



FACULTAD DE AGRONOMÍA
Universidad Nacional de La Pampa

FUEGOS EN SISTEMAS SEMIÁRIDOS: EFECTO SOBRE LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE ARBUSTALES DE JARILLA

Trabajo final de graduación para obtener el título de Ingeniero Agrónomo

Autores:

HERLEIN, FEDERICO

Directora:

Dra. Lic. CARLA E. SUÁREZ
Ecología Vegetal - FA-UNLPam

Codirector:

Dr. HÉCTOR DANIEL ESTELRICH
Ecología Vegetal - FA-UNLPam

Evaluadores:

Dr. ERNESTO A.F. MORICI
Ecología Vegetal - FA-UNLPam
Dra. LAURA BEINTICINCO
Botánica -FA-UNLPam

FACULTAD DE AGRONOMÍA
UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA
Santa Rosa (La Pampa) - Argentina 2023

ÍNDICE

RESUMEN	3
ABSTRACT	4
INTRODUCCIÓN	5
Hipótesis.	7
Predicción.	7
Objetivo general.	7
Objetivos específicos.	7
MATERIALES Y MÉTODOS	8
Descripción del área.	8
Los fuegos en el parque.	9
Tratamientos.	10
Evaluación florística.	11
Evaluación de especies exóticas.	12
Análisis de datos.	13
RESULTADOS	15
Vegetación: cobertura, riqueza, diversidad y equitatividad	15
Complejidad estructural de la vegetación.	20
DISCUSIÓN	28
CONCLUSIONES	32
AGRADECIMIENTOS	32
BIBLIOGRAFÍA	33

RESUMEN

El Parque Nacional Lihué Calel (PNLC) históricamente ha sufrido incendios que han afectado casi la totalidad de su superficie. De esta manera, las fisonomías de vegetación que se presentan en el Parque han estado expuestas, desde su creación, a incendios cuya distinta intensidad y recurrencia juega un papel determinante en la modelación de la estructura de las comunidades y su recuperación posterior al disturbio. El objetivo del presente trabajo fue estudiar el efecto de distintos eventos de incendios, y su recurrencia, sobre la estructura y composición de arbustales de jarilla en el PNLC. Se evaluaron 6 comunidades: testigo, un incendio (2003 y 2018), dos incendios (2005+2018; 2003+2018) y tres incendios (2003+2005+2018). Se determinó estructura vertical, cobertura de especies por estrato, cobertura de vegetación, broza y porcentaje de suelo sin cobertura, presencia de especies exóticas, riqueza, equitatividad y diversidad. Hubo una simplificación de la estructura vertical a mayor recurrencia de incendios con pérdida total del estrato más alto (de más de 2 m), reducción de la contribución del estrato de 1 a 2 m e incremento del estrato gramíneo herbáceo. Las especies exóticas predominaron también en las áreas con mayor recurrencia de incendios. Estudios de este tipo aportan al conocimiento del estado de la recuperación, de estos sistemas y en todo caso de qué recaudos se deben tener para colaborar en su rehabilitación/restauración.

Palabras clave: Arbustales de *Larrea divaricata*, especies vegetales exóticas, incendios, parques nacionales

ABSTRACT

The Lihué Calel National Park (PNLC) has historically suffered fires that have affected almost its entire surface. Consequently, the vegetation physiognomies within the Park have been exposed, since its establishment, to fires of different intensities and recurrence, playing a determining role in shaping the structure of communities and their subsequent recovery post-disturbance. The objective of this study was to investigate the effect of different fire events and their recurrence on the structure and composition of "jarilla" shrublands in the PNLC. Six communities were assessed: control (unburned), one fire event (2003 and 2018), two fire events (2005+2018; 2003+2018), and three fire events (2003+2005+2018). Vertical structure, species coverage by stratum, vegetation cover, litter, percentage of bare soil, presence of exotic species, richness, evenness, and diversity were determined. There was a vertical structure simplification with increased fire recurrence, resulting in the complete loss of the tallest stratum (over 2 m), reduced contribution of the 1 to 2 m stratum, and an increase in herbaceous grassy stratum. Exotic species also predominated in areas with higher fire recurrence. Studies of this nature contribute to understanding the recovery status of these systems and, in any case, provide insights into precautions necessary to aid in their rehabilitation/restoration efforts.

Keywords:

Shrublands of *Larrea divaricata*, exotic plant species, wildfires, national parks

INTRODUCCIÓN

El Parque Nacional Lihué Calel históricamente ha sufrido incendios que han afectado casi la totalidad de su superficie. En los últimos 20 años han ocurrido incendios de una gran intensidad atribuido principalmente a su desencadenamiento durante la época estival y luego de un largo período de acumulación de fitomasa combustible. Esto último se debe a que se intercalan períodos de precipitaciones abundantes, que traen aparejado un aumento progresivo de la cobertura del estrato gramíneo-herbáceo, con períodos secos y de temperaturas elevadas que generan las condiciones necesarias para el inicio de focos de ignición. De esta manera, las fisonomías de vegetación que se presentan en el Parque han estado expuestas, desde su creación, a incendios cuya distinta intensidad y recurrencia juega un papel determinante en la modelación de la estructura de las comunidades y su recuperación posterior al disturbio.

Algunos trabajos realizados en el Parque luego de un incendio muestran cambios profundos tanto en la estructura y composición de la vegetación como en la fauna y el suelo. Sin embargo, se desconoce en el largo plazo sus efectos sobre la dirección y duración de estos cambios ya que dependen de la intensidad, frecuencia y época en los que se produzcan los incendios. Por ejemplo, en el corto y mediano plazo algunas especies pueden verse beneficiadas mientras que otras se ven tan perjudicadas que llegan a la extinción local (Kin et al., 2016; Avila et al., 2010; Chirino et al., 2008; Alzogaray, 2008; Ernst et al., 2007; Chirino et al., 2005; Chirino et al., 2004).

En las áreas afectadas por una mayor severidad de incendios, se pudo observar que los arbustales con dominancia de jarilla fueron reemplazados en parte y en un primer momento, por otros más bajos y predominantemente espinosos, debido a una mayor mortalidad de *Larrea divaricata* Cav. (Bóo et al.; 1997) y una recuperación más lenta a partir de su rebrote basal (Rossini et al. 2022; 2023). Así, especies como *Condalia microphylla* Cav., *Geoffroea*

decorticans Burkart, *Neltuma flexuosa* DC. var. *depressa* F.A. Roig y *Chuquiraga erinacea* D. Don, presentaron incrementos en su abundancia y cobertura (Chirino et al., 2007; Chirino et al., 2011; Chirino et al., 2010; Ernst et al., 2007; Morici et al., 2007; Morici et al., 2009; Suárez et al., 2009; Suárez et al., 2013). Estos arbustos, principalmente los 3 primeros han sido responsables de la lignificación que se ha observado en distintas comunidades del parque. Además, luego de los incendios también se ha observado un incremento generalizado de la fitomasa combustible provista por el estrato gramíneo-herbáceo. De esta manera el sistema entra en un ciclo de incendios- acumulación de fitomasa-incendio que conduce a la degradación del sistema.

Por otra parte, la apertura inmediata del sistema luego del incendio (al disminuir la cobertura del suelo) sumado la proximidad a campos pecuarios, caminos vecinales y zonas de picadas propias o ajenas, han favorecido el ingreso de especies exóticas en el Parque, generando así variabilidad en la composición de las comunidades en algunos sitios (Herlein et al., 2022).

Hasta aquí queda claro que los incendios, en particular los de mayor intensidad y recurrencia sobre las mismas áreas, conllevan a fuertes modificaciones en las características estructurales y funcionales de los ecosistemas que muchas veces generan una disminución y/o pérdida en la capacidad de resiliencia al traspasar umbrales ecológicos, convirtiéndose en ecosistemas con características totalmente distintas a las previas al disturbio (de Torres Curth, 2018; Jaksic, 2015; Quintanilla, 2000; Thompson, 2011). En este sentido se desconoce en el largo plazo el efecto y la duración, y por ende la resiliencia de estos sistemas post-disturbio, ya que dependen de la intensidad, frecuencia, época en los que se produzcan los incendios y en las condiciones ambientales post-incendio. Para el Parque Nacional Lihué Calel, la información obtenida en este aportará al conocimiento de la dinámica post-incendio de estas comunidades.

Hipótesis.

La recurrencia de incendios en áreas del Parque Nacional Lihué Calel afecta la composición específica, cobertura y estructura vertical de las comunidades de arbustal de *Larrea divaricata*

Predicción.

Arbustales con mayor recurrencia de incendios presentarán modificaciones en su estratificación disminuyendo el número de estratos con pérdida de los más altos, tendrán una mayor contribución de cobertura del pastizal con respecto al porcentaje total de vegetación y mayor presencia de especies exóticas.

Objetivo general.

Estudiar el efecto de distintos eventos de incendios, y su recurrencia, sobre la estructura y composición de arbustales de jarilla en el Parque Nacional Lihué Calel.

Objetivos específicos.

Evaluar florísticamente arbustales del PNLC afectados por distintos incendios.

- a. Establecer la estructura vertical, cobertura total de vegetación y de broza y la proporción de suelo sin cobertura.
- b. Determinar la composición específica, riqueza, equitatividad y diversidad.
- c. Identificar y determinar la cobertura de especies nativas y exóticas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área.

El Parque Nacional Lihué Calel (32514 hectáreas) se encuentra situado en el centro-sur de la provincia de La Pampa (65° 39' W- 65° 33' W, 37° 54' S-38° 05' S) (Fig. 2), en la provincia Fitogeográfica del Monte (Cabrera, 1971). El clima es templado semiárido, con temperaturas medias anuales de 15 °C, con fecha promedio de la primera helada para el 10 de abril (\pm 15-20 días) y fecha media de última helada para el 18 de octubre (con igual variabilidad). La precipitación media anual es 365 mm y de carácter primavera-estivo-otoñal (Cano et al., 1980). El relieve se compone de sierras con forma cónica con pedemontes planos y escalonados, cuya pendiente va decreciendo en dirección S-SE. Al oeste estas geoformas terminan con la aparición de bajos y salitrales. Los afloramientos rocosos corresponden a la formación Choique Mahuida. No se observa en el área una red de drenaje definida. Cada una de las distintas geoformas se encuentra caracterizado por distintos tipos de vegetación (Cano et al., 1980).

En general, predominan arbustales de *Larrea divaricata*, *L. nitida* y *L. cuneifolia* con una composición de especies variable; pastizales orófilos; bosquecillos de *Geoffroea decorticans* y pajonales de *Jarava ichu* (Zabalza et al., 1989). Los sedimentos superficiales más comunes son arenas finas y limosas que descansan sobre cantos rodados y clastos rocosos. El material parental es una arena eólica reciente, de textura franco-arenosa a arenosa-franca, con espesores muy variables. El CaCO₃, en forma pulverulenta, está mezclado en todo el perfil y es común la presencia de un manto calcáreo alrededor del metro de profundidad. Los suelos son incipientes y presentan un perfil sencillo (Cano et al., 1980).

Los fuegos en el parque.

De acuerdo con información sistematizada para el periodo 1983-2020 en el Plan de Manejo del Fuego de PNLCA, los incendios se han concentrado entre los meses de noviembre a febrero siendo los mayores registros en los meses de diciembre y enero. Estos incendios fueron producto de negligencia humana (58%), tormentas eléctricas (38%) y por desperfectos del tendido eléctrico (4%).

Los incendios que abarcaron mayores superficies ocurrieron en los años 1993, 2003 y 2018 (Fig.1). En el año 2003 las 8 mil hectáreas afectadas representaron casi el 82% de la superficie del parque, ese mismo año se incorporaron las zonas del salitral y la superficie del parque ascendió a 32514 has. Debido a esto, el incendio de 2018 representó el 53% del parque.

Cabe destacar que los incendios se han desarrollado en la zona denominada Diamante, cuyas formaciones vegetales se corresponden con arbustales y pastizales, la zona del salitral carece de registro de incendios desde el año 2003.

