

REVEGETACIÓN POST-INCENDIO EN MATORRALES DE *Acacia* spp. EN LAS SIERRAS DE CÓRDOBA, ARGENTINA CENTRAL

Marcos Karlin^{1,2*}, Sebastián Arnulphi^{1,2}, Alejandro Alday¹, Javier Bernasconi² & Ricardo Accietto^{1,2}

¹Facultad de Ciencias Agropecuarias-Universidad Nacional de Córdoba. Valparaíso S/N, Ciudad Universitaria. CC 509. CP 5000

²Asociación Civil El Cuenco – Equipo Ambiental. Personería Jurídica Res. N°364 “A”/13. Tucumán 438, Pilar. CP 5972

E-mails: mkarlin@agro.unc.edu.ar, arnulphi@agro.unc.edu.ar, alejandro5123@hotmail.com, ajiavier@yahoo.com, accietto@agro.unc.edu.ar

RESUMEN

En las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina), *Acacia aroma* y *A. caven* forman matorrales de sustitución en sitios en donde el fuego es el principal factor modificador del paisaje. La evaluación de la dinámica post-fuego es importante para conocer la dinámica de la recuperación vegetal, como estrategia ecológica para la restauración natural de los ambientes susceptibles a incendios. El objetivo de este trabajo es identificar en un sitio afectado por incendio las especies colonizadoras, sus mecanismos y tiempos de colonización del ambiente modificado por dicho disturbio, y la sucesión ecológica a corto plazo. Se estudió la revegetación de un bosque recientemente quemado, originalmente dominado por *Acacia aroma* y *A. caven*. Se aplicó el método del Quadrat sobre sectores de 50 x 50 cm bajo individuos de *Acacia* spp., y se midieron las coberturas individuales por especie en dos ubicaciones topográficas (i.e. loma y media loma) en tres épocas luego del incendio. La recuperación de la cobertura vegetal fue rápida, debido a que el incendio fue de baja intensidad y el suelo contenía una buena cantidad de carbono orgánico y mayor provisión de nitrógeno y fósforo disponible respecto al testigo. Las especies dominantes encontradas (*Acacia aroma*, *Acalypha communis*, *Cantinoa mutabilis*, *Cyperus rotundus*, *Nothoscordum gracile*, *Parthenium hysterophorus*, *Setaria* spp. y *Sida argentina*) presentan todas buena capacidad de rebrote y germinación debido a su forma de vida terófito, hemicriptófito y geófito. Poseen además buena capacidad de competencia por producción rápida de biomasa luego de disturbios y, en algunos casos, por capacidad de generación de sustancias alelopáticas. De acuerdo a las interacciones ecológicas, algunas especies se ven favorecidas por una mayor acumulación de agua en el perfil, en zonas de media loma (*A. aroma*, *C. mutabilis* y *C. rotundus*), mientras que otras especies (*Setaria* spp., *P. hysterophorus* y *S. argentina*) tendrían un mejor desarrollo diferencial en zonas de loma, bajo efecto de menores coberturas totales.

Palabras clave: cobertura; colonización; formas de vida; fuego; topografía.

