

**Cambios en la cobertura herbácea
asociados a la ocurrencia de fuego natural
en establecimientos ganaderos del Monte
Oriental Rionegrino**



Alumno:

Juan Manuel Seco Lopez

Ingeniería Agronómica

juasecolopez@gmail.com

Directora:

Dra. Silvia Susana Torres Robles

storresr@unrn.edu.ar

Co-directora:

Dra. Guadalupe Peter

gpeter@unrn.edu.ar

TRABAJO FINAL DE CARRERA

Tesina de grado - Marzo 2018

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a la Universidad Nacional de Río Negro por darme la oportunidad de realizar la carrera que deseaba. También agradecer a las políticas que hicieron posible que inicie su camino esta Institución de formación profesional.

En este punto de culminación de mis estudios de grado, no quiero dejar de agradecer a las personas que estuvieron presentes en el transcurso de la carrera, y mencionar que, muchas de ellas, permitieron que continúe adelante frente a distintas adversidades. Por eso quiero agradecer:

A mis padres. Papá que no está, pero hizo lo imposible para darme los elementos y así tener la oportunidad de realizar esta carrera. A mamá, que fue mi pilar incondicional durante todos estos años.

A mi hijo Juan Ignacio, que posterga cientos de horas de juegos porque papá está estudiando o trabajando, y en lugar de realizar reclamos, siempre tiene palabras de aliento.

A mi hermano mayor, Claudio, que fue un apoyo indispensable, casi ocupando el rol de padre, en la primera etapa de mis estudios. A mis hermanos Pablo y Alejandro que estaban siempre ayudándome, aun cuando no era necesario. A mi hermano Jorge, que, aunque estando lejos, siempre apoyó mis decisiones.

A mi compañera incondicional, Cintia, que cree en mí desde el primer momento, me hace sentir capaz, y es mi motivación para seguir creciendo personal y profesionalmente.

A mis primos Gustavo y Marcelo, y tía Elba, siempre preocupados por mi bienestar. A mi primo Jorge, que me ahorró varios dolores de cabeza. A mis primos Didi y Alejandra, también a mi amigo Marcelo, que estuvieron en momentos de incertidumbre, los más difíciles, por cierto. A mi prima Marcela, que está siempre presente con sus acciones.

A mis amigos Giovanni, Miguel y Joaquín, que además de compañeros, por momentos fueron hermanos. A mis amigos Emanuel y Mauro que siempre me dieron una mano.

A mis directoras, Silvia y Guadalupe, que se dedicaron apasionadamente a este trabajo final y me permiten seguir creciendo académicamente.

A los jurados, Juan Manuel Zeberio, Hugo Giorgetti y Martín Luna, que, además de realizar críticas constructivas, tuvieron siempre una excelente predisposición.

Al director de la carrera, Héctor Mario Villegas Nigra, quien estaba continuamente a disposición ante cualquier duda o solicitud, sin importar el día.

A mi nuevo equipo laboral, que demuestra su calidez humana.

A la familia Inda, por su desinteresada colaboración y por brindarnos el espacio para realizar el estudio.

Al Cuartel de Bomberos de Viedma, por facilitarnos los datos sobre incendios.

RESUMEN

El Monte se encuentra conformado por islas arbustivas, inmersas en un pastizal. Este sistema es modelado principalmente por tres factores: fuego, pastoreo y sequías. El pastoreo promueve la remoción de biomasa y el pisoteo fuera de las islas, demarcando “interislas”. Por otro lado, redistribuiría nutrientes desde las islas hacia las interislas, aumentando la cobertura y modificando el banco de semillas. A su vez, las oscilaciones entre períodos húmedos y secos, promoverían la acumulación de biomasa y la ocurrencia de fuegos. Este trabajo propone evaluar en qué medida el fuego natural impacta sobre sistemas con diferente manejo ganadero en el Monte Oriental, sobre la base de las variaciones climáticas.

El trabajo se llevó a cabo en un campo a 14 km de Viedma, antes y después de un incendio registrado en diciembre de 2016 en zonas con diferente intensidad de pastoreo. Se registraron atributos vegetacionales mediante Braun-Blanquet y se tomaron muestras de banco de semillas en islas e interislas. Además, se analizaron registros de precipitaciones e incendios de los últimos tres años.

En esta primera etapa post-incendio aumentaron las gramíneas perennes forrajeras nativas y las dicotiledóneas anuales forrajeras exóticas. Esto estaría relacionado al período de descanso luego del incendio, por lo que se recomienda que después de una quema se retiren los animales hasta la finalización de la primera estación de crecimiento. Por otro lado, el efecto positivo del fuego podría verse atenuado por la excesiva carga animal previa. La relación entre precipitaciones y ocurrencia de fuegos sugeriría que cuando años húmedos preceden a años secos, es necesario tomar recaudos para evitar daños de gran magnitud producto de los potenciales incendios. Los resultados del banco de semillas muestran una situación preocupante, ya que su abundancia es escasa. Se vuelve a resaltar la importancia de los períodos de descanso, no sólo luego del incendio, sino como herramienta importante en un sistema de pastoreo para asegurar el aporte de la lluvia de semillas. Caso contrario, se espera un agotamiento total del banco de semillas, limitando la recuperación del sistema al rebrote de las plantas adultas.

Índice

1. Introducción	1
1.1 Objetivos específicos	3
1.2 Hipótesis	3
2. Materiales y métodos	5
2.1 Área de estudio	5
2.2 Selección de sitios de estudio	6
2.3 Caracterización de las comunidades herbáceas con diferente intensidad de pastoreo en relación con la ocurrencia de incendios (Experimento 1)	7
2.3.1 Evaluación de la intensidad de pastoreo	7
2.3.2 Evaluación de la intensidad de quemado	7
2.3.3 Relación entre la estructura de la vegetación, el pastoreo y el fuego	7
2.4 Relación entre la variación climática, la intensidad del fuego y el manejo ganadero (Experimento 2)	8
2.5 Incidencia de la interacción fuego-pastoreo sobre el banco de semillas (Experimento 3)	8
3. Resultados	10
3.1 Caracterización de las comunidades herbáceas con diferente intensidad de pastoreo en relación con la ocurrencia de incendios	10
3.1.1 Evaluación de la intensidad de pastoreo	10
3.1.2 Evaluación de la intensidad de quemado	11
3.1.3 Relación entre la estructura de la vegetación, el pastoreo y el fuego	13
3.2 Relación entre la variación climática, la intensidad del fuego y el manejo ganadero	25
3.3 Incidencia de la interacción fuego-pastoreo sobre el banco de semillas de gramíneas perennes y anuales forrajeras	26
4 Discusión	33
5 Conclusiones y aportes al manejo	41
6 Bibliografía	42
Anexo Ia	49
Anexo Ib	50
Anexo II	51

1 INTRODUCCIÓN

Los ambientes áridos y semiáridos representan el 25% de la superficie de Latinoamérica y en Argentina se extienden en el 55% del territorio (Torres et al. 2015). En esta extensión, la Provincia Fitogeográfica del Monte representa el 31% (SAyDS 2012).

El sistema se encuentra conformado por islas de vegetación dominadas por arbustos, inmersas en un pastizal con cobertura variada (Bran et al. 2000). La formación de las islas sería el resultado de efectos positivos de los arbustos sobre otros grupos funcionales, como la protección contra la herbivoría, o la mayor disponibilidad de nutrientes y propágulos (Callaway 2007, Caballero et al. 2008); y efectos negativos fuera de las islas, como mayor presión de pastoreo en estos espacios, lo que genera reducción de la cobertura vegetal, aumento de la compactación por pisoteo, etc. (Fuls 1992, Allington & Valone 2013).

Los pastizales de sistemas áridos son modelados principalmente por tres factores: las sequías, la ocurrencia de fuegos y el pastoreo (Oesterheld et al. 1999). La actividad ganadera suele ser preponderante en estos pastizales, en los que las precipitaciones medias anuales limitan la actividad agrícola, y modifican el sistema a través de la remoción de biomasa y el pisoteo (Oesterheld et al. 1999). Si bien el sistema cuenta con una historia evolutiva asociada al pastoreo por guanacos (*Lama guanicoe*) (Lauenroth 1998), el efecto del ganado doméstico es más intenso (Cecchi & Kröpfl 2002), especialmente por fuera de las islas arbustivas, donde disminuye la cobertura vegetal y aumenta la proporción de suelo desnudo (Bisigato et al. 2005, Funk 2016). Este efecto del ganado doméstico potencia las diferencias estructurales entre las islas y su entorno, demarcando evidentes “interislas”.

Por otro lado, el fuego provocaría una liberación de nutrientes que, en combinación con el viento, promovería su redistribución desde las islas hacia las interislas (Bóo et al. 1996, Ravi & D’Odorico 2009), lo que podría reflejarse en un aumento de cobertura vegetal en estos espacios. Además, podría modificar la abundancia del banco de semillas de manera directa, a través de un aumento en la mortalidad de propágulos, o indirecta, estimulando su germinación (Fenner & Thompson 2005).

La ocurrencia del fuego en estos sistemas genera cambios en las comunidades a través del tiempo, que se conocen como sucesión ecológica (Ghersa 2005). Pickett et al. (1987) propusieron un modelo jerárquico de causas y mecanismos para facilitar los estudios experimentales de la sucesión ecológica, definiendo cuatro conceptos esenciales para comprenderla: vía, causa, mecanismo y modelo. A partir de estos conceptos se puede constituir un sistema jerárquico de tres niveles para organizar las causas sucesionales. El primer nivel define la condición general y universal que permite el inicio de la sucesión: la disponibilidad de sitios abiertos, la presencia de diversas especies y el comportamiento diferencial de especies en el lugar. En el segundo nivel, cada causa general se asocia con un proceso ecológico o condición (disturbio, dispersión, competencia, etc.). Y en el tercer nivel se listan los mecanismos para describir en mayor detalle a los procesos listados en el segundo nivel (Ghersa 2005). El cambio puede ser episódico (cambio discontinuo generado por factores exógenos como el fuego) o gradual (cambio continuo generado por factores endógenos como la competencia) (Peet et al. 1983).

El pastoreo y el fuego parecen promover efectos opuestos sobre la vegetación, por lo que es necesario realizar estudios sobre la interacción de dichos factores, ya que ciertas características, como su intensidad y duración, podrían modificar la respuesta esperada. En la región del Monte, el fuego es utilizado como una herramienta de manejo que, cuando se realiza bajo condiciones controladas y alcanza intensidades moderadas, aumenta la producción de forraje y facilita el manejo del ganado (Peláez et al. 2010).

Las variaciones climáticas en la región presentan oscilaciones extremas entre períodos húmedos y secos relativamente extensos. Esta variabilidad altera los regímenes de incendios, los que son frecuentes en la región, sobre todo en sectores de producción ganadera (Bran et al. 2007). Si la intensidad de pastoreo es elevada, aumenta la cantidad y cobertura de plantas leñosas, y se reduce la de los pastos. Como consecuencia, los incendios son menos frecuentes; pero cuando se combinan condiciones de baja humedad y altas temperaturas, los incendios son mucho más intensos y difíciles de controlar (Torres Robles & Zeberio 2017).

En cambio, una baja intensidad de pastoreo favorece el desarrollo del estrato herbáceo de crecimiento invernal y la acumulación de biomasa seca, lo

que conlleva a la ocurrencia de fuegos naturales como producto de tormentas eléctricas estivales, como los ocurridos en los departamentos de Adolfo Alsina y General Conesa durante el verano 2016-2017. En general, este tipo de incendios naturales suelen caracterizarse por alcanzar temperaturas muy superiores a las de las quemadas controladas, por lo que sus efectos sobre la vegetación podrían ser más perjudiciales que benéficos. Los fuegos de gran intensidad causan una mayor mortalidad de las yemas de renuevo, lo que impide el rebrote de la vegetación (Busso et al. 1993). Además, el banco de semillas del suelo también se ve severamente afectado, comprometiendo la capacidad de regeneración del sistema a partir de su germinación (Fenner & Thompson 2005).

El presente trabajo propone evaluar en qué medida el fuego natural impacta sobre sistemas con diferente manejo ganadero en el Monte Oriental, sobre la base de las variaciones climáticas. En este contexto se busca contribuir con la planificación del uso racional de estos recursos naturales al abordar las actividades agropecuarias, y las medidas a tomar para compatibilizar el uso de los servicios que el Monte provee con la conservación del medio ambiente.

1.1 Objetivos específicos

- 1- Caracterizar la composición y estructura de comunidades herbáceas con diferente intensidad de pastoreo en relación con la ocurrencia de incendios.
- 2- Analizar la relación entre la variación climática, la intensidad del fuego y el manejo ganadero como herramienta para predecir escenarios futuros de cobertura de la vegetación y uso del suelo.
- 3- Analizar la incidencia de la interacción fuego-pastoreo sobre el banco de semillas de gramíneas perennes y anuales forrajeras.

1.2 Hipótesis

- 1- La redistribución de nutrientes desde las islas hacia las interislas por acción del viento, posterior a la ocurrencia del fuego, impulsa un cambio en la diversidad y cobertura de las gramíneas perennes y de las especies anuales en las interislas.
- 2- Las variaciones climáticas extremas inter o intra-anales promueven

la ocurrencia de fuegos naturales. La recuperación del pastizal y de su potencial pastoril dependerá de la periodicidad de la ocurrencia de incendios.

- 3- El fuego altera la abundancia de semillas del banco a través de un aumento en la mortalidad y del estímulo de la germinación, alterando su funcionalidad.

2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

El área se localiza en la provincia fitogeográfica del Monte, en el departamento de Adolfo Alsina de la provincia de Río Negro, en un campo a 14 km de Viedma, sobre la Ruta Provincial N° 1 (40°52'55.3"S 62°54'33.2"O) (Figura 1). El tipo de vegetación predominante es la estepa arbustiva alta, caracterizada mayormente por la comunidad del jarillal, con presencia de cactáceas columnares y bosquetes de *Prosopis flexuosa* DC. y *Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart en algunas zonas. La cobertura herbácea es muy variable y depende fuertemente de las precipitaciones y del impacto de la ganadería (Pol et al. 2005).

El clima es subtemplado seco de transición, ventoso, especialmente en primavera y verano, con veranos cálidos e inviernos moderados, sin ningún exceso estacional de agua. Las precipitaciones varían en un gradiente SO-NE, aproximadamente de 300 a 590 mm anuales y con máximos en otoño y primavera presentando una alta variabilidad entre años (Godagnone & Bran 2009).

Según la clasificación de suelos propuesta por Etcheverría et al. (2006), los suelos pertenecen a la planicie aluvial del río Negro, correspondiendo al Suborden Fluventes (dentro del Orden de los Entisoles). Específicamente, el área de estudio, está representada por los Entisoles Fluventes Torrifluventes típicos. Este tipo de suelo se caracteriza por ser de textura arcillo limosa, con problemas de drenaje, salinidad y alcalinidad. Tiene un horizonte superficial de alrededor de 12 cm de espesor, que presenta moderado contenido de materia orgánica y de carbonato de calcio pulvulento.

Las principales actividades productivas que se realizan en esta región son la ganadería extensiva (bovina y ovina) y la agricultura de secano (principalmente cereales) (Zeberio 2012).

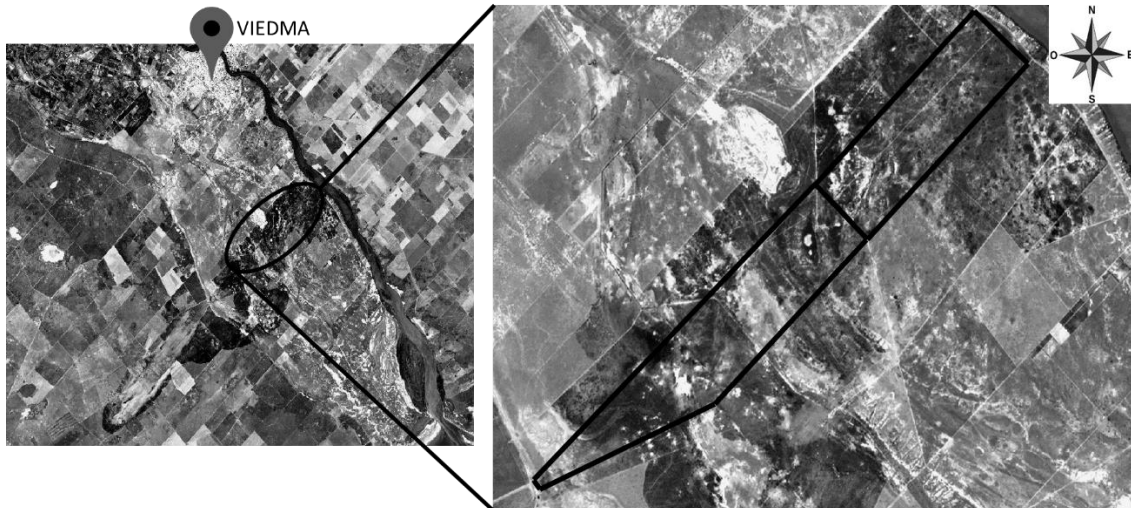


Figura 1. Área de estudio. En la imagen de la derecha se detalla el campo (y subdivisiones) donde se realizó el muestreo.