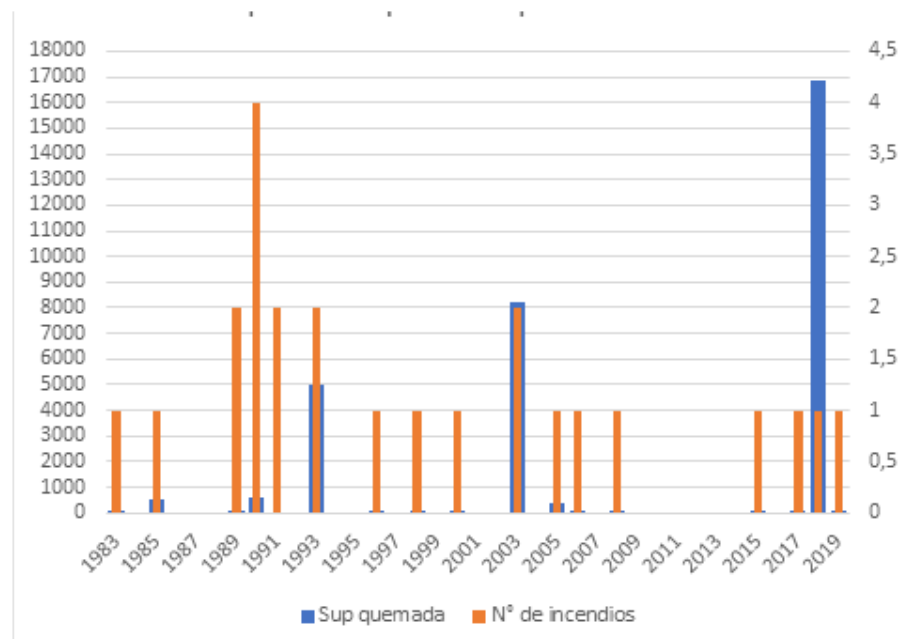


Figura 1. Superficie (en ha) incendiada por año; período 1983-2020. Fuente: Plan de Manejo del Fuego IF-2021-77413184-APN-PNLCA#APNAC.

Tratamientos.

Dentro de las áreas con fisonomía de arbustal de jarilla, principalmente de *L. divaricata*, se seleccionaron 5 áreas afectadas por incendios de gran severidad y una situación de referencia (testigo) que no se incendió en ninguno de estos eventos.

De esta manera quedaron definidos los siguientes tratamientos (Fig. 2 y 3):

- a. Área incendiada en el año 2003
- b. Área incendiada en el año 2018
- c. Área incendiada en los años 2003 + 2018
- d. Área incendiada en los años 2005 + 2018
- e. Área incendiada en los años 2003 + 2005 + 2018
- f. Testigo

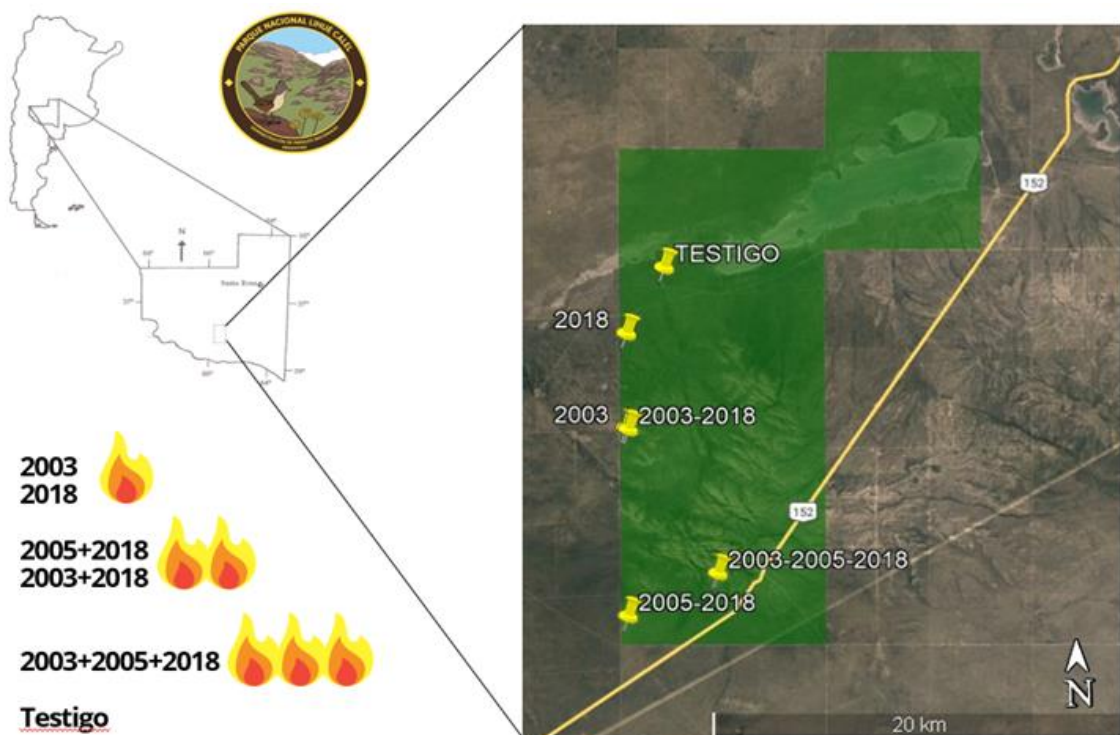


Figura 2. Ubicación del Parque Nacional Lihúe Calel y de los distintos tratamientos.

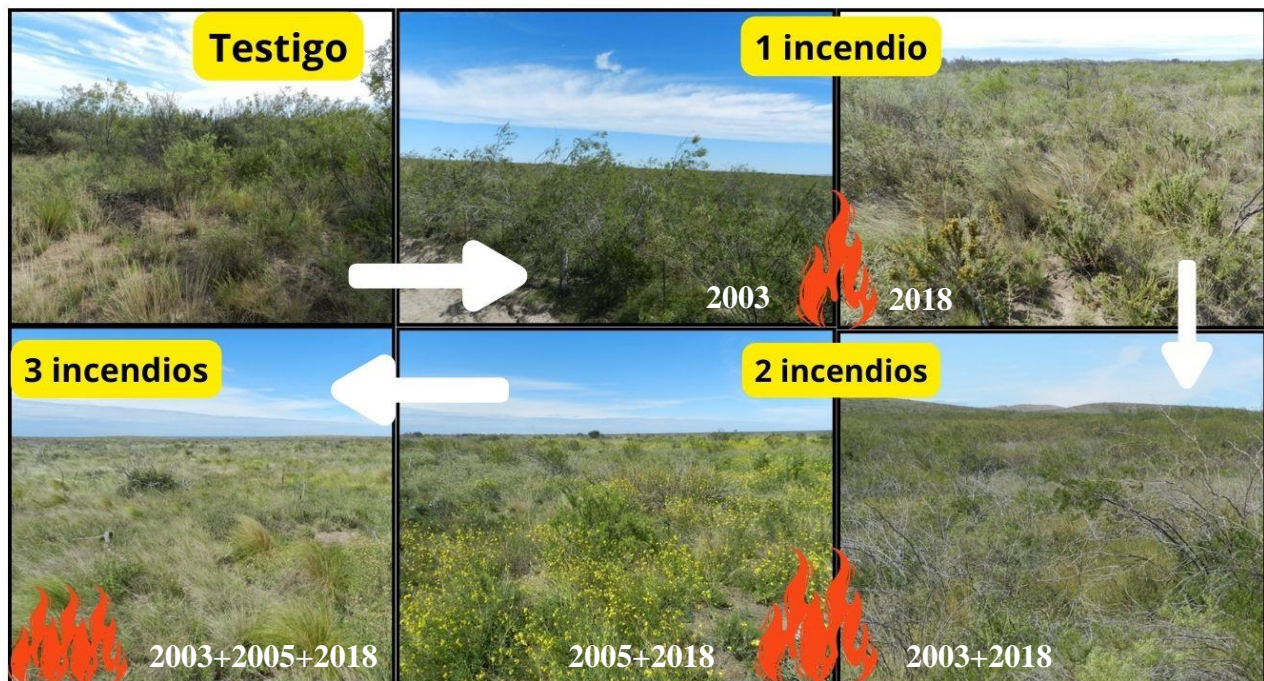


Figura 3. Fisonomías de la vegetación correspondiente a los distintos tratamientos.

Evaluación florística.

En cada uno de los tratamientos se realizaron evaluaciones florísticas a partir de censos en los que se determinó la estructura vertical de la comunidad, la cobertura de las especies por estrato, cobertura total de vegetación, broza y porcentaje de suelo sin cobertura (Müller-Dombois y Elleberg, 1974; Braun-Blanquet, 1979; Batista et al., 2014). Para ello, se utilizaron 2 fajas transectas de 10x100 (1000 m²) en cada tratamiento. En cada una de ellas se realizaron 5 censos en una superficie de 10x20 cada uno (200 m²) (2 fajas x 5 censos x 6 tratamientos; n=10; N=60) (Fig. 4, estaciones de muestreo del 2 al 6).

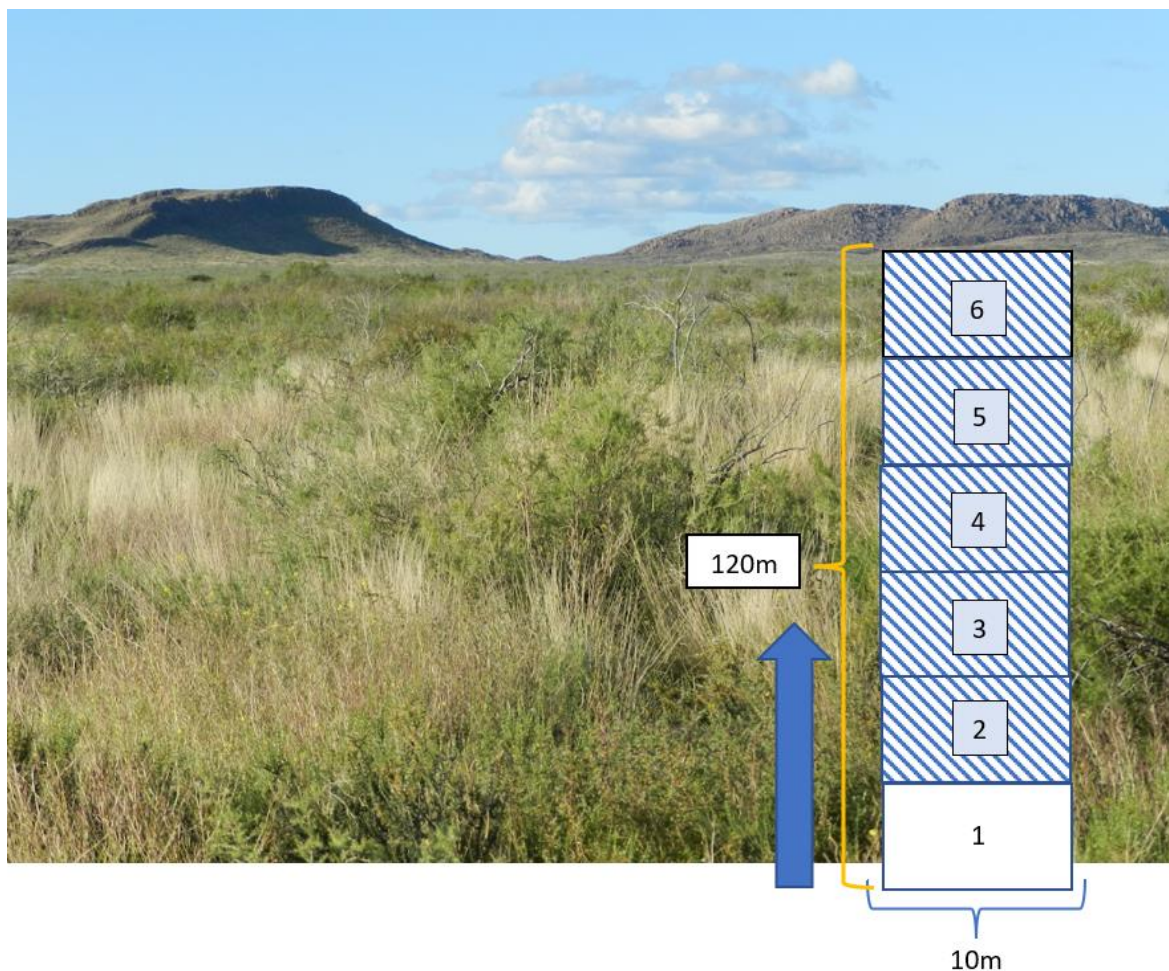


Figura 4. Detalle de la faja y la distribución de las estaciones del relevamiento florístico a nivel de la comunidad.

