPECIE	NOMBRE VULGAR	CALIDAD FORRAJERA	CRECIMIENTO	CICLO DE VIDA
<i>Bromus catharticus</i> Vahl	Cebadilla	F	I	A
<i>Hordeum stenostachys</i> Godr.	centenillo	F	I	A
<i>Jarava ichu</i> Ruiz & Pav.	paja blanca	NF	I	P
<i>Nassella tenuissima</i> (Trin.) Barkworth	paja	NF	I	P
<i>Nassella trichotoma</i> (Nees) Hack. ex Arechav.	pasto puna	NF	I	P
<i>Piptochaetium napostaense</i> (Speg.) Hack.	flechilla negra	F	I	P
<i>Poa ligularis</i> Nees ex Steud.	unquillo	F	I	P
<i>Setaria leucopila</i> (Scribn. & Merr.) K. Schum.	cola de zorro	F	E	P

F= forrajera, NF= no forrajera, I=invernal, E= estival, A= anual, P= perenne.

Se analizó el banco de semillas en los tres parches y en todas las profundidades analizadas, en particular, de 5 gramíneas perennes invernales (*Piptochaetium napostaense*, *Poa ligularis*, *Jarava ichu*, *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma*). No se analizaron las especies anuales y *Setaria leucopila* por su baja presencia.

Parches forrajeros

Teniendo en cuenta las muestras extraídas del mantillo o broza y de las dos profundidades del suelo (0-2 y 2-4 cm) dentro del parche forrajero se observó que *Piptochaetium napostaense* registró un aumento en la densidad de plántulas emergidas luego de producida la quema a una profundidad de 0-2 cm con 4415 plántulas.m⁻² (Tabla 3). *Poa ligularis* mostró una disminución en el números de diásporas germinados en broza y los primeros centímetros del suelo, luego de producida la quema.

Por su parte las gramíneas no forrajeras mostraron diferentes comportamientos. *Jara ichu* tuvo una disminución de plántulas en broza una vez producida la quema (Tabla 3), mientras que *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma* mostraron sus máximos valores luego de producida la quema a la profundidad de 0-2 cm con 269 y 1033 plántulas.m⁻² respectivamente.

Tabla 3. Densidad de plántulas de gramíneas pre y post quema controlada del parche forrajero (Plántulas.m⁻²).

PARCHE FORRAJERO						
	BROZA		0-2 cm		2-4 cm	
	AQ	PQ	AQ	PQ	AQ	PQ
<i>Piptochaetium napostaense</i>	297 a	241 a	1868 b	4415 a	439 a	382 a
<i>Poa ligularis</i>	2278 a	71 b	1033 a	113 b	71 a	42 a
<i>Jarava ichu</i>	71 a	14 b	14 a	14 a	14 a	14 a
<i>Nassella tenuissima</i>	170 a	198 a	127 b	269 a	99 a	99 a
<i>Nassella trichotoma</i>	113 a	113 a	269 b	1033 a	453 a	490 a

AQ= pre quema, **PQ=** post quema. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) dentro del parche según el estrato y momento de muestreo.

En el parche forrajero comparando pre y post quema en la máxima profundidad analizada (2-4 cm) no se encontraron diferencias significativas para ninguna de las especies de gramíneas observadas.

Parches no forrajeros

Analizando las áreas no forrajeras se observó que dentro de las gramíneas forrajeras censadas *Piptochaetium napostaense* mostró, luego del fuego, un incremento en la densidad de plántulas emergidas a 0-2 cm, con 651 plántulas.m⁻² (Tabla 4). La otra gramínea forrajera, *Poa ligularis*, evidenció una disminución en el número de cariopsis germinados sobre la superficie del suelo una vez producida la quema prescripta (Tabla 4).

Las gramíneas no forrajeras, *Jarava ichu*, *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma* mostraron un comportamiento similar entre ellas, donde luego de producida la quema, se observó una disminución de plántulas en broza y 0-2 cm (Tabla 4). A su vez *Nassella tricótoma*, en la máxima profundidad, fue la única gramínea no forrajera que mostró diferencias significativas entre pre y post quema, teniendo menor densidad de plántulas luego de producida la quema.

Tabla 4. Densidad de plántulas de gramíneas pre y post quema controlada del parche no forrajero (Plántulas.m⁻²).

PARCHE NO FORRAERO						
	BROZA		0-2 cm		2-4 cm	
	AQ	PQ	AQ	PQ	AQ	PQ
<i>Piptochaetium napostaense</i>	57 a	71 a	241 b	651 a	113 a	127 a
<i>Poa ligularis</i>	1033 a	28 b	57 a	57 a	28 a	28 a
<i>Jarava ichu</i>	765 a	354 b	311 a	99 b	28 a	28 a
<i>Nassella tenuissima</i>	1358 a	920 b	934 a	608 b	42 a	42 a
<i>Nassella trichotoma</i>	1302 a	127 b	764 a	340 b	269 a	85 b

AQ= pre quema, **PQ**= post quema. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) dentro del parche según el estrato y momento de muestreo.

Parches arbustivos

En los parches dominados por el estrato arbustivo las gramíneas forrajeras *Piptochaetium napostaense* y *Poa ligularis* luego de producida la quema programada se observó una disminución en la densidad de plántulas emergidas para las tres profundidades muestreadas (Tabla 5).

Por su parte, *Jarava ichu* mostró diferencias significativas, con una disminución en la densidad de plántulas, luego de producida la quema, en broza y 0-2 cm.

Al igual que en las forrajeras, las gramíneas no forrajeras *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma*, luego de la quema, mostraron una disminución de diásporas germinados en las tres profundidades analizadas.

Tabla 5. Densidad de plántulas de gramíneas pre y post quema controlada del parche arbustivo (Plántulas.m⁻²).

PARCHE ARBUSTIVO						
	BROZA		0-2 cm		2-4 cm	
	AQ	PQ	AQ	PQ	AQ	PQ
<i>Piptochaetium napostaense</i>	396 a	57 b	1231 a	467 b	184 a	14 b
<i>Poa ligularis</i>	2618 a	28 b	2561 a	57 b	156 a	28 b
<i>Jarava ichu</i>	340 a	141 b	85 a	28 b	28 a	28 a
<i>Nassella tenuissima</i>	962 a	538 b	891 a	382 b	269 a	28 b
<i>Nassella trichotoma</i>	1967 a	424 b	1783 a	396 b	368 a	141 b

AQ= pre quema, **PQ**= post quema. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) dentro del parche según el estrato y momento de muestreo.

COMPORTAMIENTO DEL BANCO DE SEMILLAS: ETAPA PRE Y POST DISPERSIÓN

El banco de semillas de gramíneas de octubre de 2008 corresponden a las gramíneas que no germinaron en la época febrero-abril de 2008 más las remanentes de años anteriores, mientras que la lectura del banco correspondiente a marzo de 2009 corresponde a las semillas de las gramíneas invernales incorporadas en diciembre de 2008 y enero-febrero de 2009 o remanentes de años anteriores. Para las diásporas de gramíneas estivales su incorporación se produjo entre enero y marzo de 2009 o remanentes de años anteriores.

Al igual que en la etapa de pre y post quema, para analizar el banco de semillas germinable, fueron identificadas las mismas gramíneas que se detallan en la Tabla 2. Para determinar el banco de semillas total en cada parche de vegetación las gramíneas censadas se clasificaron como forrajeras y no forrajeras. La suma total de plántulas de *Piptochaetium napostaense* y *Poa ligularis* conformó el grupo “forrajeras”, mientras que *Jarava ichu*, *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma* el de “no forrajeras”.

Parches forrajeros

Se observa en estos parches que existe una mayor densidad de plántulas luego de la dispersión de las diásporas para las gramíneas forrajeras y *Nassella trichotoma*. *Piptochaetium napostaense* presentó 3365 plántulas.m⁻² en los primeros centímetros del suelo, *Poa ligularis* 4627 y 5546 plántulas.m⁻², en la broza y a 0-2 cm de profundidad respectivamente (Tabla 6) y *Nassella trichotoma* con 778 plántulas.m⁻² a 0-2 cm de profundidad. Esta última presentó menor cantidad de plántulas que las forrajeras (Tabla 6).

Por lo contrario *Nassella tenuissima* tuvo su máxima densidad de semillas germinadas antes de la dispersión para la broza y 0-2 cm. *Jarava ichu* no mostró diferencias significativas respecto a las dos fechas analizadas (Tabla 6).

Tabla 6. Densidad de plántulas de gramíneas pre y post diseminación de diásporas del parche forrajero (Plántulas.m⁻²).

PARCHES FORRAJEROS						
	BROZA		0-2 cm		2-4 cm	
	AD	PD	AD	PD	AD	PD
<i>Piptochaetium napostaense</i>	85 b	311 a	1967 b	3665 a	382 b	594 a
<i>Poa ligularis</i>	311 b	4627 a	325 b	5546 a	28 b	184 a
<i>Jarava ichu</i>	28 a	28 a	14 a	14 a	14 a	14 a
<i>Nassella tenuissima</i>	71 a	14 b	156 a	71 b	28 a	14 a
<i>Nassella trichotoma</i>	99 a	85 a	439 b	778 a	184 b	453 a

AD= antes diseminación **PD=** post diseminación. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) dentro del parche según el estrato y momento de muestreo.

Parches no forrajeros

En los parches no forrajeros *Piptochaetium napostaense* y *Poa ligularis* mostraron un comportamiento similar al de los parches forrajeros en pre y post dispersión pero con menor densidad de plántulas.m⁻². Así *Piptochaetium napostaense* presentó 439 plántulas.m² en los primeros centímetros de profundidad (Tabla 7) mientras que *Poa ligularis* presentó 1514 y 1146 plántulas.m⁻² para broza y 0-2 cm de profundidad respectivamente (Tabla 7).

Tabla 7. Densidad de plántulas de gramíneas pre y post diseminación de diásporas del parche no forrajero (Plántulas.m⁻²).

PARCHES NO FORRAJEROS						
	BROZA		0-2 cm		2-4 cm	
	AD	PD	AD	PD	AD	PD
<i>Piptochaetium napostaense</i>	57 b	99 a	141 b	439 a	14 b	226 a
<i>Poa ligularis</i>	184 b	1514 a	113 b	1146 a	57 a	57 a
<i>Jarava ichu</i>	368 a	325 b	141 b	524 a	28 a	28 a
<i>Nassella tenuissima</i>	524 a	226 b	453 b	1033 a	42 b	665 a
<i>Nassella trichotoma</i>	42 a	42 a	113 a	127 a	14 a	14 a

AD= antes diseminación **PD=** post diseminación. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) dentro del parche según el estrato y momento de muestreo.

Las gramíneas no forrajeras *Jarava ichu* y *Nassella tenuissima* presentaron mayor número de plántulas en la broza antes de la dispersión. A diferencia de esto, luego de producida la diseminación, la densidad fue mayor a 0-2 cm de profundidad (Tabla 7). A su vez *Nassella tenuissima*, para 2-4 cm de profundidad, presentó más abundancia de plántulas post dispersión. *Nassella trichotoma* no evidenció diferencias significativas entre momentos (pre y post dispersión) en ninguna de las profundidades de suelo analizadas.

Parches arbustivos

Piptochaetium napostaense y *Poa ligularis* presentaron mayor cantidad de diásporas germinadas luego de la dispersión de semillas en los tres niveles de profundidad del suelo (Tabla 8). Así *Poa ligularis* presentó 17106 plántulas.m⁻², formando la máxima densidad de plántulas para los primeros centímetros del suelo.

En *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma* (Tabla 8) se estableció en las dos primeras profundidades una disminución de plántulas luego de producida la dispersión de diásporas, mientras que el comportamiento de *Jarava ichu* es contrario a las anteriores, mostrando una máxima densidad de plántulas.m⁻² luego de producida la diseminación (Tabla 8).

Tabla 8. Densidad de plántulas de gramíneas pre y post diseminación de diásporas del parche arbustivo (Plántulas.m⁻²).

PARCHES ARBUSTIVOS						
	BROZA		0-2 cm		2-4 cm	
	AD	PD	AD	PD	AD	PD
<i>Piptochaetium napostaense</i>	42 b	85 a	42 b	241 a	14 b	85 a
<i>Poa ligularis</i>	80 b	905 a	85 b	17106a	14 b	311 a
<i>Jarava ichu</i>	113 b	722 a	127 b	679 a	71 a	71 a
<i>Nassella tenuissima</i>	396 a	42 b	283 a	241 a	28 a	28 a
<i>Nassella trichotoma</i>	113 a	28 b	198 a	127 b	42 b	113 a

AD= antes diseminación **PD=** post diseminación. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) dentro del parche según el estrato y momento de muestreo.

COMPORTAMIENTO DEL BANCO DE SEMILLAS DE GRAMÍNEAS FORRAJERAS Y NO FORRAJERAS

Al inicio del ensayo la densidad total de diásporas germinadas en los parches forrajeros estuvo dominada por gramíneas forrajeras, mientras que en los parches no forrajeros la densidad está dominada por especies no forrajeras. En áreas arbustivas existe una codominancia entre las plántulas forrajeras y no forrajeras (Fig. 32, 33 y 34, Anexo 6).

Antes de la quema, en los parches forrajeros, *Poa ligularis* expresó su máxima densidad dentro de las especies forrajeras (65%) (Fig. 32, Tabla 3), mientras que los parches no forrajeros estuvieron representados por las gramíneas *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma*, *Jarava ichu* y *Poa ligularis* (Fig. 33, Tabla 4). En las áreas arbustivas la codominancia de especies forrajeras y no forrajeras está determinada por el aporte que realizan tanto *Poa ligularis* como *Piptochaetium napostaense* para las primeras y *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma* para las segundas (Fig. 34, Tabla 5).

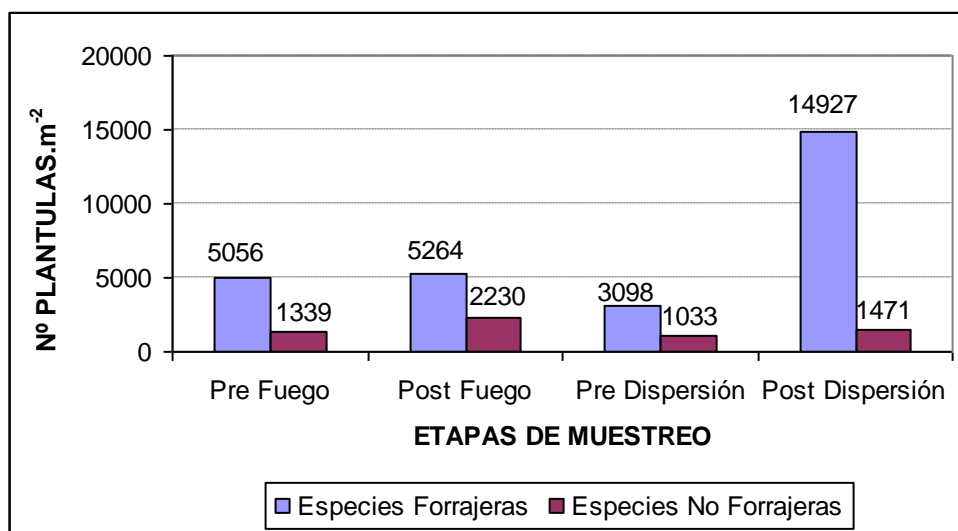


Figura 32. Densidad total de plántulas del **Parche Forrajero**.

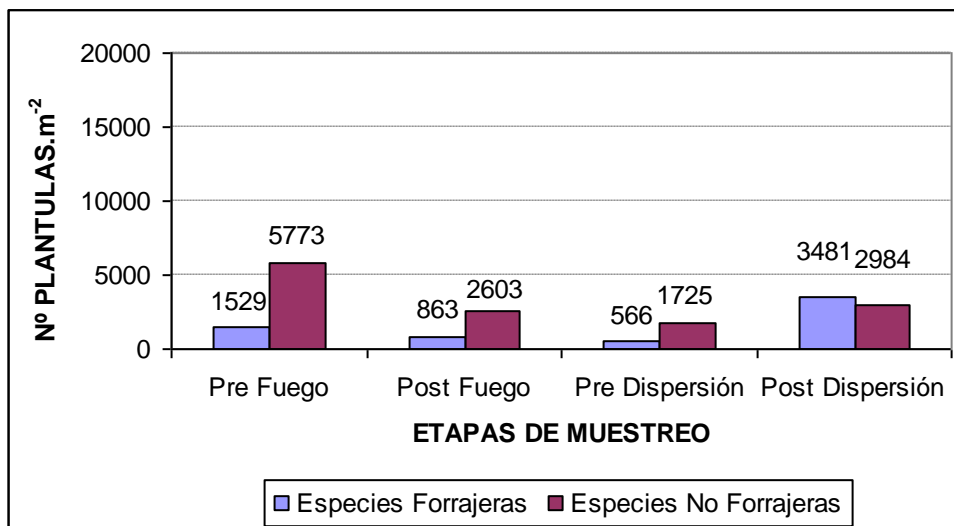


Figura 33. Densidad total de plántulas del **Parche No Forrajero**.