ABSTRACT - POST-FIRE REVEGETATION IN *Acacia* spp. SHRUBLANDS IN SIERRAS OF CÓRDOBA, CENTRAL ARGENTINA

In the Sierras Chicas of Córdoba (Argentina), *Acacia aroma* and *A. caven* form substitution shrublands in sites where fire is the main factor modifying the landscape. The evaluation of the post-fire dynamics is important in order to study the dynamic of vegetation recovery, as an ecological strategy for natural recovery of fire-prone environments. The objective of this work was to identify the colonizing species in the affected site, its colonization mechanisms and velocity of recovery in the disturbed environment, as well as the ecological succession in the short term. Revegetation was studied in a burned woodland originally dominated by *Acacia aroma* and *A. caven*. The Quadrat method was applied over 50 x 50 cm sectors under the canopy of *Acacia* spp. species, and individual species coverage was measured in three moments after the fire in two topographic positions (i.e. hill and half hill). Plant cover recovery was quick because of the occurrence of low intensity wildfire and the adequate provision in soil organic carbon, nitrogen and phosphorous content compared to control. Dominant species found (*Acacia aroma*, *Acalypha communis*, *Cantinoa mutabilis*, *Cyperus rotundus*, *Nothoscordum gracile*, *Parthenium hysterophorus*, *Setaria* spp. y *Sida argentina*) had good ability for resprouting and germination due to the therophyte, hemicriptophyte and geophyte life form. They possess good ability for competition by rapid biomass production after disturbances and, in some cases, by the ability of production of allelopathic substances. According to ecological interactions, some species are favored by water accumulation into the soil profile in midlands zones (*A. aroma*, *C. mutabilis* y *C. rotundus*), while other species (*Setaria* spp., *P. hysterophorus* y *S. argentina*) would have better differential development in highlands, under the effect of lower total coverage.

Keywords: colonization; coverage; fire; life forms; topography.

INTRODUCCIÓN

El fuego es un factor ecológico de amplia distribución en el mundo y uno de los principales modeladores del paisaje (Bond & Keeley 2005). El fuego puede afectar la vegetación directamente por daño a los tejidos vegetales, o indirectamente por alteración del hábitat (Whelan 1995), modificando las sucesiones ecológicas. Estas modificaciones pueden tener consecuencias directas en la recuperación de parte de la vegetación original, la biodiversidad, la calidad de hábitat de especies vegetales y animales y en los procesos biogeoquímicos del ecosistema (Abril & González 1999, Verzino *et al.* 2005).

El calor generado por el fuego tiene diferentes efectos sobre el suelo y la vegetación, dependiendo principalmente de la intensidad del mismo y de la forma de vida de la vegetación. Uno de los efectos del fuego sobre el suelo es la mineralización instantánea del nitrógeno, el cual puede permanecer disponible (Choromanska & DeLuca 2002) para el posterior desarrollo de especies con capacidad de crecimiento rápido, quienes lo aprovechan para colonizar el terreno. La disponibilidad de nutrientes disponibles post-fuego depende fundamentalmente de la temperatura generada durante el evento, factor que ha sido estudiado recientemente por Denegri *et al.* (2014) sobre suelos correspondientes a la misma área de estudio del presente trabajo.

La regeneración de la vegetación está generalmente favorecida por procesos de rebrote a partir de tejidos que no han sido afectados por el fuego en incendios de baja intensidad (Bellingham & Sparrow 2000), aunque dependiendo de la forma de vida de cada especie y la resistencia de los propágulos, las estrategias de revegetación varían según la especie presente en el sitio específico y la supervivencia del propágulo. En las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina), *Acacia aroma* y *A. caven* forman matorrales de sustitución en sitios en donde el fuego es el principal factor modificador del paisaje (Zak & Cabido 2002). Estos matorrales son los ambientes más abundantes de la región y se caracterizan por presentar una canopia que permite el desarrollo de elevadas cantidades de biomasa fácilmente combustible, favoreciendo la ocurrencia de incendios frecuentes

(Karlin *et al.* 2015). Los suelos de escaso espesor y poco desarrollo de las Sierras de Córdoba, al perder la vegetación por acción de fuegos recurrentes, quedan expuestos a insolación, acción del viento y escorrentías, ampliando las condiciones mecánicas de degradación de las pendientes, lo que profundiza la destrucción del Bosque Serrano Chaqueño (Abril & González 1999). Bajo estas condiciones se desarrolla una vegetación característica que es responsable de regular los ciclos biogeoquímicos de estos ecosistemas, influyendo sobre la dinámica hídrica de las cuencas que alimentan los ríos serranos.