2.2 Selección de sitios de estudio

En este trabajo se analizó el estado de la vegetación herbácea antes y después de un incendio registrado en diciembre de 2016 en zonas con diferente intensidad de pastoreo. Fueron discriminadas según la carga animal al momento de realizar los muestreos, y conforme a la encuesta realizada al productor referida a la historia de uso del lugar en los últimos diez años.

El registro de los atributos de la vegetación antes del incendio fue realizado en abril de 2016 por estudiantes de la materia Ecología General, utilizando el método de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet 1932, Mueller-Dumbois & Elleberg 1974), y considerando dos situaciones con diferente carga ganadera que reflejan las variaciones espaciales de la composición de la vegetación del área. En esos mismos sitios se realizaron los muestreos de este trabajo, entre los meses de septiembre y noviembre de 2017.

En el caso del banco de semillas, no existía toma de datos previo al incendio. Por lo tanto, éstos se obtuvieron de áreas remanentes no afectadas por el incendio, adyacentes a las quemadas.

2.3 Caracterización de las comunidades herbáceas con diferente intensidad de pastoreo en relación con la ocurrencia de incendios (Experimento 1)

2.3.1 Evaluación de la intensidad de pastoreo

Se obtuvo información a través del método de observación directa y entrevista al productor del campo, a fin de obtener datos que permitieran caracterizar el uso histórico del predio y establecer las diferencias en la carga ganadera entre los potreros, antes y después del fuego.

2.3.2 Evaluación de la intensidad de quemado

Mediante el método propuesto por Bran et al. (2007), se estableció visualmente un índice de severidad de quemado (IS), en función de la biomasa remanente en pie de los arbustos. Se utilizó una escala de seis clases, desde el testigo no quemado (IS0) al más severo (IS5), a través de un gradiente de situaciones (IS1 a IS4).

2.3.3 Relación entre la estructura de la vegetación, el pastoreo y el fuego

En cada situación de carga ganadera se seleccionaron 20 micrositios al azar: diez islas y diez interislas. En cada una se delimitó una parcela de 1x1 m. En ellas se registraron la presencia y cobertura de los diferentes grupos funcionales encontrados, según el método de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet 1932, Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Se registraron: especies de gramíneas perennes forrajeras (GPF), de gramíneas perennes no forrajeras (GPNF), dicotiledóneas anuales forrajeras (DAF) y no forrajeras (DANF), gramíneas anuales forrajeras (GAF), también se registró la cobertura de suelo desnudo. Los nombres científicos de las especies y taxa infraespecíficos aceptados siguieron la nomenclatura de la Flora Argentina (Anton & Zuloaga 2014).

Mediante Análisis de Componentes Principales (ACP) se analizó la similitud entre la cobertura de los diferentes grupos funcionales y la composición específica encontradas en islas e interislas, en relación con el

efecto del fuego y la carga ganadera.

Sobre la base del registro composicional y de cobertura específica de los diferentes grupos funcionales se estimaron la riqueza y el índice de diversidad de Shannon-Weaver, con intervalos de confianza construidos mediante el método bootstrap de percentiles corregidos ($\alpha=0,05$; con 500 randomizaciones). Se asumieron diferencias significativas cuando se observaron intervalos de confianza no superpuestos (Pla & Matteucci 2001, Pla 2006).

Se analizó la tendencia de variación de la cobertura de los distintos grupos funcionales del área de estudio con las diferentes cargas animales, en los micrositios Islas e Interislas para las situaciones antes y después de la ocurrencia del fuego (No Quemado y Quemado, respectivamente). A tal fin se utilizaron ANOVA factoriales ($p= 0,05$) y análisis de la varianza no paramétricos.

2.4 Relación entre la variación climática, la intensidad del fuego y el manejo ganadero (Experimento 2)

Se realizó una descripción de las precipitaciones del área de estudio, para el período 2014-2017. La información se obtuvo de la Estación Meteorológica del EEA Valle Inferior (<http://siga2.inta.gov.ar/>).

Se identificaron, especialmente, variaciones extremas entre períodos húmedos y períodos secos relativamente extensos. A su vez, se relacionaron estas variables con la ocurrencia de fuegos para el mismo período de estudio (2014-2017). Tal información fue aportada por el Cuerpo de Bomberos de la ciudad de Viedma.

2.5 Incidencia de la interacción fuego-pastoreo en el banco de semillas (Experimento 3)

En las mismas situaciones de uso ganadero establecidas en el experimento 1, se evaluó la abundancia del banco de semillas antes de la fructificación post-fuego. El muestreo se llevó a cabo en septiembre de 2017, previo a la liberación de semillas, a fin de estimar el estado del banco de semillas permanente (remanente luego de la germinación y antes de recibir el aporte de la lluvia de semillas). Para esto se tomaron cinco muestras de suelo

en islas y cinco en interislas de cada historia de uso. Se utilizaron unidades muestrales circulares, de 10 cm de diámetro. Cada muestra está formada por una submuestra que contiene a la broza superficial y otra, constituida por los primeros 5 cm de suelo, ya que estudios previos indican que en los ambientes áridos las semillas se alojan en los primeros 3 cm (Pazos & Bertiller 2007, Caballero et al. 2008). Cada submuestra fue lavada por tamizado y almacenada en sobres de papel debidamente rotulados. Se identificaron las semillas bajo lupa binocular hasta el nivel de especie, siempre que fue posible. Fueron contabilizadas solamente las semillas potencialmente viables, es decir, aquellas que resistieron una pequeña presión ejercida por una pinza histológica (Mayor et al. 2003, Tiesca et al. 2004).

Mediante un ACP se analizaron las similitudes en la abundancia y composición del banco de semillas entre las situaciones, micrositios y cargas animales. Además, se analizó la variación en la abundancia de semillas de los diferentes grupos funcionales para los distintos tratamientos. Para tal fin se evaluó la homocedasticidad de los datos, no cumpliéndose este requisito aun con los datos transformados a raíz y logaritmo. Por lo tanto, fueron analizados a través de pruebas de Wilcoxon y análisis de la varianza no paramétricos de Kruskal-Wallis. Dado que en las situaciones quemadas la broza fue eliminada por el fuego, solo se obtuvieron submuestras de broza en las islas de los sitios no quemados. Para cada grupo se presentarán comparaciones de estos datos primero, y luego comparaciones utilizando muestras compuestas (broza más suelo) para las distintas variables individuales y sus combinaciones.

3 RESULTADOS

3.1 Caracterización de las comunidades herbáceas con diferente intensidad de pastoreo en relación con la ocurrencia de incendios

3.1.1 Evaluación de la intensidad de pastoreo

El campo, utilizado históricamente para rodeos de cría, es un rectángulo con dirección NE-SO. En la actualidad está subdividido en dos potreros, uno cercano a la Ruta Provincial N° 1 y el otro hacía el extremo SO, con 510 y 675 ha, respectivamente. Esta subdivisión en potreros se realizó en el año 2004, cuando se instaló una aguada en cada potrero. Previamente, el lote entero tenía una carga animal de 0,38 cabezas/ha (Figura 1).

Los potreros tienen una historia de uso similar en cuanto al sistema de pastoreo. Previo al incendio se practicaba pastoreo continuo en ambos, es decir, los animales estaban permanentemente en los potreros, sin épocas de descanso. Sin embargo, había diferencias en la carga animal. El cuadro de 510 ha era pastoreado por 120 cabezas (vacas de cría), dando una carga de 0,24 cabezas/ha. Esta situación representará el tratamiento denominado “baja carga”. El cuadro de mayor extensión (675 ha) era ocupado por 300 vacas, siendo su carga animal de 0,44 cabezas/ha, que se denominará como el tratamiento de “alta carga animal”. La carga animal de ninguno de los dos potreros respondería a un manejo adecuado a la receptividad animal, ya que el propietario manifiesta no realizar un ajuste de carga mediante evaluación del pastizal.

El propietario indicó que el único incendio registrado en el campo, en casi 100 años, fue el ocurrido en diciembre de 2016. Luego del disturbio por fuego, se realizó un manejo diferencial de los potreros. En el potrero de baja carga no hubo tiempo de descanso entre el incendio y el reingreso de los animales, mientras que el potrero de alta carga animal se encuentra sin animales desde el evento. Actualmente, el potrero de baja carga tiene 0,31 cabezas/ha, continuando con la adopción de pastoreo continuo.

3.1.2 Evaluación de la intensidad de quemado

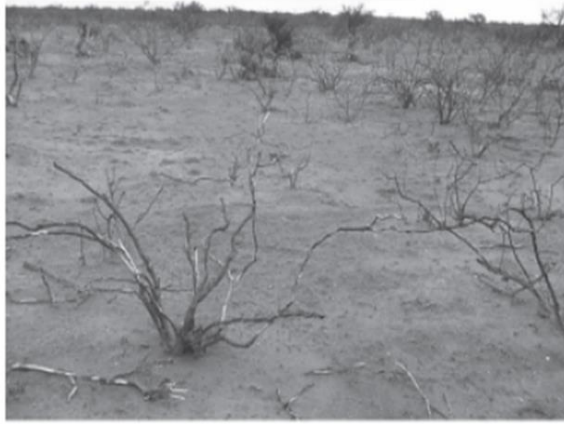
En las situaciones quemadas con baja carga ganadera, gran proporción de los arbustos presentaron la mayor parte de su estructura en pie, conservando ramas de menos de 0,6 cm de diámetro y con las hojas totalmente destruidas por el fuego. Otros individuos sólo conservaban ramas de 0,6 a 2 cm de diámetro. Mediante estas observaciones se pudo estimar que el fuego en las parcelas con baja carga animal tuvo un Índice de Severidad de Quemado (IS) de entre tres y cuatro (IS3-IS4) (Figura 2).

Para las situaciones con alta carga ganadera, se observaron arbustos que sólo conservaban ramas de 0,6 a 2 cm de diámetro, y otros a los que sólo les habían quedado las bases de los troncos principales (menores a 20 cm de altura), o ramas aisladas mayores a 2 cm de diámetro. Por lo que el IS fue estimado entre cuatro y cinco (IS4-IS5) (Figura 2).

Imágenes de referencia
IS3



IS4



IS5



Tratamientos
Baja carga



Alta carga



Figura 2. Fotografías para realizar estimaciones visuales y establecer índices de severidad de quemado (IS). Las imágenes de referencia fueron extraídas de Bran et al. 2007 y las imágenes inferiores corresponden a los tratamientos de este trabajo.

3.1.3 Relación entre la estructura de la vegetación, el pastoreo y el fuego

En el Análisis de Componentes Principales realizado con los datos de cobertura, las dos primeras componentes reunieron un 68,9% de la varianza acumulada (Figura 3). Las parcelas pertenecientes a los sitios no quemados se asociaron con valores negativos del CP1, las cuales presentaron mayor cobertura de suelo desnudo. Hacia el extremo positivo tendieron a ubicarse sitios quemados, especialmente las interislas con alta carga animal, definidas por una mayor cobertura de gramíneas perennes forrajeras y dicotiledóneas anuales (forrajeras y no forrajeras). Las interislas de los sitios no quemados se asociaron a valores negativos del CP2 (definidas por una mayor superficie de suelo desnudo), mientras que las islas estuvieron asociadas con valores positivos del CP2, con mayor cobertura de dicotiledóneas perennes no forrajeras y gramíneas anuales forrajeras y gramíneas perennes no forrajeras (Figura 3).

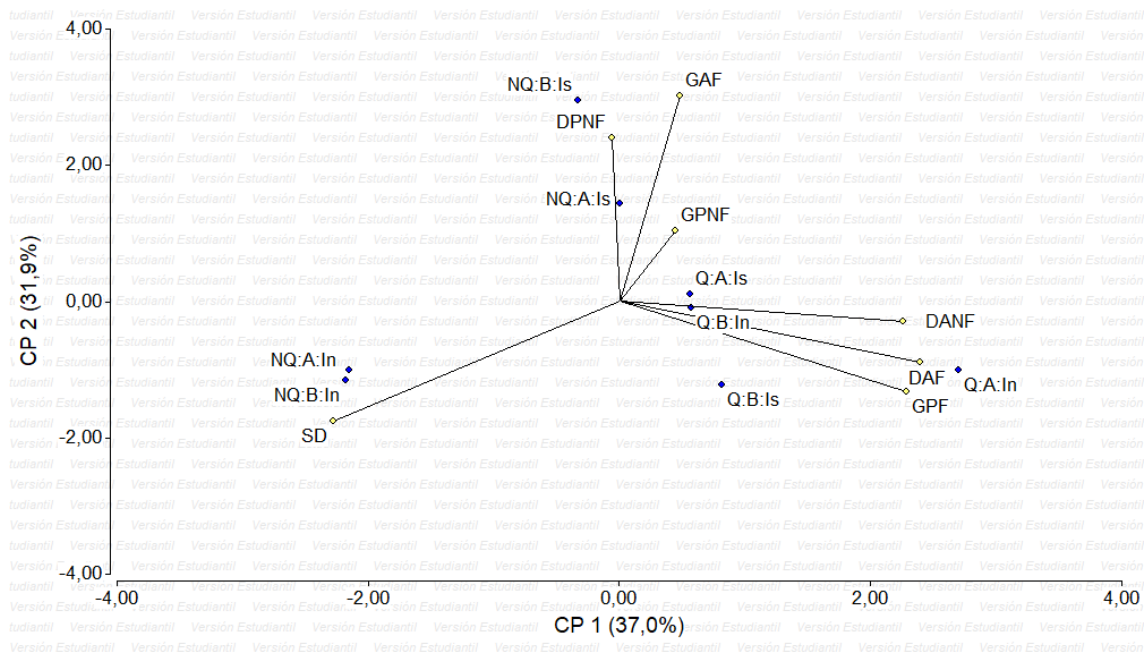


Figura 3. Ordenamiento considerando la cobertura de los diferentes grupos funcionales encontrados en sitios quemados y no quemados, en relación con el efecto de la carga ganadera y el micrositio. Abreviaturas: GAF= Gramíneas anuales forrajeras, SD= Suelo desnudo, GPF= Gramíneas perennes forrajeras, GPNF= Gramíneas perennes no forrajeras, DAF= Dicotiledóneas anuales forrajeras, DPNF= Dicotiledóneas perennes no forrajeras, DANF= Dicotiledóneas anuales no forrajeras, NQ= No quemado, Q= Quemado, A= Alta carga animal, B= Baja carga animal, Is= Isla, In= Interisla.

Si bien se registraron 30 especies pertenecientes a siete grupos funcionales (Tabla 1), el ordenamiento de los sitios según la cobertura específica se realizó con las especies que presentaron mayor correlación con los componentes I (carga -0,28 a 0,37) y II (carga -0,2 a 0,48) de los sitios estudiados. Ambos componentes reunieron un 59,5 % de la varianza acumulada. Se observó que las muestras pertenecientes a los sitios no quemados se asociaron con valores negativos del CP1 (Figura 4), siendo definidas por la cobertura de las gramíneas forrajeras *Nassella longiglumis* (perenne) y *Hordeum euclaston* (anual), y las especies no forrajeras *Hordeum flexuosum*, *Noticastrum sericeum* y *Plantago patagonica*. Hacia los valores positivos tendieron a asociarse los sitios quemados de isla con baja carga y de interisla con alta carga animal, con mayor cobertura de las gramíneas forrajeras *Poa lanuginosa*, *Poa ligularis*, *Nassella tenuis* (perennes) y *Schismus barbatus* (anual), y la dicotiledónea anual no forrajera *Gamochaeta* sp. Además, las islas quemadas con alta carga ganadera, fueron los únicos sitios que se asociaron con valores positivos del CP2, con mayor cobertura de la gramínea anual forrajera *Hordeum murinum* y de la dicotiledónea anual no forrajera *Sisymbrium irio* (Figura 4).