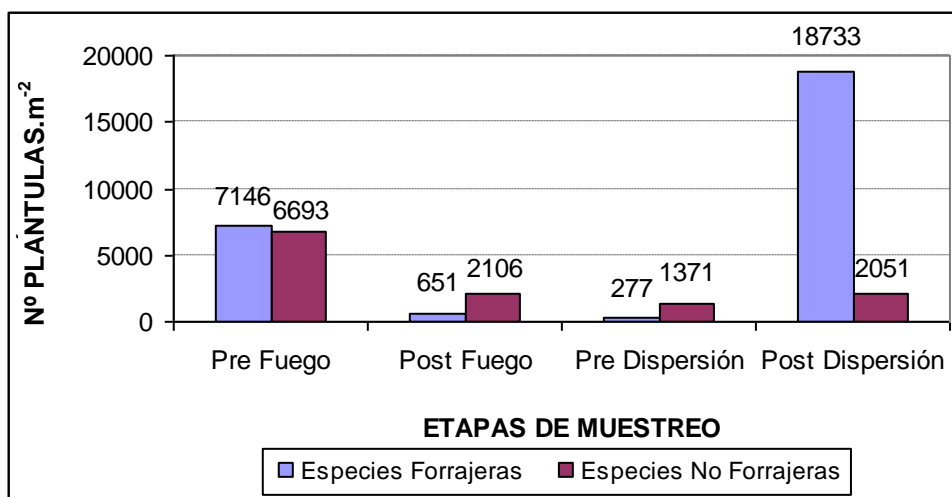


Figura 34. Densidad total de plántulas del **Parche Arbustivo**.

Analizando los parches no forrajeros y arbustivos luego de realizada la quema prescrita se observó una disminución en la densidad de plántulas de gramíneas forrajeras y no forrajeras respecto a pre fuego (Fig. 33 y 34, Tabla 4 y 5). Mientras que para los parches forrajeros esta densidad se incrementó. Este aumento fue producto del aporte de la germinación de diásporas de *Pipthochaetium napostaense* (80%) dentro de las especies forrajeras y de *Nassella trichotoma* (60%) para las no forrajeras (Fig. 32, Tabla 3).

En la etapa de pre dispersión de diásporas, tanto las gramíneas forrajeras como no forrajeras, se observó una disminución en la densidad de plántulas respecto a pre y post quema para los tres parches analizados (Fig. 32, 33 y 34, Anexo 6). Esta merma en la germinación de semillas estuvo presente en todas las gramíneas analizadas.

La etapa de post dispersión presentó un aumento en la densidad de plántulas respecto a las demás fechas examinadas para los parches forrajeros y arbustivos, no existiendo tal diferencia en los no forrajeros. En las áreas forrajeras y arbustivas existe un marcado predominio de gramíneas forrajeras estando representadas por *Poa ligularis* (Fig. 32 y 34, Tabla 6 y 8). Mientras que en los parches no forrajeros esta diferencia es menor, donde existe un aporte de diásporas de *Poa ligularis* y en menor medida de *Nassella tenuissima* (Fig. 33, Tabla 7).

DISCUSIÓN

COMPORTAMIENTO DE LA VEGETACIÓN

Biomasa acumulada y temperaturas alcanzadas en el suelo

En el área del Caldenal el material combustible se presenta combinado (Fig. 24). Teniendo en cuenta la clasificación de los combustibles de Kunst & Bravo (2003), los parches forrajeros y no forrajeros están formados por combustibles finos (son aquellos cuyo diámetro es inferior a 0,5 cm, estando presentes en pastizales, mantillo, etc.), mientras que para los parches arbustivos encontramos una combinación de combustibles de material fino, mediano y grueso (presentando un diámetro superior a 0,5 cm como ramas y troncos). También se pueden clasificar en combustibles ligeros (ramas finas, hojarasca y humus) y pesados (ramas gruesas y troncos) (Flores Garnica, 2009). Los primeros están presentes solamente en los parches forrajeros y no forrajeros, mientras que en los parches arbustivos encontramos una mezcla de los dos.

La cantidad de combustible existente en un área indica si el fuego se va a propagar o no, y además indica el calor que liberará la quema. Flores Garnica (2009) informa que en investigaciones experimentales, debe existir un mínimo $1,23 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ de material combustible fino seco y disperso de manera homogénea para que el fuego pueda propagarse. Estos valores coinciden con la biomasa potencial adecuada para el Caldenal (Sipowicz, 1994) y la obtenida en este estudio. Esto permitió realizar con éxito la quema controlada. El material combustible necesario para una quema en el Caldenal no concuerda con lo reportado por Kunst *et al.*, (2003), quienes determinaron para una sabana del Chaco y antes del inicio de la quema, $10000 \text{ kg MS}\cdot\text{ha}^{-1}$ de combustible fino conformada por biomasa en pie y mantillo.

Según Wright & Bailey (1982) la temperatura en la superficie del suelo aumenta en relación lineal con la biomasa acumulada. Para los combustibles finos no superan los $100\text{-}200^\circ\text{C}$ en la superficie del suelo mientras que para combustibles medianos y gruesos los valores varían desde $300\text{-}400^\circ\text{C}$ hasta los 1000°C , teniendo gran importancia la mayor o menor velocidad del viento, temperatura y humedad. Estos valores coinciden con los observados en el Caldenal, donde en los parches forrajeros, no forrajeros y arbustivos, las temperaturas alcanzadas sobre la superficie fueron de 121° , 204° y 427°C respectivamente (Fig. 25). En este último parche existe una acumulación localizada de combustible fino, mediano y grueso con distintos grados de

compactación, causando variaciones de temperaturas máximas. Los resultados coinciden con lo reportado por el ICONA (1990), donde el combustible fino se quema más rápido ante la presencia del fuego, ya que se seca con mayor velocidad, mientras que los medianos y gruesos necesitan más tiempo en modificar su contenido de humedad, tardando más tiempo en quemarse.

Peláez (1995) y Bóo *et al.* (1996) para una quema prescrita en el área del Caldenal mencionan temperaturas máximas promedio de 500-600°C. Kunst *et al.* (2000), informan que, para un pastizal de *Elionurus muticus* en la región chaqueña la temperaturas alcanzadas fueron superiores a 300°C y el mantillo presente continuó ardiendo luego del paso del frente del fuego formando una fase de combustión secundaria. DeBano & Neary (1998) indican que cuando el combustible es abundante y se halla concentrado sobre la superficie del suelo se alcanzan altas temperaturas con largos períodos de exposición. Además, debe tenerse en cuenta la velocidad del viento ya que en lugares abiertos sin presencia de árboles o arbustos, adquiere mayor velocidad que en la zona de cobertura cerrada o con fachinal, con un consecuente aumento en la temperatura del suelo (Pazos & Bertiller, 2007).

Con respecto a las temperaturas censadas debajo de la superficie (Fig. 25), en los parches forrajeros no se funde ningún crayón pero sí se funden en los parches no forrajeros y arbustivos, existiendo una marcada disminución de las temperaturas respecto a la superficial. El parche no forrajero baja de 204°C en superficie a 121° y 52°C para los 2 cm y 4 cm de profundidad, respectivamente, y para el área de arbustos la temperatura desciende de 427°C en superficie a 163° y 121°C para los 2 y 4 cm de profundidad, respectivamente. Esto coincide con lo propuesto por Wright & Bailey (1982), donde la temperatura es más alta sobre la superficie del suelo, mientras que las temperaturas halladas a mayor profundidad son bastante más bajas. Esto es debido a la baja conductividad calórica que presentan los materiales que componen el suelo (Wright & Bailey, 1982). Resultados obtenidos por DeBano & Neary (1998) indican lo contrario, ya que, luego de un fuego en el que alcanza una elevada temperatura, se puede transferir el calor a mayor profundidad, por ejemplo a 40 o 50 cm por debajo de la superficie del suelo.

COBERTURA AÉREA

Etapa pre y post quema

Antes de la quema prescrita, los parches no forrajeros y arbustivos presentaron la máxima cobertura total (Fig. 27 y 28), los mismos se encuentran dominados por gramíneas no forrajeras (Fig. 30 y 31). Estas gramíneas no son consumidas por los bovinos, evitándolas frecuentemente debido a su alto contenido en lignina y baja calidad como forrajeras (Cerqueira *et al.*, 2000; Cerqueira *et al.*, 2004). Como consecuencia de esto, las especies nativas que son apetecidas por el ganado, disminuyen en su cobertura o desaparecen siendo reemplazadas por otras de menor valor forrajero (Morici *et al.*, 2006). Por lo tanto, estas especies no palatables, comienzan a originar una gran acumulación de material combustible, pudiendo incrementar la severidad de los fuegos naturales (DeBano & Neary, 1998; Estelrich *et al.*, 2005). Llorens (2000) señala que el pajonal ocupa más del 70 % de la región del Caldenal siendo generalmente los iniciadores de los fuegos.

Para la fecha de muestreo abril de 2008 en las áreas dominadas por gramíneas forrajeras (Fig. 26) debido al pastoreo animal (Cano, 1988; Bóo *et al.*, 1993; Fernández *et al.*, 1999; Cerqueira *et al.*, 2000; Morici *et al.*, 2009), existe una menor cobertura vegetal (Bisigato & Bertiller, 1997; Mayor *et al.*, 2003; Bisigato *et al.*, 2005) por remoción del tejido fotosintético (Bisigato, 2000) produciendo una reducción del área foliar, homogeneización de tamaño de matas (Sala, 1988), modificación en la posición de las yemas de renuevo (Morici *et al.*, 2006), pérdida de vigor, menor supervivencia de plantas y producción de semillas (Privitello *et al.*, 2000; Smith *et al.*, 2000), viéndose seriamente afectada la dispersión de propágulos y la formación del banco de semillas (Mayor *et al.*, 2003; Morici *et al.*, 2005).

La cantidad de combustible existente en un área indica si el fuego se va a propagar o no, determinando además, la cantidad de calor que será liberado durante la quema.

La vegetación se vió drásticamente reducida luego de producida la quema prescrita en los tres parches de vegetación descriptos para el Caldenal (Fig. 26, 27 y 28), promoviendo profundos cambios en el paisaje, la estructura de las comunidades (Torres Curth, *et al.*, 2008) y en la regeneración de los pastizales (Flores Garnica, 2009). La eliminación de la cobertura vegetal, la erosión del suelo por efecto del viento, lluvia y la muerte simultánea de un gran número de individuos adultos, son

algunos de los efectos más importantes que producen las quemas (Bond & Van Wilgen, 1996).

Asimismo, la intensidad o severidad del fuego es directamente proporcional a la cantidad y calidad de combustible que se quema (Estelrich *et al.*, 2005; Flores Garnica, 2009), lo cual coincide con lo registrado en este estudio, donde la cobertura vegetal de los parches forrajeros fue mayor en post quema (> a 20%) respecto a la de los distintos componentes de vegetación de los parches no forrajeros y arbustivos (< a 20%) (Fig. 26, 27 y 28) y que a su vez se corrobora por la baja temperatura ocasionada durante la quema programada del parche forrajero (Fig. 25).

Kuntz & Bravo (2003) mencionan que existen dos clases de combustibles, los finos y los medianos-gruesos. Los primeros presentes en todos los parches de forrajeras y no forrajeras y los segundos en los arbustales. Las áreas forrajeras al tener menos material combustible que las otras dos áreas, muestran una mayor recuperación de la vegetación. Esto se debe a que la presencia de un mayor contenido de combustible hace que el fuego sea más lento y arda mas tiempo, provocando un mayor impacto en las áreas no forrajeras y arbustivas. Los resultados de este trabajo coinciden con los descritos por Bóo *et al.* (1996) y Peláez *et al.* (2001) donde mencionan que la mortalidad de las especies aumentó con la severidad del fuego.

Con respecto a la proporción de suelo desnudo, se observa que luego de la quema (mayo de 2008), este aumenta en todos los parches estudiados (Fig. 26, 27 y 28), donde en los parches de forrajeras y arbustal, la proporción de suelo es mayor (59,5 y 57,5% respectivamente) respecto a los parches no forrajeros (31,5%). Esto es debido a que las áreas forrajeras al tener una mayor proporción de suelo descubierto, antes de la quema, se incrementa luego del evento, por eliminar toda la vegetación aérea, mientras que el área arbustiva por tener mayor cantidad de combustible acumulado, los fuegos son más intensos dejando desprovista al área de vegetación, de mantillo y con gran cantidad de suelo desnudo.

Etapa pre y post dispersión

Las especies que conviven en una comunidad vegetal perciben una serie de factores ambientales que condicionan el período del año para la germinación y emergencia maximizando el establecimiento y supervivencia de los individuos (Baksin & Baskin, 2001).

La eliminación de la cobertura vegetal luego de transcurrido un tiempo del fuego (entre 6 y 11 meses) provoca una liberación de los recursos luz y espacio, permitiendo el rebrote y el reclutamiento de algunas especies vegetales aumentando el porcentaje de cobertura. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Torres Curth *et al.* (2008) (Fig. 26, 27 y 28). A su vez, existen especies que resisten la acción del fuego a través de protección de meristemas, yemas axilares, modificación de los tejidos, órganos y la existencia de un banco de semillas (Garwood, 1989; Bóo *et al.*, 1996; Paláez *et al.*, 2001; Kunst *et al.*, 2003).

Como los parches forrajeros se recuperan mejor que los otros dos parches, los resultados de este trabajo coinciden parcialmente con los de Bucher (1987), donde las gramíneas en zonas semiáridas, responden por lo general positivamente a las quemas prescritas a través de un rápido crecimiento vegetativo y reproductivo. Estas además de haber sufrido un menor tiempo de exposición y temperatura de quema, tienen a la altura del cuello de la planta, una zona meristemática protegida por el suelo y la base de las hojas de los nudos intercalares, siendo capaz de generar raíces y nuevos tallos. Esto permite el crecimiento de la planta si la parte aérea se pierde o resulta dañada, por la acción del fuego. Contrariamente a lo expuesto, Estelrich *et al.* (2005) mencionan que en un área del Caldenal la cobertura de especies forrajeras se redujo a los 6 y 12 meses de la realización de una quema controlada.

Laterra *et al.* (1994) trabajando con pajonales de la Pampa Deprimida indica que luego de producirse fuegos de alta intensidad, estos tuvieron una alta tasa de macollaje capaz de compensar rápidamente esa pérdida inicial. Los resultados del parche no forrajero son similares a lo reportado por Estelrich *et al.* (2005), los cuales indican que a los 6 meses luego de la quema detectaron una disminución de la cobertura, mientras que a los 12 meses la misma se mantuvo o incrementó levemente.

Coincidiendo con los resultados de Peláez *et al.* (2001) trabajando en el sur del distrito del Caldenal, observaron luego del uso del fuego controlado, a fines del verano o principios de otoño, que se favorecieron las gramíneas forrajeras en desmedro de las gramíneas no forrajeras.

Los resultados concuerdan con los de Llorens & Frank (1999) y Llorens (2001) quienes mencionan que en el bosque de caldén la cobertura de pajas, con o sin pastoreo, disminuye y se mantiene esta baja cobertura aún 4 años después de la quema. Con respecto a las especies forrajeras indican un aumento de cobertura, donde estas pasan a ocupar espacios antes ocupados por las pajas. También, Laterra

(1994) trabajando en pajonales de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) menciona que las quemas ocasionan ventanas de oportunidad para que semillas de otras especies de zonas aledañas puedan instalarse, germinar y colonizar el sitio.

Con respecto a la broza y suelo desnudo de los parches forrajeros (Fig.26) existe una leve disminución del suelo y una recuperación del mantillo debido a un paulatino aumento de la cobertura vegetal, donde la temperatura del fuego no fue elevada y por consiguiente no afectó a la vegetación, permitiendo la colonización a través del tiempo (Bóo *et al.*, 1996; Peláez *et al.*, 2001). Caso contrario ocurre en los parches de no forrajeras y arbustivas, donde la proporción de suelo desnudo aumenta y disminuye la cobertura de broza, debido a las mayores temperaturas producidas por el fuego en estos parches (Fig. 27 y 28) siendo la recuperación más lenta que las áreas forrajeras.

Coincidiendo con estos resultados Albanesi & Anriquez (2003) señalan que la acción directa del fuego sobre el suelo de arbustales o lugares con gran cantidad de biomasa, afecta directamente sus propiedades y estructura, perjudicando el desarrollo de la vegetación post fuego.

COBERTURA DE ESPECIES FORRAJERAS Y NO FORRAJERAS

En lo que respecta a la cobertura de especies forrajeras estas presentaron su menor número en los parches de no forrajeras y de arbustal (Fig. 30 y 31). Previo a la fecha de quema el pastoreo afecta en forma negativa la corona de las gramíneas forrajeras (Sala *et al.*, 1986; Cano *et al.*, 1990; Zhang & Romo, 1994; Guevara *et al.*, 2002), disminuyendo el vigor y hasta la muerte de las plantas (O'Connor, 1991; Morici *et al.*, 2003). En esta situación se encuentran las dos principales gramíneas forrajeras del pastizal de Caldenal: *Poa ligularis* y *Piptochaetium napostaense*.

Por otra parte, Sáenz (2002) reportó que *Poa ligularis* es dioica y que las plantas femeninas tienen mayor gasto de energía comparadas con las masculinas, siendo esta energía destinada a la producción de diásporas. Este gasto de energía las podría hacer más sensibles a un disturbio y por lo tanto variaría la proporción de sexo, afectando directamente el banco de semilla.