Según Whelan (1995) el estudio de poblaciones y comunidades en sitios quemados debe apuntar a buscar información de los factores que regulan tres procesos principales: a) mortalidad de adultos; b) densidad de la germinación/rebrote luego del incendio, y c) establecimiento de propágulos y sobrevivencia en el tiempo. La evaluación de la dinámica post-fuego es importante para poder conocer la dinámica del proceso de revegetación desde el punto de vista de su estructura, cobertura y/o diversidad, como estrategia ecológica para la restauración natural de los ambientes susceptibles a incendios. La identificación de la estructura y dinámica de la revegetación orienta sobre la conveniencia de la aplicación de prácticas de manejo que asistan a la recuperación natural del ambiente luego del disturbio. La hipótesis planteada es que existen en estos ambientes grupos de especies con habilidades adaptativas diferentes para la colonización del suelo en el corto plazo post-fuego, debido a cambios ecológicos tales como aumento en la fertilidad química y luminosidad, viabilidad de los tejidos vegetales para la revegetación y reducción en la competencia interespecífica sobre estas especies colonizadoras.

Debido a que cada evento de incendio forestal es único por las características propias del fuego y del ambiente, es difícil predecir la respuesta de las comunidades vegetales luego del disturbio. El objetivo de este trabajo es identificar en un sitio afectado por incendio las especies colonizadoras, sus mecanismos y tiempos de colonización del ambiente modificado por dicho disturbio, y la sucesión ecológica a corto plazo. En el presente trabajo se hace hincapié en el segundo y tercer proceso descritos por Whelan (1995). Estos procesos son analizados caracterizando y cuantificando

las especies colonizadoras post-fuego y la velocidad con la que aparecen, a fin de evaluar la conveniencia o no de aplicar técnicas alternativas de restauración. Con la información generada se espera aportar al mejor entendimiento de la dinámica post-fuego de las comunidades vegetales locales y así poder establecer una base empírica para la generación de alternativas de manejo, con el fin de atenuar el impacto que provocan los incendios y/o acelerar los procesos que devengan en un ecosistema más estable.

MATERIAL Y MÉTODOS

Diseño experimental

El sitio bajo estudio está ubicado en las coordenadas 31°24'46"S - 64°24'05"W (Figura 1),

corresponde a un bosque quemado el 25 de mayo de 2013, originalmente dominado por *Acacia aroma* y *A. caven*, característico de la Reserva Natural de la Defensa La Calera. La precipitación media anual en la región es de 800 mm anuales, con distribución marcadamente estival (640 mm). La temperatura media anual es de 16°C, con una máxima media anual de 24°C y una mínima media anual de 10,1°C. Las máximas absolutas alcanzan los 44°C y las mínimas absolutas de -10°C. Los vientos predominantes son del noreste y sur-sureste, de los cuales los primeros son cálidos y secos y los segundos son frescos y húmedos (Capitanelli 1979). Las precipitaciones ocurridas *in situ* durante el período de evaluación se muestran en la Figura 2, y fueron medidas mediante una estación meteorológica automática propia ubicada a los 31°25'10"S - 64°24'01"W.