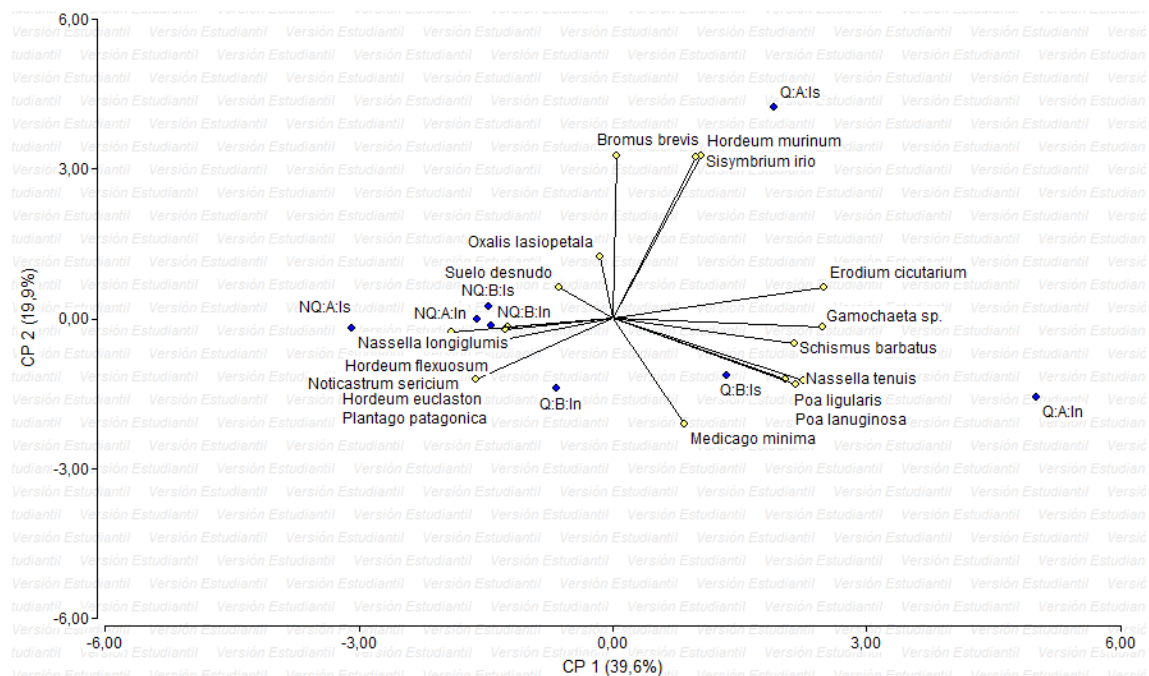


Figura 4. Ordenamiento considerando la cobertura de cada especie encontrada en sitios quemados y no quemados, en relación con el efecto de la carga ganadera y el micrositio. Abreviaturas: NQ= No quemado, Q= Quemado, A= Alta carga animal, B= Baja carga animal, Is= Isla, In= Interisla.

Tabla 1. Nombre científico y status de todas las especies de los diferentes grupos funcionales encontrados, de acuerdo a la Flora Argentina (2018). Se indica además con una “x” la presencia de la especie en los censos realizados y en el banco de semilla. Abreviaturas: GAF= Gramíneas anuales forrajeras, SD= Suelo desnudo, GPF= Gramíneas perennes forrajeras, GPNF= Gramíneas perennes no forrajeras, DAF= Dicotiledóneas anuales forrajeras, DPNF= Dicotiledóneas perennes no forrajeras, DANF= Dicotiledóneas anuales no forrajeras, N= Nativa, E= Exótica.

Grupo Funcional	Especie	Status	Cobertura	Banco de semillas
GAF	<i>Bromus brevis</i> Nees ex Steud	N	X	X
	<i>Hordeum euclaston</i> Steud	N	X	X
	<i>Hordeum murinum</i> L.	E	X	X
	<i>Schismus barbatus</i> (L.) Thell	E	X	
Ar	<i>Atriplex lampa</i> (Moq.) D. Dietr.	N	X	
	<i>Condalia microphylla</i> Cav.	N	X	
	<i>Cyclolepis genistoides</i> Gillies ex D. Don	N	X	X
	<i>Lycium chilense</i> Miers ex Bertero	N	X	
	<i>Suaeda divaricata</i> Moq.	N	X	X
GPF	<i>Nassella longiglumis</i> (Phil.) Barkworth	N	X	
	<i>Nassella tenuis</i> (Phil.) Barkworth	N	X	X
	<i>Poa lanuginosa</i> Poir	N	X	
	<i>Poa ligularis</i> Nees ex Steud	N	X	
GPNF	<i>Hordeum flexuosum</i> Nees ex Steud	N	X	X
	<i>Pappostipa speciosa</i> (Trin. & Rupr.) Romasch	N	X	X
DPNF	<i>Amaranthus deflexus</i> L.	E		X
	<i>Atriplex semibaccata</i> R. Br.	E	X	
	<i>Hoffmannseggia glauca</i> (Ortega) Eifert	N	X	X
	<i>Hypochaeris</i> sp.	N	X	
	<i>Noticastrum sericeum</i> (Less.) Less. ex Phil	N	X	
	<i>Oxalis lasiopetala</i> Zucc.	N	X	
DAF	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Her. ex Aiton	E	X	X
	<i>Medicago minima</i> (L.) Bartal	E	X	X
DANF	<i>Bowlesia incana</i> Ruiz & Pav.	N	X	
	<i>Facelis retusa</i> (Lam.) Sch. Bip.	N	X	
	<i>Gamochaeta</i> spp.	N	X	X
	<i>Malva sylvestris</i> L.	E	X	
	<i>Plantago patagonica</i> Jacq.	N	X	
	<i>Sisymbrium irio</i> L.	E	X	
	<i>Sonchus</i> spp.	E	X	

Al describir la riqueza teniendo en cuenta la situación y la carga, los sitios con baja carga mostraron un aumento de riqueza luego del incendio, mientras que disminuyó en los de alta carga animal (Figura 5a). Los sitios quemados con alta carga animal presentaron significativamente la mayor diversidad, mientras que los de menor diversidad fueron los sitios quemados con baja carga animal. Las situaciones no quemadas presentaron valores de diversidad intermedia, sin diferencias significativas entre cargas (Figura 5a).

En la combinación de los tres factores (situación-carga-micrositio) e incluyendo a todas las especies (nativas y exóticas), la mayor diversidad se observó en todas las islas y en la interisla quemada con alta carga animal, mientras que los valores más bajos de diversidad y riqueza se ubicaron en las interislas no quemadas (Figura 5b).

Es interesante destacar que, en situaciones quemadas con baja carga, interislas quemadas con alta carga animal y en islas no quemadas con baja carga, la diversidad fue significativamente menor al considerar sólo las especies nativas (Figura 5b). Además, en islas con baja carga, la diversidad general no sufrió diferencias significativas luego del fuego, pero la diversidad de especies nativas disminuyó. En interislas con baja carga la diversidad general aumentó, pero la de nativas no mostró diferencias significativas. Y, por último, en interislas con alta carga animal, ambos valores de diversidad aumentaron significativamente, pero en menor proporción para las especies nativas (Figura 5b).

En resumen, en las interislas el fuego aumentó significativamente la diversidad general, pero no así la diversidad de especies nativas (Figura 5b).

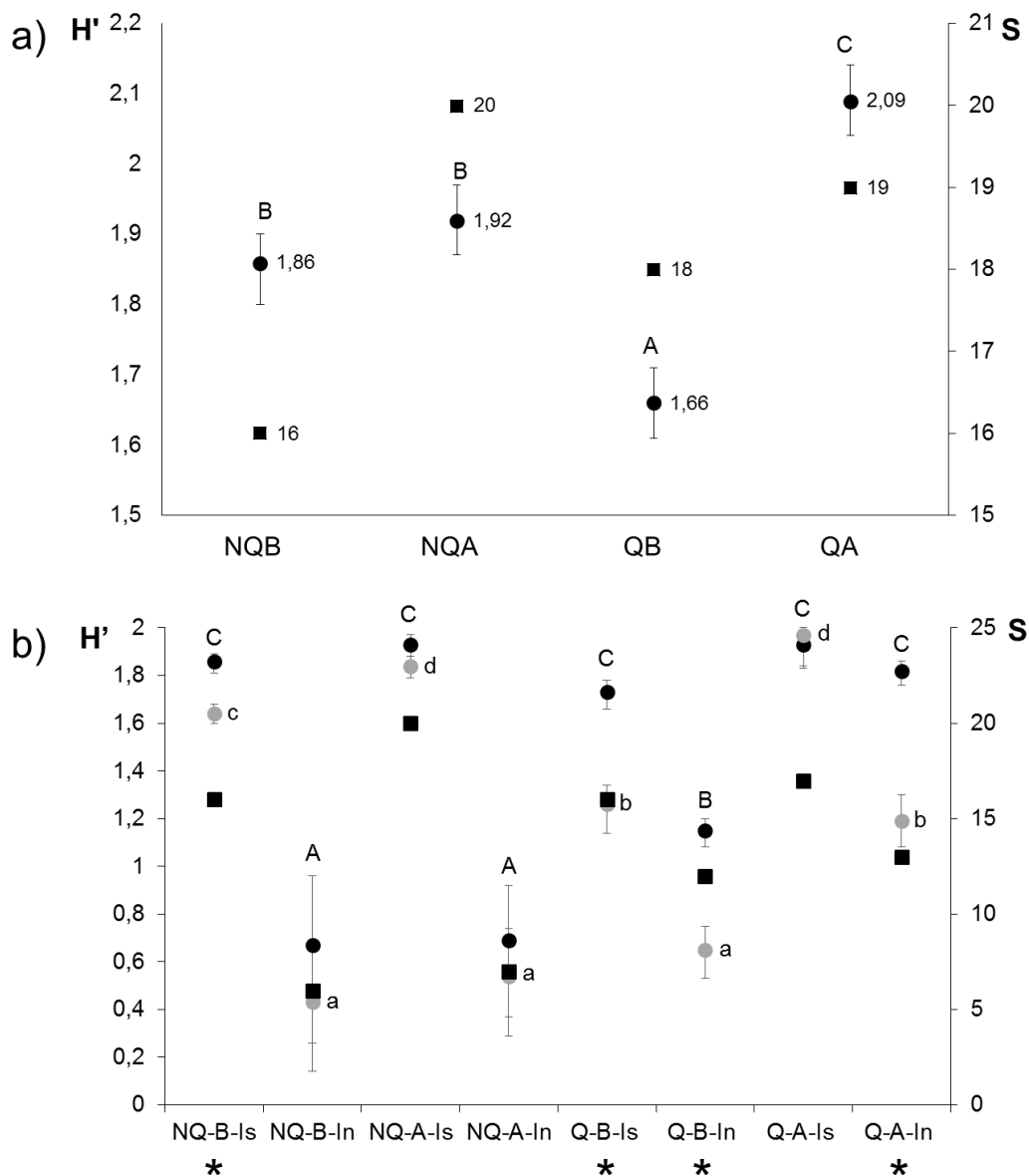


Figura 5. Índice de diversidad de Shannon-Weaver (H') y Riqueza específica (S) para diferentes situaciones de muestreo. Se muestran la media y su intervalo de confianza al 95%. a) Situación-carga, b) Situación-carga-micrositio. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). Asteriscos indican diferencias en diversidad según se incluyan especies exóticas (círculos negros) o se considere sólo especies nativas (círculos grises) en cada tratamiento. Cuadrados= riqueza.

Abreviaturas: NQ= No quemado, Q= Quemado, B= Baja carga animal, A= Alta carga animal, Is= Isla, In= Interisla.

Los datos de cobertura de los diferentes grupos funcionales no cumplieron los requisitos de normalidad. Sólo fueron homocedásticos los datos convertidos a raíz cuadrada de gramíneas anuales forrajeras (GAF), arbustos (Ar) (Tabla 2) y suelo desnudo (SD), por lo que se analizaron mediante ANOVA

factorial. Los demás grupos funcionales (gramíneas perennes forrajeras (GPF), gramíneas perennes no forrajeras (GPNF), dicotiledóneas perennes no forrajeras (DPNF), dicotiledóneas anuales forrajeras (DAF), y dicotiledóneas anuales no forrajeras (DANF)) (Tabla 2) se analizaron con pruebas de Wilcoxon y análisis de la varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis.

-Gramíneas anuales forrajeras

Se detectó la presencia de interacción en la combinación de los tres factores analizados en conjunto (situación, carga animal y micrositio), y en la combinación situación-micrositio, por lo que no se incluyen esos resultados. No hubo diferencias significativas entre situaciones (quemado y no quemado) ni entre diferente carga animal, pero sí entre micrositios, encontrándose mayor cobertura en las islas que en las interislas (Tabla 2). Por otro lado, no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos en las combinaciones situación-carga y carga-micrositio.

-Arbustos

Tanto en el análisis de los factores situación, carga y micrositio por separado (Tabla 2), como en los análisis de las combinaciones situación-carga (Figura 6), carga-micrositio (Figura 6) y los tres factores juntos (Tabla 3), se encontró que la cobertura de arbustos resultó mayor en las islas que en las interislas y en las situaciones no quemadas. Mientras que no se encontraron diferencias significativas con respecto a la carga animal (Tablas 2 y 3, Figuras 6 y 7) en ninguno de los análisis.

Tabla 2. Cobertura de cada grupo funcional y suelo desnudo en cada tratamiento (% promedio \pm D.E.). Abreviaturas: GAF= Gramíneas anuales forrajeras, Ar=Arbustos, SD=Suelo desnudo, GPF=Gramíneas perennes forrajeras, GPNF=Gramíneas perennes no forrajeras, DPNF=Dicotiledóneas perennes no forrajeras, DAF=Dicotiledóneas anuales forrajeras, DANF=Dicotiledóneas anuales no forrajeras, Q=Quemado, NQ=No quemado, Inter= Interisla, Est.=Estadísticos, F=Estadístico derivado del ANOVA factorial, W=Wilcoxon. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). Se resaltan en “negrita” los resultados estadísticamente significativos.

Tratamiento / grupo funcional	GAF	Ar	SD	GPF	GPNF	DPNF	DAF	DANF	
Situación	Q	15,9 \pm 25,6	3,9 \pm 6 A	22,1 \pm 23,5 A	18,6 \pm 22,3 B	0,6 \pm 2,3	1,7 \pm 4,1 A	40,4 \pm 36,6 B	1,3 \pm 2,7 B
	NQ	24 \pm 30,7	31,7 \pm 34,9 B	49,5 \pm 47,4 B	1,8 \pm 6,8 A	2,4 \pm 8,9	3,3 \pm 8 B	2,7 \pm 0,1 A	0,3 \pm 0,3 A
	Est.	F=3,74	F=144,2	F=11,71	W=1160	W=1644,5	W=1919	W=951	W=1316,5
	p	0,057	<0,0001	0,001	<0,0001	0,66	0,0031	<0,0001	0,0024
Carga animal	Alta	19 \pm 27,5	17 \pm 28,2	35,3 \pm 40,5	11,7 \pm 17,8	2,9 \pm 9 B	1,5 \pm 2,7	20,1 \pm 31,3	1,1 \pm 2,6
	Baja	20,9 \pm 29,6	18,6 \pm 29,2	36,3 \pm 39,3	8,8 \pm 19,2	0,1 \pm 0,8 A	3,5 \pm 8,5	23 \pm 33,9	0,4 \pm 0,8
	Est.	F=3,50E-6	F=0,25	F=0,13	W=1802	W=1761,5	W=1641	W=1653	W=1761,5
	p	0,998	0,6183	0,7227	0,055	0,0131	0,8355	0,7485	0,1578
Micrositio	Isla	27,8 \pm 32,5 B	35,6 \pm 31,6 B	18,8 \pm 23,9 A	11 \pm 19	2,4 \pm 8,9	4,7 \pm 8,5 B	16 \pm 23,6	0,9 \pm 1,4 B
	Inter.	12,1 \pm 21,2 A	0 \pm 0,1 A	52,8 \pm 45 B	9,5 \pm 18,1	0,6 \pm 2,3	0,4 \pm 0,7 A	27,1 \pm 38,9	0,6 \pm 2,4 A
	Est.	F=8,5	F=466,38	F=49,85	W=1537,5	W= 1595,5	W=1180	W=1564	W=1255,5
	p	0,0047	<0,0001	<0,0001	0,3845	0,6674	<0,0001	0,5864	0,0003

Tabla 3. Cobertura de cada grupo funcional y de suelo desnudo para la combinación de los tres tratamientos (% promedio \pm D.E.). Abreviaturas: Ar=Arbustos, SD=Suelo desnudo, GPF=Gramíneas perennes forrajeras, GPNF=Gramíneas perennes no forrajeras, DPNF=Dicotiledóneas perennes no forrajeras, DAF=Dicotiledóneas anuales forrajeras, DANF=Dicotiledóneas anuales no forrajeras, NQ=No quemado, Q=Quemado, B= Baja carga animal, A= Alta carga animal, Is= Isla, In= Interisla, Est.=Estadísticos, F=Estadístico derivado del ANOVA factorial, H= Kruskal-Wallis. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