Coincidente con los resultados de Kin *et al.* (2004) se observó que en los parches forrajeros luego de la quema, existe un incremento de cobertura de las especies forrajeras debido a que la liberación de espacios y mayores niveles de luz y humedad favorecen significativamente el rebrote y la emergencia de *Piptochaetium napostaense*

y *Poa ligularis* (Fig. 29). Esto mismo fue observado en pastizales semiáridos por Rotundo & Aguiar (2004), donde la quema incrementa la emergencia de nuevos individuos al remover total o parcialmente la vegetación y facilitar el enterrado de las diásporas de gramíneas. Este enterrado puede estar representado por la presencia de semillas de *Piptochaetium napostaense* (Morici *et al.*, 2006) que luego de germinar aumenta su cobertura, como ocurre en las áreas forrajeras del Caldenal.

Entre las plantas no forrajeras predominan: *Nassella tenuissima*, *Nassella trichotoma* y *Jarava ichu*, presentando la máxima cobertura en los parches no forrajeros y arbustivos antes de la quema. Estas al presentar distintas estrategias de resistencia al pastoreo, ya sea por evasión o tolerancia (Briske, 1986) incrementan en volumen y producen un mayor número de semillas comparadas con las gramíneas forrajeras, provocando una mayor colonización (Bertiller, 1996).

Coincidiendo con Kunst *et al.* (20039) se observó que luego de la quema y en las etapas sucesivas, principalmente en los parches no forrajeros y arbustivos, existe una disminución de la cobertura debido a que existe una eliminación total o parcial de la vegetación por la temperatura que alcanza el fuego y por consiguiente la colonización de plántulas a partir del banco de semillas, se vería afectado (Ernst *et al.*, 2011).

COMPORTAMIENTO DEL BANCO DE SEMILLAS: ETAPA PRE Y POST QUEMA CONTROLADA

Trabajos realizados en distintos pastizales naturales de Argentina por D'Angela *et al.* (1988); Ghermandi (1992); Boccanelli & Lewis (1994); Bertiller (1996), Guevara *et al.* (2002); Passera *et al.* (2007) y Villagra *et al.* (2009) confirman que el fuego tiene un fuerte efecto sobre la vegetación y una reducción del banco de semillas.

Para el área del Caldenal la abundancia de emergencia de plántulas estudiadas entre el área no quemada y quemada no siguió esta tendencia. Es por esto que existe una menor emergencia de algunas plántulas en un mismo parche y a una determinada profundidad después de la quema, mientras que para ese mismo parche y a la misma profundidad, hubo mayor germinación de otras diásporas luego de producida la quema.

Esto coincide con Paula & Pausas (2008) donde mencionan que el banco de semillas de ambientes propensos a fuegos periódicos está formado por tres tipos de diásporas: las que no sobreviven a la acción del fuego, las que son resistentes y las que son estimuladas a germinar por el fuego, como se observa en la mayoría de los ecosistemas. A su vez, Flores Garnica (2009) informa que el calor producido por un fuego puede tener los siguientes efectos sobre las plántulas: que no haya daño cuando el fuego es de baja intensidad (altura de llama muy baja y alta velocidad), que la plántula sea afectada por el fuego, aunque pueda recuperarse y que mate a la plántula ya que la intensidad y tiempo de ignición sea prolongado (velocidades bajas).

Cabe aclarar que los resultados obtenidos en el presente capítulo pueden haber sido sobreestimados si una proporción (no evaluada) de diásporas germinadas hubiera muerto antes de alcanzar la fase plántula, sin ser detectadas como semilla germinable.

Para una mejor comprensión las discusiones serán presentadas en función del fraccionamiento de las muestras.

Fracción broza o mantillo

La tolerancia de supervivencia de las diásporas a elevadas temperaturas varía con la especie analizada. En general el estímulo observado por el calor en la germinación de ciertas especies aumenta con la combinación de temperatura y tiempo de exposición (Funes *et al.*, 2009). Posteriormente decae, debido a que las elevadas

temperaturas o el prolongado tiempo del fuego, causa la muerte de la semilla (Keeley *et al.*, 2005; Reyes & Trabaud, 2009). También puede suceder que las respuestas en la diáspora sean leves (Luna *et al.*, 2009; Tsuyuzaki & Miyoshi, 2009) ante la combinación del calor y tiempo del fuego.

Poa ligularis (Fig. 19) y *Jarava ichu* (Fig. 20) presentaron mayor número de semillas en broza. Ambas especies se caracterizan por poseer menor biomasa corporal y tamaño de diáspora que las demás gramíneas analizadas (Beneke *et al.*, 1993; Imbert, 1999), lo que favorece su dispersión a través del viento (anemóforas) ya que este agente es un importante factor en la distribución de las diásporas en las regiones semiáridas de Argentina (Marone *et al.*, 1998). Estas diásporas al ser tan livianas hacen que queden retenidas en la broza donde la semilla no toma contacto directo con el sustrato, lo que impide penetrar en el perfil del suelo y así no germinar inmediatamente y pasar a formar parte del mantillo o ser el combustible que utilizará la quema prescrita (Flores Garnica, 2009). Varela *et al.* (2006) también mencionan que a nivel de micrositio el mantillo constituye el principal reservorio de semillas del banco. Los resultados concuerdan con los de Márquez *et al.* (2002) y Haretche & Rodríguez (2006), que trabajando en pastizales de Córdoba y Uruguay, afirman que el mantillo puede actuar como una importante filtro de semillas, habiéndose encontrado más del 43% de la densidad total de semillas retenidas en el estrato superficial. Sin embargo, trabajos realizados en banco de semilla germinable en distintos pastizales de Sud América, mencionan que la mayor densidad de plántulas fue en los primeros centímetros del suelo, aduciendo que en el mantillo no existen las mejores condiciones de germinar y que están más propensas al ataque por depredadores y a los daños causados por factores ambientales (Moscoso Marín & Diez Gómez, 2005).

Poa ligularis y *Jarava ichu* en los parches no forrajeros y arbustivos, donde además de no poder penetrar la semilla en el perfil del suelo debido a la mayor cantidad de biomasa vegetal que presentan, sufre el tiempo de exposición a elevadas temperaturas del fuego. Esto es debido a la cantidad y tipo de combustible presente, viéndose afectada la supervivencia de las diásporas. Coincidiendo con los resultados, Mayor *et al.* (2003) mencionan que en el Caldenal los arbustos pueden crear un ambiente propicio para la deposición y almacenamiento de semillas en el suelo, ya que existe una mayor deposición de sedimentos, broza u hojarasca, comparado con las áreas abiertas. Por lo tanto, en áreas pastoreadas, la protección del arbusto es fundamental para la persistencia de las gramíneas, pero en una quema tiene un efecto

negativo. Similares resultados encontraron Baskin & Baskin (2001) y Castillo-Argüero *et al.* (2004), los cuales indican que la familia Poaceae al no tener un tegumento grueso, mostró una abundancia menor en los sitios quemados con mayor cantidad de combustible.

Las únicas gramíneas que no se ven perjudicadas en la broza de los parches forrajeros por la acción del fuego son: *Nassella tricótoma* (Fig. 21) y *Nassella tenuissima* (Fig. 22), pero sí son afectadas en las áreas no forrajeras y arbustivas debido a las temperaturas más elevadas de la quema. Estas dos gramíneas gracias al antopodio que presentan pueden anclarse en el suelo (Benvenuti, 2007) y autosembrarse por presentar aristas geniculadas que actúan como palancas. Al ser semillas livianas hacen factible que parte del banco de semillas quede retenido en la superficie del suelo a través de la broza y que un grupo menor de semillas ingresen el perfil del suelo gradualmente luego de la dispersión quedando incorporadas al perfil del suelo y protegidas por el mantillo. Esto puede ocasionar un efecto positivo en la germinación debido a la presencia de mecanismos de latencia o dormición innata (Harper, 1977; Thompson & Grime, 1979). Estos mecanismos pueden ser eliminados por las temperaturas no tan extremas que produce la quema en los parches forrajeros, provocando algo de germinación. La existencia de esta dormición evita que las plántulas germinen en condiciones desfavorables aumentando la supervivencia de las diásporas (Figuroa & Jaksic, 2004). De acuerdo a la temperatura alcanzada durante la quema se rompe esta dormancia (Baskin & Baskin, 1989; Keeley & Fotheringham, 2000; Menezes & Rossi, 2011) activando el banco de semillas.

Piptochaetium napostaense en el mantillo de los parches forrajeros y no forrajeros (Fig. 18) no es afectada ya que, por la característica de su semilla (Rúgolo de Agrasar *et al.*, 2005; Benvenuti, 2007) y un peso mayor que al de *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma* le permite una vez producida su dispersión, anclarse sobre la superficie de la tierra y autosembrarse en los primeros centímetros del suelo. Esto le permitirá encontrar mejores condiciones de humedad en contacto con el suelo, evitar la predación (Larrusse *et al.*, 2012) e impedir que las altas temperaturas superficiales de un fuego afecten a las semillas. Estos resultados coinciden con los reportados por Ávila *et al.* (2010), los que mencionan que temperaturas cercanas a los 170°C son perjudiciales para la viabilidad de las semillas de *Piptochaetium napostaense*.

Las modificaciones ambientales producidas por la quema actúan sobre el número de plántulas establecidas. Esto se atribuye a que el paso del fuego produce una mayor

disponibilidad de luz, remoción de mantillo, un aumento en la temperatura del suelo, mayor infiltración del agua, el reciclaje de nutrientes, un mayor desarrollo radicular y la actividad biológica edáfica. Estos cambios afectan tanto la producción de semillas, la germinación como el establecimiento de las plántulas (Wright & Bayley, 1982; Quiroga *et al.*, 2009).

En el mantillo de los parches arbustivos *Piptochaetium napostaense* presenta una merma en su germinación debido a las altas temperaturas que alcanza el suelo, coincidiendo con los trabajos realizados por Keeley *et al.* (2005), Reyes & Trabaud (2009) y Ávila *et al.* (2010).

Fracción 0-2 centímetros de profundidad

De los resultados obtenidos a 0-2 cm de profundidad se deduce que luego de la quema en los parches forrajeros *Piptochaetium napostaense*, *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma* el banco de semillas responden de manera positiva al incrementar el número de plántulas, lo contrario sucede con *Poa ligularis*. Para los demás parches se observa una reducción en el reclutamiento del banco de semillas luego de la quema en todas las gramíneas observadas, con excepción de *Piptochaetium napostaense* ya que en los parches no forrajeros experimenta un aumento de las plántulas luego de la quema.

Los resultados estarían indicando que cuando se produce un disturbio o una determinada práctica de manejo, las especies de una comunidad perciben una serie de factores ambientales que condicionan el período del año para la germinación y emergencia de las plántulas, maximizando de esta manera el establecimiento y supervivencia de los individuos (Baskin & Baskin, 2001; Foley, 1994). Así, el banco de semillas de *Piptochaetium napostaense* quién responde de manera negativa ante la acción del pastoreo y pisoteo, luego de una quema controlada, evoluciona de manera positiva (con temperaturas menores a los 121°C), aumentando el número de plántulas observadas (Morici *et al.*, 2006; Ernst *et al.*, 2009). Keeley (1991) menciona que las diásporas de gramíneas responden positivamente a las quemas ya que este tipo de disturbio remueve las capas superficiales del suelo, las cuales son un obstáculo para ellas, facilitando la germinación y establecimiento de la plántula. Quiroga *et al.* (2009) también encontraron que la remoción del suelo en ambientes semiáridos permitió aumentar la densidad de algunas plántulas de gramíneas.

A diferencia de lo que expresan los resultados, Fernández *et al.* (2001) al evaluar una quema realizada en abril en el área del Caldenal, determinaron que en áreas dominadas por especies forrajeras, el fuego produjo una ligera disminución del banco de semillas de estas especies y un aumento de las no forrajeras, mientras que en las áreas dominadas por pajas, el fuego generó un incremento del banco tanto para forrajeras como para no forrajeras.

Mayor *et al.* (2003) estudiando el banco de semillas del sur del Caldenal, mencionan que las semillas de gramíneas perennes dominantes, en especial las forrajeras, presentan dormancia, lo que podría explicar la persistencia en la comunidad de estas especies luego de una perturbación o práctica de manejo. Esta dormancia innata informada por Thompson & Grime (1979), puede ser ventajosa para algunos bancos de semillas forrajeros, y en especial para *Piptochaetium napostaense*, la cual se caracteriza por tener una alta proporción de semillas con dormición (Cabeza, 1989; Mayor *et al.*, 2003). Una vez que se dispersa y penetra en el suelo, genera un retraso en su germinación, a la espera de un estímulo favorable, como por ejemplo, temperaturas adecuadas de una quema prescrita (Rodríguez-Trejo, 2008).

Al igual que los resultados presentados por Morici (2006), *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma* también presentan un banco de semillas persistentes, donde en los parches forrajeros muestran respuestas positivas ante el paso de la quema controlada, pero en los demás parches estas respuestas son negativas. Esto es debido a temperaturas y tiempos de exposición muy elevados o a que pueda existir predación de semillas (Marone *et al.*, 1998; Larruse *et al.*, 2012).

Coincidiendo con los resultados, existen muchos trabajos donde el banco de semillas luego de una quema se redujo drásticamente. Esto también se observó en distintos matorrales del mundo, existiendo una disminución en la emergencia de plántulas luego de producida una quema (Pierce & Cowling, 1991; Ferrandis *et al.*, 1999, Martínez-Orea *et al.*, 2010). Esta disminución está registrada en ambientes templados (Luzuriaga *et al.*, 2005) y en climas mediterráneos (Espósito *et al.*, 2006; Crosti *et al.*, 2006), explicándose este efecto negativo por la exposición a altas temperaturas del fuego. Tesfaye *et al.* (2004), en pastizales en zonas áridas reportaron una reducción fuerte en el tamaño de los bancos, donde muchas semillas que no estaban profundamente enterradas en el suelo habían muerto por acción del calor.

Para *Poa ligularis* en los parches forrajeros y arbustivos y las demás no palatables de los parches no forrajeros y de arbustales se observó una menor densidad de

plántulas post quema. Esto coincide con lo expuesto por Baskin & Baskin (2001) y Castillo-Argüero *et al* (2004), dada por la fragilidad de la semilla de *Poa ligularis*, que al exponerse a distintas temperaturas de fuego, se degradan rápidamente, afectando negativamente el banco de semillas de esta forrajera.

Según Valbuena *et al.* (1992); Pérez-Fernández & Rodríguez-Echeverría (2003); Ne'eman *et al.* (2009), al evaluar el banco de semillas de regiones áridas y semiáridas, indican que algunas especies pueden tener un efecto positivo una vez producido el fuego, tales como *Piptochaetium napostaense* en los parches forrajeros y no forrajeros; *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma* en los parches forrajeros. Esto es corroborado por Keeley (1991), quien menciona que las especies incapaces de sobrevivir al paso del fuego dependen exclusivamente del banco de semillas para su restablecimiento, donde estas semillas poseen una latencia fácilmente interrumpida por estímulos térmicos como un shock de calor.

Existen numerosos experimentos de germinación, en distintos ecosistemas, sobre tratamientos térmicos que simulan la acción de los incendios y las temperaturas que se registran en la parte superior de la capa del suelo y los primeros centímetros de profundidad (Valbuena *et al.*, 1992; González Rabanal & Casal, 1995).

Para la región del Caldenal, Ávila *et al.* (2010) mencionan que la germinación de *Piptochaetium napostaense* sin ningún tratamiento de temperatura o colocada durante 5 y 10 minutos de exposición al calor a 70 °C y 90 °C tuvo una germinación del 36% y 65% respectivamente, al compararlas con el testigo. Mientras que cuando la exposición a la temperatura aumentó a 20 minutos con tratamientos de 70 y 90 °C la germinación se estimuló en un 53 y 39 % respectivamente. Cuando los tratamientos fueron superiores de 140 y 170 °C con distintos tiempos de exposición hubo una marcada disminución de la germinación respecto al control.

Los resultados de esta experiencia indican que en los dos primeros centímetros de los parches forrajeros la temperatura fue inferior a 52°C y en los no forrajeros de 121°C respectivamente registrándose un aumento en la germinación de *Piptochaetium napostaense* (Fig. 25, Tabla 3 y 4). En los parches arbustivos donde la quema en los primeros centímetros experimentó una temperatura de 163 °C (Fig. 25, Tabla 5) se produjo una disminución en el establecimiento de plántulas. Esto indicaría que las elevadas temperaturas estarían inhibiendo la germinación de esta gramínea. Estos resultados coinciden con los de Turna & Bilgili (2006), donde para zonas templadas la exposición a temperaturas cercanas a los 150 °C tuvo efectos negativos en la

germinación de gramíneas. Gashaw & Michelsen (2002) mencionan que, en gramíneas de Etiopía, el aumento en la germinación a temperaturas relativamente bajas se beneficiarían con pulsos de calor producidos por el fuego. Cabe destacar que los máximos valores de viabilidad de las semillas de *Piptochaetium napostaense* se obtuvieron con las exposiciones a 70°C, independientemente del tiempo de exposición (Keeley *et al.*, 2005; Ávila *et al.*, 2010).