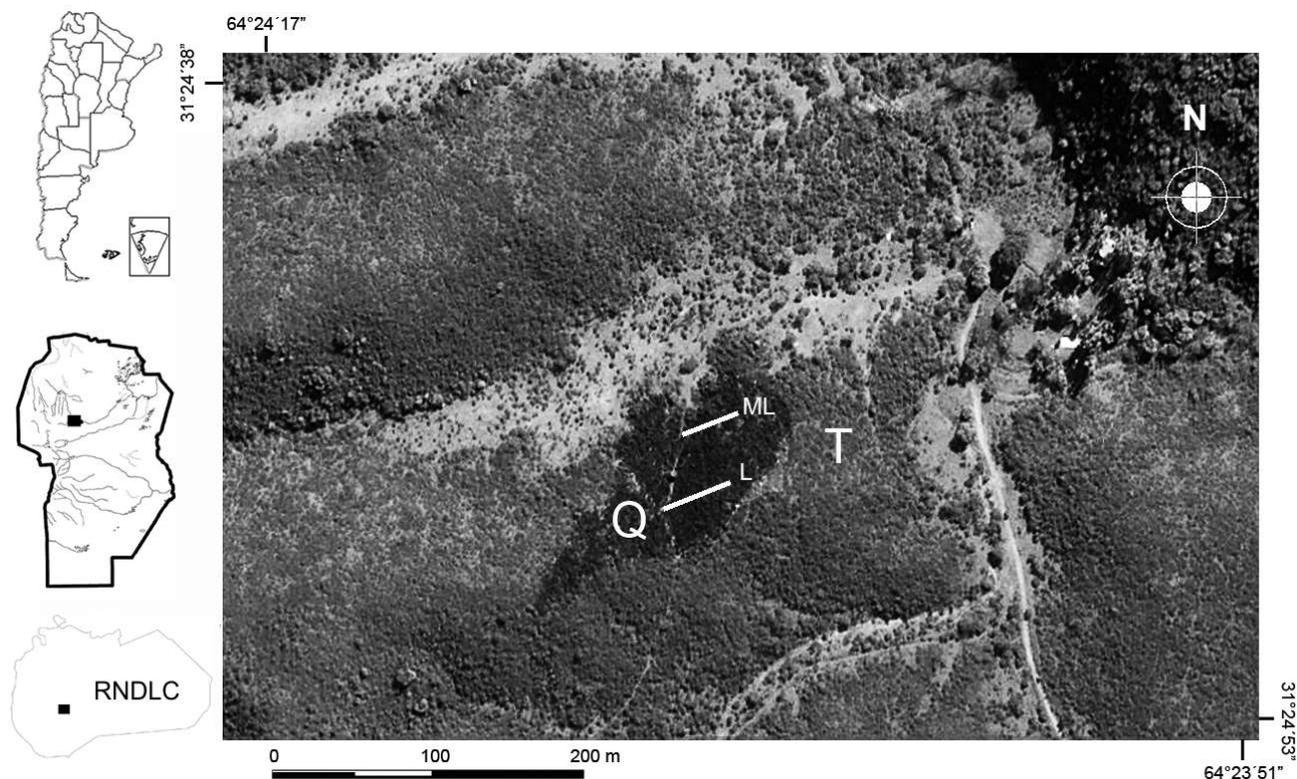


Figura 1. Área afectada por el incendio (zona más oscura en el centro de la imagen). Imagen de Google Earth (©Digital Globe) del 26 de mayo de 2013. Q: sitio quemado; T: sitio testigo; ML: transecta media loma; L: transecta loma. RNDLC: Reserva Natural de la Defensa La Calera.

Figure 1. Area affected by fire (darker zone in the center of the image). Google Earth (©Digital Globe) image from May 26, 2013. Q: burned site; T: control site; ML: half slope transect; L: high slope transect. RNDLC: Natural Reserve of the Defence La Calera.

Estos bosques presentan generalmente una alta carga combustible medida como biomasa fácilmente combustible (BFC) (Whelan 1995). Áreas aledañas similares (sitio testigo) arrojaron valores de 3000 kg MS/ha, valor intermedio de BFC respecto a lo medido en el resto de la Reserva (Karlin *et al.* 2015). Los suelos estudiados corresponden a Ustortents líticos (USDA 2010). El sitio testigo fue afectado por un incendio de baja intensidad en el año 2009.