Tratamiento / grupo funcional	Ar	SD	GPF	GPNF	DPNF	DAF	DANF
NQ-B-Is	65 \pm 19,68 C	4 \pm 12,65 A	0,03 \pm 0,08 A	0 \pm 0 A	11,5 \pm 13,33 D	7,75 \pm 14,64 AB	0,5 \pm 0,33 CD
NQ-B-In	0,03 \pm 0,08 A	96,9 \pm 1,91 C	0 \pm 0 A	0 \pm 0 A	0,3 \pm 0,39 AB	0,03 \pm 0,08 A	0,05 \pm 0,16 AB
NQ-A-Is	61,63 \pm 21,03 C	2,5 \pm 4,25 A	7,1 \pm 12,68 ABC	9,7 \pm 16,29 B	0,75 \pm 0,63 BC	2,95 \pm 4,68 AB	0,43 \pm 0,37 C
NQ-A-In	0,13 \pm 0,13 A	94,7 \pm 5,36 C	0,05 \pm 0,11 AB	0 \pm 0 A	0,7 \pm 0,87 BC	0,23 \pm 0,34 A	0,03 \pm 0,08 A
Q-B-Is	9,33 \pm 7,76 B	30,1 \pm 16,8 B	30,05 \pm 27 CD	0 \pm 0 A	2,2 \pm 6,26 ABC	30,65 \pm 31,26 C	0,73 \pm 1,53 BC
Q-B-In	0,03 \pm 0,08 A	14 \pm 19,93 AB	4,93 \pm 13,42 ABC	0,5 \pm 1,58 AB	0,1 \pm 0,13 A	53,6 \pm 42,89 C	0,38 \pm 0,43 C
Q-A-Is	6,38 \pm 4,49 B	38,6 \pm 29,86 B	6,65 \pm 9,64 BCD	0 \pm 0 A	4,18 \pm 4,33 CD	22,8 \pm 25,5 BC	2,05 \pm 1,83 D
Q-A-In	0 \pm 0 A	5,5 \pm 7,79 A	32,88 \pm 20,25 D	2,05 \pm 4,19 AB	0,3 \pm 0,95 A	54,58 \pm 38,52 C	2,08 \pm 4,71 CD
Est.	F=0,02	F=0,26	H=30,61	H=7,55	H=34,9	H=49,25	H=31,41
p	0,8894	0,6121	<0,0001	0,0007	<0,0001	<0,0001	<0,0001

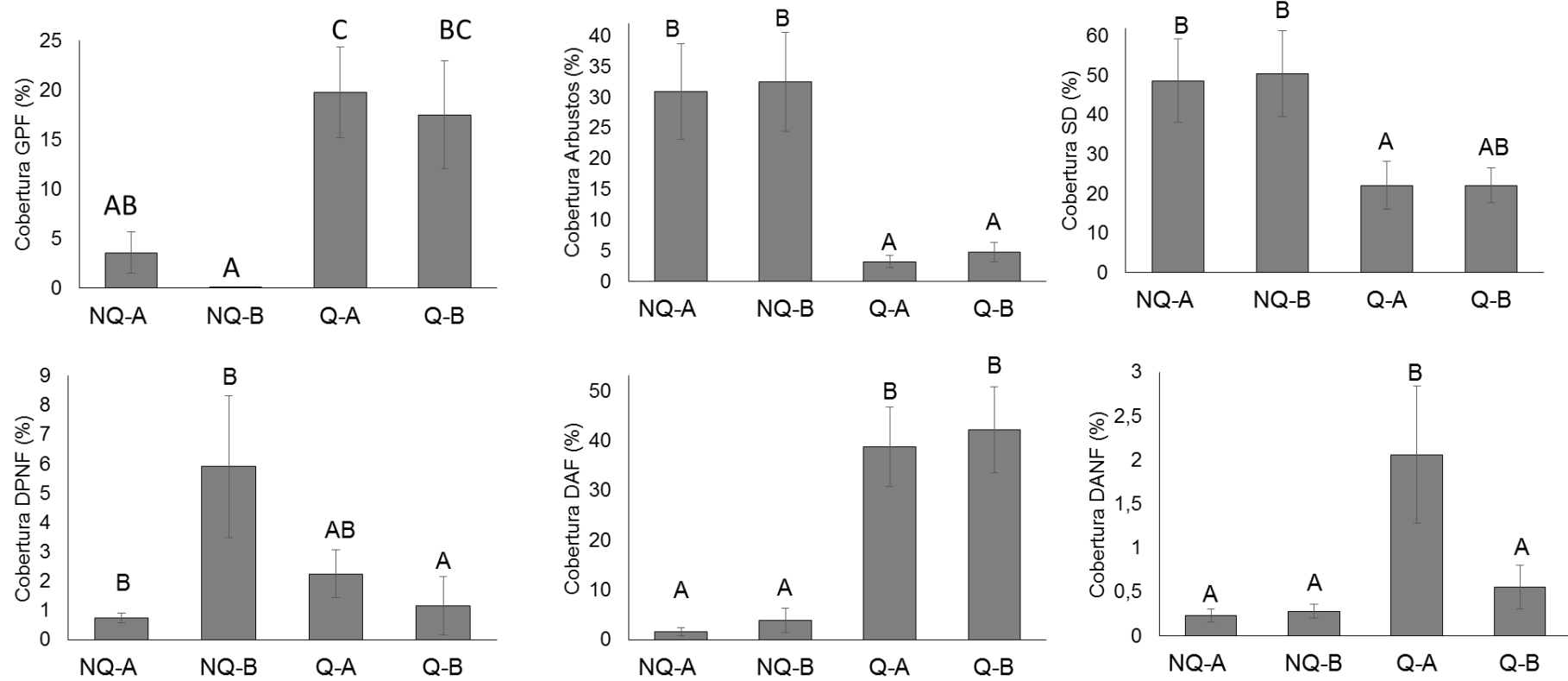


Figura 6. Cobertura de cada grupo funcional en las posibles combinaciones de situación-carga animal (% promedio \pm EE). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). Abreviaturas: NQ= No quemado, Q= Quemado, A= Alta carga animal, B= Baja carga animal, GPF= Gramíneas perennes forrajeras, SD= Suelo desnudo, DPNF= Dicotiledóneas perennes no forrajeras, DAF= Dicotiledóneas anuales forrajeras, DANF= dicotiledóneas anuales no forrajeras.

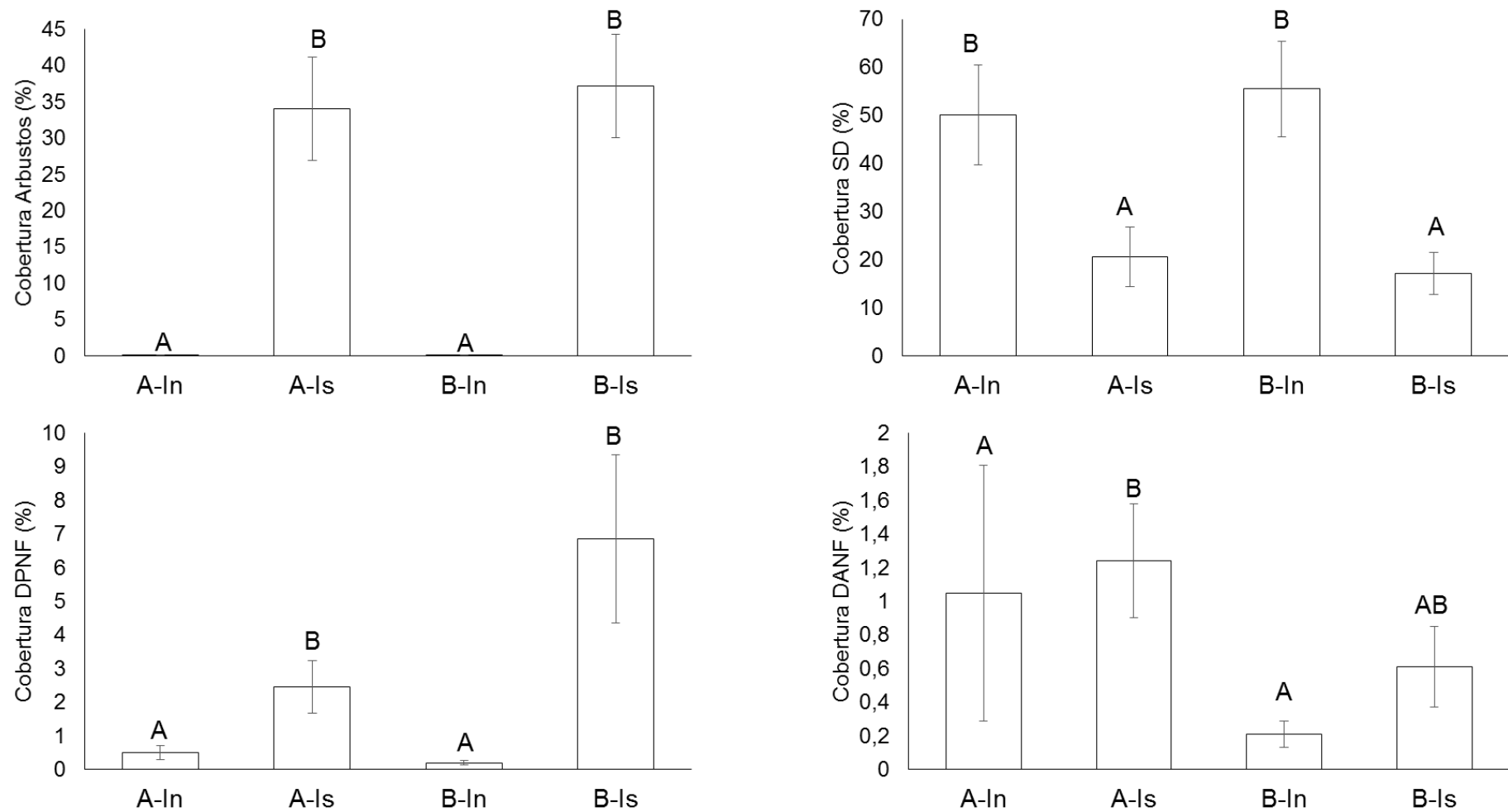


Figura 7. Cobertura de cada grupo funcional en las posibles combinaciones de carga animal-micrositio (% promedio \pm EE). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). Abreviaturas: A= Alta carga animal, B= Baja carga animal, Is= Isla, In= Interisla, SD= Suelo desnudo, DPNF= Dicotiledóneas perennes no forrajeras, DANF= dicotiledóneas anuales no forrajeras.

-Suelo desnudo

Al analizar los factores por separado, no se evidencian diferencias significativas en la cobertura de suelo desnudo entre las diferentes cargas (Tabla 2), pero se observaron diferencias significativas entre situaciones y micrositios ya que en las parcelas no quemadas y en las interislas el porcentaje de suelo desnudo resultó ser mayor (Tabla 2). Sin embargo, las situaciones quemadas con alta carga animal presentaron menores porcentajes de suelo desnudo que el resto de los tratamientos ($p < 0,05$) (Figura 6).

Al combinar carga y micrositio se observó que las interislas poseen mayor porcentaje de suelo desnudo que las islas, sin importar sus cargas ganaderas ($p < 0,05$) (Figura 7). Al combinar los tres factores, las interislas de las situaciones no quemadas (tanto con alta o baja carga animal) presentaron los mayores porcentajes de suelo desnudo. Asimismo, las islas no quemadas y las interislas quemadas con alta carga ganadera fueron las de menor porcentaje de suelo desnudo (Tabla 3).

-Gramíneas perennes forrajeras

Las situaciones quemadas presentaron mayor cobertura de GPF que las situaciones no quemadas, no existiendo diferencias significativas entre cargas, ni entre micrositios (Tabla 2).

Al analizar la combinación situación-carga se observó que los sitios quemados con alta carga ganadera presentaron más cobertura de GPF respecto a los no quemados ($p < 0,0001$) (Figura 6). No se encontraron diferencias significativas en la combinación carga-micrositio. La combinación situación-carga-micrositio, mostró que las interislas de las parcelas quemadas con alta carga animal fueron las de mayor cobertura de GPF. Mientras que en el otro extremo se encuentran las parcelas no quemadas con baja carga, sin importar el micrositio (Tabla 3).

-Gramíneas perennes no forrajeras

Para este grupo sólo existen diferencias significativas entre cargas ganaderas, las situaciones con alta carga animal presentaron mayor porcentaje de cobertura que las situaciones de baja carga (Tabla 2).

Al combinar los factores situación-carga y carga-micrositio no se observaron diferencias significativas. En la combinación situación-carga-micrositio existen

diferencias significativas, encontrándose la mayor cobertura de GPNF en las islas no quemadas con alta carga animal. Las interislas quemadas poseen una cobertura intermedia, mientras que el resto de los tratamientos no poseen cobertura de estas especies (Tabla 3).

-Dicotiledóneas perennes no forrajeras

Se observó mayor cobertura de DPNF en las situaciones no quemadas que en las situaciones quemadas ($p < 0,005$) (Tabla 2). También existe mayor cobertura de este grupo en las islas que en las interislas ($p < 0,005$) (Tabla 2). Por otro lado, no se encontraron diferencias significativas asociadas a la carga animal (Tabla 2).

Al combinar situación y carga se observó que los tratamientos quemados con baja carga tienen menor cobertura de DPNF que los sitios no quemados, sin importar la carga animal de estos últimos ($p < 0,05$) (Figura 3).

También se encontraron diferencias en la combinación carga-micrositio, con mayor cobertura en las islas que las interislas, sin importar la carga ganadera ($p < 0,05$) (Figura 7).

El análisis de las tres variables en conjunto demostró que la mayor cobertura se encuentra en las islas no quemadas con baja carga, y en el otro extremo se encuentran las interislas quemadas, sin importar su carga. (Tabla 3).

-Dicotiledóneas anuales forrajeras

Este grupo presentó mayor cobertura en los sitios quemados respecto a los no quemados (Tabla 2), sin diferencias significativas para carga ganadera ni para micrositio (Tabla 2).

El análisis de la combinación situación-carga mostró que las parcelas quemadas tienen mayor cobertura de DAF que las no quemadas, sin importar la carga ganadera ($p < 0,0001$) (Figura 6), mientras que para carga-situación no se encontraron diferencias significativas. Cuando se combinó situación-carga-micrositio, la mayor cobertura de DAF se encontró en las interislas quemadas sin importar la carga animal y en las islas quemadas con baja carga. Mientras que la menor cobertura se observó en las interislas no quemadas (Tabla 3).

-Dicotiledóneas anuales no forrajeras

Los sitios quemados tienen mayor cobertura de DANF que los no quemados (Tabla 2). También existen diferencias significativas entre micrositios, siendo

mayor la cobertura en las islas que en las interislas (Tabla 2). No existen diferencias significativas respecto a las cargas (Tabla 2).

Al combinar situación-carga, se observó que las parcelas quemadas con alta carga poseen mayor cobertura de DANF que el resto de las combinaciones ($p < 0,05$) (Figura 6). Mientras que al analizar la combinación carga-micrositio, se observó que las islas con alta carga tienen una mayor cobertura de DANF ($p < 0,05$), no existiendo diferencias significativas entre las demás combinaciones (Figura 7). La combinación de las tres variables mostró que este grupo tiene mayor cobertura en las islas de parcelas quemadas con alta carga animal, encontrándose en el otro extremo las interislas no quemadas con alta carga (Tabla 3).

3.2 Relación entre la variación climática, la intensidad del fuego y el manejo ganadero

Durante la temporada 2014-2015 las precipitaciones de primavera-verano estuvieron por encima de los 100 mm en cada estación. Sobre finales de 2014 y principios de 2015 no se registró una gran superficie afectada por incendios. Esto podría deberse a esa ocurrencia de precipitaciones de primavera y verano (Figura 8).

A este pulso de precipitaciones estivales, le siguieron dos picos en los meses de agosto y octubre de 2015. Las bajas precipitaciones del verano 2015-2016, serían las causas de los incendios de la temporada 2015-2016, que afectaron a 10.540 ha (Figura 8).

Los incendios que se dieron hacia fines de 2016 e inicios de 2017, afectaron una superficie cinco veces mayor que la del 2015-2016. Estos incendios se dieron en el contexto de un año de bajas precipitaciones (Figura 8). Sin embargo, luego de la ocurrencia de estos incendios, se produjeron importantes lluvias en los meses de marzo y abril de 2017 (Figura 8).