Ante la presencia de una quema *Piptochaetium napostaense* presenta un determinado comportamiento, tanto para los parches forrajeros y no forrajeros, a una profundidad de 0-2 cm. Así su germinación podría estar beneficiada gracias a las temperaturas alcanzadas y a los posibles efectos de las cenizas y el humo, tal como lo menciona Ávila *et al.* (2010).

Fracción 2-4 centímetros de profundidad

En áreas naturales lo más común es que las diásporas se encuentren desde la superficie hasta los primeros 5 cm de profundidad. Por debajo, el tamaño del banco va disminuyendo. Mayor (1996) encontró que la mayor densidad de diásporas enteras y dañadas estaba en los primeros 4 cm del perfil del suelo y la broza. Harper (1977) encontró que las semillas abundan en los primeros 2,5 cm del suelo disminuyendo con la profundidad. Esto coincide con los resultados obtenidos donde la mayor cantidad de diásporas encontrados en pre quema están presentes en la broza o en los 2 primeros cm del suelo. Esto está confirmado por Marone *et al.* (1998) quién menciona que el 80% de las diásporas de las regiones semiáridas de Argentina se encuentran comprendidas en los dos primeros centímetros del suelo.

En la mayor profundidad del suelo el banco de semillas germinable presenta como semillas más abundantes: *Piptochaetium napostaense*, *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma*, antes de la quema. Esto es debido a los procesos de facilitación de enterrado que tienen estas especies (Rúgolo de Agrazar *et al.*, 2005; Benvenuti, 2007). Luego de la quema existe una reducción en el número de plántulas evaluadas, en especial en los parches arbustivos, donde por la gran cantidad y características del material combustible acumulado en estas áreas se produce un aumento de temperatura superior a los 121°C (Fig. 25) lo que es letal para la mayoría de las diásporas.

Las temperaturas máximas promedio mencionadas por la literatura en esta profundidad del suelo son menores de 60–80°C para combustibles finos, en este estudio, en los parches forrajeros y no forrajeros, las temperaturas fueron aproximadamente de 52°C (Fig. 25). Pero la penetración del calor y el aumento de la temperatura con combustibles gruesos es mayor como es el caso de los parches arbustivos, donde la temperatura llega a superar los 121°C (Fig. 25). Resultados similares reportan DeBano & Neary (1998) donde para la región del Chaparral de California con combustibles gruesos, la temperatura en profundidad es superior a los 150°C.

La cantidad de agua en el suelo juega un papel complejo en la transmisión del calor. Este se conduce más rápido en suelos húmedos que en secos, donde la evaporación del agua, durante la quema, no permite que la temperatura se eleve por encima de los 95°C (Campbell *et al.*, 1995). Esto se corrobora con la temperatura que presentan los parches forrajeros y no forrajeros a la mayor profundidad (Fig. 25), donde no superan el umbral de 95°C. Mientras que para las áreas arbustivas se observó que la temperatura superó este umbral, debido a que el mayor contenido de material combustible grueso elevan las temperaturas por encima de los 121°C (Fig. 25).

COMPORTAMIENTO DEL BANCO DE SEMILLA: ETAPA PRE Y POST DISPERSIÓN

Una vez producida la quema controlada uno de los efectos más importantes es la liberación de los recursos luz y espacio y por consiguiente, el aumento del reclutamiento de algunas especies (Torres Curth *et al.*, 2008). A su vez el destino de las diásporas, luego de la diseminación, podría ser que queden retenidos en la broza, que penetren en el perfil del suelo o que sean predados.

En general, se reconoció una marcada disminución de las plántulas germinadas en la broza de octubre de 2008 y marzo de 2009 respecto a abril de 2008 (antes de la quema). Esto fue debido a que el mantillo superficial antes del inicio del ensayo era abundante en todos los parches, lo cual le permitió retener numerosas diásporas que mermaron luego de la quema. Estos resultados concuerdan con Haretche & Rodriguez (2006) los cuales, trabajando en una clausura de un pastizal natural de Uruguay, encontraron una menor densidad de plántulas en muestras de suelo extraídas manualmente (sin considerar la broza, la cual fue removida) respecto a un área disturbada.

Los datos mostraron que luego de la diseminación hubo mayor germinación de plántulas. Esto podría deberse a diversos factores como: al calentamiento que sufre la superficie del suelo (post quema controlada) al ser desprovista de la vegetación y comportarse como un cuerpo negro, al tamaño y forma de las diásporas, a la dormancia que presentan algunas semillas, a la presencia de predación, al efecto de retención que producen los arbustos, etc.

Los resultados revelaron que en la etapa de dispersión de las semillas, la remoción de la vegetación post quema incrementa la radiación incidente que llega al suelo, produciendo un importante calentamiento del mismo, producto de su comportamiento como cuerpo negro. Este incremento de la temperatura del suelo acelera las tasas de mineralización y descomposición lo que explicaría la mayor disponibilidad de nutrientes luego de la quema, siendo coincidente con lo detallado por Cavieres & Arroyo (2001) para pastizales alpinos y la región del Monte.

Las diásporas de *Poa ligularis* se encontraron presentes en todos los muestreos realizados, destacándose su máxima densidad en la broza y en los primeros dos centímetros del parche forrajero (Tabla 6) como así también en los primeros centímetros de los parches arbustivos luego de la dispersión (Tabla 8). Coincidiendo

con lo indicado por Morici (2006) la mayor densidad de esta gramínea se presentó en el muestreo realizado en marzo de 2009 (post diseminación). Pero estos resultados difieren de los reportados por Morici *et al.* (2006) que al evaluar un área del Caldenal, no encontraron banco de semillas en función a la distancia a la aguada, atribuyendo la ausencia de las mismas a agentes que afectaban la producción de semillas, dispersión y/o su persistencia en el sistema. Mayor (1996), tampoco encontró semillas de *Poa ligularis* al sur del distrito del Caldenal, aduciendo que esta especie carece de banco de semillas por ser severamente afectada por el pastoreo o que esta especie podría tener bajos valores de densidad de plantas, dado que es una planta dioica, viéndose seriamente reducida la producción y dispersión de sus semillas (Sáenz, 2002).

Luego de la dispersión y considerando todos los parches, *Poa ligularis* fue la gramínea que mayor densidad de plántulas presentó en la broza y primeros centímetros del suelo (Tabla 6, 7 y 8). Esto es atribuible a que su semilla por ser liviana, frágil, de abundante pilosidad en su cuerpo y carencia de estructuras especializada para enterrarse en el suelo, hacen que gran parte queden retenidas en la broza. Estos resultados coinciden con los expuestos por Ellsworth *et al.* (2004) los cuales mencionan que si la broza es gruesa es más difícil que la semilla pueda enterrarse, por lo que muchas plantas requieren de algún disturbio o remoción en el suelo (por ej. rolado, quemadas controladas) para tomar contacto con el suelo y poder enterrarse.

Los resultados muestran que *Jarava ichu* luego de la dispersión, en la broza de los parches no forrajeros y arbustales, presentó la mayor densidad de plántulas (Tabla 7 y 8) siendo superior a las otras no forrajeras presentes. Esto es debido a que al ser livianas y presentar estructuras adaptadas a la anemocoria (vilano) es más propensa a quedar retenida en la broza o mantillo. Benvenuti (2007) menciona que una de las principales formas de dispersión en gramíneas es la anemocoria (acción del viento) debido a que la mayoría de sus inflorescencias están más expuestas a la acción del viento, coincidiendo con lo que sucede con *Poa ligularis* y *Jarava ichu*.

Esta dispersión efectuada por el viento permitiría a las diásporas alejarse de la planta madre y colonizar otros sitios, como es el caso de *Poa ligularis*, que si bien domina en los parches forrajeros la encontramos dominando en los parches no forrajeros y más abundante en los arbustales. Defossé *et al.* (2003) trabajando en la región del Monte mencionan para estas dos especies que pueden llegar a ser

transportadas por el viento desde áreas adyacentes no quemadas y así colonizar nuevas áreas.

La especie forrajera *Piptochaetium napostaense* en todos los parches y profundidades presentó diferencias entre pre y post dispersión (Tabla 6, 7 y 8) viéndose siempre beneficiada luego de la dispersión (marzo de 2009). Estos resultados no coinciden con lo expuesto por Morici (2006) donde *Piptochaetium napostaense* no presentó diferencias en los distintos parches de un área del Caldenal, aduciendo que esto se podría deber a que la producción de diásporas es menor en las plantas forrajeras por ser pastoreadas (Smith *et al.*, 2000) y por consiguiente el stand de plántulas tendería a ser menor. También Mayor (1996) y Mayor *et al.* (2003), trabajando al sur del distrito del Caldenal mencionan la menor densidad de semillas de esta gramínea, lo que podría deberse a que esa área de estudio estaría más alejada del óptimo ecológico de la especie, el cual se presentaría en el centro-norte de la Provincia de La Pampa.

Mayor (1996) indica que las semillas de gramíneas que poseen mecanismos para facilitar el enterrado (arista hidrofóbica y mucrón), se encuentran por debajo de la broza, entre los primeros 4 centímetros del suelo. En coincidencia con esto *Piptochaetium napostaense*, *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma*, presentaron menor densidad de plántulas y semillas sobre la superficie del suelo y a medida que se avanzó en profundidad éstas aumentaron. Así, Chambers & MacMahon (1994) mencionan que en mayor o menor medida estos mecanismos de autosembrarse poseen un doble objetivo, por un lado hacer un movimiento horizontal, alejándose de la planta madre (unos pocos centímetros) y posteriormente realizar el enterrado de la semilla. De esta manera las semillas tienen mayor probabilidad de escapar a la acción del fuego y pasar a formar parte de un banco de semillas persistente (Mayor *et al.*, 2003; Morici *et al.*, 2009) y profundo (Ernst *et al.*, 2011).

Las plántulas que se originan de diásporas más grandes pueden emerger desde mayores profundidades del suelo, asegurando el éxito inmediato de la misma a través de la germinación y el mejor comportamiento de la plántula establecida, gracias a sus mayores reservas energéticas (Gittins *et al.*, 2003). Esto se ajustó a *Piptochaetium napostaense* que por poseer una semilla más pesada y grande que las otras especies, germinó luego de la dispersión en todas las profundidades de los tres parches evaluados.

Existió una tendencia a que todas las gramíneas analizadas post dispersión mostraron una mayor germinación en Marzo de 2009 respecto a octubre de 2008, indicando posiblemente que entre estas dos fechas existió una alta densidad de semillas dormantes. Esto coincide con los trabajos en el área del Caldenal realizados por Distel (1987) y Cabeza (1989), quienes mencionan que la ruptura de la dormancia posibilita un 100% de germinación en *Piptochaetium napostaense* y de un 75 % en *Nassella tenuis*. Mayor *et al.* (2003) reportan que para abril la germinación de *Piptochaetium napostaense* fue 64 % superior a la de agosto y diciembre, mientras que Morici (2006) indica que *Nassella trichotoma* presentó la misma dinámica, es decir que el máximo de germinación se da con posterioridad a la diseminación. Coincidiendo con los resultados Figueroa & Jaksic (2004) informan que la menor germinación se presenta en las semillas obtenidas antes de la nueva incorporación, es decir las de octubre de 2008.

Con respecto a la mayor o menor incorporación de diásporas al banco, en los tres parches analizados, se observó que en *Nassella tenuissima* la germinación de octubre de 2008 fue superior a marzo de 2009 (Tabla 6, 7 y 8). Esto es debido al posible efecto que tiene la predación sobre determinadas semillas. Así Larrusse *et al.* (2012) en un pastizal natural de la provincia de San Luis, identificaron y aislaron colonias de hongos patógenos del género *Penicillium spp* sobre esta gramínea que al afectar la calidad de las diásporas provocan una disminución del poder germinativo y de la capacidad de resiembra natural.

El forrajeo selectivo de hormigas y roedores puede ser realizado de manera diferencial según los parches (Kemp, 1989; Mull & MacMahon, 1996), pudiendo ser mayor en las áreas dominadas por especies forrajeras. Por otra parte se debe considerar que los roedores y los pájaros seleccionan las semillas más grandes mientras que las hormigas prefieren las pequeñas. La importancia de la granivoría por aves, hormigas y roedores ha sido estudiada para la Provincia Fitogeográfica del Monte, lindante con la del Espinal (Marone & Horno, 1997; Marone *et al.*, 1998).

Resultados de la presente investigación coinciden con López & Ortuño (2008) y Funk *et al.* (2012) los cuales mencionan que los arbustos desempeñan un papel importante en favorecer el reclutamiento y establecimiento de nuevas especies. En los parches arbustivos, luego de la dispersión, *Poa ligularis* y *Jarava ichu* (Tabla 8) mostraron la mayor densidad de plántulas en los dos primeros centímetros comparado con los otros dos parches. Esto coincide con lo mencionado por Mayor *et al.* (1999) y

por Harper (1977) donde la mayor densidad de plántulas de *Poa ligularis* se da en este parche y el ambiente creado por los arbustos ofrece a las plántulas establecidas un sitio seguro; como así también mejores condiciones de germinación y establecimientos de nuevos individuos. Al igual que Funk *et al.* (2012) mencionan que, para la región semiárida del norte de Patagonia, el aumento en densidad de esta especie está relacionado con el rol de refugio biótico que cumplen los arbustos. También los resultados coinciden con lo expuesto por Benvenuti (2007) el cual indica que las especies que se dispersan por medios abióticos (viento), como sería el caso de *Poa ligularis* y *Jarava ichu*, son las primeras en establecerse en un lugar, quedando retenidas por la textura de la broza, la vegetación arbustiva o algún obstáculo de la vegetación presente.

Se debe tener en cuenta que al determinar banco de semillas a través del método por germinación no se detectan diásporas dañadas o vanas, por lo tanto se podría llegar a estar subestimando el acervo de semillas. Esto es coincidente con lo que menciona Thompson *et al.* (1997) donde el método más efectivo es el de la separación física, pero a su vez, el método de germinación, tiene en cuenta la acción de la quema controlada sobre el banco de semillas dormantes (Piudo & Caveró, 2005) ya que se vislumbra la acción positiva o negativa que tienen las quemas controladas sobre las gramíneas.

COMPORTAMIENTO DEL BANCO DE SEMILLAS DE GRAMÍNEAS FORRAJERAS Y NO FORRAJERAS

Se observó un aumento del banco de semillas forrajeras para los parches forrajeros y arbustivos y una mejora en la composición del banco de semillas de los parches no forrajeros, pasando a dominar las gramíneas forrajeras.

La menor densidad de diásporas presentes en el banco de semillas del suelo en áreas quemadas (post quema) respecto a las no quemadas (pre quema) reflejaría principalmente efectos inhibitorios ejercidos por el fuego sobre la densidad de semillas en el suelo, número de diásporas por panoja y una menor capacidad germinativa de las semillas (Lattera *et al.*, 1994).

Lattera *et al.* (1994) y Quiroga *et al.* (2009) informaron que el establecimiento inicial de plántulas en los parches quemados de un pastizal natural dependió básicamente de un incremento en la disponibilidad de micrositios favorables para su establecimiento los cuales aumentan la infiltración del agua de lluvia, mejoran el contacto entre la diáspora y el suelo logrando un mejor desarrollo del sistema radicular de la plántula. Así el banco de *Piptochaetium napostaense* fue activado al ser beneficiado por las adecuadas temperaturas que brinda la quema prescrita, mientras que las semillas de *Poa ligularis*, fueron afectados por el fuego al estar retenidos en la broza.

Los resultados coinciden con los planteados por Ávila *et al.* (2010), donde las temperaturas (> 120°C) y elevados tiempos de ignición son perjudiciales para las semillas que se encuentran en el banco. También los resultados concuerdan con los de Hepper *et al.* (2013) quienes, luego de una quema programada en el Caldenal, manifiestan que los suelos de los parches no forrajeros y arbustivos resultan fuertemente repelentes al agua, existiendo un menor reclutamiento de plántulas debido a la falta como a la distribución de la humedad, textura y materia orgánica.

Se advirtió que para todos los parches analizados, en la etapa de pre dispersión (octubre de 2008) el banco de semillas se encuentra disminuido en su densidad, debido a que las coronas de las gramíneas y el banco de semilla se vieron afectados luego de producida la quema.

Luego de la dispersión de diásporas (marzo 2009) se observó un aumento en la densidad de plántulas de especies forrajeras en todos los parches estudiados. Coincidiendo con Tompson & Grime (1979), respecto a la persistencia del banco de semillas, las gramíneas perennes como *Piptochaetium napostaense* y *Poa ligularis*,

presentarían un banco de semillas tipo III, donde los cariopsis germinan en mayor densidad una vez diseminados y declinan paulatinamente su germinación con los años, luego de la incorporación al banco.

En las áreas arbustivas, post dispersión, la diferencia entre gramíneas forrajeras y no forrajeras es aún más amplia, existiendo mayor cantidad de especies forrajeras. Estos resultados no coinciden con los de Morici (2006), el cual manifiesta que luego de la diseminación de gramíneas invernales, en un área del Caldenal, la dominancia de diásporas de *Nassella trichotoma* es máxima en todos los parches de vegetación, los cuales persisten luego de la germinación-implantación. Pero las investigaciones realizadas por Mayor *et al.* (1999) y Funk *et al.* (2012), en un arbustal, coinciden con los resultados, donde los arbustos facilitan la acumulación de tierra, agua y semillas, brindando un sitio seguro para las diásporas de *Poa ligularis*, donde podrán germinar y establecerse nuevas cohortes.