Se seleccionaron dos transectas paralelas entre sí con orientación de 60 grados respecto a la pendiente máxima del terreno (Figura 1); una de ellas se ubicó en la parte más elevada (divisoria de aguas, 688 msnm, en adelante referida como 'loma') y otra en media loma (679 msnm), sobre un terreno con pendiente del 6,6%, con el fin de que actúen como bloques en el diseño. En cada transecta se identificaron ocho individuos de *Acacia aroma* y ocho de *A. caven* de diámetros a la altura de la base (DAB) entre 6,3 y 7,8 cm, al pie de los cuales se seleccionaron parcelas fijas de ¼ m² para la medición de revegetación natural. En total se seleccionaron 32 individuos.

Medición de cobertura

Se realizó un inventario florístico el día posterior al incendio (26 de mayo de 2013), mediante el Método Fitosociológico de Braun Blanquet (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974), relevando el sitio quemado de 1,4 has y un sitio testigo aledaño no afectado por fuego, de 1 ha aproximadamente. Se estimaron los valores de abundancia-dominancia, los cuales se transformaron posteriormente en valores de porcentaje de cobertura basado en el punto medio de cada valor de la escala de abundancia-cobertura (Wikum & Shanholtzer 1978). Con esta escala mixta se elaboró una tabla fitosociológica que resume las condiciones del sitio quemado y sitio testigo.

Se aplicó el método del Quadrat (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974) a las parcelas seleccionadas. Se midió al pie de cada individuo de *Acacia* spp. un sector de 50 x 50 cm fijo, con el quadrat, el cual fue dividido en 25 cuadrados de 10 x 10 cm. En cada cuadrado se midieron las coberturas individuales (frecuencia) por especie. Dicho método se aplicó en tres épocas luego del incendio,

posteriores al comienzo del rebrote y nacimiento de plántulas: 20 de noviembre de 2013, 11 de diciembre de 2013 y 12 de febrero de 2014. Se discriminaron los datos por transecta y por especie para su posterior análisis estadístico.

Como datos preliminares, Karlin *et al.* (2014a) obtuvieron valores de cobertura total de suelo de 22,7%; 58,2% y 91,1% para el 20 de noviembre de 2013, 11 de diciembre de 2013 y 12 de febrero de 2014, respectivamente. En función a los cambios de cobertura específica de las especies en el tiempo, se clasificaron las mismas en crecientes, intermedias y decrecientes, siguiendo el modelo de Dyksterhuis (1949) sobre cambios de la frecuencia de gramíneas frente a pastoreo. También se determinaron las bioformas de Raunkiaer, según lo citado en Mueller-Dombois & Ellenberg (1974).

Características de suelo

Los resultados de los análisis de suelo (muestra compuesta por cada transecta de 25 submuestras) obtenidos por Denegri *et al.* (2014) para el mismo sitio, arrojaron para los horizontes A1 (0-2 cm) altos valores de nitrógeno disponible (N-NO₃; 90 ppm en suelo quemado y 41 ppm en suelo testigo), regulares valores de carbono orgánico (3,70 y 1,90%, respectivamente) y fósforo (32,7 y 22,0 ppm, respectivamente). El pH es ligeramente más ácido en suelo quemado (7,2) respecto al testigo (7,5). El fuego posiblemente haya afectado la conductividad eléctrica, provocando una incipiente salinidad (0,86 dS/m en una relación 1:2.5) respecto al testigo (0,25 dS/m). El suelo en ambos casos es franco arenoso.

Análisis estadístico

Se realizaron análisis de varianza no paramétrica (Kruskal Wallis, n=2400; α=0,05) debido a que la distribución no fue normal en la mayoría de los casos. Los análisis se realizaron sobre la cobertura de cada una de las especies encontradas (n=63) discriminando por época de muestreo y por efecto topográfico (transectas). Para estimar diferencias significativas en la cobertura entre transectas se aplicó un ANAVA (LSD Fisher, α=0,05). Se confeccionaron gráficos de

barras de las especies que mostraron diferencias significativas ($\alpha < 0,05$), con su desviación estándar, tomando a la cobertura (frecuencia) como variable dependiente en función a cada época, particionado por transecta (efecto topográfico). El análisis Kruskal Wallis, ANAVA y los gráficos de barras fueron realizados con el programa estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.* 2013).