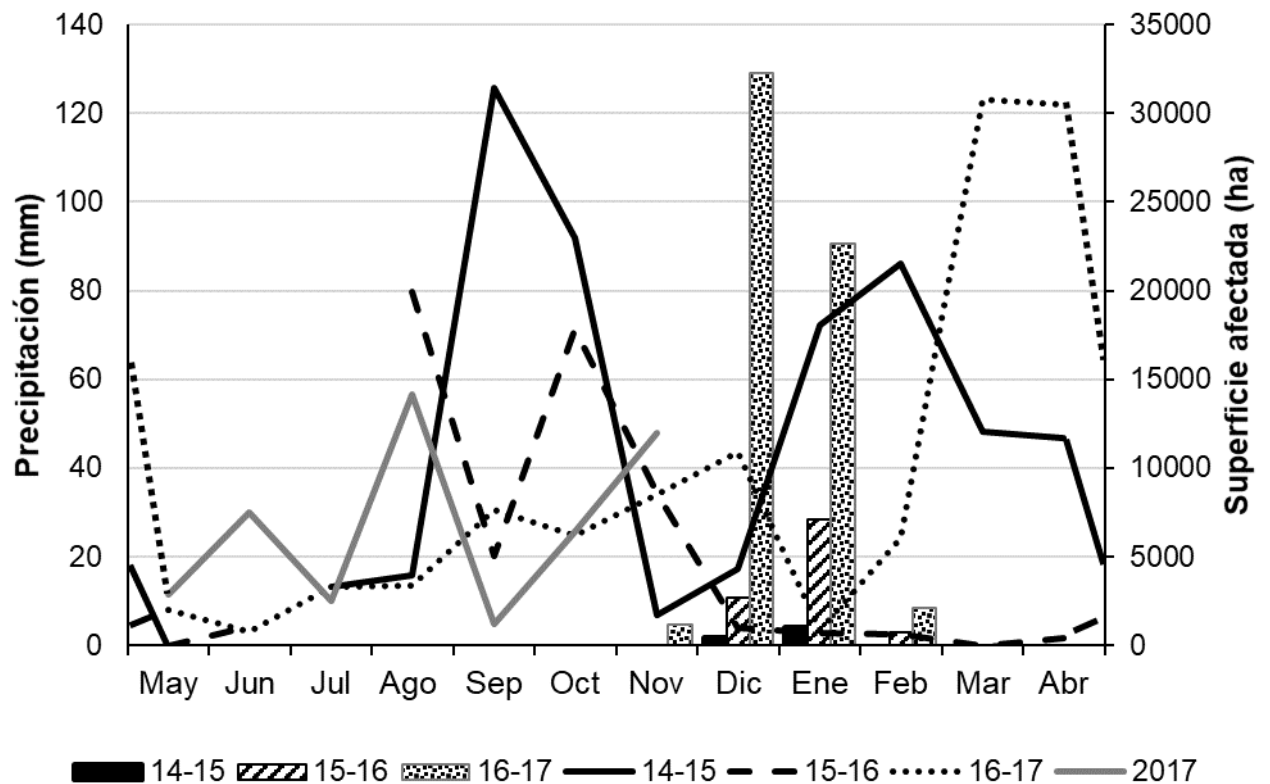


Figura 8. Precipitación mensual (líneas) y superficie afectada por incendios (columnas) para el período mayo 2014 - noviembre 2017.

3.3 Incidencia de la interacción fuego-pastoreo en el banco de semillas

En el Análisis de Componentes Principales realizado sobre los datos del banco de semillas, las dos primeras componentes reunieron un 66,7% de la varianza acumulada (Figura 9). Las muestras de los sitios quemados con baja carga provenientes de interislas se asociaron con valores positivos del CP1, los cuales presentaron mayor abundancia de semillas de GAF y de DANF. En cambio, el banco de semillas de las interislas de sitios quemados con alta carga animal se asoció con valores negativos del CP1, definidos por DPNF y GPF. Las islas quemadas con alta carga se asociaron con valores negativos del CP2, siendo definidas básicamente por semillas de arbustos. Los demás tratamientos parecieron no estar fuertemente definidos por ningún grupo funcional en particular (Figura 9).

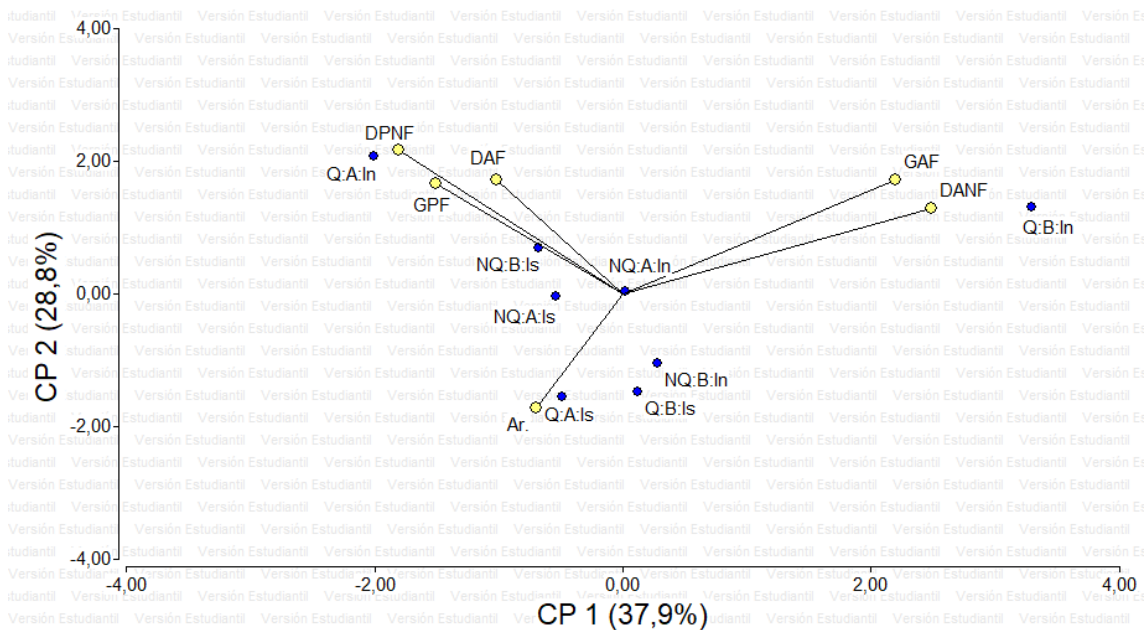


Figura 9. Ordenamiento de los datos considerando la abundancia de semillas de cada grupo funcional en cada muestra. Abreviaturas: GAF= Gramíneas anuales forrajeras, GPF= Gramíneas perennes forrajeras, DPNF= Dicotiledóneas perennes no forrajeras, DAF= Dicotiledóneas anuales forrajeras, DANF= Dicotiledóneas anuales no forrajeras, NQ= No quemado, Q= Quemado, A= Alta carga, B= Baja carga, ls= Isla, In= Interisla.

Al analizar la composición específica, el ACP, arrojó que las dos primeras componentes reunieron un 59,9% de la varianza acumulada (Figura 10). Las muestras pertenecientes a las islas de los sitios quemados con alta carga animal se asociaron con valores positivos del CP1 siendo explicadas principalmente por la abundancia de semillas de *Bromus brevis* (gramínea anual de bajo valor forrajero) y de los arbustos *Condalia microphylla* y *Suaeda divaricata*. Las interislas de los sitios quemados con baja carga se asociaron a los valores negativos del CP1 y CP2, definidas por las especies anuales *H. euclaston* y *Gamochoaeta* sp. y en menor medida por *H. murinum*. Por otra parte, las interislas quemadas con alta carga animal se asociaron a valores positivos del CP2, con mayor abundancia de las especies perennes *N. tenuis* y *Amaranthus deflexus*, forrajera y no forrajera, respectivamente. A su vez, los sitios no quemados con alta carga tendieron a asociarse con la DAF *Medicago minima* (Figura 10).

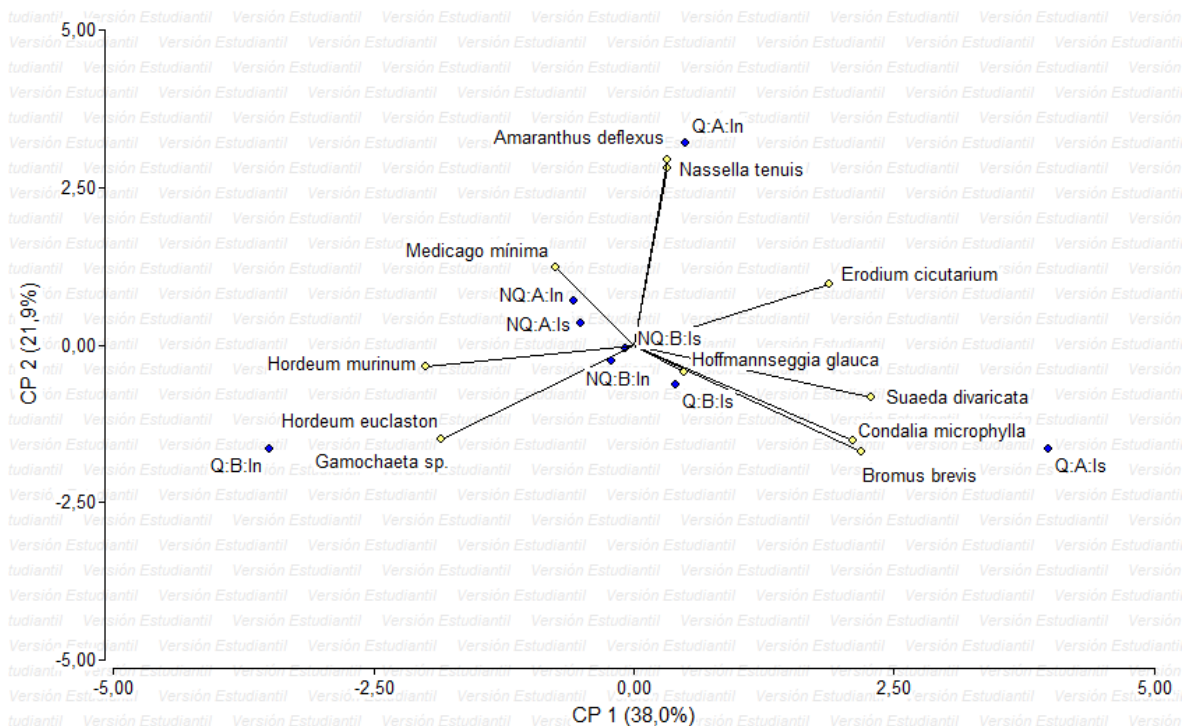


Figura 10. Ordenamiento de los datos considerando la abundancia de semillas de las especies principales en cada muestra. Abreviaturas: NQ= No quemado, Q= Quemado, A= Alta carga, B= Baja carga, Is= Isla, In= Interisla.

-Gramíneas perennes forrajeras

No se encontraron diferencias significativas entre broza y suelo. Tampoco se encontraron diferencias significativas entre las submuestras de suelo asociadas a distintas cargas ganaderas. Esto puede explicarse porque la abundancia de semillas en el suelo fue sumamente baja para todos los grupos funcionales. Al analizar la carga ganadera se observó que la condición con alta carga animal presentó mayor abundancia de semillas de GPF que la de baja carga (Tabla 4). No se observan diferencias asociadas al fuego, ni a los distintos micrositios (Tabla 4). Al analizar la combinación situación-carga, se observó que los sitios no quemados con alta carga fueron los de mayor abundancia de semillas de este grupo funcional, respecto a los tratamientos con baja carga animal ($p < 0,05$) (Figura 11). También se observaron diferencias en la combinación carga-micrositio, donde la abundancia de semillas de GPF en las interislas con alta carga fue significativamente mayor que en los tratamientos con baja carga animal ($p < 0,05$) (Figura 12).

La combinación de situación-carga-micrositio mostró que las interislas de los sitios no quemados con alta carga animal tuvieron mayor abundancia de GPF

respecto a los de baja carga, excepto la isla no quemada de baja carga, que se encuentra en una situación intermedia junto con las restantes parcelas de alta carga (Tabla 5).

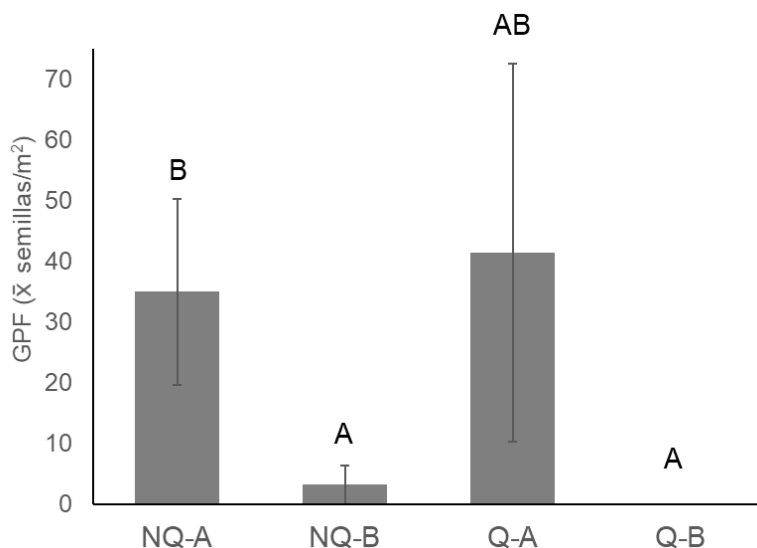


Figura 11. Banco de semillas de Gramíneas Perennes Forrajeras (GPF) en las posibles combinaciones de situación-carga animal (% promedio \pm EE). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). Abreviaturas: NQ= No quemado, Q= Quemado, A= Alta carga animal, B= Baja carga animal.

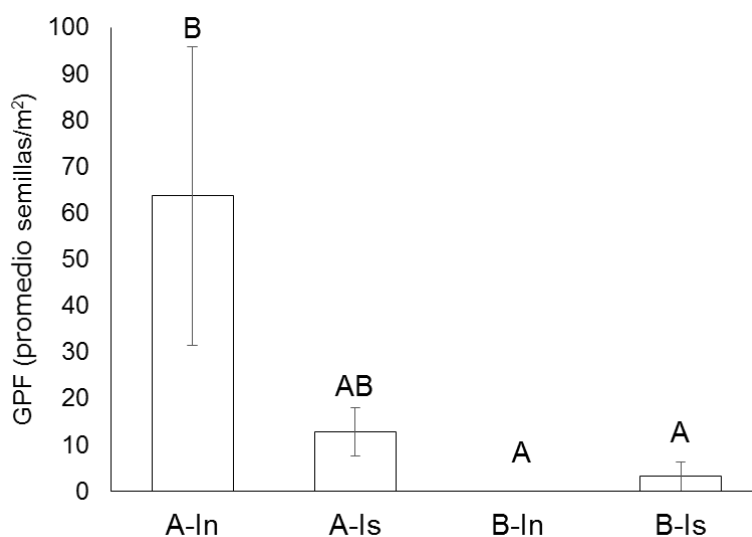


Figura 12. Banco de semillas de Gramíneas Perennes Forrajeras (GPF) en las posibles combinaciones de carga animal-micrositio (% promedio \pm EE). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). Abreviaturas: A= Alta carga animal, B= Baja carga animal, Is= Isla, In= Interisla.

-Gramíneas anuales forrajeras

No se encontraron semillas de GAF en la broza de sitios con alta carga, sí en las muestras de suelo, pero la baja abundancia de semillas puede explicar que no existan diferencias entre estas muestras y las de broza. Tampoco se encontraron diferencias significativas en las muestras del suelo asociado a distintas cargas ganaderas. Se observaron diferencias significativas entre micrositos, encontrándose mayor abundancia de semillas en las interislas que en las islas (Tabla 4).

No se encontraron diferencias significativas con la combinación situación-carga y carga-micrositio. En la combinación de las variables situación-carga-micrositio tampoco hubo diferencias significativas (Tabla 5).

-Dicotiledóneas perennes no forrajeras, dicotiledóneas anuales forrajeras, dicotiledóneas anuales no forrajeras y arbustos

Estos grupos no presentaron diferencias significativas entre muestras de broza y suelo, ni entre muestras obtenidas de sitios con diferente carga animal. Tampoco se observaron diferencias significativas al analizar situación, carga y micrositio por separado (Tabla 4).