Evaluación de especies exóticas.

La evaluación de especies exóticas y su grado de avance hacia el interior de la comunidad se realizó a través de censos en un *continuum* (gradiente) desde las zonas más abiertas (picadas) hacia el interior (Suárez et al., 2019). Para ello se utilizaron por tratamiento 2 fajas transectas de 10x120 (1200 m²) donde se realizaron 3 censos en cada una en una superficie de 10x20 (200 m²) (2 fajas x 3 censos x 6 tratamientos; n=6; N=36). La ubicación del primero de ellos fue en la zona contigua a la picada, el segundo y el tercero a 40 m y 80 m del primero, respectivamente (Fig. 5, estaciones 1, 4 y 6 en la imagen)

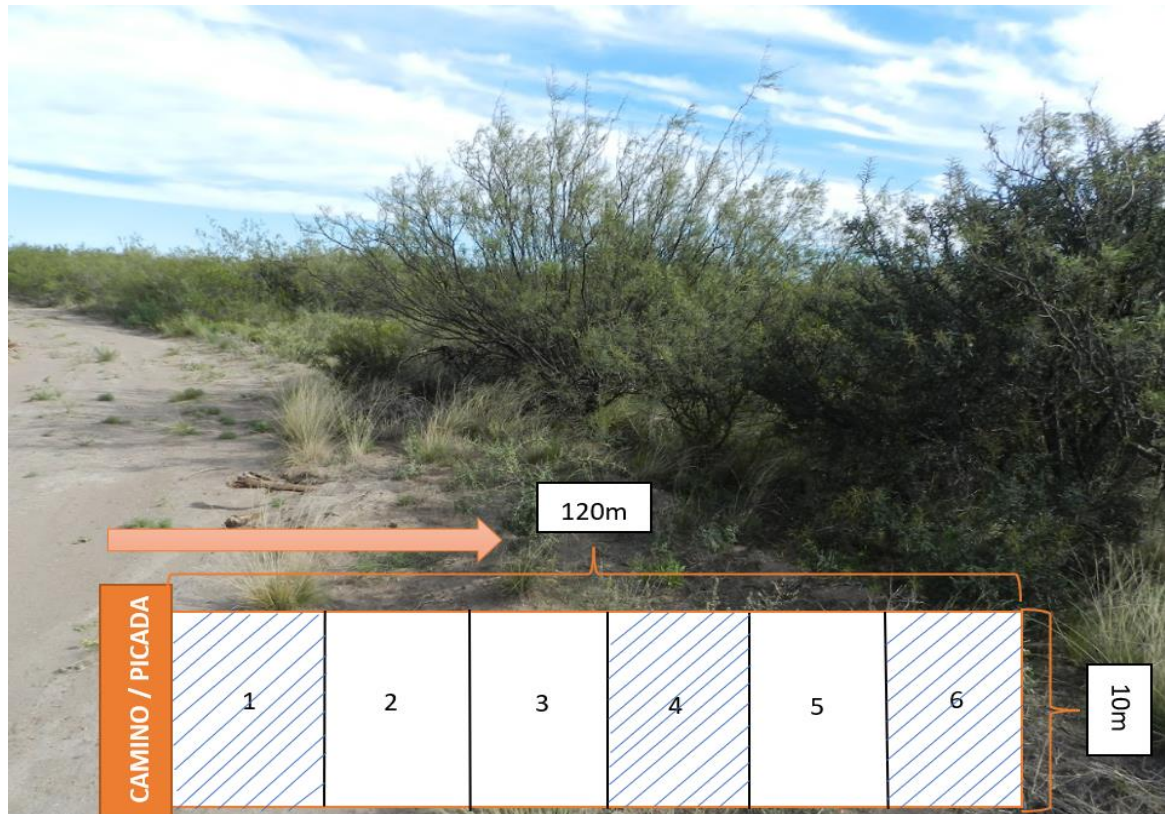


Figura 5. Detalle de la faja y la distribución de las estaciones del relevamiento florístico para la detección del ingreso de las especies exóticas.

Se confeccionó una lista florística a partir de la cual se identificaron especies nativas y exóticas (Zuloaga et al. 2019), el ciclo de vida y los tipos biológicos de Raunkiær. Además, se determinó la riqueza de especies y se calcularon los índices de diversidad de Simpson y equitatividad.

Análisis de datos.

Para la evaluación de atributos descriptivos de las comunidades de arbustales se realizaron análisis de la varianza paramétricos y cuando no se cumplieron los supuestos de homocedasticidad y normalidad se realizaron test no paramétricos. Así, la evaluación de suelo sin cobertura, riqueza, diversidad y equitatividad se realizó con ANOVA para un diseño completamente aleatorizado. Mientras que, el análisis de cobertura de vegetación y broza se realizó con el test de Kruskal y Wallis (1952) (análisis de varianza no paramétrico a una vía de

clasificación). Se realizaron comparaciones de a pares entre las medias de los rangos de tratamientos (Conover, 1999). Se utilizó el paquete estadístico Infostat versión 2020 (Di Rienzo et al., 2020) (Anexo).

Se realizó un análisis de clúster a dos vías con los valores de cobertura de las especies para cada uno de los censos, con el método de Ward y como medida de similitud la distancia euclídea. Para lo cual se construyó una matriz de covarianza de censos x especies (a nivel de comunidad 60 censos x 16 especies y para la evaluación de exóticas 36 censos x 23 especies). Las especies consideradas para este análisis fueron las que presentaron una frecuencia igual o superior al 50% en algunos de los tratamientos; de esta manera, se mantuvo un balance apropiado de muestras y de variables.

Además, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para encontrar una proyección que muestre de la mejor manera la relación entre las unidades muestrales, tanto para la comunidad como para la evaluación de especies vegetales exóticas.

Para establecer si existe diferencia entre los distintos tratamientos en cuanto a la composición de especies se aplicó la prueba de aleatorización PerMANOVA.

Se utilizaron los paquetes estadísticos Infostat versión 2018 (Di Renzo et al., 2018), PCOrd 6 (McCune and Mefford, 2011).

RESULTADOS

Vegetación: cobertura, riqueza, diversidad y equitatividad.

A nivel de la comunidad del arbustal, en general, la riqueza florística fue de 100 especies, de las cuales 25% fueron anuales y 75% perennes. En cuanto a la composición, un 10% fueron fanerófitas, 12% caméfitas, 46% hemicriptófitas, 29% terófitas, 1% geófitas y 2% suculentas (Tabla 1). Las exóticas tuvieron una representación del 15%, concentradas principalmente en el estrato más bajo (de 0-0,5 m). Si bien no hubo diferencias significativas en la riqueza por tratamiento ($p=0,045$), el mayor número de especies se presentó en aquellos con un solo incendio y la menor riqueza en el tratamiento de mayor recurrencia y en el testigo (Tabla 1; Fig 6).

Tabla 1: Lista florística por estrato y para cada tratamiento. Referencias: TB-tipos biológicos (fanerófitos -F; hemicriptófitos-H; terófitos-T; geófitos-G, suculentas-S); CV-ciclo de vida (perenne-P; anual-A); O-origen (nativas-N; exóticas-E); Testigo (T), incendio 2003 (03), incendio 2028 (18), incendios 2003+2018 (03-18), incendios 2005+2018 (05-18), incendios 2003+2005+2018 (03-05-18).

Especies/Tratamientos	T	03	18	03+18	05+18	03+05+18	TB	CV	O
Estrato > 2m									
<i>Bougainvillea spinosa</i>	x						F	P	N
<i>Condalia microphylla</i>	x	x					F	P	N
<i>Larrea divaricata</i>	x	x					F	P	N
<i>Larrea nitida</i>	x						F	P	N
<i>Neltuma flexuosa</i>	x						F	P	N
<i>Neltuma flexuosa</i> var. <i>depressa</i>		x					F	P	N
Estrato 1-2 m									
<i>Bougainvillea spinosa</i>	x				x		F	P	N
<i>Brachyclados lycioides</i>	x			x			F	P	N
<i>Chuquiraga erinacea</i>	x	x	x				C	P	N
<i>Condalia microphylla</i>	x	x		x	x		F	P	N
<i>Geoffroea decorticans</i>		x					F	P	N
<i>Larrea divaricata</i>	x	x	x	x	x	x	F	P	N
<i>Larrea nitida</i>	x						F	P	N
<i>Lycium chilense</i>	x	x			x		F	P	N

<i>Lycium gilliesianum</i>	x	x			x		F	P	N
<i>Prosopidastrum angusticarpum</i>	x	x					F	P	N
<i>Neltuma caldenia</i>		x					F	P	N
<i>Neltuma flexuosa</i>	x	x	x				F	P	N
<i>Neltumaflexuosa</i> var. <i>depressa</i>	x	x	x	x	x	x	F	P	N
<i>Schinus fasciculatus</i>		x					F	P	N
<i>Schinus johnstonii</i>		x	x				F	P	N
Estrato 0,5-1m									
<i>Acantholippia seriphioides</i>	x	x					F	P	N
<i>Aloysia gratissima</i>					x		F	P	N
<i>Brachyclados lycioides</i>	x		x	x	x		C	P	N
<i>Bredemeyera microphylla</i>		x			x		C	P	N
<i>Bougainvillea spinosa</i>	x			x	x		F	P	N
<i>Chuquiraga erinacea</i>	x	x	x	x	x	x	C	P	N
<i>Condalia microphylla</i>	x	x	x	x	x	x	F	P	N
<i>Ephedra ochreatea</i>		x	x		x		C	P	N
<i>Fabiana peckii</i>		x					C	P	N
<i>Geoffroea decorticans</i>		x				x	F	P	N
<i>Junelia aspera</i>		x	x	x	x		C	P	N
<i>Junellia connatibracteata</i>			x		x		C	P	N
<i>Larrea divaricata</i>	x	x	x	x	x	x	F	P	N
<i>Larrea nitida</i>	x	x		x	x	x	F	P	N
<i>Lycium chilense</i>	x	x	x		x	x	F	P	N
<i>Lycium gilliesianum</i>	x	x	x		x	x	F	P	N
<i>Polygala</i> sp.			x				T	A	N
<i>Prosopidastrum angusticarpum</i>		x	x	x	x	x	C	P	N
<i>Neltuma caldenia</i>				x			F	P	N
<i>Neltuma flexuosa</i>	x		x	x	x	x	F	P	N
<i>Neltuma flexuosa</i> var. <i>depressa</i>	x	x	x	x	x	x	F	P	N
<i>Schinus fasciculatus</i>			x				F	P	N
<i>Schinus johnstonii</i>		x	x	x			F	P	N
<i>Senecio pampeano</i>	x	x	x	x	x	x	C	P	N
<i>Senna aphylla</i>		x	x				F	P	N
Estrato 0-0,5m									
<i>Acantholippia seriphioides</i>	x	x	x	x	x		F	P	N
<i>Amaranthus</i> sp.	x						T	A	N
<i>Aristida mendocina</i>	x	x	x	x			H	P	N
<i>Aristida subulata</i>		x	x	x	x		H	P	N
<i>Asclepia</i> sp.			x				C	P	N
<i>Baccharis crispa</i>		x		x		x	H	P	N
<i>Baccharis gilliesii</i>	x	x	x	x	x		H	P	N
<i>Baccharis melanopotámica</i>		x	x	x		x	H	P	N
<i>Baccharis pingraea</i>	x	x	x	x	x	x	H	P	N