Los datos de precipitaciones se obtuvieron de una estación meteorológica instalada a 700 m al sur del sitio de estudio (31°25'10.7"S - 64°24'01.6"W).

RESULTADOS

Se observa la concentración de precipitaciones en la época estival, posterior a octubre, correspondiendo la mayor precipitación a la primera semana de febrero con 87 mm (Figura 2).

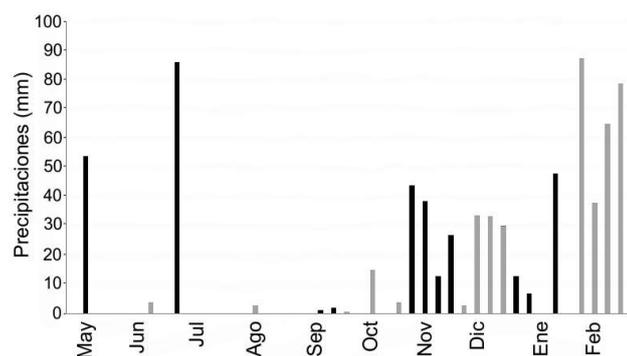


Figura 2. Diagrama de precipitaciones semanales entre mayo 2013 y febrero 2014. Los cambios de color indican cambios de mes. Datos propios tomados a los 31°25'10" S – 64°24'01" W.

Figure 2. Weekly precipitation diagram from May 2013 to February 2014. Color changes indicate distinct month. Own data taken from 31°25'10"S – 64°24'01"W.

Los censos (Tabla 1) muestran que los ambientes del sitio quemado y testigo poseen una estructura arbórea y arbustiva muy similar, aunque ambos sitios difieren de la situación de comunidad madura o cuasi-estable (climax) correspondiente a bosques de *Schinopsis marginata* Engl. (Karlin *et al.* 2014b), la cual no ha sido analizada en este trabajo. Las grandes variaciones ocurren sobre la frecuencia de pastizales y algunas especies herbáceas tales como *Setaria parviflora*, *Setaria lachnea* y *Amelichloa*

brachychaeta, *Araujia brachystephana*, *Parthenium hysterophorus*, *Baccharis coridifolia* o arbustivas como *Aloysia gratissima*, de las cuales algunas desaparecieron completamente (en algunas se observan restos de coronas) y otras han reducido su cobertura drásticamente.

En los relevamientos de vegetación herbácea con Quadrat, se encontraron 63 especies (Tabla 2), de las cuales 44 especies son de tipo creciente (aumentan su cobertura en el tiempo), 16 especies son intermedias (aumentan su cobertura en diciembre y luego decrecen) y cuatro especies son decrecientes (presentan la mayor cobertura en noviembre y luego la reducen o desaparecen). Dominan las terófitas y hemicriptófitas (93,7%), encontrando 6,3% de especies geófitas y siendo el 27,0% de las especies de forma de vida mixta, es decir combinan dos o más bioformas. Todas las especies que lograron revegetar el sitio afectado por fuego tienen algún tipo de estrategia de acumulación de reservas y protección en el suelo para su posterior rebrote/germinación.

Si bien es posible evaluar la dinámica de las especies en el tiempo, debido a las bajas frecuencias, la mayoría de las especies no mostró diferencias significativas (Kruskal Wallis, $\alpha < 0,05$) entre épocas de muestreo, aunque estas especies también deben ser consideradas a nivel sucesional y ser monitoreadas en futuros estudios ya que revisten importancia ecológica. Los valores tabulados en la Tabla 2 permiten calcular las velocidades (crecientes o decrecientes) por período para cada una de las especies encontradas. Por ejemplo, *Setaria* spp. aumenta su frecuencia a una tasa de 0,429% día⁻¹ y 0,111% día⁻¹ para el período noviembre-diciembre (21 días) y diciembre-febrero (63 días), respectivamente.