No se encontraron diferencias significativas en la combinación situación-carga ni en carga-micrositio. Tampoco existieron diferencias significativas en situación-carga-micrositio (Tabla 5).

Tabla 4. Comparaciones en abundancia de semillas del banco dentro de cada tratamiento para cada grupo funcional (media semillas.m⁻²± D.E.). Abreviaturas: GPF=Gramíneas perennes forrajeras, GAF= Gramíneas anuales forrajeras, DPNF=Dicotiledóneas perennes no forrajeras, DAF=Dicotiledóneas anuales forrajeras, DANF=Dicotiledóneas anuales no forrajeras, Ar=Arbustos, Q=Quemado, NQ=No quemado, Inter= Interisla, W=Wilcoxon. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$). Se resaltan en “negrita” los resultados estadísticamente significativos.

Tratamiento / grupo funcional		GPF	GAF	DPNF	DAF	DANF	Ar
Situación	Q	20,69 ± 71,01	55,7 ± 113,54	46,16 ± 147,68	114,59 ± 184,86	33,42 ± 149,47	9,55 ± 23,32
	NQ	19,1 ± 37,8	28,65 ± 42,45	20,69 ± 59,57	163,93 ± 395,72	0 ± 0	1,59 ± 7,12
	W	439,5	402	409	398	400	379,5
	p	0,3074	0,8063	0,9691	0,7253	0,3173	0,1505
Carga animal	Alta	38,2 ± 75,61 B	31,83 ± 47,32	52,52 ± 147,24	144,83 ± 232,65	0 ± 0	7,96 ± 22,8
	Baja	1,59 ± 7,12 A	52,52 ± 112,31	14,32 ± 57,01	133,69 ± 371,3	33,42 ± 149,47	3,18 ± 9,8
	W	501,5	407	449,5	443,5	400	421
	p	0,0015	0,9267	0,1258	0,3266	0,3173	0,6041
Micrositio	Isla	7,96 ± 14,14	15,92 ± 33,46 A	22,28 ± 59,42	181,44 ± 397,72	0 ± 0	7,96 ± 22,8
	Inter	31,83 ± 77,28	68,44 ± 111,84 B	44,56 ± 148,01	97,08 ± 173,57	33,42 ± 149,47	3,18 ± 9,8
	W	427,5	480	393	421,5	420	399
	p	0,5459	0,0319	0,51	0,7363	0,3173	0,6041

Tabla 5. Comparaciones de la abundancia de semillas del banco de cada grupo funcional para la combinación de los tres tratamientos (promedio semillas/m² ± D.E.). Abreviaturas: GPF=Gramíneas perennes forrajeras, GAF= Gramíneas anuales forrajeras, Ar=Arbustos, DPNF=Dicotiledóneas perennes no forrajeras, DAF=Dicotiledóneas anuales forrajeras, DANF=Dicotiledóneas anuales no forrajeras, NQ=No quemado, Q=Quemado, B= Baja carga animal, A= Alta carga animal, Is= Isla, In= Interisla, H= Kruskal-Wallis. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

Tratamiento / grupo funcional	GPF	GAF	Ar	DPNF	DAF	DANF
H	8,75	5,09	2,36	3,56	11,06	0,51
p	0,0459	0,4791	0,4115	0,3974	0,0729	0,4289
NQ-B-Is	6,37 ± 14,23					AB
NQ-B-In	0 ± 0					A
NQ-A-Is	12,73 ± 17,43					AB
NQ-A-In	57,29 ± 61,23					B
Q-B-Is	0 ± 0					A
Q-B-In	0 ± 0					A
Q-A-Is	12,73 ± 17,43					AB
Q-A-In	70,03 ± 139,48					AB

4 DISCUSIÓN

Este trabajo se propuso evaluar cómo varía la cobertura y composición de la vegetación herbácea luego de un incendio, en un predio con diferente carga ganadera. En este sentido, los tratamientos fueron definidos *a priori* como de alta y baja carga animal relativa, es decir, uno con mayor y otro con menor carga animal. Según la fórmula propuesta por Deregibus (1988), la Productividad Primaria Neta (PPN) de la región Patagonia Norte es de alrededor de 720 kgMS/ha/año. La receptividad de los pastizales es función de la proporción de forraje producido que es consumido, y de la cantidad necesaria de forraje para el mantenimiento de una unidad animal durante todo el año. Como el campo posee vacas de cría, su equivalencia es un (1) Equivalente Vaca (EV). Sobre la base de lo planteado, se desprende la fórmula desarrollada por Anderson et al. (1980), quienes relacionan los requerimientos anuales del animal, la PPN y la eficiencia de cosecha por parte del ganado, con la receptividad animal. Para la zona, este valor es de 7,6 ha/EV, o lo que es lo mismo en este caso: 7,6 ha/vaca. Esto transformado a carga animal arroja un valor de 0,13 cabezas/ha. Por ende, las cargas utilizadas en el campo bajo estudio respecto a los promedios zonales teóricos serían excesivas.

Los resultados presentados en este trabajo concuerdan con lo propuesto por Zimmerman & Neuenschwander (1984), quienes indican que el fuego favorece a los pastos, mientras que el pastoreo, a los arbustos (Tabla 2 y 3, Figura 6 y 7). Según Bravo et al. (2003) esta situación sería promovida por los diferentes efectos que produce el fuego sobre las formas de vida que se regeneran a partir del rebrote, según la localización y grado de protección de los meristemas. Por lo general, los pastos perennes tienen sus meristemas relativamente protegidos del fuego, mientras que los arbustos los poseen más expuestos, por lo que resultan más afectados, además de poseer una regeneración vegetativa más lenta. Además, los ciclos de reproducción de los pastos son más cortos, lo que les permite, mediante el reclutamiento de nuevos individuos, ocupar con mayor velocidad los espacios liberados por el fuego (Bond et al. 2005).

Las mencionadas diferencias en fisonomía provocarían regímenes de fuego distintos. En una estructura arbustiva los fuegos se presentarían con menor frecuencia y una severidad de quemado alta, mientras que una estructura

dominada por pastos tendría incendios más frecuentes y de menor severidad (Zimmerman & Neuenschwander 1984). La acción de estos fuegos recurrentes provocaría la dominancia de pastizales en ecosistemas semiáridos (Bond et al. 2005). Otros estudios han encontrado que el fuego puede ser perjudicial para los pastos perennes si la frecuencia y la intensidad son muy altas (Boer & Staffor Smith 2003).

Los procesos de arbustización ligados al pastoreo, descritos por Bertiller & Bisigato (1998), Aguiar & Sala (1999) y Gibbens et al. (2005) no sólo acarrearían efectos negativos asociados a la disminución de acceso al pasto por parte de los animales, sino que también serían precursores de fuegos de mayor intensidad (Zimmerman & Neuenschwander 1984). No obstante, sería erróneo evaluar la arbustización desde una perspectiva meramente enfocada en el servicio pastoril del sistema. El arbustal provee otros servicios ecosistémicos escasamente valorados, como captura de carbono, refugio de biodiversidad, provisión de microclimas para la germinación y establecimiento de plántulas, protección del suelo, entre otros (Maestre et al. 2016).

Por otro lado, los resultados indican que, luego de la ocurrencia del incendio, hubo mayor cobertura de herbáceas (Figura 3) durante la primera estación de crecimiento respecto a la situación previa (no quemado), contrariamente a lo descrito por Bran et al. (2007). Sin embargo, se espera una baja cobertura en verano, ya que gran parte de esta cobertura se compone de especies anuales invernales. Probablemente, este aumento en cobertura no se encuentre asociado a un aumento en densidad, ya que, en áreas quemadas, la intensidad de radiación recibida durante la germinación (Facelli & Pickett 1991) y el establecimiento (Noy-Meyr 1995) es considerablemente más alta que en las zonas sin disturbios. Esta mayor intensidad de radiación, junto a la alta relación rojo/rojo lejano transmitida o reflejada, inducen un mayor encañado en las gramíneas y una mayor ramificación en las dicotiledóneas, pero también, entrenudos más cortos con ángulos más cercanos al suelo, dando como resultado, plantas bajas de mayor cobertura individual (Deregibus et al. 1985, Schmitt & Wulff 1993, Novoplansky et al. 1994).

La cobertura total de suelo en las islas disminuye luego del incendio, mientras que aumenta en las interislas (Tabla 2). Esto concuerda con Bóo et al. (1996) y Ravi & D'Odorico (2009), quienes sugieren que el fuego provocaría una

liberación de nutrientes, que sería redistribuido desde las islas hacia las interislas por la acción del viento, pudiendo facilitar el aumento de la cobertura herbácea.

El aumento de diversidad en sitios quemados con alta carga animal podría estar relacionado con una disminución de la cobertura arbustiva por acción directa del fuego y una posterior co-dominancia de otros grupos funcionales (GPF, GAF y DAF) luego de la redistribución de sedimentos hacia las interislas. Por otro lado, en la situación quemada con baja carga animal, la diversidad fue menor que antes del incendio. Esto podría estar asociado a que, si bien se redujo la cobertura arbustiva dominante antes del fuego, existiría una mayor dominancia de especies DAF (Anexo Ia y Ib), probablemente debido a que esta situación no tuvo un período de descanso posterior al fuego.

La situación sin quemar poseía una diversidad intermedia, posiblemente asociada a una disminución en la cobertura de especies herbáceas y a un aumento de los arbustos (Figura 5), como se observa comúnmente en ambientes semiáridos bajo pastoreo continuo (Perelman et al. 1997).

Los resultados contrastan, en parte, con los encontrados por Tizón et al. (2010), quienes afirman el efecto positivo del fuego sobre la diversidad del pastizal. En este trabajo eso sólo se cumple en las zonas con alta carga ganadera, es decir, las que permanecieron sin animales luego del incendio.

El aumento de la diversidad específica en las interislas, por efecto del fuego, es significativamente mayor respecto a la diversidad de especies nativas (la cual no se modifica en interislas con baja carga y, en alta carga aumenta en menor proporción que la diversidad general). Esta situación puede ser explicada por un aumento considerable de las especies exóticas *M. minima*, *Erodium cicutarium* y, en menor medida, *S. barbatus* en estos micrositios (Anexo Ia y Ib). Estas tres especies exóticas, son consideradas invasoras, por lo que su aumento sería perjudicial en términos ecológicos (Bentivegna & Zalba 2014).

En cuanto a las diferencias encontradas en la cobertura de los distintos grupos funcionales respecto a los diferentes tratamientos, se observó que, si bien no puede comprobarse un cambio de cobertura de las especies GAF, sí provocaría un cambio composicional entre micrositios (Tabla 2). Previo al incendio, las islas, tanto con baja y alta carga, estaban representadas por *H. euclaston* (Anexo Ia). Luego del disturbio, esta especie fue reemplazada por *S. barbatus*, en islas e interislas con baja carga y, por *H. murinum* y *B. brevis* en

islas con alta carga (Anexo Ia), lo que demostraría que *S. barbatus* se comporta como oportunista frente a los disturbios intermedios. Esta gramínea anual es una especie exótica con capacidad para volverse invasora (Pucheta et al. 2011) y manifiesta un gran desarrollo en las interislas del Monte Oriental rionegrino (Leder 2017).

Según otros autores (Distel & Bóo 1996, Peláez et al. 2010), las GAF aumentarían su cobertura luego de un disturbio por fuego, sobre todo en pastizales sin manejo adecuado. Nuestros resultados no muestran un aumento, y esto podría deberse a que ya existía una mala gestión del pastizal, tanto en las situaciones de baja como de alta carga.

Los resultados obtenidos para el grupo GPF, coinciden con los encontrados por Peláez et al. (2010), quienes aseguran que la cobertura fue mayor en los tratamientos quemados que en el control para la mayoría de los tratamientos. Este aumento en la cobertura explicaría, en parte, la disminución de suelo desnudo post-incendio (Anexo Ia). Sin embargo, este aumento en cobertura luego del fuego no estuvo precedido por un buen manejo, ya que según Giorgetti et al. (1999) un buen manejo de los pastizales áridos promueve la dominancia de GPF, no siendo el caso para nuestra situación previa al incendio. Por otro lado, si se prolonga un manejo inadecuado de estos pastizales, podría causar la desaparición local de GPF (Fernández & Busso 1999).

Sin embargo, los mismos autores (Peláez et al. 2010), encontraron que *N. longiglumis*, *P. ligularis* y *N. tenuis*, aumentaban luego del incendio, mientras que los resultados de este trabajo sobre composición específica sugieren, además de un aumento de cobertura de GPF, un reemplazo de especies. *Nassella longiglumis* dominaba los espacios no quemados, y fue reemplazada por *Poa lanuginosa* como especie dominante, acompañada por *P. ligularis* y *N. tenuis* en los sitios quemados de interislas con alta carga animal y de islas con baja carga (Anexo Ia). Rostagno et al. (2006) resaltan la capacidad de *P. lanuginosa* y *N. tenuis* de establecerse luego de un incendio, dominando, la primera, tanto en islas como en interislas. Otros autores (Anderies et al. 2002, Lloret & Vilá 2003, Kuenzi et al. 2008), señalan que el grupo de las gramíneas en general es fuertemente promovido por el fuego, mientras que Rostagno et al. (2006) indican que el grupo de las gramíneas perennes colonizan fácilmente las islas quemadas luego del incendio, ya que representan los parches más fértiles. Esta afirmación

concuenda con los resultados de un experimento controlado realizado por Bisigato & Bertiller (1999), donde aumentaron la emergencia y la supervivencia de *N. tenuis* mediante la adición de nitrógeno inorgánico en micrositios pobres en recursos. Por lo tanto, estas especies dependerían de la adición de nutrientes. En el presente trabajo se encontró mayor cobertura en interislas, lo que sugeriría que existe una redistribución de sedimentos provocada por el fuego. Esto coincide con los estudios de Kröpfl et al. (2011) sobre el efecto de los incendios en el pastizal.

La reducción de la cobertura de las especies de los grupos funcionales GPNF y DPNF luego del fuego podría deberse a que éstas poseen una mayor acumulación de biomasa durante la estación de crecimiento, ya que no son consumidas por el ganado. Estos resultados concuerdan con los de Bóo et al. (1996), quienes atribuyen las altas tasas de mortalidad de *Pappostipa speciosa*, producidas luego de un incendio intenso de verano, a la mayor temperatura adquirida por la gran cantidad de biomasa acumulada por esta GPNF.

Los resultados encontrados para el grupo funcional DAF (Tabla 2 y 3) concuerdan con los de Whelan (1995) y Scheintaub et al. (2009), quienes enfatizaron que luego de una quema, un conjunto de especies anuales ocupa temporalmente los sitios disponibles. Además, los parches abiertos provocados por la acción del fuego son ideales para la germinación, el establecimiento y la producción de materia seca por parte de *M. minima* y *E. cicutarium* en años húmedos (Fresnillo Fedorenko et al. 1991, Busso et al. 2016).

Asimismo, se evidenció un aumento de DAF en las interislas, lo que podría sugerir una redistribución de sedimentos, como probaron Gaitán et al. (2007), donde se produce una migración de material desde las islas hacia las interislas por la acción del viento. Esta adición de sedimentos, según Kröpfl et al. (2011), favorece el reclutamiento de especies dicotiledóneas.

Los resultados presentados apoyan parcialmente la primera hipótesis planteada, ya que la distribución de sedimentos produce el aumento de gramíneas perennes forrajeras y dicotiledóneas anuales, pero no pudo comprobarse un cambio para las gramíneas anuales, debido a la interacción entre los factores. Por otro lado, luego de la ocurrencia del fuego, se observó un aumento en diversidad, que coincide con nuestra hipótesis. Sin embargo, este aumento estuvo asociado a una mayor cobertura de especies exóticas invasoras,

por lo tanto, no sería correcto relacionar el aumento en diversidad con una mejora en el estado del pastizal.

Al analizar los resultados de la relación entre las precipitaciones y la ocurrencia de incendios, se observó que las precipitaciones de los años 2014-2015 podrían haber contribuido a una gran acumulación de biomasa viva, así como a su mantenimiento por mayor acumulación de agua en el perfil del suelo. Esto podría explicar la baja superficie afectada por incendios de ese período. Por otro lado, la escasez de precipitaciones del año 2016 habría promovido una gran acumulación de biomasa seca, especialmente en estos sistemas en los que el material senescente permanece en pie (debido a que no se descompone) (Deregibus 1988). La combinación de un período seco y grandes cantidades de biomasa seca acumulada, sumada a las temperaturas altas del verano en la zona (Kunst 2011) y a la alta probabilidad de ocurrencia de tormentas eléctricas, habrían desencadenado los incendios que afectaron mayor cantidad de hectáreas durante el verano 2016-2017.