<i>Baccharis ulicina</i>		x	x				H	P	N
<i>Baccharis tenella</i>			x				H	P	N
<i>Brachyglados lycioides</i>		x		x	x		C	P	N
<i>Bromus brevis</i>		x	x	x	x	x	T	A	N
<i>Boopis anthemoides</i>		x	x	x	x		H	P	E
<i>Bougambillea spinosa</i>			x		x		F	P	N
<i>Bothriochloa</i> sp.		x					H	P	N
<i>Capsella bursa-pastoris</i>				x			T	A	E
<i>Cereus aethiops</i>	x						S	P	N
<i>Centaurea solstitialis</i>					x	x	T	A	E
<i>Chenopodium album</i>	x						T	A	E
<i>Chuiraga erinacea</i>	x	x	x	x	x		C	P	N
<i>Condalia microphylla</i>			x	x		x	T	P	N
<i>Conyza bonariensis</i>	x	x	x	x	x	x	T	A	E
<i>Daucus pusillus</i>		x	x	x	x	x	T	A	E
<i>Descurainia eridifolia</i>				x			T	A	E
<i>Digitaria californica</i>			x				H	P	N
<i>Diptotaxis tenuifolia</i>				x	x	x	H	P	E
<i>Ephedra ochreatea</i>		x	x	x	x		H	P	N
<i>Eragrostis lugens</i>							H	P	E
<i>Erodium cicutarium</i>		x	x	x	x		T	A	E
<i>Eruca sativa</i>						x	T	A	E
<i>Gaillardia megapotamica</i>				x	x	x	H	P	N
<i>Gamochaeta peregrina</i>			x		x		T	A	E
<i>Geoffroea decorticans</i>				x		x	F	P	N
<i>Glandularia peruviana</i>			x				H	P	E
<i>Glandularia pulchella</i>	x	x	x	x	x	x	H	P	E
<i>Gnaphalium gaudichaudianum</i>				x	x		T	A	E
<i>Grindelia pulchella</i>						x	H	P	N
<i>Hoffmansegia falcaria</i>		x	x	x	x	x	H	P	N
<i>Hysterionica jasionoides</i>		x	x	x	x	x	H	P	E
<i>Jarava ichu</i>	x	x	x	x		x	H	P	N
<i>Junellia aspera</i>			x	x			C	P	N
<i>Junellia seriphioides</i>	x	x	x	x	x		C	P	N
<i>Lactuca serriola</i>				x	x		H	P	E
<i>Larrea divaricata</i>	x	x	x	x		x	T	P	N
<i>Larrea nitida</i>	x		x			x	T	P	N
<i>Lecanophora ecristata</i>	x		x	x	x		T	A	N
<i>Lecanophora heterophylla</i>			x	x	x		T	A	N
<i>Nuttallanthus canadensis</i>						x	H	P	E
<i>Lycium chilense</i>	x	x		x	x		F	P	N
<i>Lycium gilliesianum</i>	x			x	x	x	F	P	N
<i>Margyricarpus pinnatus</i>				x			C	P	N
<i>Marrubium vulgare</i>		x				x	H	P	E
<i>Medicago minima</i>			x		x	x	H	A	E

<i>Melica argyrea</i>	x		x			x	H	P	N
<i>Menodora linoides</i>						x	H	P	N
<i>Nassella tenuis</i>	x	x	x	x	x	x	H	P	N
<i>Nassella tenuissima</i>	x	x	x		x	x	H	P	N
<i>Neltumas flexuosa var. depressa</i>	x		x			x	T	P	N
<i>Nierembergia aristata</i>		x				x	H	P	N
<i>Opuntia sp.</i>		x					S	P	N
<i>Panicum urvilleanum</i>				x			H	P	N
<i>Parietaria debilis</i>	x						T	A	E
<i>Parthenium hysterophorus</i>					x	x	T	A	N
<i>Pentaquena sp.</i>	x						T	A	N
<i>Piptochaetium napostaense</i>		x	x	x			H	P	N
<i>Plantago patagonica</i>	x	x	x	x	x	x	T	A	N
<i>Poa lanuginosa</i>	x	x	x	x	x	x	H	P	N
<i>Poa ligularis</i>	x	x	x	x	x	x	H	P	N
<i>Prosopidastrum angusticarpum</i>				x	x		C	P	N
<i>Relbunium richardianum</i>		x	x	x			T	A	N
<i>Rodophiala mendocina</i>					x		G	P	N
<i>Salsola kali</i>	x				x		T	A	E
<i>Schinus johnstonii</i>	x						T	P	N
<i>Schismus barbatus</i>	x	x	x	x	x		T	P	N
<i>Senecio ceratophylloides</i>		x					C	P	N
<i>Senecio pampeano</i>	x	x	x	x	x	x	C	P	N
<i>Senna aphylla</i>	x	x	x	x			F	P	N
<i>Setaria leucopila</i>	x	x	x	x	x	x	H	P	N
<i>Sisymbrium sp.</i>				x		x	T	A	E
<i>Solanum cordobensis</i>	x	x					H	P	N
<i>Solanum meloncillo</i>		x		x			H	P	N
<i>Sphaeralcea mendocina</i>		x		x			H	P	N
<i>Sphaeralcea crispa</i>	x	x	x	x	x	x	H	P	N
<i>Sporobolus cryptandrus</i>						x	H	P	N
<i>Stipa brachychaeta</i>		x					H	P	N
<i>Stipa speciosa</i>		x	x		x		H	P	N
<i>Stipa trichotoma</i>		x	x				H	P	N
<i>Taraxacum officinale</i>			x				T	A	E
<i>Thelesperma megapotamicum</i>	x	x	x	x	x	x	H	P	E
<i>Trichlocline sinuata</i>	x		x		x		H	P	N
<i>Leptochloa crinita</i>	x	x					H	P	E
Riqueza	43	61	59	57	53	42			

Con respecto a la diversidad y equitatividad presentaron diferencias significativas (diversidad $p=0,0001$ y equitatividad $p=0,0001$), con mayores valores en los tratamientos T y 2018 (Fig.6).

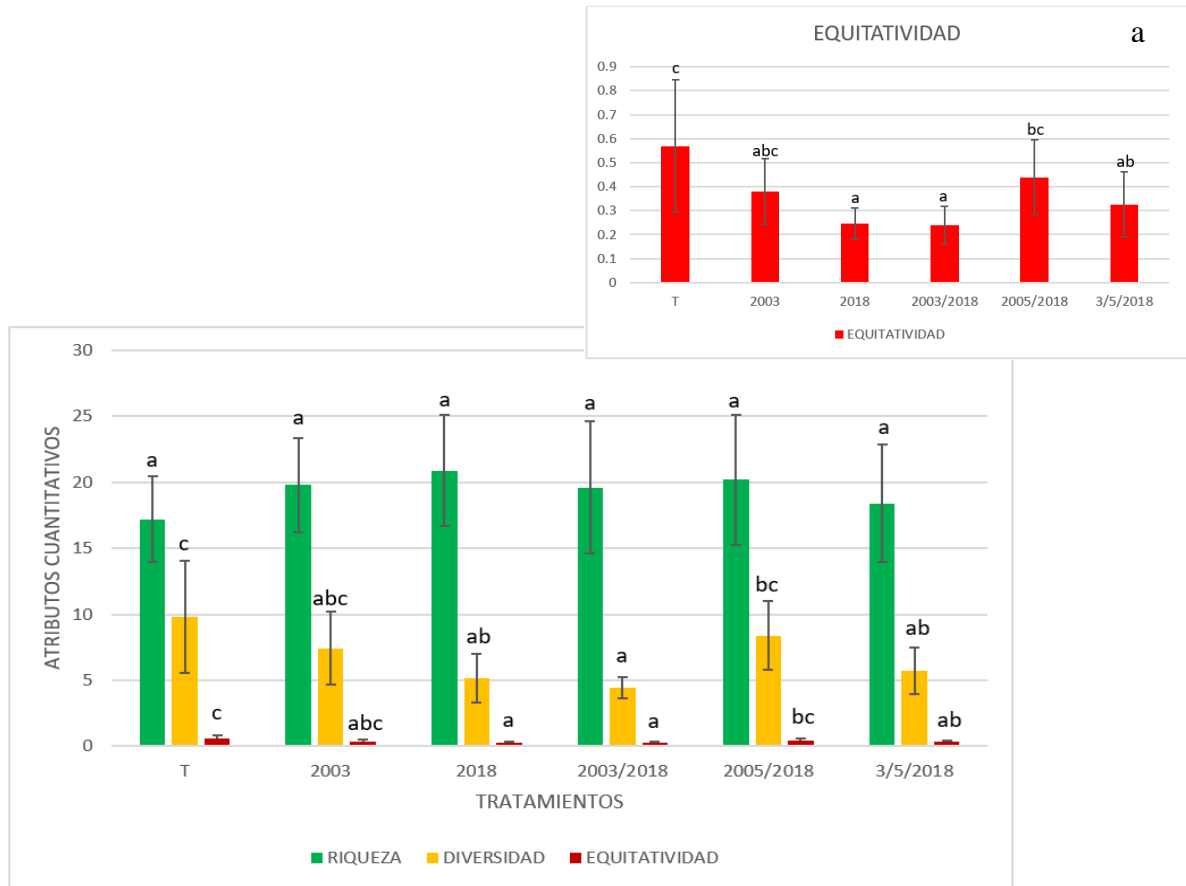


Figura 6. Atributos cuantitativos de la comunidad: riqueza, diversidad y equitatividad por tratamiento. a) detalle de la equitatividad. Testigo (T), incendio 2003 (03), incendio 2028 (18), incendios 2003+2018 (03-18), incendios 2005+2018 (05-18), incendios 2003+2005+2018 (03-05-18). (Letras diferentes presentan diferencias significativas entre tratamientos; $p < 0,05$).

La cobertura presentó diferencias en cuanto a proporción de vegetación, broza y suelo descubierto entre los tratamientos ($p=0,01$ vegetación, $p=0,0024$ broza, $p=$ menor a $0,0001$ suelo). La cobertura de vegetación varió entre 52% para el T y 70% para 2003-2018. La broza

presentó el menor valor en el 2003 (5,7 %) y el mayor en el T con 21%. El suelo sin cobertura varió entre 13% para el tratamiento 2018 y 27% para el T y 2003 (Fig.7).

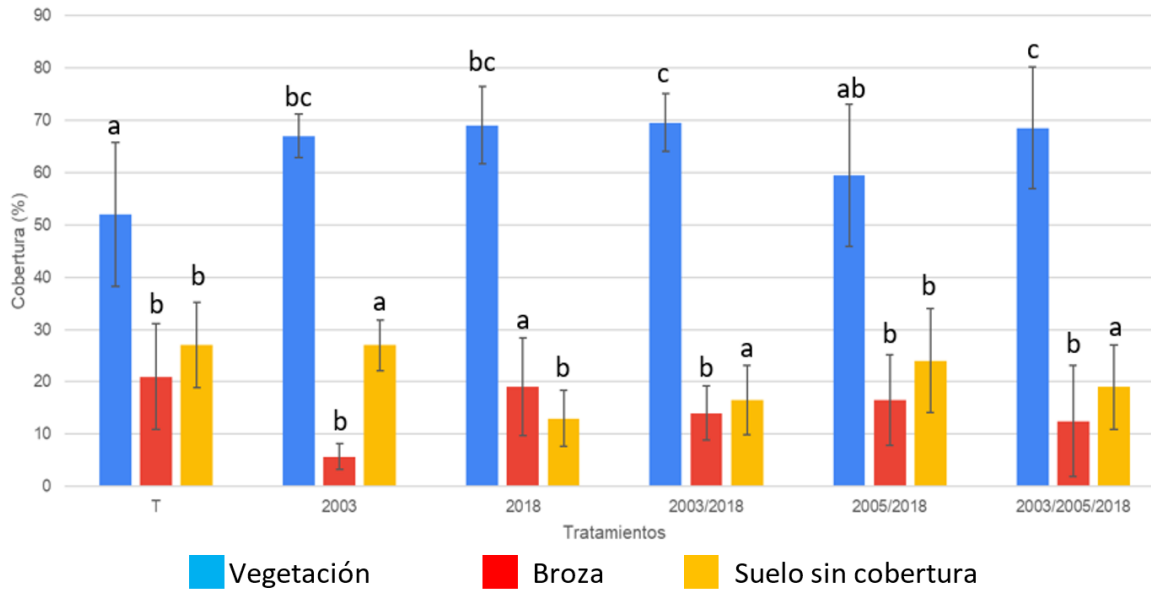


Figura 7. Cobertura de vegetación y broza y suelo sin cobertura para cada tratamiento. Testigo (T), incendio 2003 (03), incendio 2028 (18), incendios 2003+2018 (03-18), incendios 2005+2018 (05-18), incendios 2003+2005+2018 (03-05-18). (Letras diferentes presentan diferencias significativas entre tratamientos; $p < 0,05$).