La densidad de semillas germinadas en el presente trabajo no coincide con los resultados expuestos por D'angela *et al.* (1988) quienes trabajando en pastizales pampeanos encontraron que el banco de semillas variaba entre 48750-69000 semillas.m². Por su parte Bertiller (1996) en pastizales de Patagonia, encontró entre 10000 a 60000 semillas.m⁻². Funes *et al.* (2009) coincidiendo con los resultados, encontró para pastizales de montaña en Córdoba donde el rango de variación fue de 400-19000 semillas.m⁻².

Según Varela *et al.* (2006) y Quiroga *et al.* (2009) los parches de vegetación serían el resultado del establecimiento, en la cercanía de plantas adultas, de nuevos individuos. Esto se produce por la concentración de diásporas y la presencia de un microclima que permitiría el establecimiento de nuevas plántulas. Hepper *et al.* (2009) mencionan para un área del Caldenal que la mayor tasa de infiltración media y final se detecta en el suelo con vegetación arbustiva, favoreciendo la implantación de gramíneas. Estos resultados son coincidentes con lo que sucede luego de la dispersión en los parches arbustivos donde existe una gran densidad de *Poa ligularis*.

En post dispersión, para los distintos parches, se observó que la disminución de diásporas de gramíneas no forrajeras, puede estar influenciada por la predación que realizan tanto aves, roedores e insectos como hongos. Estos resultados son coincidentes con los de Kemp (1989); Marone *et al.* (1998); Morici (2006) y Larrusee *et al.* (2012) los cuales mencionan que el forrajeo puede ser realizado de manera diferencial según el parche de vegetación y las especies presentes. También esta

disminución de semillas puede deberse a que muchos cariopsis de gramíneas que permanecen debajo o cercanas al canopeo de las matas adultas no encuentren en esos micrositios condiciones aptas para la germinación y emergencia (Bertiller & Coronato, 1994).

CONCLUSIONES

1 La quema programada es una herramienta de manejo de los pastizales naturales. Esta provoca diferentes impactos según los distintos parches de vegetación existentes en el Caldenal.

2 El efecto del fuego en el Caldenal, a fines de verano, a través de una quema prescrita, hace que disminuya la cobertura de especies no forrajeras y que exista un aumento en la densidad de especies forrajeras en el tapiz vegetal, permitiendo de esta manera, disminuir el déficit invernal de forraje para el pastoreo bovino.

3 Las quemas prescritas afectan de manera diferencial al banco de semillas del suelo, según el parche de vegetación donde se encuentren, debido a la biomasa combustible acumulada, la temperatura del suelo alcanzada durante la ignición y la profundidad de enterrado de las distintas diásporas de las gramíneas analizadas.

4 En los primeros centímetros del suelo de los parches forrajeros y no forrajeros, el banco de semillas de *Piptochaetium napostaense* se beneficia, debido a las bajas temperaturas de la quema, provocando una activación en la germinación de cariopsis.

5 El banco de semillas de *Poa ligularis*, luego de la quema, declina en su densidad ya que presenta la mayor proporción de diásporas en la broza, siendo afectadas por la acción del fuego.

6 El banco de semillas de las gramíneas *Nassella tenuissima* y *Nassella trichotoma*, en los parches forrajeros aumenta en densidad, sucediendo lo contrario en los parches no forrajeros.

7 Luego de la quema, las altas temperaturas alcanzadas en los parches arbustivos, disminuyen la germinación de semillas de todas las gramíneas.

8 Una vez provocada la dispersión de diásporas, la densidad de plántulas reclutadas en el banco de semillas es máxima en todos los parches, siendo *Poa ligularis* la gramínea con mayor éxito de germinación, siguiéndole *Piptochaetium napostaense*.

9 A nivel de micrositio, el mantillo y el perfil de profundidad del suelo 0-2 cm, constituyen el principal reservorio de diásporas de gramíneas.

10 El alto número de diásporas de gramíneas no forrajeras que no germinan, daría indicios que la predación en este ecosistema es muy importante, especialmente luego

de la diseminación que se produce en noviembre-diciembre.

11 Luego de la dispersión, se observa un aumento del banco de semillas forrajeras en los parches forrajeros y arbustivos y una recuperación en la composición del banco de semillas de los parches no forrajeros, pasando a dominar las gramíneas forrajeras. Esto sería un indicador de un proceso de mejoramiento del pastizal natural.

12 Los parches dominados por arbustos tienen la particularidad de tener un efecto nodriza u ofrecer un sitio seguro, captando importantes densidades de diásporas.

13 Procesos tales como dispersión, predación y mecanismos de dormancia de las diásporas de gramíneas enterradas son complementarios al análisis de la dinámica del banco de semillas y deberían estudiarse en forma simultánea.

RECOMENDACIONES DE MANEJO

Teniendo en cuenta las características del clima, suelo, vegetación e historia de uso del Caldenal y considerando la metodología en que se basó el presente trabajo, se está en condiciones establecer las siguientes recomendaciones:

- se aconseja quemar cuando el área esté dominada por pajonal, existan pocas especies forrajeras y/o la cobertura de arbustos sea muy densa (fachinal).

- antes de realizar una práctica de quema se debe: haber cumplido con los requisitos legales, tener en claro los objetivos propuestos, considerar las condiciones de humedad, viento y temperatura y planificar cómo se manejará el potrero luego de quemar.

- En pastizales del Caldenal pampeano, es conveniente esperar un año (etapa pos dispersión) para revelar los efectos beneficiosos de la quema prescrita de fin de verano tanto en la composición botánica como en el banco de semillas forrajeras.

- La aplicación de esta técnica de manejo induciría una disminución o relajación de parches de vegetación con dominancia de arbustos, beneficiando el reclutamiento de gramíneas.

- el buen uso de las quemadas controladas permite mantener una carga de combustible a niveles razonables, lo que evitará devastadores incendios, aumentando la productividad sin comprometer la sustentabilidad del sistema.

- la quema controlada debería estar asociada a otras estrategias de manejo, como el control del monte y un adecuado manejo ganadero, para así asegurar la conservación del ambiente.

BIBLIOGRAFÍA

Acosta L.W., M.R. Sabbatini, O.A. Fernández & M.A. Burgos. 1999. Propagule bank and plant emergence of macrophytes in artificial channels of a temperate irrigation area in Argentina. *Hydrobiologia*. 415: 1-5.

Acosta L.W. & R. Agüero. 2001. El banco de propágulos de malezas en el agroecosistema: conocimiento actual y propuesta metodológica para su estudio. *Agronomía Mesoamericana*. 12(2): 141-151.

Adema E.O., F.J. Babinec, D.E. Buschiazzo, M.J. Martín & N. Peinemann. 2003. Erosión hídrica en los suelos del Caldenal. Publicación Técnica N° 51. INTA EEA Anguil. La Pampa. 23 p.

Aguiar M. & O. Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends Ecology Evolution*. 14: 273–277.

Aizen M.A., L.A. Garibaldi & M. Dondo. 2009. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología Austral*. 19: 45-54.

Albanesi A. & A. Anriquez. 2003. El fuego y el suelo. En: Fuego en los sistemas argentinos. Kunst C., S. Bravo & J. Panigatti eds. Editorial INTA. Santiago del Estero. Argentina. Cap. 5. pp. 47-59.

Asner G. P., A. J. Elmore, L. P. Olander, R. E. Martin & A. T. Harris. 2004. Grazing systems, ecosystem responses and global change. *Annual Review of Environment and Resources*. 29: 261–299.

Auestad I., K. Rydgren & J.P. Spindelböck. 2013. Management history affect grassland seed bank build-up. *Plant Ecology*. 214: 1467–1477.

Auld T., D.A. Keith & R.A. Bradstock. 2000. Patterns in longevity of soil seed-banks in fire-prone communities of south-eastern Australia. *Australian Journal Botany*. 48: 539-548.

Ávila P.L., A.G. Kin & E. Morici. 2010. Influencia de la temperatura y el tiempo de exposición sobre la germinación y la emergencia de *Piptochaetium napostaense* (Speg) Hack. *Revista Facultad de Agronomía. UNLpam*. 21: 5-18.

Ávila P.L., A.G. Kin & E. Morici. 2012. Efectos del calor y del humo sobre la germinación y crecimiento de la gramínea forrajera *Piptochaetium napostaense*. En: XXV Reunión Argentina de Ecología. Lujan. Buenos Aires. Argentina. p. 463.

Ayoub A.T. 1998. Extent, severity and causative factors of land degradation in Sudan. *Journal Arid Environmet*. 38: 397-409.

Badano E., C. Jones, L. Cavieres & J. Wright. 2006. Assessing impacts of ecosistema engineers on community organization: a general approach illustrated by effects of a high-Andean cushion plant. *Oikos*. 115: 369-385.

Bailey D.W., J.E. Gross, E.A. Laca, L.R. Rittenhouse, M.B. Coughenour, D.M. Swift & P.L. Sims. 1996. Mechanisms that result in large herbivore grazing patterns. *Journal of Range Management*. 49: 386–400.

Barrows E.M. 1996. Animal Behavior Desk Reference. CRC Press. USA. 672. p.

Baskin J.M. & Baskin C.C. 1989. Physiology of dormancy and germination in relation to seed bank ecology. En: Leck A.M., Parker V.T. & Simpson R.L. (eds.). Ecology of Soil Seed Banks. Academic Press, San Diego California. pp. 53-66.

Baskin C.C. & J.M. Baskin. 2001. Seeds. Ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination. 2° ed. San Diego. *Academic Press*. 666 p.

Bekker R.M., G.L. Verweij, R.E.N. Smith, R. Reine, J.P. Bakker & S. Schneider. 1997. Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives. *Journal of Applied Ecology*. 34: 1293-1310.

Bekker R.M., J.P. Bakker, U. Grandin, R. Kalamees, P. Milberg, P. Poschlod, K. Thompson & J.H. Willems. 1998. Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity. *Functional Ecology*. 12(4): 834-842.

Belsky A.J. 1986. Revegetation of artificial disturbances in grasslands of the Serengeti National Park, Tanzania. Colonization of grazed and ungrazed plots. *Journal Ecology*. 74(2): 419-438.

Beneke K., M.W. Van Rooyen & G.K. Theron. 1993. Fruit polymorphism in ephemeral species of Naquamaland. Growth analyses of plants cultivated from the dimorphic diaspores. *Journal of Arid Environments*. 24: 345-360.

Benvenuti S. 2003. Soil texture involvement in germination and emergence of buried weed seeds. *Agronomy Journal*. 95: 191-198.

Benvenuti S. 2007. Weed seed movement and dispersal strategies in the agricultural environment. *Weed Biology and Management*. 7: 141–157.

- Bertiller M.B. & F. Coronato. 1994. Seed bank patterns of *Festuca pallescens* in semiarid Patagonia (Argentina): a possible limit to bunch reestablishment. *Biodiversity and Conservation*. 3: 57-67.
- Bertiller M. B. 1996. Grazing effects on sustainable semiarid rangelands in Patagonia. *Seed Science Research*. 8: 39-45.
- Bertiller M.B. 1998. Spatial patterns of the germinable soil seed bank in northern Patagonia. *Seed Science Research*. 8: 39–45.
- Bertiller M.B. & A.J. Bisigato. 1998. Vegetation dynamics under grazing disturbance: the state-and-transition model for the Patagonian steppes. *Ecología Austral*. 8: 191-199.
- Besnier Romero F. 1989. Semillas. Biología y tecnología. Ediciones Mundiprensa. 637 p.
- Bisigato A.J. & M.B. Bertiller. 1997. Grazing effects on patchy dryland vegetation in northern Patagonia. *Journal of Arid Environments*. 36: 639-653.
- Bisigato A.J. 2000. Dinámica de la vegetación en áreas pastoreadas del extremo austral de la Provincia Fitogeográfica del Monte. Tesis Doctoral en Ciencias Agropecuarias. UBA. 163 p.
- Bisigato A.J, M.B. Bertiller, J. Ares & E. Pazos. 2005. Effect of grazing on plant patterns in arid ecosystems of the Patagonian Monte. *Ecography*. 28: 561-572.
- Bisigato A.J., P.E. Villagra, J.O. Ares & B.E. Rossi. 2009. Vegetation heterogeneity in Monte Desert ecosystems: A multi-scale approach linking patterns and processes. *Journal of Arid Environments*. 73: 182–191
- Bissolino P.H. & E. Dagnino. 2006. Estudio de la dinámica de las fracciones de fósforo orgánico e inorgánico en suelos de la región semiárida pampeana central del área del Caldenal sometidos a quemadas controladas. Trabajo final de graduación de la carrera Ingeniería Agronómica de la Facultad de Agronomía. UNLPam. 103 p.
- Boccanelli S.I. & J.P. Lewis. 1994. The seed bank of old pampean prairie and its relation with the standing vegetation. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 29: 1833-1840.
- Bond W.J. & B.W. Van Wilgen. 1996. Fire and plants. Chapman and Hall, London. 340 p.

- Bonis A., J. Lepart & P. Grillas. 1995. Seed bank dynamics and coexistence of annual macrophytes in a temporary and variable habitat. *Oikos*. 74: 81–92.
- Bóo R.M., L.I. Lindström, O. Elía & M. Mayor. 1993. Botanical composition and seasonal trends of cattle diets in central Argentina. *Journal of Range Management*. 48: 479-482.
- Bóo R.M., D.V. Peláez, S. Bunting, O. Elía & M. Mayor. 1996. Effect of fire on grasses in central semi-arid Argentina. *Journal of Arid Environments*. 32: 259-269.
- Bóo R.M., D.V. Peláez, S. Bunting, O. Elía & M. Mayor. 1997. Effect of fire on woody species in central semi-arid Argentina. *Journal of Arid Environments*. 35: 87-94.
- Bossuyt B. & M. Hermy. 2004. Seed bank assembly follows vegetation succession in dune slacks. *Journal Vegetation Science*. 15: 449-456.
- Bracho A., M. Contreras, Y. Villalobos, B. Bracho, M. Quirós, L. Jiménez & M. Larreal. 1999. Cambios en la cantidad y la biodiversidad de la mesofauna en un suelo degradado con aplicación de abono orgánico. *Revista de la facultad de Agronomía. UNLPam*. 16(1): 187-195.
- Briske D.D. 1986. Plant response to defoliation: morphological considerations and allocation priorities. In: *Rangeland: a resource under siege*. Joss J., P. Lynch & O. Williams (eds). Aust. Acad. Science. Camberra. pp. 425-427.
- Bucci S., F. Scholz, P. Logna & G. Goldstein. 2011. Economía del agua de especies arbustivas de las Estepas Patagónicas. *Ecología Austral*. 21: 43-60.
- Bucher E. 1987. Herbivory in arid and semi-arid regions of Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*. 60: 265-273.
- Busso C.A., R.J. Mueller & J.H. Richards. 1989. Effects of drought and defoliation on bud viability in two caespitose grasses. *Anales de Boánica*. 63: 477-485.
- Cabeza C.E. 1989. Efecto del déficit hídrico en la germinación, emergencia y crecimiento de plántulas de algunas gramíneas nativas de Argentina, presentes en la provincia de La Pampa. Tesis Magister en Producción Vegetal. UNS. 100 p.
- Cabrera A. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. En: E.F. Ferreira Sobral (eds). *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Ganadería*. 2º Edición. Acme. Buenos Aires, Argentina. 90 p.

Campbell G., J. Jungbauer, K. Bristow & R. Hungerford. 1995. Soil temperature and water content Veneta a surface fire. *Soil Science*. 159: 363-374.

Cano E. 1969. Dinámica de la vegetación de un pastizal de planicie de La Pampa. *Revista Investigaciones Agropecuarias*. 12: 193-223.

Cano E.; B. Fernández & M. Montes. 1980. La Vegetación de la Provincia de La Pampa y Carta de Vegetación 1:500000. En: Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. INTA- Provincia de La Pampa- Facultad de Agronomía, UNLPam. 493 p.

Cano E. 1988. Pastizales Naturales de La Pampa. Tomo I. CREA. 114 p.

Cano E., C.C. Chirino, E. Morici & B. Fernández. 1990. Estados de condición del sitio pastizal de gramíneas bajas de planicie presentes en el Departamento Loventué-La Pampa. *Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam*. 5: 65-82.

Capulín Grande J., L. Caballero & R. Razo Zarate. 2010. Cambios en el suelo y vegetación de un bosque de pino afectado por incendio. *Terra Latinoamericana*. 28(1): 79-87.

Carreño L. & E. Viglizzo. 2007. Provisión de servicios ecológicos y gestión de los ambientes rurales en Argentina. Área Estratégica de Gestión Ambiental. Ediciones INTA. Buenos Aires. 65 p.

Casagrande G. & H. Conti. 1980. Clima de la Provincia de La Pampa. En: Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. INTA- Provincia de La Pampa- Facultad de Agronomía, UNLPam. 493 p.