Es importante destacar la ocurrencia de lluvias en marzo y abril de 2017, luego de la ocurrencia de los incendios y coincidente con el comienzo de la estación de crecimiento de las especies invernales. Estas lluvias, sumadas a la redistribución de sedimentos luego del incendio, habrían contribuido al aumento en cobertura de las plantas herbáceas (Higgins et al. 2000).

Teniendo en cuenta estos resultados, no se rechaza la segunda hipótesis, ya que la ocurrencia de fuegos estaría promovida por las variaciones en las precipitaciones. En este sentido, años de precipitaciones abundantes seguidos por años secos impulsan escenarios de mayor susceptibilidad a la ocurrencia de fuegos de gran magnitud.

En cuanto al análisis del banco de semillas, las GPF tuvieron mayor abundancia de semillas en las interislas no quemadas con alta carga ganadera, al contrario de lo observado en su cobertura (Tabla 3 y 5, respectivamente). Cabe destacar, que la única especie encontrada en el banco de semillas para este grupo fue *N. tenuis*. Estos resultados coinciden con los de Leder et al. (2017), lo que indicaría que estas especies son capaces de formar bancos de semillas permanentes aun bajo pastoreo intenso. Esto puede explicarse por la estructura del fruto: la arista y el antopodio de las semillas de *N. tenuis* les proporcionan una ventaja dispersiva, por su capacidad de anclarse al pelaje de los animales, así

como una mayor capacidad de enterramiento que la protegería del daño causado por el fuego (O'Connor 1991, Chambers 2000). Una vez en el banco, la liberación de competencia (Auld & Denham 2006) y la mayor disponibilidad de nutrientes luego del fuego (Bóo et al. 1996, Ravi D'Odorico 2009), estimularían su germinación y establecimiento. Esto explicaría la dominancia en cobertura en sitios quemados (Distel et al. 1992, Fernández et al. 2009, Peter et al. 2013, Leder et al. 2015, Leder 2017, Leder et al. 2017) y la escasez de semillas.

Las especies del género *Poa* estuvieron ausentes en el banco de semillas, en contraste con su participación en cobertura en sitios quemados. Esta diferencia podría estar explicada, no por un aumento de la germinación (Ernst et al. 2015), sino por una gran mortalidad de semillas luego del incendio. Estas semillas poseen tricomas que le permiten anclarse al suelo, pero no poseen mecanismo de enterramiento, por lo que serían más susceptibles a los efectos del fuego por permanecer en la superficie (Fenner & Thompson 2005, Leder 2017).

En el Análisis de Componentes Principales se observó una mayor abundancia de *N. tenuis* en interislas quemadas con alta carga animal (Figura 9). Esta tendencia, contraria a los resultados de las comparaciones de media para las GPF, podría estar relacionada con la alta variabilidad entre muestras (Anexo II), ya que una de las muestras provenientes de este tratamiento poseía muchas más semillas que las demás, por lo que podría ser considerada como *outlier*.

La falta de diferencias en el banco de semillas de arbustos es claramente producto de su baja abundancia. Estudios previos mostraron que este grupo funcional posee un banco de semillas escaso (Bertiller 1998, Franzese et al. 2015), probablemente debido al gran tamaño de sus semillas, lo que dificulta su ingreso al banco a la vez que aumenta el riesgo de predación (Bertiller 1998, Fenner & Thompson 2005).

Las interislas quemadas poseen recursos forrajeros diferentes (Anexo 1a y 1b). En las de baja carga, la provisión de forraje estaría compuesta mayormente por gramíneas anuales de invierno, representadas por *H. euclaston* y *H. murinum*, por lo que es preocupante la situación de estos lugares durante el verano. El aumento de las gramíneas anuales luego de un incendio suele ir en detrimento de las perennes, ya que el gran número de semillas que producen y que ingresan al banco promueve una alta competencia con las perennes al

momento del reclutamiento, lo que resulta en una menor cobertura y una retroalimentación negativa en la abundancia de semillas (Leder 2017). En cambio, en sitios con alta carga, se muestra una tendencia al dominio de gramíneas perennes forrajeras, aunque la única especie presente en el banco es *N. tenuis*. Si bien las especies anuales tienen la característica de aprovechar los disturbios y los pulsos de liberación de recursos (Franzese et al. 2009), el fuego en los sitios de alta carga ganadera fue más intenso que en los sitios de baja carga. Las semillas de gramíneas anuales, que suelen ser pequeñas, se verían más afectadas por fuegos fuertes (Fenner & Thompson 2005).

El banco de semillas de los sitios quemados se encontraba definido principalmente por dos especies de *Hordeum* (Anexo II). Si bien no se tomaron muestras antes de la quema, podría pensarse que estos sitios ya se encontraban dominados por esta especie. Ghermandi et al. (2004) informaron que otra especie del género es una de las primeras en aparecer luego de las quemadas, lo que podría explicar su importancia en el banco de semillas de sitios quemados.

En el caso de las DAF, los resultados de banco de semillas y de cobertura mostraron que en los sitios quemados con baja carga ocurrió un pulso de germinación de *M. minima* luego de la quema, ya que su cobertura fue alta y su representación en el banco, baja. Esto podría sugerir que muchas de las semillas se quemaron, y las que sobrevivieron al fuego germinaron y se establecieron. En cambio, los sitios no quemados de alta carga tendieron a presentar mayor abundancia de semillas de *M. minima*, mientras que su cobertura fue baja, lo que podría indicar que el fuego favorece su establecimiento.

Erodium cicutarium, en cambio, estuvo bien representada en los sitios quemados, tanto en términos de cobertura como en el banco de semillas. Esta diferencia entre las dos especies, en cuanto a su permanencia en el banco de semillas, podría deberse a que las semillas de *E. cicutarium* poseen un fruto con mecanismo de anclaje y enterramiento (antopodio y arista espiralada) (Fresnillo-Fedorenko et al. 1996), lo que aumentaría su probabilidad de sobrevivir a las quemadas.

Los resultados obtenidos apoyan parcialmente la tercera hipótesis, ya que sólo las GPF mostraron una alteración significativa del banco de semillas asociada al fuego. Sin embargo, cabe destacar que el banco de semillas fue sumamente escaso para todos los grupos funcionales en todos los tratamientos.

5 CONCLUSIONES Y APORTES AL MANEJO

Los fuegos accidentales y de gran magnitud en el departamento de Adolfo Alsina promueven alteraciones en diferentes grupos funcionales, asociados a los cambios sucesionales posteriores al incendio. En este sentido, se produjo una “carrera por la ocupación del área” (Ghermandi et al. 2004), donde en esta primera etapa sucesional se vieron beneficiadas las gramíneas perennes forrajeras y las dicotiledóneas anuales forrajeras exóticas. Sin embargo, cabe destacar que la mayor cobertura de especies deseadas (gramíneas perennes forrajeras) dada en las situaciones quemadas de alta carga podría estar relacionada con el período de descanso que atravesó este potrero. Por lo tanto, se recomienda que luego de una quema (natural o prescripta) se otorgue al cuadro un período de descanso que abarque la primera estación de crecimiento (Peláez et al. 2009).

Por otro lado, la excesiva carga animal previa a la ocurrencia del fuego podría limitar el potencial del fuego como impulsor de la cobertura de especies de interés desde un punto de vista utilitario, como es el caso para las gramíneas anuales forrajeras.

El análisis de la relación entre precipitaciones y ocurrencia de fuegos sugeriría que, en general, cuando años húmedos preceden a años secos, es necesario tomar recaudos para evitar que los daños de los potenciales incendios adquieran grandes magnitudes (por ejemplo, mantenimiento de picadas, cortafuegos, bajos remanentes de pastoreo, entre otros).

Los análisis realizados sobre el banco de semillas permanente muestran una situación preocupante. El banco de semillas es escaso para todos los grupos funcionales, especialmente para las gramíneas perennes forrajeras. Su funcionalidad depende del aporte de la lluvia de semillas de la temporada siguiente. En este sentido, se vuelve a mencionar la importancia de los períodos de descanso, no sólo luego del incendio, sino como herramienta importante en un sistema de pastoreo. Caso contrario, se espera que se produzca un agotamiento total del banco de semillas, limitando la capacidad de recuperación del sistema al poder de rebrote de las plantas adultas.

6 BIBLIOGRAFÍA

- Aguiar MR, Sala OA. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 14:273-277.
- Allington GRH, Valone TJ. 2013. Islands of fertility: A byproduct of grazing? *Ecosystems* 17:127-141.
- Anderies JM, Janssen MA, Walker BH. 2002. Grazing management, resilience, and the dynamics of a fire-driven rangeland system. *Ecosystems* 5:23-44.
- Anderson DL, del Águila JA, Marchi A, Vera JC, Oriente EL, Bernardon A. 1980. Manejo racional de un campo en la región árida de los Llanos de la Rioja, Parte 1. INTA, Buenos Aires, pp. 61.
- Anton AM, Zuloaga FO. 2014. Flora Argentina. Flora vascular de la República Argentina. Disponible en: <http://www.floraargentina.edu.ar> (consultado agosto de 2017).
- Auld TD, Denham AJ. 2006. How much seed remains in the soil after a fire? *Plant Ecology* 187:15-24.
- Bentivegna DJ, Zalba SM. 2014. Plantas invasoras. En: Fernández OA, Leguizamón ES, Acciaresi HA (eds.). *Malezas e invasoras de la Argentina*. Editorial de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, pp. 227-262.
- Bertiller MB. 1998. Spatial patterns of the germinable soil seed bank in northern Patagonia. *Seed Science Research* 8:39-45.
- Bertiller MB, Bisigato AJ. 1998. Vegetation dynamics under grazing disturbance. The state-and-transition model for the Patagonian steppes. *Ecología Austral* 8:39-45.
- Bisigato AJ, Bertiller MB. 1999. Seedling emergence and survival in contrasting soil microsites in Patagonian Monte shrubland. *Journal of Vegetation Science* 10:335-342
- Bisigato AJ, Bertiller MB, Ares JO, Pazos GE. 2005. Effect of grazing on plant patterns in arid ecosystems of Patagonian Monte. *Ecography* 28: 561-572.
- Boer M, Staffor Smith. 2003. Plant functional approaches to the prediction of changes in Australian rangeland vegetation under grazing and fire. *Journal of Vegetation Science* 14:333-44.
- Bond WJ, Woodward FI, Midgley GF. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* 165: 525-538.
- Bóo RM, Peláez DM, Bunting SC, Elía OR, Mayor MD. 1996. Effect of fire on grasses in central semi-arid Argentina. *Journal of Arid Environments* 32:259-269.
- Bran DE, Ayesa JA, López C. 2000. Regiones Ecológicas de Río Negro. Comunicación Técnica N°59, Área de Investigación de Recursos Naturales, INTA EEA S. C. de Bariloche.
- Bran D, Cecchi GA, Gaitán JJ, Ayesa JA, López CR. 2007. Efecto de la severidad de quemado sobre la regeneración de la vegetación en el Monte Austral. *Ecología*

- Austral 17:123-131.
- Braun-Blanquet J. 1932. Plant sociology, the study of plant communities. (Traducido por Fuller GD & Conard HS). McGraw-Hill Book Company, Inc., New York, USA, 438 pp.
- Bravo S, Giménez AM, Kunst C, Moglia G. 2003. El fuego y las plantas. En: Kunst C, Bravo S, Panigatti JL (eds). Fuego en los ecosistemas argentinos. INTA, Buenos Aires, pp. 61-70.
- Busso C, Bóo R, Peláez D. 1993. Fire effects on bud viability and growth of *Stipa tenuis* in Semiarid Argentina. *Annals of Botany* 71:377-381.
- Busso C, Montenegro O, Torres YA, Giorgetti HD, Rodriguez GD. 2016. Aboveground net primary productivity and cover of vegetation exposed to various disturbances in arid Argentina. *Applied Ecology and Environmental Research* 14:51-75.
- Caballero I, Olano J, Escudero A, Loidi J. 2008. Seed bank spatial structure in semi-arid environments: beyond the patch-bare area dichotomy. *Plant Ecology* 195:215-223.
- Callaway RM. 2007. Positive Interactions and Interdependence in Plant Communities. Springer, New York, pp. 404.
- Cecchi GA, Kropfl AI. 2002. Lo nuevo y lo viejo en los campos de monte. 2° parte. Los campos de monte luego de la introducción del ovino. *Comunicaciones: publicación del Valle Inferior* 12.
- Chambers JC. 2000. Seed movements and seedling fates in disturbed sagebrush steppe ecosystems: implications for restoration. *Ecological Applications* 10:1400-1413.
- Deregibus VA, Sanchez RA, Casal JJ, Trlica MJ. 1985. Tillering responses to enrichment of red light beneath the canopy in a humid natural grassland. *Journal of Applied Ecology* 22:199-206.
- Deregibus VA. 1988. Importancia de los pastizales naturales en la República Argentina: situación presente y futura. *Revista Argentina de Producción Animal* 8:67-78.
- Distel RA, Peláez DV, Fernández OA. 1992. Germination of *Piptochaetium napostaense* (Speg.) Hackel and *Stipa tenuis* Phil. and seedling survival under field conditions. *The Rangeland Journal* 14:49-55.
- Distel RA, Bóo RM. 1996. Vegetation states and transitions in temperate semi -arid rangelands of Argentina. En: Proceedings of the Vth International Rangeland Congress (ed. N.E. West). Society for Range Management, Denver, CO, pp. 117.
- Ernst RD, Morici E, Estelrich HD, Muiño WA, Ruiz MA. 2015. Efecto de la quema controlada sobre el banco de semillas de gramíneas en diferentes parches del bosque de caldén de la región semiárida central Argentina. *Archivos de Zootecnia* 64:245-254.
- Etcheverría M, Folguera A, Dal Molín C. 2006. Hojas geológicas 4163 – II/IV y I/III Viedma y General Conesa. Servicio Geológico Minero Argentino, Boletín N° 366, 67 pp.

- Facelli JM, Pickett STA. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *The Botanical Review* 57:1-32.
- Fenner M, Thompson K. 2005. *The Ecology of Seeds*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 250.
- Fernández OA, Busso C. 1999. Arid and semi-arid rangelands: two thirds of Argentina. En: Arnalds O, Archer S (eds). *Case Studies of Rangeland Desertification*. Agricultural Research Institute, Reykjavik, Iceland, pp. 41-60.
- Fernández OA, Gil ME, Distel RA. 2009. The challenge of rangeland degradation in a temperate semi-arid region of Argentina: The Caldenal. *Land Degradation and Development* 20:431-440.
- Franzese J, Ghermandi L, Bran D. 2009. Post-fire shrub recruitment in semi-arid grassland: the role of microsites. *Journal of Vegetation Science* 20:251-259.
- Franzese J, Ghermandi L, Gonzalez SL. 2015. Historical land use by domestic grazing revealed by the soil seed bank: a case study from a natural semi-arid grassland of NW Patagonia. *Grass Forage Sci* 70:1-13.
- Fresnillo-Fedorenko DE, Fernández OA, Busso CA. 1991. Forage production of the annual legume *Medicago minima* in semi -arid rangelands of central Argentina. En: Gaston A, Kernik M, Lett overon M (eds.). *Proceedings Symposium Grazing, a Challenge for Development and Environment*. International Rangeland Congress, Montpellier, France, 4:372-374.
- Fresnillo-Fedorenko D, Fernández O, Busso C, Elia OE. 1996. Phenology of *Medicago minima* and *Erodium cicutarium* in semi-arid Argentina. *Journal of Arid Environments* 33:409-416.
- Fuls ER. 1992. Semi-arid and arid rangelands: a resource under siege due to patch-selective grazing. *Journal of Arid Environments* 22:191-193.
- Funk, FA. 2016. *Procesos de degradación y recuperación en una estepa arbustivo-graminosa del noreste de la Región Patagónica*. Tesis doctoral en Biología, Universidad Nacional del Sur, 107 pp.
- Gaitán JJ, Bran DE, Murray F. 2007. Efecto de la severidad de quemado sobre la concentración de carbono orgánico en montículos e intermontículos en el Monte Austral. *Ciencia del Suelo* 25:195-199.
- Ghermandi LN, Guthmann N, Bran DE. 2004. Early post-fire succession in Northwestern Patagonia grasslands. *Journal of Vegetation Science* 15:67-76.
- Ghera CM. 2005. La sucesión ecológica en los agrosistemas pampeanos: sus modelos y significado agronómico. En: Oesterheld M, Aguiar MR, Ghera CM, Paruelo JM (Eds.), *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas; un homenaje a Rolando J. C. León*. 1° edición, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires,