Complejidad estructural de la vegetación.

La estructura vertical definida a partir de 4 estratos fue diferente para los distintos tratamientos. Las comunidades T y 2003 presentaron la totalidad de los estratos, con aportes del 46,3% y 36,8%, respectivamente en los estratos más altos (entre 1 y más de 2 m). En aquellos tratamientos con un incendio próximo y mayor recurrencia hubo ausencia del estrato de mayor altura y mayor contribución de los dos estratos más bajos definidos entre 0 y 1 m. En estas situaciones la cobertura estuvo conformada por especies herbáceas, gramíneas, y arbustos y subarbustos rebrotados (Tabla 1 y Fig.8).

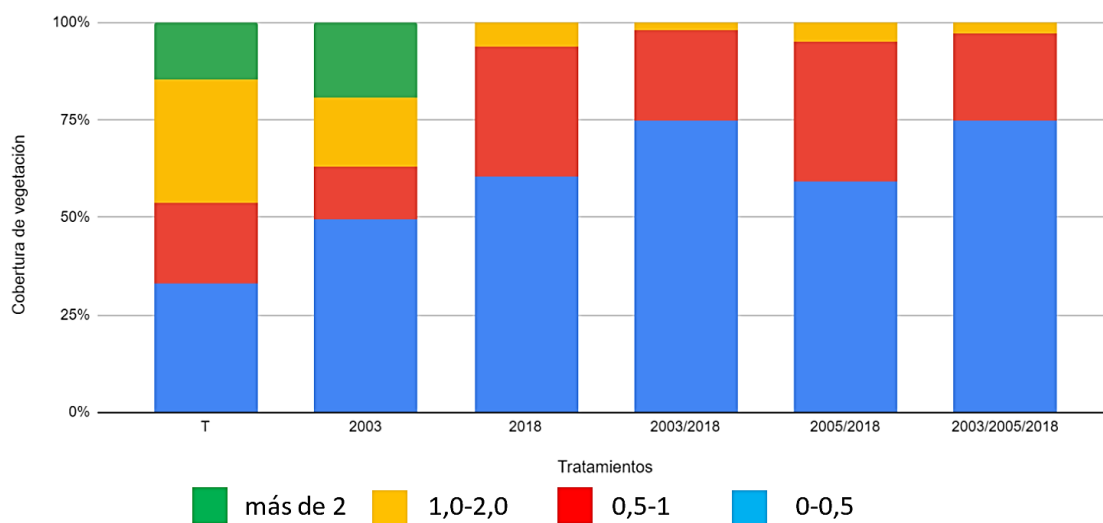


Figura 8. Contribución de la cobertura de cada estrato a la cobertura total de vegetación para cada tratamiento. Referencias: en azul estrato de 0 a 50 cm; en rojo estrato de 50 cm a 1 m; en amarillo de 1 a 2 m y en verde estrato de más de 2 m. Testigo (T), incendio 2003 (03), incendio 2028 (18), incendios 2003+2018 (03-18), incendios 2005+2018 (05-18), incendios 2003+2005+2018 (03-05-18).

El análisis de clúster a dos vías permitió identificar tres grupos (56,2% de información para los tratamientos y 31,3% de información para las especies; porcentaje de encadenamiento=10,8%) (Fig. 9). El grupo 1 y 2 son arbustales con una estructura vertical más compleja, caracterizados por especies típicas de esas comunidades como *Larrea divaricata* y *L. nitida*, *Condalia microphylla*, *Chuquiraga erinacea*, *Lycium chilense*. El grupo 3 estuvo conformado por los tratamientos con más recurrencia de incendios o bien con incendio reciente. En este caso, las especies que predominaron fueron las del estrato gramíneo herbáceo como *Nassella tenuis*, *N. tenuissima*, *Jarava ichu*, *Baccharis crispa* y algunos subarbustos.

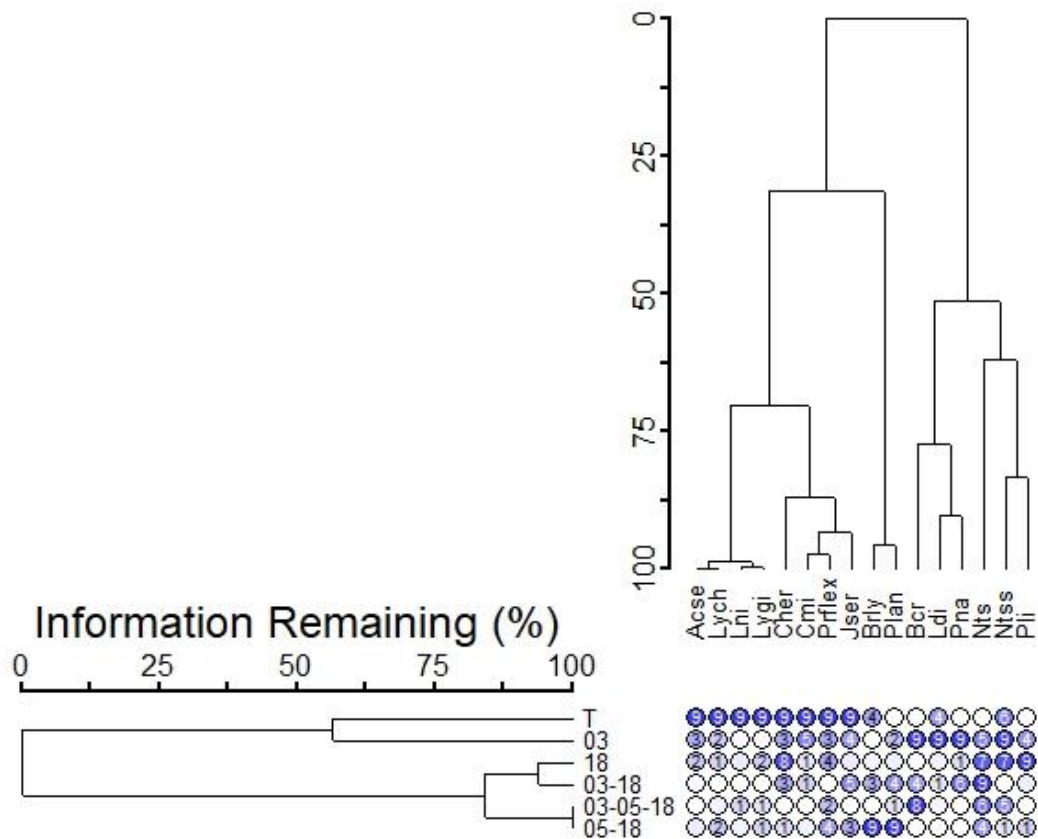


Figura 9. Cluster a dos vías de los tratamientos y las especies. Referencias: Testigo (T), incendio 2003 (03), incendio 2028 (18), incendios 2003+2018 (03-18), incendios 2005+2018 (05-18), incendios 2003+2005+2018 (03-05-18); Especies: *Acse*, *Acantholippia seriphioides*, *Bcr*, *Baccharis crispa*; *Brly*, *Brachyclados lycioides*; *Cher*, *Chuquiraga erinacea*; *Cmi*, *Condalia microphylla*; *Jser*, *Junellia seriphioides*; *Ldi*, *Larrea divaricata*; *Lni*, *Larrea nítida*; *Lych*, *Lycium chilense*; *Lygi*, *Lycium gillesianum*; *Nts*, *Nassella tenuis*; *Ntss*, *Nassella tenuissima*; *Plan*, *Poa lanuginosa*; *Pli*, *Poa ligularis*; *Pna*, *Piptochaetium napostaense*; *Prflex*, *Neltuma flexuosa*.

El análisis de componentes principales de la composición de especies de las comunidades y la recurrencia de incendios explicó el 87,20% de la variabilidad encontrada (el primer eje el 61,05 y el segundo eje el 26,16%). El primer componente separó los tratamientos T y 2003 asociados a una mayor contribución de *A. seriphioides*, *L. divaricata* y *N. flexuosa* var. *depressa* (eigenectores: 0,4489, 0,4586 y 0,3014 respectivamente) de los restantes tratamientos, donde predominó *Nassella tenuis* (eigenvector: -0,6099). El segundo componente aportó información

para diferenciar los tratamientos 2003 y 2003-2018 de los restantes. Los primeros estuvieron asociados a *L. divaricata*, *Piptochaetium napostaense* y *Nassella tenuis* (eigenvectores: 0,8140; 0,2409; 0,3774, respectivamente) mientras que los segundos a *N. flexuosa* var. *depressa* y *L. nitida* (eigenvectores: -0,1972 y -0,1103, respectivamente) (Fig. 10). El análisis de PerMANOVA mostró que la composición de especies de la comunidad varió en los distintos tratamientos ($F=10,91$; $p=0,0002$).

El análisis de componentes principales de la composición de exóticas en el gradiente hacia el interior de la comunidad y la recurrencia de incendios explicó el 72,87% de la variabilidad encontrada (el primer eje el 55,5% y el segundo eje el 17,3%). El primer componente separó los tratamientos T y 2003 asociados a una mayor contribución de *A. seriphioides*, *L. divaricata* y *N. flexuosa* var. *depressa* (eigenvectores: 0,4489, 0,4586 y 0,3014 respectivamente) de los restantes tratamientos, donde predominó *N. tenuis* (eigenvector: -0,6099). El segundo componente aportó información para diferenciar los tratamientos 2003 y 2003-2018 de los restantes. Los primeros estuvieron asociados a *L. divaricata*, *P. napostaense* y *N. tenuis* (eigenvectores: 0,8140; 0,2409; 0,3774, respectivamente) mientras que los segundos a *N. flexuosa* var. *depressa* y *L. nitida* (eigenvectores: -0,1972 y -0,1103, respectivamente) (Fig. 11). El análisis de PerMANOVA mostró que la composición de especies de la comunidad varió en los distintos tratamientos ($F=10,91$; $p=0,0002$).