Castillo-Argüero S., G. Montes-Cartas, M.A. Romero-Romero, Y. Martínez-Orea, M.P. Guadarrama-Chavez, I.Sánchez-Gallén & O. Núñez-Castillo. 2004. Dinámica y conservación de la flora del matorral xerófilo de la reserva ecológica del pedregal de San Ángel (D.F., México). *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 74: 51-75.

Cavieres L.A. & M.T.K. Arroyo. 2001. Persistent soil seed banks in *Phacelia secunda* (Hydrophyllaceae): experimental detection of variation along an altitudinal gradient in the Andes of central Chile (33 degrees S). *Journal of Ecology*. 89: 31-39.

Cerqueira E.D, A.M. Sáenz, C.M. & Rabotnikof. 2004. Seasonal nutritive value of native grasses of Argentine Caldén Forest Range. *Journal of Arid Environments*. 59: 645-656.

Chambers J. C. & J. A. MacMahon. 1994. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Ecology*. 78: 93–100.

Chaneton E. 2005. Factores que determinan la heterogeneidad de la comunidad vegetal en diferentes escalas espaciales. En: La heterogeneidad en la vegetación de los agroecosistemas, un homenaje a Rolando León. M Oesterheld (eds): Editorial Facultad de Agronomía. Buenos Aires. Argentina. pp. 19-42.

Cook R. 1980. The biology of seeds in the soil. In: Solbrig, O.T. (ed.). Demography and evolution in plant populations. *Botanical Monographs*. 15:107-129.

Cornachione M. 2008. Presencia, distribución vertical y acumulación de cariopsis viables de *Nassella tenuis* (Phil) Barkwotth y *Jarava ichu* Ruiz & Pav, en un banco de semillas de la provincia fitogeográfica del Monte, Argentina. Tesina de graduación de Ingeniería en Recursos Naturales y Medio Ambiente. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. UNLPam. 33 p.

Crosti R., P.G. Ladd, K.W. Dixon & B. Piotta. 2006. Post-fire germination: The effect of smoke on seeds of selected species from the central Mediterranean basin. *Forest Ecology and Management*. 221: 306-312.

Dalling J., M. Swaine & N. Garwood. 1994. Effect of soil depth on seedling emergence in tropical soil seed – bank investigations. *Functional Ecology*. 9: 119-121.

D'Angela E., J.M. Facelli & E. Jacobo. 1988. The role of the permanent soil seed bank in early stages of a post-agricultural succession in the Inland Pampa, Argentina. *Vegetation*. 74: 39-45.

DeBano L.F. & D.G. Neary. 1998. Fire's effects on ecosystems. New York. John Wiley. 333 p.

Defossé G., C. Rostagno, H. Del Valle & M. Dentoni. 2003. El fuego en la porción austral de la región del Monte. En: Fuego en los sistemas argentinos. Kunst, C., S. Bravo & J. Panigatti (eds). INTA. Santiago del Estero. Argentina. Cap. 15. pp. 167-179.

Demaría M., I. Agudo Suárez & D. Steinaker. 2008. Reemplazo y fragmentación de pastizales pampeanos semiáridos en San Luis. Argentina. *Ecología Austral*. 18: 55-70.

De Souza Maia M., F. Maia & M. Pérez. 2006. Bancos de semillas en el suelo. *Agriscientia*. 23(1): 33-44.

Distel R.A. 1987. Crecimiento aéreo y radical, germinación y supervivencia en *Piptochaetium napostaense* (Speg.) Hack. y *Stipa Tenuis* Phil. Tesis de Magister en Producción Vegetal. UNS. 157 p.

Distel R.A., N.G. Didone & A.S. Moretto. 2000. Variaciones estacionales del contenido de proteína, fibra y lignina en *Stipa clarazii*, *Stipa brachichaeta*, y *Stipa gyneriodes*. *Revista Argentina de Producción Animal*. 20(1): 142-143.

Dussart E.G., C.C. Chirino, E. Morici & R.H. Peinetti. 2011. Reconstrucción del paisaje del Caldenal pampeano en los últimos 250 años. *Quebracho*. 19(1,2): 54-65.

Ellsworth J.W., R.A. Harrington & J.H. Fownes. 2004. Seedling emergence, growth and allocation of Oriental bittersweet: effects of seed input seed bank and forest floor litter. *Forest Ecology and Management*. 190: 255-264.

Ernst R., C. Suarez, C.C. Chirino, A. Sosa, A.G. Kin & E. Morici. 2007. Recuperación post-fuego de un arbustal semiárido en la región Fitogeográfica del Monte (Argentina). En: Actas IV Congreso Nacional sobre Manejo de Pastizales Naturales y I Congreso del Mercosur sobre Manejo de Pastizales Naturales. San Luis. Argentina. pp. 39.

Ernst R., W. Muiño, E. Morici, M.A. Berrueta, P. Lerner, A. Urioste & E. Hepper. 2009. Efecto de una quema controlada sobre el banco de semillas de las gramíneas forrajeras y no forrajeras. En: V Congreso Nacional sobre Manejo de Pastizales Naturales. Corrientes. Argentina. pp. 45.

Ernst R., E. Morici, W. Muiño, M.A. Berrueta & P. Lerner. 2011. Effect of burning on the germinable seed bank. En: Actas IX International Rangeland Congress. Rosario. Santa Fe, Argentina. pp. 211.

Ernst R. & E. Morici. 2013. Banco de semillas germinable de gramíneas del caldenal. Diferencias pre y post diseminación. *Revista Facultad de Agronomía. UNLPam*. 22(2): 39-44.

Esposito A., S. Strumia, S. Caporaso & S. Mazzoleni. 2006. The effect of fire intensity on soil seed bank in Mediterranean macchia. *Forest Ecology and Management*. 234: 207-215.

Estelrich H.D. & E. Cano. 1985. Disponibilidad forrajera y determinación de capacidad de carga de un bosque de *Prosopis caldenia*. En: Revista Asociación

Pampeana Profesionales Ciencias Naturales. Actas I Jornadas de Biología y II Jornadas de Geología de La Pampa. UNLPam. *Serie Suplemento*. 1: 30-35.

Estelrich H.D., B. Fernandez, E. Morici & C.C. Chirino. 2005. Persistencia de los cambios provocados por los fuegos controlados en diferentes estructuras del bosque de Caldén (*Prosopis caldenia* burk.). *Revista Facultad de Agronomía. UNLPam.* 16(1/2): 25-30.

Estell R.E., K. M. Havstad, A..F. Cibils, E.L. Fredrickson, D.M. Anderson, T.S. Schrader & D.K. James. 2012. Increasing shrub use by livestock in a world with less grass. *Rangeland Ecology Management.* 65: 553–562.

Etchepare M. & S. Boccanelli. 2007. Análisis del banco de semillas y su relación con la vegetación emergente en una clausura de la llanura pampeana. *Ecología Austral.* 17: 159-166.

Favreto R., R.B. Medeiros & V.D.D. Pillar. 2000. Composição do banco de sementes do solo de um campo natural sujeitos a intensidades de pastejo e posições de relevo. En: Reunião do grupo técnico regional do cone sul (Zona Campos) em melhoramento e utilização de recursos forrageiros das áreas tropical e subtropical. Guarapuava. Anais. Guarapuava. pp. 233-235.

Feldman S.R., C. Alzugaray y J.P. Lewis. 2007. Relación entre la vegetación y el banco de semillas de un espartillar de *Spartina argentinensis*. *Ciencia de Investigación Agraria.* 34(1): 41-48.

Fenner M. 1985. Soil seed Banks. En: Seed Ecology. Fenner M. (eds). Chapman and Hall. Londres. pp. 56-71.

Fernández R.J. & J.M.Paruelo. 1988. Root Systems of two Patagonian shrubs: a quantitative description using a geometrical method. *Journal of Range Management.* 41: 220-223.

Fernández B., C.C. Chirino, A. Sáenz, C. Rabortnikof, E. Morici, H.D. Estelrich & E. Cerqueira. 1999. Evolución del índice de selectividad de dos especies invernales del pastizal del bosque de caldén. En: XIX Reunión Argentina de Ecología. Tucumán, Argentina. p. 64.

Fernández B., E. Morici; H.D. Esterlich & C.C. Chirino. 2001. Efecto de la quema controlada sobre la estructura de la comunidad y el banco de semillas de especies

graminosas en el bosque de caldén. En: I Congreso Nacional sobre Manejo de Pastizales Naturales. San Cristóbal. Santa Fe. Argentina. pp. 65-66.

Fernández O.A., M.E. Gil & R.A. Distel. 2009. The challenge of rangeland of degradation in a temperate semiarid region of Argentina: the Caldenal. *Land Degrad. and Develop.* 20: 431-440.

Ferrandis P., J.M. Herranz & J.J. Martínez-Sánchez. 1999a. Fire impact on a maquis soil seed bank in Cabañeros National Park (central Spain). *Journal of Plant Sciences.* 47: 17-26.

Ferrandis P., J.M. Herranz & J.J. Martínez-Sánchez. 1999b. Effect of fire on hard-coated Cistaceae seed banks and its influence on techniques for quantifying seed banks. *Plant Ecology.* 144:103- 114.

Ferrandis P., J.M. Herranz & J.J. Martínez-Sánchez. 2001. Response to FIRE of a predominantly seed bank in a Mediterranean weedy pasture (Eastern-central Spain). *Ecoscience.* 8(2): 211-219.

Figuroa J.A. & F.M. Jaksic. 2004. Latencia y banco de semillas en plantas de la región mediterránea de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural.* 77(1): 201-215.

Flematti G.R., E.L. Ghisalberti, K.W. Dixon & R.D. Trengove. 2004. Molecular weight of a germination-enhancing compound in smoke. *Plant Soil.* 263: 1-4.

Flores Garnica J.G. 2009. Impacto ambiental de incendios forestales. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Mundi-Prensa. México. 325 p.

Foley M.E. 1994. Temperature and water status of seed affect afterripening in wild oat (*Avena fatua*). *Weed Science.* 42: 200-204.

Font Quer P. 1982. Diccionario de Botánica. Editorial Labor S.A. Barcelona. España. 1244 p.

Frank E.O, E.M. Llorens & D. Cabral. 1998. Productividad de los pastizales naturales de la provincia de La Pampa. Subsecretaría de Asuntos Agrarios. Cambio Rural, INTA, SAGPyA. 167 p.

Fridley J., J. Stachowicz, S. Naeem, D. Sax, E. Seabloom, M. Smith, T. Stohlgren, D. Tilman & B. Von Holle. 2007. The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology.* 88: 3-17.

Fuentes O., E. Paredes Rodriguez, E. Pérez, T. Antuña & R.C. García Castillo. 2005. Influencia del perfil, el tamaño y el momento de muestreo del suelo en la determinación del potencial de malezas invasoras en cultivos anuales. *Fitosanidad*. 9(3): 31-35.

Funes G., S. Díaz & P. Venier. 2009. La temperatura como principal determinante de la germinación en especies del Chaco seco de Argentina. *Ecología Austral*. 19: 129-138.

Funk F.A., G. Peter, A. Loydi, A.I. Kröpfl & R.A. Distel. 2012. Recuperación estructural y funcional de los espacios entre arbustos al cabo de 10 años de exclusión del pastoreo en una estepa semiárida del noreste de la Patagonia. *Ecología Austral*. 22: 195-202.

Garwood N. 1989. Tropical soil seed banks: a review: En: Allesio, M., Parker T. & Simpson R. (eds). *Ecology of soil seed banks*. United States of America: Academic Press. pp. 149-204.

Gashaw M. & A. Michelsen. 2002. Influence of heat shock on seed germination of plants from regularly burnt savanna woodlands and grasslands in Ethiopia. *Plant Ecology*. 159: 83-93.

Ghermandi L. 1992. Caracterización del banco de semillas de una estepa en el noroeste de Patagonia. *Ecología Austral*. 2 (1): 39-46.

Gianaccini F., R. Scaramuzzino & E. Requesens. 2009. Banco de semillas en ambientes de las sierras de Azul (Buenos Aires, Argentina) con distinta intensidad de disturbios. *Agriscientia*. 26(2): 71-79.

Gillson L. 2004. Evidence of hierarchical patch dynamics in an East African savanna? *Ecology*. 19: 883–894.

Gittins C., M.P. Chartier, L. Ghermandi & N. Guthmann. 2003. Predación predispersiva de semillas de *Fabiana imbricaria* (Solanaceae), un arbusto del noroeste de la Patagonia. *Ecología Austral*. 13: 121-126.

Glenn-Lewin R.K., R.K. Peet & T.T. Veblen (eds.). 1992. *Plant Succession: Theory and Prediction*. Londres: Chapman and Hall. 351 p.

González-Rabanal F. & M. Casal. 1995. Effect of high temperatures and ash on germination of ten species from gorse shrubland. *Vegetation*. 116: 123–131.

Goyeau H. & G. Fablet. 1982. Etude du stock de semences de mauvaises herbes dans le sol: le porbleme de l'échantillonnage. *Agronomie*. 2(6): 545-552.

Green L. 1981. Burning by prescription in chaparral. Usda Forest Service GTR PSW-51.

Gross K.L. 1990. A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. *Journal Ecology*. 78: 1079-1093.

Guevara J. C., O. R. Estevez, C. R. Stasi, and J. M. Gonnet. 2002 Perennial grass response to cattle grazing in the plain, mid-west Argentina. *Journal of Arid Environments*: 52: 339-348.

Guo Q., P.W. Rundel & D.W. Goodall. 1999. Structure of desert seed bank: comparisons across four North American desert sites. *Journal of Arid Environments*. 42: 1-14.

Haretche F. & C. Rodriguez. 2006. Banco de semillas de un pastizal uruguayo bajo diferentes condiciones de pastoreo. *Ecología Austral*. 16: 105-113.

Harper J.L. 1977. The population biology of plants. Academic Press. London. 892 p.

Henderson, C.B.; K.E. Petersen and R.A. Redak, 1988. Spatial and temporal in the seed bank and vegetation of a desert grassland community. *Journal of Ecology*. 76:717-728.

Hepper E.N., A.M. Urioste, V. Belmonte & D.E. Buschiazzo. 2006. Temperaturas de quema y propiedades físicas y químicas de suelos texturalmente diferentes de la región semiárida pampeana central. En: Actas XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy. Argentina. pp. 171.

Hepper E.N., M.S. Larroulet, V. Belmonte & A.M.Urioste. 2013. Propiedades edáficas de un suelo del Caldenal pampeano en parches con diferente vegetación. *Revista Facultad de Agronomía. UNLpam*. 23(2): 5-15.

Hernández T., C. Garcia & I. Reinhardt. 1997. Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils*. 25: 109-116.

Herrera P., S. Torrella & J. Adámoli. 2003. Los incendios forestales como modeladores del paisaje en la región Chaqueña. En: Fuego en los sistemas

argentinos. Kunst C., S. Bravo & J. Panigatti (eds). Editorial INTA. Santiago del Estero. Argentina. Cap. 13. pp. 145-155.

Huss D.L., A.E. Bernardón, D.L. Anderson & J.M. Brun. 1986. Principios de manejo de praderas naturales. INTA-Fao. Buenos Aires, Argentina-Santiago. Chile. 289 p.

ICONA. 1990. Técnicas para la defensa contra incendios forestales. Monografía N° 24. Ministerio de Agricultura. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Madrid. España. 130 p.

Iglesias, D. 1993. Producción de carne en la región del Caldenal. En: Jornadas de actualización sobre producción de carne en el Caldenal. Santa Rosa. La Pampa. pp. 66.

Imbert E. 1999. The effects of achene dimorphism on the dispersal in time and space in *Crepis sancta* (Asteraceae). *Canadian Journal of Botany*. 77: 508-513.

Johnson R.G. & R.C. Anderson. 1986. The seed bank of a tallgrass prairie in Illinois. *American Midland Naturalist*. 115: 123-130.

Keeley J.E. 1977. Seed production, seed populations in soil and seedling production alter FIRE for two congeneric pairs of sprouting and nonsprouting chaparral shrubs. *Ecology*. 58(4): 820-830.

Keeley J.E. 1991. Seed germination and life history syndrome in the California Chaparral. *The Botanical Review*. 57: 81-116.

Keeley J.E. & C.J. Fotheringham. 2000. Role of fire in regeneration from seed. En: Fenner M. (eds). *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. CAB International, Oxon, UK. pp. 311–330.

Keeley J.E., C.J. Fotheringham & M. Baer-Keeleynie. 2005. Factors affecting plant diversity during post-fire recovery and succession of Mediterranean-climate shrublands in California. USA. *Diversity Distribution*. 11: 525-537.

Kemp P.R. 1989. Seed bank and vegetation processes in deserts. En: Leck M.A., V.T. Parker & R.L. Simpson (eds). *Ecology of soil seed banks*. San Diego, California, Academic Press. pp. 257–281.

Kestring D., J. Klein, L.C.C.R. Menezes & M.N. Rossi. 2009. Imbibition phases and germination response of *Mimosa bimucronata* (Fabaceae: Mimosoideae) to water submersion. *Aquatic Botany*. 91: 105–109.

Kin A.G., A. Sosa & M.B. Mazzola. 2004. Efecto del sombreado y del contenido hídrico del suelo sobre el establecimiento de *Piptochaetium napostaense*. En: XXV Reunión Argentina de Fisiología Vegetal. Santa Rosa La Pampa. Argentina. pp. 261.