Las especies que mostraron cambios significativos (Kruskal Wallis, $\alpha < 0,05$) en su cobertura a lo largo de las tres épocas de muestreo (noviembre, diciembre y febrero) fueron *Acacia aroma*, *Acalypha communis*, *Cantinoa mutabilis*, *Cyperus rotundus*, *Nothoscordum gracile*, *Parthenium hysterophorus*, *Setaria* spp. y *Sida argentina* (Figura 3). Las especies que presentaron diferencias significativas fueron aquellas que mostraron mayor dominancia respecto a otras especies relevadas.

Tabla 1. Tabla fitosociológica del área quemada en 2013 y su testigo. +: Individuos raros o poco frecuentes con cobertura insignificante; 1: Individuos abundantes, pero con cobertura insignificante; 2: Individuos en número variable, pero con cobertura de hasta $\frac{1}{4}$ de la superficie total; 3: Individuos en número variable, con cobertura entre $\frac{1}{4}$ a $\frac{1}{2}$ de la superficie total; 4: Individuos en número variable, con cobertura entre $\frac{1}{2}$ a $\frac{3}{4}$ de la superficie total; 5: Individuos en número variable, con cobertura superior a $\frac{3}{4}$ de la superficie total.

Table 1. Phytosociological table of the burned area in 2013 and its control. +: Rare individuals with insignificant coverage; 1: Abundant individuals, but with insignificant coverage; 2: Individuals in variable number, but with coverage up to $\frac{1}{4}$ of the total area; 3: Individuals in variable number, with coverage between $\frac{1}{4}$ and $\frac{1}{2}$ of the total area; 4: Individuals in variable number, with coverage between $\frac{1}{2}$ and $\frac{3}{4}$ of the total area; 5: Individuals in variable number, with coverage superior to $\frac{3}{4}$ of the total area.

Características de los sitios y especies relevadas	Espinillal-pastizal QUEMADO	Espinillal-pastizal TESTIGO
Elevación (msnm)	673-688	681-695
Exposición / Pendiente	NNE / 6,6%	NNE / 11%
Coordenadas geográficas	31°24'47.58"S 64°24'05.86"O	31°24'48.05"S 64°24'10.06"O
Superficie afectada (has)	1,4	
Suelo	Ustorthent lítico	Ustorthent lítico
Cantidad de pasto (kg MS/ha)	Despreciable	3065
<i>Acacia aroma</i> Hook. y Arn.	2	3
<i>Acacia caven</i> (Molina) Molina	2	2
<i>Amelichloa brachychaeta</i> (Godr.) Arriaga y Barkworth	+ (restos de coronas)	2
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelén		2
<i>Cestrum parqui</i> L'Hér.	1 (restos quemados)	1
<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.	1 (restos quemados)	1
<i>Aloysia gratissima</i> (Gillies y Hook. ex Hook.) Tronc.	+ (restos quemados)	1
<i>Araujia brachystephana</i> (Griseb.) Fontella y Goyder		1
<i>Parthenium hysterophorus</i> L.		1
<i>Setaria lachnea</i> (Nees) Kunth		1
<i>Nassella trichotoma</i> (Nees) Hack. ex Arechav.		1
<i>Baccharis coridifolia</i> DC.		1
<i>Dolichandra cynanchoides</i> Cham.	+	+
<i>Condalia microphylla</i> Cav.	+	+
<i>Salvia cuspidata</i> Ruiz y Pav.	+ (restos quemados)	+
<i>Pfaffia gnaphaloides</i> (L. f.) Mart.	+ (restos quemados)	+
<i>Grindelia cabreræ</i> Ariza	+ (restos quemados)	+
<i>Trichocereus candicans</i> (Gillies ex Salm-Dyck) Britton y Rose	+ (restos quemados)	
<i>Tagetes minuta</i> L.	+ (restos quemados)	
<i>Senecio pampeanus</i> Cabrera	+ (restos quemados)	
<i>Opuntia elata</i> Salm- Dyck	+	
<i>Gymnocalycium monvillei</i> (Lem.) Britton y Rose	+	
<i>Ephedra triandra</i> Tul. emend. J.H. Hunz.	+	
<i>Dichondra sericea</i> Sw.	+	
<i>Sida argentina</i> K. Schum.		+
<i>Dichondra microcalyx</i> (Hallier f.) Fabris		+
<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.		+
<i>Cyperus rotundus</i> L.		+
<i>Plantago major</i> L.		+
<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke		+
<i>Modiolastrum gilliesii</i> (Steud.) Krapov.		+
<i>Lantana balansæ</i> Briq.		+