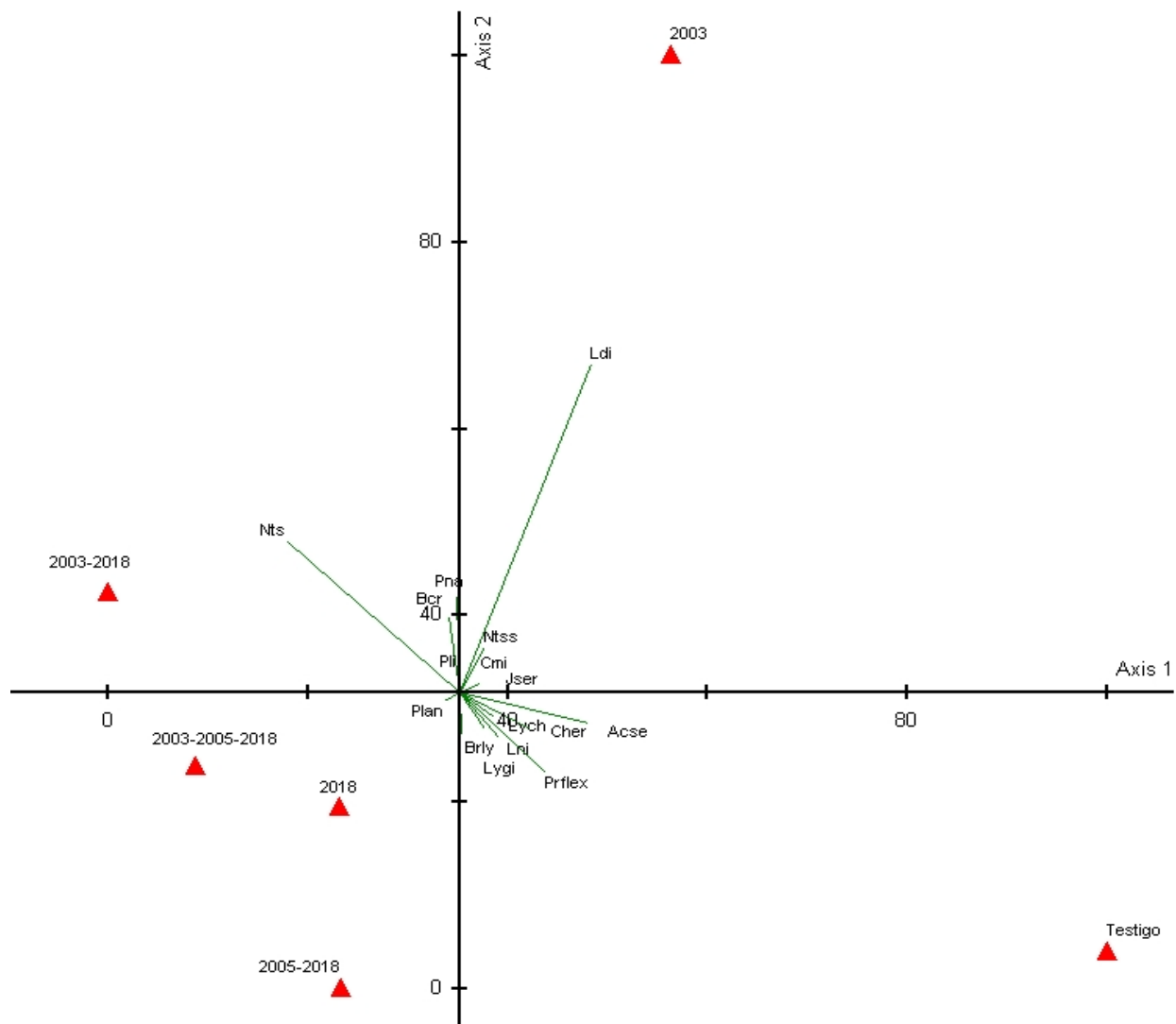


Figura 10. Análisis de componentes principales. Distribución de las especies y los tratamientos. Referencias: Testigo (T), incendio 2003 (03), incendio 2028 (18), incendios 2003+2018 (03-18), incendios 2005+2018 (05-18), incendios 2003+2005+2018 (03-05-18); Especies: *Acse*, *Acantholippia seriphioides*; *Bcr*, *Baccharis crispa*; *Brly*, *Brachyclados lycioides*; *Cher*, *Chuquiraga erinacea*; *Cmi*, *Condalia microphylla*; *Jser*, *Junellia seriphioides*; *Ldi*, *Larrea divaricata*; *Lni*, *Larrea nítida*; *Lych*, *Lycium chilense*; *Lygi*, *Lycium gillesianum*; *Ntss*, *Nasella tenuissima*; *Plan*, *Poa lanuginosa*; *Pli*, *Poa ligularis*; *Pna*, *Piptochaetium napostaense*; *Prflex*, *Neltuma flexuosa*

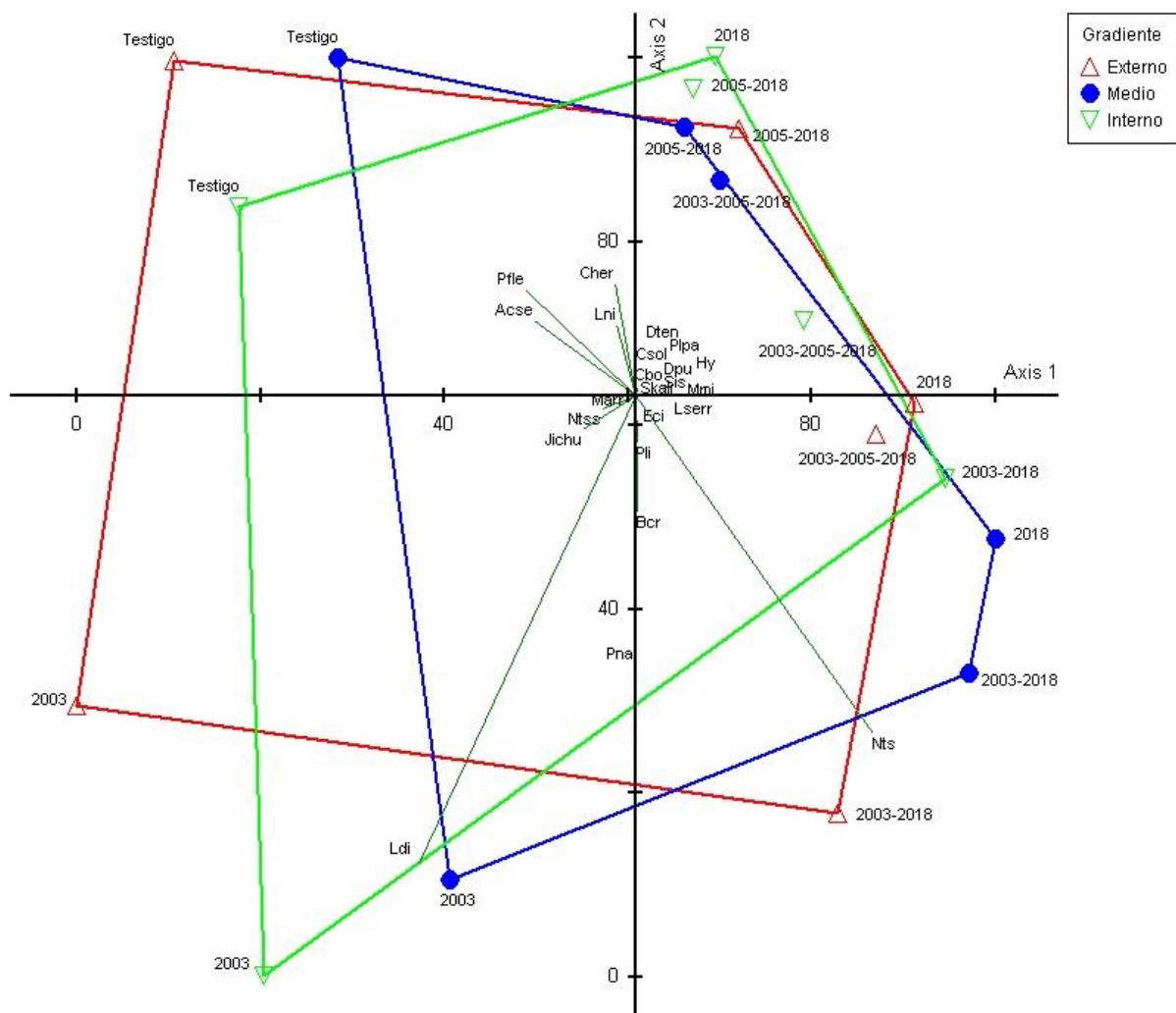


Figura 11. Análisis de componentes principales. Distribución de las especies y los tratamientos. Referencias: Testigo (T), incendio 2003 (03), incendio 2018 (18), incendios 2003+2018 (03-18), incendios 2005+2018 (05-18), incendios 2003+2005+2018 (03-05-18); Especies: *Acse*, *Acantholippia seriphioides*; *Bcr*, *Baccharis crispa*; *Cher*, *Chuquiraga erinacea*; *Cbo*, *Conyza bonariensis*; *Csol*, *Centaurea solstitialis*; *Dpu*, *Daucus pusillus*; *Dten*, *Diplotaxis tenuifolia*; *Eci*, *Erodium cicutarium*; *Hy*, *Hysterionica jasionoides*; *Jichu*, *Jarava ichu*; *Ldi*, *Larrea divaricata*; *Lni*, *Larrea nítida*; *Lserr*, *Lactuca serriola*; *Marr*, *Marrubium vulgare*; *Mmi*, *Medicago mínima*; *Nts*, *Nasella tenuis*; *Ntss*, *Nasella tenuissima*; *Pli*, *Poa ligularis*; *Plpa*, *Plantago patagónica*; *Pna*, *Piptochaetium napostaense*; *Pfle*, *Neltuma flexuosa*; *Sis*, *Sisimbrium sp.*; *Skali*, *Salsola kali*

El análisis de clúster a dos vías permitió identificar 4 grupos (56,8% de información para los tratamientos y 46,2% de información para las especies; porcentaje de encadenamiento=9,57 y 9,89, respectivamente) (Fig. 12). Un grupo formado principalmente por los testigos y 2003; un segundo grupo formado por los tratamientos con incendios reciente 2018 y recurrencia distanciada 2003+2018; un tercer grupo conformado por el tratamiento 2003 medio y el 2203+2018 externo; un cuarto grupo formado por los tratamientos de dos incendios más recientes y tres incendios. En los agrupamientos tres y principalmente cuatro se observaron contribuciones mayores de especies exóticas, independientemente, de la ubicación en el gradiente dado por *S. Kali*, *C. bonariensis*, *C. solstitialis*, *D. pusillus*, *D. tenuifolia*, *M. mínima*. El análisis de PerMANOVA mostró que hubo diferencias entre los tratamientos ($F= 4,74$ $p= 0,0002$), no hubo diferencias en el gradiente ($F= 0,582$ $p= 0,874$) y no hubo interacción ($F= 0,89$ $p= 0,681$).