Kissmann K.G. & D. Groth. 1992. Plantas Infestantes e Nocivas. Tomo II. BASF Brasileira S.A. (eds). 233 p.

Kozlowski T.T. 2002. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecology Management*. 158: 195-221.

Kröpfl A.I., V.A. Diregibus & G.U. Cecchi. 2007. Disturbios en la estepa arbustiva del Monte: cambios en la vegetación. *Ecología Austral*. 17: 257-268.

Kunst C., S. Bravo, F. Moscovich, J. Herrera, J. Godoy & S. Vélez. 2000. Control de tusca (*Acacia aroma* Gill ap. H. et A.) mediante fuego prescripto. *Revista Argentina de Producción Animal*. 20: 199-213.

Kunst C., S. Bravo, F. Moscovich, J. Herrera, J. Godoy & S. Vélez. 2003. Fecha de aplicación de fuego y diversidad de herbáceas en una sabana de *Elionurus muticus* (Spreng) O. Kuntze. *Revista Chilena de Historia Natural*. 76: 105-115.

Kunst C. & S. Bravo. 2003. Fuego, calor y temperatura. En: Fuego en los sistemas argentinos. Kunst, C., S. Bravo & J. Panigatti (eds). INTA. Santiago del Estero. Argentina. Cap. 4. pp. 31-48.

Kunst C. & N. Rodríguez. 2003. Fuego prescripto.. En: Fuego en los sistemas argentinos. Kunst C., S. Bravo & J. Panigatti (eds). INTA. Santiago del Estero. Argentina. Cap. 18. pp. 199-215.

Larrusse A.S., N.R. Andrada & E.N. Ocampo. 2012. Hongos asociados a semillas de poáceas naturales del semiárido, provincia de San Luis, Argentina. *Revista Análisis de Semilla*. 6(1): 78-82.

Laterra P., L. Ricci, O.R. Vignolio & O.N. Fernández. 1994. Efectos del fuego y del pastoreo sobre la regeneración por semillas de *Paspalum quadrifarium* en la Pampa Deprimida, Argentina. *Ecología Austral*. 4: 101-109.

Laterra P., O.R. Vignolino, M.P. Linares, A. Giaquinta & N. Maceira. 2003. Cumulative effects of fire on the structure and function of a tussock pampa grassland. *Journal of Vegetation Science*. 14: 43-54.

Leck M.A., V.T.Parker & R.L. Simpson. 1989. Ecology of soil seed Banks. Academic Press Inc. San Diego. California. 461 p.

Lerner P. 2004. El Caldenar: dinámica de poblaciones de caldén y procesos de expansión de leñosas en pastizales. *Ecología y Manejo de los Bosques de Argentina*. UNLP eds. CD-Rom.

Lezama F., A. Altesor, R. León & J.M. Paruelo. 2006. Heterogeneidad de la vegetación en pastizales naturales de la región basáltica del Uruguay. *Ecología Austral*. 16: 167-182.

Llorens E.M. & E.O. Frank. 1999. Aspectos ecológicos del estrato herbáceo del caldenal y estrategias para su manejo. AACREA, Subsecretaria de Asuntos Agrarios-Provincia de La Pampa, E.E.A. INTA Anguil. 81 p.

Llorens E.M. 2000. Estrategias de manejo del Caldenal para lograr una máxima producción sustentable. En: Congreso Nacional de Ganadería Pampeana. Santa Rosa, La Pampa. pp. 19-25.

Llorens E.M. 2001. Efecto del descanso y del fuego de verano en pastizales psamófilos de la Provincia de La Pampa. En: I Congreso Nacional sobre Manejo de Pastizales Naturales. San Cristobal. Santa Fé. Argentina. pp. 67.

Llorens E.M. 2013. Caracterización y manejo de los pastizales del centro de La Pampa. Ministerio de la Producción. Gobierno de La Pampa (eds). 52 p.

López R. & S. Valdivia. 2007. The importance of shrub cover for four cactus species differing in growth form in an Andean semi-desert. *Journal of Vegetation Science*. 18: 263-270.

López R. & T. Ortuño. 2008. La influencia de los arbustos sobre la diversidad y abundancia de plantas herbáceas de la Prepuna a diferentes escalas espaciales. *Ecología Austral*. 18: 119-131.

Lorimer C. 1991. Comportamiento y manejo de incendios forestales. Introducción a las Ciencias Forestales. Ed. Noriega Limusa. México. 230 p.

Lortie C.J. & R. Turkington. 2002. The small-scale spatiotemporal pattern of a seed bank in the Negev desert, Israel. *Ecoscience*. 9(3): 407-413.

Luna B., J.M. Moreno, A. Cruz & F. Fernández. 2007. Heat-shock and seed germination of a Group of Mediterranean plant species growing in a burned area: An approach based on plant functional types. *Plant Ecology*. 200: 61-72.

Luzuriaga A.L., A. Escudero, J.M. Olano & J. Liodi. 2005. Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. *Acta Oecológica*. 26: 141-151.

Maestre F. T. & J. Cortina. 2005. Remnant shrubs in Mediterranean semi-arid steppes, effects of shrub size, abiotic factors and species identity on understorey richness and occurrence. *Acta Oecológica*. 27: 161–169.

Malone C. 1967. A rapid method for enumeration of viable seeds in soil. *Weeds*. 15: 381-382.

Marañón T. 1995. Ecología de los bancos de semilla en el suelo: una revisión de estudios españoles. *Pastos*. 25(1): 3-25.

Marem I.E., Z.K. Janovsky, J. P. Spindelböck, M.I. Daws, P.E. Kaland & V. Vandvik. 2010. Prescribed burning of northern heathlands: *Calluna vulgaris* germination cues and seed-bank dynamics. *Plant Ecology*. 207: 245-256.

Marone L. & M.E. Horno. 1997. Seed reserves in the central monte desert, Argentina: implications for granivory. *Journal of Arid Environments*. 36: 661-670.

Marone L., B.E. Rossi & M.E. Horno. 1998. Timing and spatial patterning of seed dispersal and redistribution in a South American warm desert. *Plant Ecology*. 137: 143-150.

Márquez S., G. Funes, M. Cabido & E. Pucheta. 2002. Efectos del pastoreo sobre el banco de semillas germinable y la vegetación establecida en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista Chiena de Historia Natural*. 75: 327-337.

Martínez-Orea Y., S. Castillo-Agüero, M.P. Chávez & I. Sánchez. 2010. Post-fire seed bank in a xerophytic shrubland. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 86: 11-21.

Mayor M.D. 1996. Banco de semillas de un pastizal-arbustal natural del sudeste de La Pampa, su variación estacional y la relación con la vegetación existente. Tesis Magister en Producción Vegetal. UNS. 128 p.

Mayor M.D., R.M. Bóo, D.V. Peláez & O.R. Elía. 1999. Soil seed bank variation with depth in the province of La Pampa, Argentina. *Phyton*. 64: 141-148.

Mayor M.D., R.M. Bóo, D.V. Peláez & O.R. Elía. 2003. Seasonal variation of the soil seed bank of grasses in central Argentina as related to grazing and shrub cover. *Journal of Arid Environments*. 53: 467-477.

McGraw J.B. 1980. Seed bank size and distribution of seeds in cottongrass tussock tundra, Eagle Creek, Alaska. *Ecology*. 60: 770-782.

McNaughton S.J. 1984. Grazing lawns: Animal in herds, plant form and coevolution. *The American Naturalist*. 124: 863-886.

Menezes L.C.R. & M.N. Rossi. 2011. Seed germination after fire: a study with a plant inhabiting non-fire-prone areas. *Phyton*. 80: 153-160.

Milberg P. 1992. Seed bank in a 35-year-old experiment with different treatments of a semi-natural grassland. *Acta Oecologica - International Journal of Ecology*. 13 (6): 793-752.

Milchunas D.G., W.K. Lauenroth & I.C. Burke. 1998. Livestock grazing: Animal and plant biodiversity of shortgrass steppe and the relationship to ecosystem function. *Oikos*. 83: 65-74.

Morbidoni M., E. Estrelles, P. Soriano, I. Martinez-Solis & E. Biondi. 2008. Effects of environmental factors on seed germination of *Anthyllis barba-jovis* L. *Plant Biosystems*. 142: 275-286.

Morici E., C.C. Chirino, B. Fernández & H.D. Estelrich. 1996. Aplicación del modelo de estados y transiciones en los pastizales de la Región Semiárida Pampeana. En: Actas VI Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales. pp. 167-172.

Morici E., R. Ernst, A.G. Kin, H.D. Estelrich, M.B. Mazzola & M.S. Poey. 2003. Efecto del pastoreo en un pastizal semiárido de Argentina según la distancia a la aguada. *Archivos de Zootecnia*. 52: 59-66.

Morici E., W. Muiño, R. Ernst & M.S. Poey. 2005. Efecto del pastoreo sobre la estructura de la comunidad vegetal en un arbustal de *Larrea divaricata*. En: III Congreso Nacional Sobre Manejo de Pastizales Naturales. Paraná. Entre Ríos. Argentina. pp. 76.

Morici E. 2006. Efecto de la estructura del pastizal sobre el banco de semillas de gramíneas en el bosque de caldén (*Prosopis caldenia*) de la provincia de La Pampa (Argentina). Tesis Doctoral en ganadería Ecológica. Universidad de Córdoba. España. 143 p.

Morici E., A.G. Kin, M.B. Mazzola, R. Ernst & M.S. Poey. 2006. Efecto del pastoreo sobre las gramíneas perennes *Piptochaetium napostaense* y *Poa ligularis* en relación con la distancia a la aguada. *Revista Facultad de Agronomía. UNLPam.* 17(1/2): 3-13.

Morici E., R. Ernst, W. Muiño, A. Urioste, E. Hepper, N. Sawczuk, M. Alvarez Redondo & M.A. Berrueta. 2008. Persistencia de las semillas presentes en la broza luego de una quema controlada. En: Actas XXIII Reunión Argentina de Ecología. San Luis. Argentina. pp. 205.

Morici E., V. Doménech García, G. Gómez Castro, A.G. Kin, A. Saenz & C. Rabotnikof. 2009. Diferencias Estructurales entre parches de pastizal del Caldenal y su influencia sobre el banco de semillas, en la provincia de La Pampa, Argentina. *Agrociencia.* 43(5): 529-537.

Moscoso Marín L.B. & M.C. Diez Gómez. 2005. Banco de semillas en un bosque de Roble de la cordillera central Colombiana. *Revista Facultad Nacional de Agronomía de Colombia.* 58(2): 2931-2943.

Mull J.F., & A. MacMahon. 1996. Factors determining the spatial variability of seed densities in a shrub-steppe ecosystem: the role of the harvester ants. *Journal of Arid Environments.* 32: 181-192.

Naumann M. & Madariaga M. 2003. Atlas Argentino-Argentinienatlas. Programa de Acción Nacional de Lucha contra la Desertización. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. INTA. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. Buenos Aires. Argentina. 94 p.

Nazar Anchorena J.L. 1988. Fuegos controlados en el manejo de los pastizales naturales. *Tecnicrea.* 12: 21-28.

Ne'eman G., R. Ne'eman, D.A. Keith & R.J. Whelan. 2009. Does post-fire re-plant regeneration mode affect the germination response to fire-related cues? *Oecología.* 159: 483-492.

Noble J. 1991. Behaviour of a very fast grassland wildfire on the riverine plain of southeastern Australia. *Journal Wildland Fire.* 1: 189-196.

O'Connor T.G. 1991. Local extinction in perennial grasslands: a life-history approach. *The American Naturalist.* 137: 753-773.

Oesterheld M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. *Ecología Austral.* 18: 337-346.

- Pareja M.R., D.W. Staniforth & G.P. Pareja. 1985. Distribution of weed seed among soil structural units. *Weed Science*. 33: 182-189.
- Passera C.B., Allegretti L.I. & Robles A.B., 2007. Effect of non-prescribed fire on an *Atriplex lampa* community in the Guadal Plateau of Mendoza Province, Argentina. *Arid Land Research and Management*. 21: 91-105.
- Paula S. & J.G. Pausas. 2008. Burning seeds: germinative response to heat treatments in relation to resprouting ability. *Journal of Ecology*. 96: 543-552.
- Pazos G.E. & M.B. Bertiller. 2007. Spatial patterns of the germinable soil seed bank of coexisting perennial-grass species in grazed shrublands of the Patagonian Monte. *Plant Ecology*. 198: 111-120.
- Pazos G.E., A.J. Bisigato y M.B. Bertiller. 2007. Abundance and spatial patterning of coexisting perennial grasses in grazed shrublands of the Patagonian Monte. *Journal of Arid Environments*. 70: 316-318.
- Peláez D.V. 1995. Empleo y efecto del fuego en los pastizales. En: Actas Jornadas de Cría en Campos de Monte. INTA y Cambio Rural. pp. 23-32.
- Peláez D.V., R.M. Bóo, M.D. Mayor & O.R. Elía. 2001. Effect of fire on perennial grass species in central semiarid. *Journal of Range Management*. 54(5): 617-621.
- Peña Zubiarte C.A., D. Maldonado Pinedo, H. Martínez & R. Hevia. 1980. Suelos de la Provincia de La Pampa. En: Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. INTA- Prov. de La Pampa- Facultad de Agronomía, UNLPam. 493 p.
- Pérez-Fernández M.A. & S. Rodríguez-Echeverría. 2003. Effect of smoke, charred wood and nitrogenous compounds on seed germination of ten species from woodland in central-western Spain. *Journal of Chemical Ecology*. 29: 237-251.
- Picone L., G. Quaglia, F. García & P. Laterra. 2003. Impact of burning *Paspalum quadrifarium* grassland on soil biological and chemical properties. *Journal of Range Management*. 56: 291-297.
- Pierce M.S. & M.R. Cowling. 1991. Dynamics of soil-stored seed banks of six shrubs in fire-prone dune fynbos. *Journal of Ecology*. 79: 731-747.

Piudo M.J. & R.Y. Cavero. 2005. Banco de semillas: comparación de metodologías de extracción, de densidad y de profundidad de muestreo. Publicaciones de Biología. Universidad de Navarra. *Serie Botánica*. 16: 71-85.

Price M.V & J.W. Joyner. 1997. What resources are available to desert granivores: seed rain or soil seed bank? *Ecology*. 78: 764-773.

Prieto S.E. & J.C. Ves Losada. 2007. Efecto del fuego sobre la fauna edáfica en un área del Caldenal de la provincia de La Pampa, Argentina. Publicación Técnica N° 68. INTA EEA Anguil. 26 p.

Pritchett W.L. 1986. Suelos forestales. Propiedades, conservación y mejoramiento. México. Limusa. 634 p.

Privitello M.J.L., E.G. Gabutti, R.U. Harrison, R.L. Sager & M.B. Romero. 2000. Efecto de dos intensidades y cuatro frecuencias de corte sobre la productividad, vigor y persistencia de *Piptochaetium napostaense* (Speg.) Haeckel. *Revista Argentina de Producción Animal*. 20: 23-127.

Pucheta E., M. Cabido, S. Díaz & G. Funes. 1998. Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. *Acta Oecologica*. 19: 97-105.

Quiroga E., L. Blanco & E. Oriente. 2009. Evaluación de estrategias de rehabilitación de pastizales áridos. *Ecología Austral*. 19: 107-117.

Requesens E., R. Scaramuzzino & M.J. Martinefsky. 2004. Banco de semillas de malezas a lo largo de un gradiente microtopográfico en un suelo agrícola de Azul (Buenos Aires). *Ecología Austral*. 14: 141-147.

Rebollo S. & A. Gómez-Sal. 2003. Aprovechamiento sostenible de los pastizales. Ecosistemas 2003 (URL:<http://www.aeet.org/ecosistemas/033/investigacion7.htm>)

Reiné Viñales R.J. 2002. Composición del banco de semillas del suelo en prados pirenaicos y alpinos. En: Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. España. pp. 258.

Reyes O. & L. Trabaud. 2009. Germination behaviour of 14 Mediterranean species in relation to fire factors: smoke and heat. *Plant Ecology*. 202: 113-121.

Ribas L.L.F., L.C. Fossati & A.C. Nogueira. 1996. Superación de dormencia de semillas de *Mimosa bimucronata* (DC.) O. Kuntze (Maricá). *Revista Brasileira de Sementes*. 18: 98–101.

Roberto Z., E.O. Adema & T. Rucci. 2005. Relevamiento fitosociológico de la vegetación en el área del Caldenal. Publicación Técnica N° 60. INTA EEA Anguil. La Pampa. 24 p.

Roberto Z., E. Frasier, P. Goyeneche, F. Gonzalez & E.O. Adema. 2008. Evolución de la carga animal en la provincial de La Pampa. *Publicación Técnica N° 74*. INTA EEA Anguil. 25 p.

Roberto Z. & M.C. Martínez Uncal. 2012. Bases para el ordenamiento territorial. Publicación Técnica N° 87. INTA EE A Anguil. La Pampa. 23 p.

Roberts H.A. 1981. Seed banks in soils. In: Coaker, T.H. (ed.). London: Academic Press. *Advances in Applied Biology*. 6: 1-55.

Rodríguez-Trejo D.A. 2008. Fire regimes, fire ecology, and fire management in Mexico. *Ambio*. 37: 548-556.