- Buenos Aires, pp. 195-234.
- Gibbens RP, Mcneely RP, Havstad KM, Beck RF, Nolen B. 2005. Vegetation changes in the Jornada Basin from 1858 to 1998. *Journal of Arid Environments* 61:651-668.
- Giorgetti HD, Montenegro OA, Rodríguez GD, Busso CA. 1999. Influencia de manejos previos en la Provincia Fitogeográfica del Monte: Porcentaje de cobertura. En: XIX Reunión de la Asociación Argentina de Ecología, Asociación Argentina de Ecología, Tucumán, pp. 100.
- Godagnone RE, Bran DE. 2009. Inventario integrado de los recursos naturales de la Provincia de Río Negro: geología, hidrogeología, geomorfología, suelos, clima, vegetación y fauna. 1^{ra} edición, INTA, Buenos Aires, pp. 392.
- Higgins SI, Bond WJ, Trollope WSW. 2000. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology* 88:213-229.
- Kröpfl AI, Cecchi GA, Villasuso NM, Distel RA. 2011. Degradation and recovery process in semi-arid patchy rangelands of Northern Patagonia, Argentina. *Land Degradation & Development* 24:393-399.
- Kuenzi MA, Fulé PZ, Sieg CH. 2008. Effects of fire severity and pre-fire stand treatment on plant community recovery after a large wildfire. *Forest, Ecology & Management* 255:855-65.
- Kunst C. 2011. Gracias por el fuego. *Revista Brangus* 33:108-114.
- Lauenroth WK. 1998. Guanacos, spiny shrubs and the evolutionary history of grazing in the Patagonian steppe. *Ecología Austral* 8: 211-215.
- Leder CV, Peter G, Funk FA. 2015. Seed rain alteration related to fire grazing history in a semiarid shrubland. *Journal of Arid Environments* 121:32-39.
- Leder C. 2017. Banco de semillas y reclutamiento de plántulas en una estepa arbustivo-graminosa del Monte oriental rionegrino y su relación con la historia de uso de la tierra. Tesis de doctorado. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.
- Leder C, Peter G, Funk F, Peláez D. 2017. Consequences of anthropogenic disturbances on soil seed bank diversity and nurse shrub effects in a semiarid rangeland. *Biodiversity and Conservation* 26:2327-2346.
- Lloret F, Vilá M. 2003. Diversity patterns of plant functional types in relation to fire regime and previous land use in Mediterranean wood- lands. *Journal of Vegetation Science* 14:387-398.
- Maestre FT, Eldridge DJ, Soliveres S. 2016. A multifaceted view on the impacts of shrub encroachment. *Applied Vegetation Science* 19:369-370.
- Mayor MD, Bóo RM, Peláez DV, Elía OR. 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.

- Mueller-Dombois D, Ellenberg H. 1974. Aims and Methods of Vegetation Ecology. John Wiley and Sons, New York, 547 pp.
- Novoplansky A, Cohen D, Sachs T. 1994. Responses of annual plants to temporal changes in light environment: an interplay between plasticity and determination. *Oikos* 69:437-446.
- Noy-Meir I. 1995. Interactive effects of fire and grazing on structure and diversity of Mediterranean grasslands. *Journal of Vegetation Science* 6:701-710.
- O'Connor TG. 1991. Local extinction in perennial grasslands: A life-history approach. *The American Naturalist* 137:753-773.
- Oosterheld M, Loreti J, Semmartin M, Paruelo JM. 1999. Grazing, fire, and climate effects on primary productivity of grasslands and savannas. *Ecosystems of the World* 237-306.
- Pazos G, Bertiller M. 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.
- Peet RK, Glenn-Lewin DC, Walker Wolf J. 1983. Prediction of man's impact on plant species diversity. A challenge for vegetation science. En: Holzner W, Werger MJ, Ikusima I (eds.). *Man's impact on vegetation*. Dr. W. Junk Publishers, The Netherlands, pp. 41-53.
- Peláez DV, Bóo RM, Mayor MD, Elia OR, Cardona NM. 2009. Effect of post-fire defoliation on bud viability and plant mortality of *Piptochaetium napostaense* (Speg.) Hack. and *Poa ligularis* Ness. *Journal of Arid Environments* 73:708-712.
- Peláez DV, Giorgetti HD, Montenegro OA, Elia OR, Rodríguez GD, RM Bóo, Mayor MD, Busso CA. 2010. Vegetation response to a controlled fire in the Phytogeographical Province of the Monte, Argentina. *Phyton* 79:169-176.
- Perelman SB, León RJ, Bussacca JP. 1997. Floristic changes related to grazing intensity in a Patagonian shrub steppe. *Ecography* 20:400-406.
- Peter G, Funk FA, Torres Robles SS. 2013. Responses of vegetation to different land-use histories involving grazing and fire in the North-east Patagonian Monte, Argentina. *The Rangeland Journal* 35:273-283.
- Pickett STA, Collins SL, Armesto JJ. 1987. A hierarchical consideration of the causes and mechanisms of succession. *Vegetation* 69:109-114.
- Pla L, Matteucci S. 2001. Intervalos de confianza bootstrap del índice de biodiversidad de Shannon. *Revista de la Facultad de Agronomía* 18: 222-234.
- Pla L. 2006. Biodiversidad: inferencia basada en el Índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia* 31:583-590.
- Pol RG, Camín SR, Astié AA. 2005. Ecoregión del Monte. En: Brown A, Martínez Ortiz U,

- Acerbi M, Corcuera J (eds.). La Situación Ambiental Argentina 2005, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp. 226-236.
- Pucheta E, García-Muro VJ, Rolhauser AG, Quevedo-Robledo L. 2011. Invasive potential of the winter grass *Schismus barbatus* during the winter season of predominantly summer-rainfall desert in Central-Northern Monte. *Journal of Arid Environments* 75:390-393.
- Ravi S, D'Odorico P. 2009. Post-fire resource redistribution and fertility island dynamics in shrub encroachment desert grasslands: a modeling approach. *Landscape Ecology* 24:325-335.
- Rostagno CM, Defossé GE, del Valle HF. 2006. Post-fire vegetation dynamics in three rangelands of north-eastern Patagonia, Argentina. *Rangeland Ecology & Management* 59:163-170.
- Scheintaub MR, Derner JD, Kelly EF, Knapp AK. 2009. Response of the shortgrass steppe plant community to fire. *Journal of Arid Environments* 73:1136-1143.
- Schmitt I, Wulff RD. 1993. Light spectral quality, phytochrome and plant competition. *Trends in Ecology & Evolution* 8:47-51.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS). 2012. Los bosques nativos argentinos: un bien social. Manual de Formación de Formadores. 157 pp.
- Tizón FR, Peláez DV, Elía OR. 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, International Journal of Experimental Botany* 79:141-146.
- Torres L, Abraham EM, Rubio C, Barbero-Sierra C, Ruiz-Pérez M. 2015. Desertification Research in Argentina. *Land Degradation & Development* 26:433-440.
- Torres Robles S, Zeberio JM. 2017. Un hecho habitual de intensidad infrecuente. *Diario el perfil*. Disponible en: <http://www.perfil.com/elobservador/un-hecho-habitual-de-intensidad-infrecuente.phtml> (consultado agosto de 2017).
- Tuesca D, Nisensohn L, Boccanelli S, Torres P, Lewis JP. 2004. Weed seedbank and vegetation dynamics in summer crops under two contrasting tillage regimes. *Community Ecology* 5:247-255.
- Whelan RJ. 1995. *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 346.
- Zeberio JM. 2012. Avance de la frontera agropecuaria en el noreste patagónico y sus consecuencias en los procesos de desertificación y pérdida de biodiversidad. En: dos Santos Afonso M, Torres Sánchez RM (eds.). *Ciencia y Tecnología Ambiental, un enfoque integrador*. Asociación Argentina para el Progreso de las Ciencias, Buenos Aires, pp. 216-221.
- Zimmerman GT, Neuenschwander LF. 1984. Livestock grazing influences on community

structure, fire intensity, and fire frequency within Douglas-fir / ninebark habitat type.
Journal of Range Management 37:104-110.

Anexo Ia. Cobertura específica por tratamiento (% promedio \pm D.E.). Abreviaturas: GAF= Gramíneas anuales forrajeras, Ar=Arbustos, GPF=Gramíneas perennes forrajeras, GPNF=Gramíneas Perennes No Forrajeras.

Tratamientos / Especies por grupo funcional	NO QUEMADO				QUEMADO				
	Baja		Alta		Baja		Alta		
	Isla	Interisla	Isla	Interisla	Isla	Interisla	Isla	Interisla	
GAF	<i>Bromus brevis</i>	0,3 \pm 0,62	0 \pm 0	0,75 \pm 1,62	0 \pm 0	0,05 \pm 0,11	0 \pm 0	1,5 \pm 4,74	0 \pm 0
	<i>Hordeum euclaston</i>	50 \pm 33,1	2,83 \pm 2,06	34,5 \pm 33,5	4,93 \pm 5,02	1,35 \pm 3,1	25,6 \pm 31,1	1,35 \pm 3,18	2,6 \pm 5,35
	<i>Hordeum murinum</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	0,03 \pm 0,08	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	15,8 \pm 32,5	2,03 \pm 6,32
	<i>Schismus barbatus</i>	2,65 \pm 7,86	0,2 \pm 0,63	0 \pm 0	0 \pm 0	0,58 \pm 1,56	0 \pm 0	2,4 \pm 2,4	10,2 \pm 21,6
Ar	<i>Atriplex lampa</i>	12 \pm 21,4	0,03 \pm 0,08	5,13 \pm 12,4	0,13 \pm 0,13	0 \pm 0	0,03 \pm 0,08	0,1 \pm 0,32	0 \pm 0
	<i>Lycium chilense</i>	9 \pm 25,1	0 \pm 0	15,5 \pm 31,5	0 \pm 0	0,33 \pm 0,61	0 \pm 0	3,75 \pm 3,92	0 \pm 0
	<i>Suaeda divaricata</i>	23 \pm 32,8	0 \pm 0	25 \pm 25,9	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0
	<i>Condalia microphylla</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0,03 \pm 0,08	0 \pm 0
	<i>Cyclolepis genistoides</i>	21 \pm 33,5	0 \pm 0	16 \pm 33,7	0 \pm 0	9 \pm 7,75	0 \pm 0	2,5 \pm 3,54	0 \pm 0
GPF	<i>Poa ligularis</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0,03 \pm 0,08	1,5 \pm 4,74
	<i>Poa lanuginosa</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	25,5 \pm 27,3	4,4 \pm 12,6	5,5 \pm 9,56	26 \pm 20,5
	<i>Nassella longiglumis</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	7,1 \pm 12,7	0 \pm 0	0,05 \pm 0,11	0 \pm 0	0 \pm 0	0,05 \pm 0,16
	<i>Nassella tenuis</i>	0,03 \pm 0,08	0 \pm 0	0 \pm 0	0,05 \pm 0,11	4,5 \pm 12,6	0,53 \pm 1,07	1,13 \pm 1,71	5,33 \pm 10,7
GPNF	<i>Pappostipa speciosa</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	2,05 \pm 4,19
	<i>Hordeum flexuosum</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	9,7 \pm 16,3	0 \pm 0	0 \pm 0	0,5 \pm 1,58	0 \pm 0	0 \pm 0

Anexo Ib. Cobertura específica por tratamiento (% promedio \pm D.E.). Abreviaturas: DPNF=Dicotiledóneas perennes no forrajeras, DAF=Dicotiledóneas anuales forrajeras, DANF=Dicotiledóneas anuales no forrajeras.

Tratamientos / Especies por grupo funcional	NO QUEMADO				QUEMADO				
	Baja		Alta		Baja		Alta		
	Isla	Interisla	Isla	Interisla	Isla	Interisla	Isla	Interisla	
DPNF	<i>Atriplex semibaccata</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	0,05 \pm 0,11	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0
	<i>Hypochaeris sp.</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	0,1 \pm 0,13	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0
	<i>Noticastrum sericeum</i>	0,18 \pm 0,21	0,3 \pm 0,39	0,6 \pm 0,6	0,7 \pm 0,87	0,03 \pm 0,08	0,08 \pm 0,12	0 \pm 0	0 \pm 0
	<i>Hoffmannseggia glauca</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0,03 \pm 0,08	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0
	<i>Oxalis lasiopetala</i>	11,3 \pm 13,4	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	2,15 \pm 6,27	0,03 \pm 0,08	4,18 \pm 4,33	0,3 \pm 0,95
DAF	<i>Medicago minima</i>	6,6 \pm 13,3	0 \pm 0	2,88 \pm 4,69	0,2 \pm 0,33	18,7 \pm 29	46,7 \pm 39,3	0,05 \pm 0,11	24,6 \pm 34
	<i>Erodium cicutarium</i>	1,15 \pm 3,11	0,03 \pm 0,08	0,08 \pm 0,12	0,03 \pm 0,08	12 \pm 17	6,88 \pm 18,7	22,8 \pm 25,5	30 \pm 15,1
DANF	<i>Bowlesia incana</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0,2 \pm 0,63	0 \pm 0
	<i>Facelis retusa</i>	0,05 \pm 0,16	0 \pm 0	0,03 \pm 0,08	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0
	<i>Gamochaeta sp.</i>	0,13 \pm 0,18	0 \pm 0	0,13 \pm 0,18	0,03 \pm 0,08	0,63 \pm 1,55	0,18 \pm 0,33	0,85 \pm 1,73	1,9 \pm 4,69
	<i>Malva sylvestris</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	0,03 \pm 0,08	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0
	<i>Sisymbrium irio</i>	0,23 \pm 0,22	0 \pm 0	0,05 \pm 0,11	0 \pm 0	0,05 \pm 0,16	0,1 \pm 0,13	1 \pm 1,54	0,18 \pm 0,17
	<i>Sonchus sp.</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	0,1 \pm 0,17	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0
	<i>Plantago patagonica</i>	0,1 \pm 0,17	0,05 \pm 0,16	0,1 \pm 0,21	0 \pm 0	0,05 \pm 0,11	0,1 \pm 0,21	0 \pm 0	0 \pm 0

Anexo II. Abundancia específica del banco de semillas por tratamiento (% promedio \pm D.E.). Abreviaturas: GPF=Gramíneas perennes forrajeras, GAF= Gramíneas anuales forrajeras, DPNF=Dicotiledóneas perennes no forrajeras, DAF=Dicotiledóneas anuales forrajeras, DANF=Dicotiledóneas anuales no forrajeras, Ar=Arbustos.

Tratamientos / Especies por grupo funcional	NO QUEMADO				QUEMADO			
	Baja		Alta		Baja		Alta	
	Isla	Interisla	Isla	Interisla	Isla	Interisla	Isla	Interisla
GPF								
<i>Nassella tenuis</i>	6,37 \pm 14,23	0 \pm 0	12,73 \pm 17,43	57,3 \pm 61,23	0 \pm 0	0 \pm 0	12,73 \pm 17,43	70,03 \pm 139,5
GAF								
<i>Bromus brevis</i>	12,73 \pm 28,47	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	6,37 \pm 14,24	0 \pm 0	25,46 \pm 56,94	0 \pm 0
<i>Hordeum euclaston</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	12,73 \pm 28,47	0 \pm 0	0 \pm 0
<i>Hordeum murinum</i>	12,73 \pm 28,47	31,83 \pm 55,13	6,37 \pm 14,23	50,93 \pm 53,26	0 \pm 0	133,7 \pm 209,2	0 \pm 0	44,56 \pm 53,26
DPNF								
<i>Amaranthus deflexus</i>	0 \pm 0	6,37 \pm 14,24	25,46 \pm 41,5	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	6,37 \pm 14,24	171,9 \pm 277,1
<i>Hoffmannseggia glauca</i>	50,93 \pm 113,9	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	6,37 \pm 14,24	0 \pm 0
DAF								
<i>Medicago minima</i>	362,9 \pm 725,7	44,56 \pm 36,29	235,6 \pm 328,2	0 \pm 0	0 \pm 0	114,6 \pm 163,2	31,83 \pm 38,98	152,8 \pm 256
<i>Erodium cicutarium</i>	12,73 \pm 28,47	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	82,76 \pm 120,4	76,39 \pm 53,26
DANF								
<i>Gamochoeta sp.</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	133,7 \pm 298,9	0 \pm 0	0 \pm 0
Ar								
<i>Condalia microphylla</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	6,37 \pm 14,24	0 \pm 0
<i>Suaeda divaricata</i>	0 \pm 0	6,37 \pm 14,24	0 \pm 0	0 \pm 0	6,37 \pm 14,24	0 \pm 0	19,1 \pm 42,71	6,37 \pm 14,24