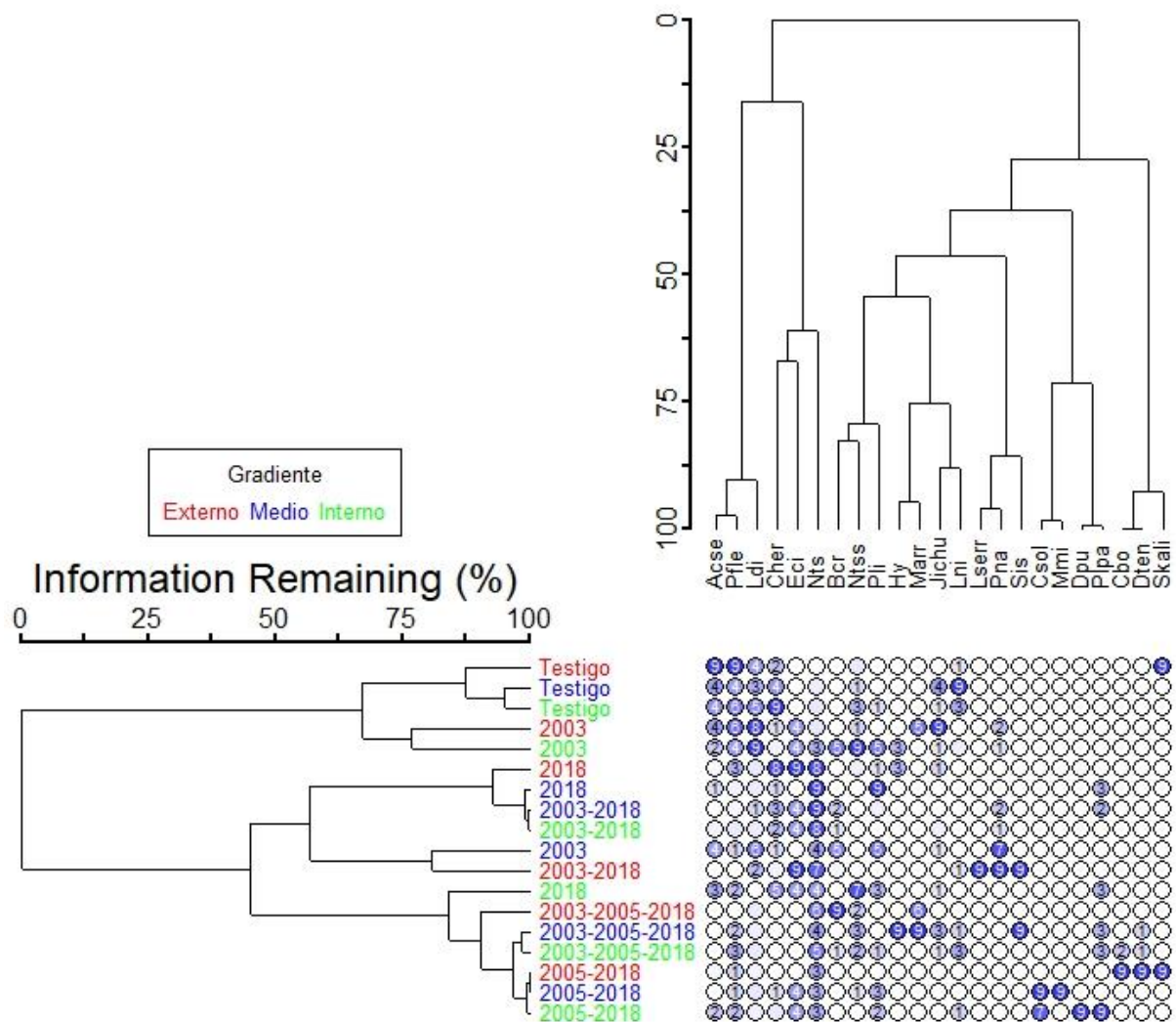


Figura 12. Clúster a dos vías de los tratamientos y las especies. Referencias: Testigo (T), incendio 2003 (03), incendio 2028 (18), incendios 2003+2018 (03-18), incendios 2005+2018 (05-18), incendios 2003+2005+2018 (03-05-18); Especies: *Acse*, *Acantholippia seriphioides*, *Bcr*, *Baccharis crispa*; *Cher*, *Chuquiraga erinacea*; *Cbo*, *Conyza bonariensis*; *Csol*, *Centaurea solstitialis*; *Dpu*, *Daucus pusillus*; *Dten*, *Diplotaxis tenuifolia*; *Eci*, *Erodium cicutarium*; *Hy*, *Hysterionica jasionoides*; *Jichu*, *Jarava ichu*; *Ldi*, *Larrea divaricata*; *Lni*, *Larrea nítida*; *Marr*, *Marrubium vulgare*; *Mmi*, *Medicago mínima*; *Nts*, *Nasella tenuis*; *Ntss*, *Nasella tenuissima*; *Plan*, *Poa lanuginosa*; *Pli*, *Poa ligularis*; *Plpa*, *Plantago patagónica*; *Pna*, *Piptochaetium napostaense*; *Pfle*, *Neltuma flexuosa*; *Sis*, *Sisimbrium sp.*; *Skali*, *Salsola kali*.

DISCUSIÓN

Los incendios ocurridos en el Parque Nacional Lihué Calel desde el año 2003 y hasta la actualidad han sido causantes de disturbios de diferente magnitud difícil de cuantificar, en términos de intensidad¹ y severidad (Keeley, 2009), por la heterogeneidad espacial y del tipo de biomasa combustible. En las áreas incendiadas del parque se presentan sitios muy próximos afectados por el mismo incendio que pueden presentar localmente severidades diferentes. De cualquier manera, la mayoría de ellos han sido clasificados como severos (Informe Plan de Manejo del Fuego del PNLC).

El efecto de estos incendios sobre las comunidades de jarillas estudiadas no solo queda manifiesto por la intensidad del incendio en el momento que ocurrió (determinado por condiciones pre-incendio) sino también por las condiciones ambientales post-incendio en los años siguientes. Como resultado de ello, las fisonomías presentan modificaciones y aquellas áreas con mayores eventos de incendios podrían ser definidas, hoy, como arbustales bajos muy abiertos o ralos con desarrollo del estrato graminoso herbáceo o bien pastizales con arbustos.

La regeneración post-disturbio mostró cambios estructurales. En el caso de los sitios testigo y con un incendio 2003 presentaron una estructura vertical más compleja, compuesta por 4 estratos definidos, con una mayor contribución en la cobertura de los dos estratos más altos (de 1 a más de 2 m) que presentaron jarillas y especies acompañantes de mayor porte (Rossini et al., 2022). En los tratamientos con recurrencia de incendios y el incendiado en 2018 hubo una

¹ Intensidad: representa la **energía que se libera** de la materia orgánica durante el proceso de combustión y a la intensidad del fuego mientras está activo; severidad: describe cómo la **intensidad** del fuego **afecta el funcionamiento** del ecosistema en el área que ha sido afectada, es el grado en que un área ha sido alterada o interrumpida por el fuego (Keeley, 2009).

simplificación en la estructura con pérdida total del estrato más alto (de más de 2 m) y una reducción de la contribución del estrato de 1 a 2 m.

Si bien la riqueza se mantuvo en todos los tratamientos, se observaron cambios en la composición específica debido a contribuciones diferentes de las especies. La recurrencia de los incendios afectó la presencia y cobertura de especies arbustivas altas que disminuyeron o bien desaparecieron totalmente. Además, en los tratamientos con mayores eventos de incendios, especies como *L. divaricata* y *L. nitida*, *C. microphylla* y *N. flexuosa* var. *depressa* cuando estuvieron presentes lo hicieron solo en los estratos más bajos. De estos arbustos mencionados, las jarillas fueron las más afectadas post incendio por su alta mortandad o bien su menor capacidad de rebrotar postincendio, mientras que los otros dos aumentaron su contribución en esos estratos, resultados que coinciden con lo mencionado por otros autores (Bóo et al., 1997; Chirino et al., 2007; Chirino et al., 2011; Chirino et al., 2010; Ernst et al., 2007; Morici et al., 2007; Morici et al., 2009; Suárez et al., 2009; Suárez et al., 2013). En cuanto al estrato gramíneo herbáceo, la recurrencia de incendios contribuyó al incremento de su cobertura relativa y especies como *N. tenuis*, *N. tenuissima*, *J. ichu*, *B. crispa*, *L. ecristata* y subarbustos como *J. seriphioides* y *A. seriphioides* pasaron a ser dominantes.

La regeneración de *L. divaricata*, en particular, en los sitios con alta recurrencia de incendios, fue a partir de rebrotes de sus yemas basales y estos rebrotes fueron de escasa longitud. Esta inversión en generar estructura vegetativa quizá sea la causa de que muy pocos se hayan encontrado en estado reproductivo (*obs.a campo*). De esta manera, disminuiría drásticamente su aporte al banco, condicionado el reclutamiento de ejemplares a partir de semilla.

Todas estas modificaciones estructurales tendrían un impacto en la neoacumulación de fitomasa combustible fina (fitomasa del pastizal) que potencialmente podría contribuir a desencadenar próximos eventos de incendios, que de suceder retrasarían aún más la regeneración del arbustal propiamente dicho. Por otra parte, también modificarían la oferta de nichos para la fauna. Si bien el presente trabajo no aborda estos aspectos sería muy interesante avanzar en la comprensión del efecto en cadena de este disturbio en distintas dimensiones del nicho.

Con respecto a la contribución de especies vegetales exóticas a la comunidad, la misma se identificó en los estratos más bajos y también incrementó en los tratamientos con mayor recurrencia de incendios. La apertura del sistema por pérdida total de fitomasa aérea genera oportunidades para que estas especies, que ya se encuentran en distintas áreas del parque, puedan ingresar a la comunidad y establecerse. Resultados preliminares del banco de semillas germinable de todos estos tratamientos han mostrado que estas especies se encuentran en el reservorio del banco en todos ellos, sin embargo, presentaron mayor contribución porcentual de plántulas emergidas en aquellos con mayor cantidad de incendios (Rossini et al., 2023). Estas especies son mayormente herbáceas anuales de alta producción de semillas, con estrategias reproductivas y adaptativas tipo r (ciclos de vida cortos, alta producción de semillas, rápida germinación ante mínimas condiciones de humedad entre otros) que les permiten formar parte importante del banco de semillas del suelo, aumentando su contribución en detrimento de las nativas y asegurando de alguna manera su permanencia en la comunidad (Suárez et al., 2022; Ernst et al., 2020; Leguizamón et al., 2014).

Sumado a la vulnerabilidad que presentan estos sistemas post-disturbio, el perímetro del PNLC está rodeado de campos pecuarios con actividad ganadera (Informe Plan de Manejo del Fuego del PNLC). La actividad pecuaria agiliza en la mayoría de los casos el traslado de semillas de

especies exóticas. Además, los bovinos pueden consumir estas especies y ampliar su distribución mediante las heces.

Otra fuente de ingreso importante de especies vegetales exóticas es la zona de picadas y caminos internos (González Roglich et al., 2012), que se vuelven un complejo entramado de corredores de dispersión que facilitan el ingreso y el movimiento de especies exóticas hacia el interior del sistema (Trombulak y Frissell, 1999; Hansen y Clevenger, 2005; Christen y Matlack, 2009; Travers et al., 2021). Al respecto, la mayor cobertura de este tipo de especies se registró en los censos cercanos a la picada y a medida que se avanza al interior de la comunidad ocurren dos situaciones distintas. En el caso de las situaciones testigo y con un solo incendio en el 2003, la presencia de especies vegetales exóticas se limita a su presencia en el borde de la comunidad, con una cobertura casi nula en el interior de la comunidad. Por otro lado, en los sitios con mayor recurrencia de incendios (2003-2005-2018) y que se encuentran más cercanos a los límites del Parque (2005-2018) presentan una mayor cobertura de especies vegetales exóticas tanto en el borde de la comunidad como en el interior de esta.

Los incendios son parte natural de la historia de estos sistemas semiáridos, sus comunidades han sido y son modeladas por ellos. Sin embargo, el accionar del hombre, en forma directa o indirecta, altera procesos y, por ende, mecanismos y formas de recuperación. La resiliencia de los sistemas se encuentra más vulnerada. Estudios de este tipo aportan al conocimiento del estado de la recuperación, o no, de estos sistemas, del tiempo que pueden necesitar para hacerlo y en todo caso de qué recaudos se deben tener para colaborar en su rehabilitación/restauración.

CONCLUSIONES

La recurrencia de incendios generó una simplificación de la estructura vertical de los arbustales estudiados con pérdidas de los dos estratos más altos y un incremento del estrato gramíneo herbáceo. Estas comunidades pasaron a estar dominadas por pastizal con arbustos bajos.

En el caso de las especies arbustivas, los incendios afectaron a las jarillas cuya contribución disminuyó, y adquirieron relevancia especies como el piquillín y el alpataco.

Las especies vegetales exóticas estuvieron asociadas a los tratamientos con mayor recurrencia de incendios.

Los tratamientos testigo e incendiado 2003 fueron los que presentaron mayor complejidad estructural, con especies características de los arbustales en los estratos más altos, menor presencia de especies exóticas (cuando presentes, lo estuvieron en las zonas marginales de la comunidad y no hacia el interior).

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible gracias a la ayuda y colaboración de varias personas, entre ellas mi directora de TFG Carla Suarez y codirector Daniel Estelrich que fueron quienes me interesaron en la temática, me invitaron a trabajar con ellos y estuvieron siempre presentes desde el primer momento. A mi compañera de trabajo María Sol Rossini que sin tener roles dentro del TFG estuvo en cada mañana de trabajo y cada muestreo que realizamos, a los evaluadores Ernesto Morici y Laura Veinticinco que aceptaron la corrección de mi TFG fuera de las fechas de calendario, a esta Casa de Estudio y sus docentes, por haberme permitido formarme durante todos estos años, poder investigar en Parques Nacionales y realizar en conjunto con mis compañeros este trabajo. Sin olvidarme de mi familia y de mis amigos que son el motor diario de uno cuando necesita un poco de energía. A todos ellos, muchas gracias.