Rosengurtt B., B. Arrillaga de Maffei & P. Izaguirre. 1970. Gramíneas Uruguayas. Universidad de la República (eds). Montevideo, Uruguay. 257 p.

Rotundo J.L. & M.R. Aguiar. 2004. Vertical seed distribution in soil constrains regeneration processes of *Bromus pictus* in Patagonian steppe. *Journal of Vegetation Sciences*. 15: 515-522.

Rúgolo de Agrazar Z.E., P.E. Steibel & H.O. Troiani. 2005. Manual ilustrado de las gramíneas de la provincia de La Pampa. Primera edición. Universidad Nacional de la Pampa y Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba (eds.). 359 p.

Ruiz M.A. 2009. El análisis de tetrazolio en el control de calidad de semillas. Caso de estudio: cebadilla chaqueña. Publicación Técnica N° 77. INTA EE A Anguil. La Pampa. 19 p.

Sacido M., F. Loholaberry & E. Latorre. 2004. Indicadores del comportamiento animal en pastoreo en pasturas naturales post quema. *Archivos de Zootecnia*. 53(204): 395-398.

Sáenz A. 2002. Efecto del estrés hídrico y la defoliación sobre el comportamiento vegetativo y reproductivo de dos subpoblaciones de *Poa ligularis* ex Nees Steudel de

un bosque de caldén. Tesis Magíster. Área: Recursos Naturales. Escuela para Graduados, Facultad de Agronomía. UBA. 110 p.

SAyDS. 2006. Estado de Conservación del Distrito Caldén. En: <http://aplicaciones.medioambiente.gov.ar/archivos/web/UMSEF/File/PINBN/ESP/2da_etapa/anexoi_conserv_calden.pdf>.

Sala O., M. Oesterheld, R.J.C. León y A. Soriano. 1986. Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. *Vegetatio*. 67: 27-32.

Sala O. 1988. The effect of herbivory on vegetation structure. En: M.J.A. Verger., P.J. Van der Aart, H.J. During y J.T. Verhoeven (Eds.) Plant form y vegetative structure: adaptation, plasticity, y relation to herbivory, S.P.B. Academy Publis. The Hague. pp. 317-330.

Sala O., L. Vivanco & P. Flombaum. 2013. Grassland ecosystems. *Encyclopedia of Biodiversity*. 4: 1-7.

Salazar Lea Plaza J.C. 1980. Geomorfología. En: Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. INTA - Prov. de La Pampa- Facultad de Agronomía, UNLPam. 493 p.

Sankarán M., N.P. Hanan, R.J. Scholes, J. Ratnam, D.J. Augustine & B.S. Cade. 2005. Determinants of woody cover in African savannas. *Nature*. 438: 846-849.

Saulei S. & M. Swaine. 1998. Rain forest seed dynamics during succession at Gogol Papua, New Guinea. *Journal of Ecology*. 76: 1133-1152.

Sawczuk N. 2009. Evaluación del efecto del tiempo de permanencia de las temperaturas máximas de quema sobre propiedades físicas y químicas de un Haplustol éntico de la región central del Caldenal. Tesina de graduación de Ingeniería en Recursos Naturales y Medio Ambiente. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. UNLPam. 23 p.

Schacht W., J. Stubbendieck, T. Bragg, A. Smart & J. Doran. 1996. Soil quality response of reestablished grasslands to mowing and burning. *Journal of Range Managements*. 49(5): 458-463.

Scifres C. 1987. Fire effect on soils. En: Prescribed burning for brushland management. The South Texas example. Chapter 5. pp. 53-65.

Simpson G.M. 1990. Seed dormancy in grasses. Cambridge, Cambridge University Press. 149 p.

Singhakumara B.M.P., R.S.J. Uduporuwa & P. Ashton. 2000. Soil seed banks in relation to light and topographic position of a hill dipterocarp forest in Sri Lanka. *Biotrópica*. 32(1): 190-196.

Sipowicz A.H. 1994. Ecología y manejo del fuego en el ecosistema del Caldenal. Boletín de Divulgación N° 51. INTA EEA Anguil. La Pampa. 17 p.

Smith F.E. 1951. Analisis of tetrazolium. *Science*. 113: 751-754.

Smith S.E., R. Mosher & D. Fendenheim. 2000. Seed produccion in sideoats grama populations with different grazing histories. *Journal of Range Management*. 53: 550-555.

Sokal R.R. & F.J. Rohlf. 1981. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. WH Freeman & Company. New York. 859 p.

Soria M. 1987. La actividad microbiana del suelo y su efecto sobre la producción de tomate (*Lycopersicum esculentun*) en el norte de Yucatán. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Montecillo. México. 123 p.

Standar procedure for Tetrazolium Testing. 2007. Seed Science and Technology. Rules. 256 p.

Stoddart L.A., A.D. Smith & T.W. Box. 1975. Journal Range Management. Third Edition/Mc Graw-Hill Book. Co. New York. 230 p.

Templeton A.R. & D.A. Levin. 1979. Evolutionary consequences of seed pools. *Ecology*. 57: 801-807.

Ter Heerdt G.N.J., G.L. Verweij, R.M. Bekker & P. Bekker. 1996. An improved method for seed-bank analysis: seedling emergence afterremoving the soil by sieving. *Functional Ecology*. 10: 144-151.

Tesfaye G., D. Teketay, Y.Assefa & M.Fetene. 2004. The Impact of Fire on the Soil Seed Bank and Regeneration of Harena Forest, Southeastern Ethiopia. *Mountain Research and Development*. 24: 354-361.

The Nature Conservancy. 2009. En: Taller sobre Revisión del mapa de ecosistemas terrestres de los pastizales templados de Argentina. Bariloche Argentina.

Thomas P.B., E.C. Morris & T.D. Auld. 2007. Response surfaces for the combined effects of heat shock and smoke on germination of 16 species forming soil seed banks in south-east Australia. *Austral Ecology*. 32: 605-616.

Thompson K. & Grime, J.P. 1979. Seasonal variation in seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology*. 67: 893-921.

Thompson K. 1986. Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. *Journal of Ecology*. 74: 733-738.

Thompson K., J. Bakker & R. Bekker. 1997. The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press. United Kingdom. 276 p.

Tizón F.R., D.V. Peláez & O.R. Elía. 2010. The influence of controlled fires on a plant community in the south of the Caldenal, and its relationship with a regional state and transition model. *Phyton*. 79: 141-146.

Tomaz C.A., D. Kestring & M.N. Rossi. 2007. Effects of the seed predator *Acanthoscelides schrankiae* on viability of its host plant *Mimosa bimucronata*. *Biological Research*. 40: 281-290.

Torres Curth M.I., L. Ghermandi & G. Pfister. 2008. Los incendios en el noroeste de la Patagonia: su relación con las condiciones meteorológicas y la presión antrópica a lo largo de 20 años. *Ecología Austral*. 181: 153-167.

Tsuyuzaki S. 1994. Rapid seed extraction from soil by a flotation method. *Weed Research*. 34: 433-436.

Tsuyuzaki S. & C. Miyoshi. 2009. Effects of smoke, heat, darkness and cold stratification on seed germination of 40 species in a cool temperate zone in northern Japan. *Plant Biology*. 11: 369-378.

Turna I. & E. Bilgili. 2006. Effect of heat on seed germination of *Pinus sylvestris* and *Pinus nigra ssp. pallasiana*. International. *Journal of Wildland Fire*. 15: 283-286.

Turner M.D. 1999. Spatial and temporal scaling of grazing impact on the species composition and productivity of Sahelian annual grasslands. *Journal of Arid Environments*. 41: 277-297.

Urretavizcaya M.F. 2010. Propiedades del suelo en bosques quemados de *Austrocedrus chilensis* en Patagonia. *Bosque*. 31(2): 140-149.

- Valbuena L., R. Tárrega & E. Luís. 1992. Influence of heat on seed germination of *Cistus laurifolius* and a *Cistus ladanifer*. *Journal Wildland Fire*. 2: 15–20.
- Valbuena L. & L. Trabaud. 1995. Comparison between the soil seed Banks of a burnt and a unburnt *Quercus pyrenaica* Willd. *Forest Vegetation*. 119: 81-90.
- Van der Valk S.B. 1994. Removal of wind-dispersed pine seed by ground-foraging vertebrates. *Oikos*. 69: 125-132.
- Varela S.A., M.E. Gobbi & F. Laos. 2006. Banco de semillas de un bosque quemado de *Nothofagus pumilio*: efecto de la aplicación de composta de biosólidos. *Ecología Austral*. 16: 63-78.
- Veblen T.T., T. Kitzberger, E. Raffaele, M. Mermoz, M.E. Gonzalez, J.S. Sibold & A. Holz. 2008. The historical range of variability of fires in the Andean-Patagonian *Nothofagus* forest region. *International Journal of Wildland Fire*. 17(6): 724-741.
- Vergara G. & G. Casagrande. 2002. Estadística agroclimáticas de la Facultad de Agronomía, Santa Rosa, La Pampa, Argentina. *Revista Facultad de Agronomía. UNLPam*. 13(1-2): 7-70.
- Viglizzo E. 2007. El agro, el clima y el agua en La Pampa Semiárida: Revisando paradigmas. *Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria*. 64: 251-267.
- Viglizzo E. & E. Jobbágy. 2010. Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental. INTA. 99 p.
- Viglizzo E., F. Frank, L. Carreño, E. Jobbagys, H. Pereyra, J. Clatt, D. Pincen & F. Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*. 17: 959-973.
- Vignolino O.R., P. Laterra, O.N. Fernández, M.P. Linares, N.O. Maceira & A. Giaquinta. 2003. Effects of fire frequency on survival, growth and fecundity of *Paspalum quadrifarium* in a grassland of the Flooding Pampa (Argentina). *Austral Ecology*. 28: 263-270.
- Villagra P.E., G.E. Defossé, H.F. del Valle, S. Tabeni, M. Rostagno, E. Cesca & E. Abrahamf. 2009. Land use and disturbance effects on the dynamics of natural ecosystems of the Monte Desert: Implications for their management. *Journal of Arid Environments*. 73: 202–211

Wade D. & J.D. Lunsford. 1988. A guide for prescribed fire in southern forests. Usda Forest Service. Southern Region R8-TP11.

Walker B.H. 1993. Rangeland ecology: Understanding and managing change. *Ambio*. 22: 80-87.

Wan S., D. Hui & Y. Luo. 2001. Fire effects on nitrogen pools and dynamics in terrestrial ecosystems: a meta-analysis. *Ecology*. 82(11): 1349-1365.

Weber M. & S. Taylor. 1992. The use of prescribed fire in the management of Canada's forested lands. *Forestry Chronicle*. 68: 324-334.

Welan R.J. 1995. The ecology of fire. Cambridge Univ. Press. Cambridge, UK. 303 p.

Wright H. A. & A.W. Bailey. 1982. Fire Ecology. United States and Southern Canada. New York, USA. John Wiley. 501 p.

Zammit Ch.A. & P.H. Zedler, 1988. The influence of dominant shrubs, fire and time since fire on soil seed bank in mixed chaparral. *Vegetation*. 75: 175-187.

Zhang J. & J.T. Romo. 1994. Defoliation of a northern wheatgrass community: above and below ground phytomass productivity. *Journal of Range Management*. 47: 279-284.

Zuloaga-Aguilar S., O. Briones & A. Orozco-Segovia. 2011. Seed germination of montane forest species in response to ash, smoke and heat shock in Mexico. *Acta Oecológica*. 37: 256-262.

ANEXO

Anexo 1. Variación de la cobertura vegetal del estrato gramito-herbáceo, cobertura de broza y proporción de suelo desnudo (%).

Parche Forrajero				
	Abril/08	Mayo/08	Octubre/08	Marzo/09
Vegetación	71,8 a	27 c	42,1 b	26,2 c
Suelo	16,5 c	59,5 a	45,8 b	32,8 b
Broza	11,7 b	13,5 b	12,1 b	41,8 a
Parche No Forrajero				
	Abril/08	Mayo/08	Oct/08	Mar/09
Vegetación	79,1 c	5,9 a	17,5 b	13,9 b
Suelo	0,8 a	31,5 b	38,4 b	63,6 c
Broza	20,1 a	62,5 c	44,2 b	22,5 a
Parche Arbustivo				
	Abril/08	Mayo/08	Oct/08	Mar/09
Vegetación	74,4 c	4,5 a	10,7 a	20,4 b
Suelo	3,8 a	57,5 b	63,3 b	59,8 b
Broza	21,8 a	38,1 b	26 a	19,8 a

Anexo 2. Variación de la cobertura de especies forrajeras y no forrajeras (%).

	Abril/08	Mayo/08	Octubre/08	Marzo/09
Parche Forrajero				
Forrajeras	60,7 a	24,9 c	38,5 b	22,7 a
No Forrajeras	11,1 a	2,1 b	3,6 b	3,9 b
Parche No Forrajero				
Forrajeras	4 a	3,2 a	6,4 a	2 a
No Forrajeras	75,1 a	2,8 c	11 b	11,9 b
Parche Arbustivo				
Forrajeras	2,1 a	1,9 a	2 a	0,8 a
No Forrajeras	72,3 a	2,6 d	8,7 c	19,6 b

Anexo 3. Variación de las temperaturas del fuego en los parches forrajeros.

		Temperaturas Alcanzadas									
Condición	Profund.	52 °C	93 °C	121 °C	163 °C	204 °C	246 °C	316 °C	427 °C	538 °C	649 °C
Forrajera 1	sup	si	si	si	-	-	-	-	-	-	-
	2 cm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4 cm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Forrajera 2	sup	si	si	-	-	-	-	-	-	-	-
	2 cm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4 cm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Forrajera 3	sup	si	si	si	-	-	-	-	-	-	-
	2 cm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4 cm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Forrajera 4	sup	si	si	-	-	-	-	-	-	-	-
	2 cm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4 cm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Forrajera 5	sup	si	si	si	-	-	-	-	-	-	-
	2 cm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4 cm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Anexo 4. Variación de las temperaturas del fuego en los parches no forrajeros.

Condición	Profund	Temperaturas alcanzadas									
		52 °C	93 °C	121 °C	163 °C	204 °C	246 °C	316 °C	427 °C	538 °C	649 °C
No Forrajera 1	sup	si	si	si	si	si	-	-	-	-	-
	2 cm	si	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4 cm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
No Forrajera 2	sup	si	si	si	si	si	-	-	-	-	-
	2 cm	si	si	si	-	-	-	-	-	-	-
	4 cm	si	-	-	-	-	-	-	-	-	-
No Forrajera 3	sup	si	si	si	si	-	-	-	-	-	-
	2 cm	si	si	-	-	-	-	-	-	-	-
	4 cm	si	-	-	-	-	-	-	-	-	-
No Forrajera 4	sup	si	si	si	si	-	-	-	-	-	-
	2 cm	si	si	si	-	-	-	-	-	-	-
	4 cm	si	-	-	-	-	-	-	-	-	-
No Forrajera 5	sup	si	si	si	si	si	-	-	-	-	-
	2 cm	si	si	si	-	-	-	-	-	-	-
	4 cm	si	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Anexo 5. Variación de las temperaturas del fuego en los parches arbustivos.

Condición	Profund	Temperaturas alcanzadas									
		52 °C	93 °C	121 °C	163 °C	204 °C	246 °C	316 °C	427 °C	538 °C	649 °C
Arbustiva 1	sup	si	si	si	si	si	si	si	si	-	-
	2 cm	si	si	si	si	-	-	-	-	-	-
	4 cm	si	si	si	-	-	-	-	-	-	-
Arbustiva 2	sup	si	si	si	si	si	si	si	si	-	-
	2 cm	si	si	si	si	-	-	-	-	-	-
	4 cm	si	si	si	-	-	-	-	-	-	-
Arbustiva 3	sup	si	si	si	si	si	si	si	si	-	-
	2 cm	si	si	si	si	-	-	-	-	-	-
	4 cm	si	si	si	-	-	-	-	-	-	-
Arbustiva 4	sup	si	si	si	si	si	si	si	-	-	-
	2 cm	si	si	si	si	-	-	-	-	-	-
	4 cm	si	si	-	-	-	-	-	-	-	-
Arbustiva 5	sup	si	si	si	si	si	si	si	-	-	-
	2 cm	si	si	si	-	-	-	-	-	-	-
	4 cm	si	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Anexo 6. Densidad total de plántulas de gramíneas según la época de muestreo (Plántulas.m⁻²).

PARCHES FORRAJEROS				
	AQ	PQ	AD	PD
Gramíneas Forrajeras	5056 b	5264 b	3098 c	14927 a
Gramíneas No Forrajeras	1339 b	2230 a	1033 c	1471 b
PARCHES NO FORRAJEROS				
Gramíneas Forrajeras	1529 b	863 c	566 d	3481 a
Gramíneas No Forrajeras	5773 a	2603 b	1725 c	2984 b
PARCHES ARBUSTIVOS				
Gramíneas Forrajeras	7146 b	651 c	277 d	18733 a
Gramíneas No Forrajeras	6693 a	2106 b	1371 c	2051 b

AQ= pre quema (Abril de 2008), **PQ**= post quema (Mayo de 2008), **AD**= antes de la diseminación (Agosto de 2008), **PD**= post diseminación (Marzo de 2009). Para un mismo parche letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre momentos de muestreo.