BIBLIOGRAFÍA

- Alzogaray, A. L. (2008). *Efecto del fuego sobre una población de guanacos (Lama guanicoe) en el Parque Nacional Lihué Calel*. [Tesina de grado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam.] <https://repo.unlpam.edu.ar/handle/unlpam/2111>
- Ávila, P. L., Kin, A. G. y Morici, E.F.A. (2010). Influencia de la temperatura y el tiempo de exposición sobre la germinación y la emergencia de *Piptochaetium napostaense* (Speg) Hack. *Revista Facultad de Agronomía UNLPam*, 21, 5-18.
- Batista, W. B., Rolhauser, A. G., Biganzoli, F., Burkart, S. E., Goveto, L., Maranta, A., Pignataro, A. G., Morandeira, N. S. y Rabadán, M. (2014). Savanna plant community types at El Palmar National Park (Argentina). *Darwiniana*, 2(1), 5-38.
- Boo, R., Peláez D., Bunting S., Mayor M. y Elía O. (1997). Effect of fire on woody species in central semi-arid Argentina. *Journal of Arid Environments*. 35, 87-94.
- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Ed. Blume.
- Cabrera, A. L. (1971) Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín Sociedad Argentina de Botánica*, 14, 1-42.
- Cano, E., Casangrande, G., Conti, H., Salazar Lea Plaza, J., Peña Zubiato, C., Maldonado Pinedo, D., Martínez, H., Hevia, R., Scoppa, C., Cano, E., Fernández, B., Montes, M., Musto, J. y Pittaluga, A. (1980) Inventario integrado de los Recursos Naturales de la provincia de La Pampa. Clima, Geomorfología, Suelo y Vegetación. INTA. Provincia de La Pampa (Min. de Econ. y Asuntos Agrarios), UNLPam (Facultad de Agronomía).
- Chirino, C.C., C. E. Suárez y E. Morici. (2004). Evaluación del repoblamiento inicial post incendio de áreas de pajonal en el Parque Nacional Lihué Calel. II Reunión Binacional

- de Ecología, XXI Reunión Argentina de Ecología, XI Reunión de la Sociedad de Ecología de Chile. Ecología en tiempos de cambio, pp. 199.
- Chirino, C., Morici, E., Kin, A., Suárez, C., Ernst, R., Sosa, A. (2005). *Respuesta del arbustal de jarilla a distinta severidad de incendios en el Parque Nacional Lihué Calel (La Pampa-Argentina)*. II Jornadas de Difusión de Proyectos de Investigación de la Facultad de Agronomía, La Pampa, Argentina.
- Chirino C., Suárez C., Ernst R., Morici E., Kin A. y Sosa A. (2007). *Recuperación post-incendio de un arbustal de Larrea divaricata en la región fitogeográfica del Monte*. IV Jornada de difusión de Proyectos de investigación de la Facultad de Agronomía.
- Chirino C., Morici E., Kin A., Suárez C., Ernst R, y Sosa A. (2008). *Regeneración post-incendio del arbustal de Larrea divaricata en la región del Monte Occidental*. XXIII Reunión Argentina de Ecología. San Luis, Argentina.
- Chirino, C., Suárez, C., Morici, E., Kin, A., Ernst, R. y Sosa, A. (2010). *Modificaciones estructurales y florísticas de un arbustal de Larrea divaricata afectado por incendios*. IV Reunión Binacional de Ecología. XXIV Reunión Argentina de Ecología. XVII Reunión de la Sociedad de Ecología de Chile. Buenos Aires, Argentina.
- Chirino, C; Suárez, C; Morici, E; Ernst, R; Kin, A. y Sosa, A. (2011). *Post-fire recovery of a Larrea divaricata shrubland in the Monte Region, Argentina*. IX International Rangeland Congress. Rosario, Argentina. ISBN: 978-987-23175-1-5.
- Christen, D. C., and G. R. Matlack. 2009. The habitat and conduit functions of roads in the spread of three invasive species. *Biological Invasions* 11:453-465. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9262-x>.
- Conover, W. J. (1999). *Practical nonparametric statistics*. John Wiley & Sons.

- de Torres Curth, M. (2018). *Dinámica de arbustos en la estepa norpatagónica en relación a variaciones en el clima y en la frecuencia de fuego*. [Tesis de posgrado, UNComa] <http://rdi.uncoma.edu.ar/handle/uncomaid/16111?show=full>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2020) InfoStat versión 2020. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Ernst, R. D., Chirino, C.; Morici, E.; Suárez, C.; Kin, A. y Sosa, A. (2007). Recuperación a partir del banco de semillas del estrato herbáceo de un arbustal semiárido de La Pampa (Argentina). Libro de Resúmenes del IV Congreso Nacional y I Congreso del MERCOSUR sobre Manejo de Pastizales Naturales, pp.38. ISBN. 978-950-609-061-6.
- Ernst, R.D., C.E. Suárez, H.D. Estelrich, E. Morici y M.A. Campos. 2020. Fachinales de *Prosopis caldenia* intervenidos por distintos manejos: análisis desde su banco de semillas. *Ecología Austral*. Vol. 30 Núm. 3 (2020): December 2020. Pages 331-496. Asociación Argentina de Ecología. DOI: <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.3.0.989>
- González-Roglich, M., D. Villarreal, and M. G. Castro. 2012. Evaluación de la efectividad de la Reserva Parque Luro como herramienta de conservación del Caldenal pampeano: cambios en la cobertura vegetal a nivel de paisaje entre 1960 y 2004. *Ecología Austral* 22:11-21.
- Hansen, M. J., and P. A. Clevenger. 2005. The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation* 125:249-259. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.03.024>.
- Herlein, F.; Rossini, M. S.; Alaniz, I.; Ernst, R. D.; Estelrich, H. D.; Morici, E.; Torres, P. S.; y Suárez, C. (2022). Especies vegetales exóticas en jarillales del Parque Nacional Lihué

- Calel: estudio diagnóstico post-incendio. Libro de Resúmenes XIII Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales y Ambientales, pp 76. ISBN 978-987-88-6636-9.
- Jaksic, F. M. y Fariña, J. M. (2015) Incendios, sucesión y restauración ecológica en contexto. *Anales del Instituto de la Patagonia* (Chile), 43(1), 23-34.
- Kin, A. G., Suárez, C., Chirino, C. C., Ávila P. L., Morici E. (2016). Impact of heat on seed germination of three perennial grasses in the semiarid region in Central Argentina. *Australian Journal of Botany*, 64, 451-455.
- Kruskal, W. H., & Wallis, W. A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American statistical Association*, 47(260), 583-621.
- Leguizamón, E. S., C. E. Suárez, O. A. Fernández. 2014. Capítulo V: Ecología de malezas I: Poblaciones vegetales. Reproducción, Estrategias Adaptativas. Pp. 101-138 en O. A. Fernández, E. S. Leguizamón, and H. A. Acciaresi (eds.).
- Malezas e Invasoras de la Argentina. Tomo I: Ecología y manejo. 1a ed. Editorial de la Universidad Nacional del Sur.
- Ediuns. Bahía Blanca. ISBN 978-987-1907-70-0. Pp. 964.
- McCune, B. and M. J. Mefford. (2011). PC-ORD. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 6. MjM Software Design, Gleneden Beach, OR.
- Morici, E; Chirino, C; Suárez, C.; Ernst, R.; Kin, A. y Sosa, A. (2007). Dinámica florística de un arbustal semiárido luego de un incendio. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 42, pp 159. ISSN 0373-520X. XXXI.
- Morici, E., Chirino, C., Suárez, C., Kin, A., Ernst, R. y Sosa, A. (2009). Respuesta de las formas de vida a distintas severidades de incendios en arbustales del Parque Nacional Lihué Calel (La Pampa). XXXII Jornadas Argentinas de Botánica. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, pp. 96.

- Mueller-Dombois, D., and H. Ellemberg. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*.
Wiley International eds
- Quintanilla, V. (2000). Influencia del fuego en el desequilibrio ecológico de la vegetación en la zona mediterránea de Chile: casos de estudio. *Investigaciones Geográficas*, (34), 3-15. doi:10.5354/0719-5370.2013.27705.
- Rossini, M.S.; Suárez, C.E.; Ernst, R.D.; Morici, E.F.A.; Estelrich, H.D.; Torres, P.S; Herlein, F. y Alaniz, I. (2022). Estudio preliminar de la estructura vertical de los arbustales en el Parque Nacional Lihué Calel según su historia de fuegos. Libro de Resúmenes XIII Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales y Ambientales, pp. 89. ISBN 978-987-88-6636-9.
- Rossini, M.S., F. Herlein, D. Torroba, I. Alaniz, R.D. Ernst, E.F.A Morici, H.D. Estelrich y C.E. Suárez. (2023). Jarillales e incendios en el Parque Nacional Lihué Calel: diagnóstico preliminar de su vulnerabilidad. *Boletín de la Red de Restauración Ecológica de Argentina*, 7(2), 15-19. ISSN 2718-6253.
- Rossini, M.S., Herlein, F., Torroba, D., Alaniz, I., Ernst, R.D., Morici, E.F.A., Estelrich, H.D. y Suárez, C.E. (2023a). Aportes desde el banco de semillas a la invasibilidad de arbustales de jarilla con distinta recurrencia de incendios. 3era Reunión de Biología de Semillas, Bahía Blanca, Argentina.
- Suárez, C., Chirino, C., Morici, E.; Ernst, R., Kin, A. y Sosa, A. (2009). Capacidad de restablecimiento de un arbustal de jarilla a partir de un fuego natural. V Congreso Nacional II Congreso del Mercosur I Jornada técnica de productores Sobre manejo de Pastizales Naturales, pp 223-224. ISBN: 987-987-25275-0-1.
- Suárez, C. E., Chirino, C., Ernst, R., Morici, E. y Kin, A. (2013). Dinámica de un arbustal de jarilla (*Larrea divaricata* Cav.) luego de un incendio en el Parque Nacional Lihué Calel,

- La Pampa. *Revista Facultad de Agronomía*, 22(2), 175-180. ISSN 0326-6184 (impreso)
ISSN 2314-2669 (online). Referato Internacional.
- Suárez C. E., Montoya, E., Morici, E., Estelrich, H. E. y Ernst, R. D. (2019). Intervenciones en el caldenal: ¿favorece el ingreso de las especies exóticas? *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 54, 159-160. ISSN impreso 0373-580X.
<https://botanicaargentina.org.ar/boletin-54-suplemento/>
- Suárez C.; Estelrich H.; Morici E, Ernst, R. 2022. Intervenciones para rehabilitación de sistemas silvopastoriles degradados: una oportunidad para las especies vegetales exóticas. *Ecología Austral*. Vol. 32 Núm. 3 (2022): December 2022. Pages 1106-1119. Asociación Argentina de Ecología. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.3.0.2022>
- Thompson, I. (2011) Biodiversidad, umbrales ecosistémicos, resiliencia y degradación forestal. *Revista internacional de silvicultura e industrias forestales*, 62(2), 25-30. ISSN 0251-1584.
- Travers, E., W. Härdtle, and D. Mahies. 2021. Corridors as a tool for linking habitats - Shortcomings and perspectives for plant conservation. *Journal for Nature Conservation* 60. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.125974>.
- Trombulak, S., and C. Frissell. 1999. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14:18-30. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>.
- Zabalza, M. I., Barreix, J. C y Cano, E. (1989). Relevamiento fitosociológico del Parque Nacional Lihué Calel, La Pampa, Argentina. *Revista Facultad de Agronomía*, 4(1), 69-94.
- Zuloaga, F. O., M. J. Belgrano, and C. A. Zanotti. (2019). Actualización del catálogo de las plantas vasculares del cono sur. Apéndice 1. Catálogo de las plantas vasculares del cono

sur (Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay). *Darwiniana*, 7(2), 208-278.

<https://doi.org/10.14522/darwiniana.2019.72.861>.