Tabla 2. Listado de especies encontradas en los relevamientos de vegetación. Clasificadas en especies Crecientes, Intermedias y Decrecientes. Los valores corresponden a porcentajes de cobertura para cada época. *Especies que variaron su cobertura significativamente ($p < 0,05$) en diferentes épocas de muestreo. FV: Forma de vida de Raunkiaer, Ph: Fanerófito, T: Terófito, H: Hemiscriptófito, Ch: Caméfito, G: Geófito.

Table 2. List of the species found in the vegetation surveys. Classified in Growing, Intermediate and Decreasing species. Values correspond to coverage percentages for each period. *Species that varied its coverage significantly ($p < 0.05$) in different periods of the survey. FV: Raunkiaer's life form, Ph: Phanerophyte, T: Therophyte, H: Hemicryptophyte, Ch: Chaemephyte, G: Geophyte.

Especies	FV	Cobertura (%)		
		Noviembre	Diciembre	Febrero
Crecientes				
<i>Acacia aroma</i> Hook. y Arn.*	H/Ph	0,420	3,000	7,000
<i>Acacia caven</i> (Molina) Molina	Ph/T	2,000	1,000	2,000
<i>Acalypha communis</i> Müll. Arg.*	T	4,000	13,000	14,000
<i>Adesmia incana</i> Vogel	T	0,180	0,081	1,000
<i>Aloysia gratissima</i> (Gillies y Hook. ex Hook.) Tronc.	H/Ph	0,013	0,025	1,000
<i>Amphilophium cynanchoides</i> (DC.) L.G. Lohmann	H/Ph	0,000	0,000	0,210
<i>Aristida mendocina</i> Phil.	H	0,100	0,150	1,000
<i>Baccharis coridifolia</i> DC.	H/Ch	0,000	0,000	0,063
<i>Baccharis flavelata</i> Hook. y Arn.	H/Ch	0,000	0,000	0,031
<i>Bidens pilosa</i> L.	T	0,000	0,000	0,038
<i>Bothriochloa laguroides</i> (DC.) Herter	H	0,000	0,000	0,038
<i>Bouteloua curtipendula</i> (Michx.) Torr.	H	0,170	0,044	1,000
<i>Cantinoa mutabilis</i> (Rich.) Harley y J.F.B. Pastore*	T	3,000	7,000	16,000
<i>Capsicum chacoense</i> Hunz.	T	0,000	0,000	0,000
<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	H/T	0,000	0,000	0,013
<i>Cestrum parqui</i> L'Hér	H/Ph	0,000	0,031	0,160
<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol	T	0,000	0,000	0,013
<i>Cleome aculeata</i> L.	T	0,000	0,025	0,200
<i>Cologania broussonetti</i> (Balb.) DC.	T	0,033	0,110	1,000
<i>Cyperus rotundus</i> L.*	G	0,240	1,000	3,000
<i>Digitaria</i> spp.	H	0,000	0,000	0,088
<i>Dolichandra cynanchoides</i> Cham.	H/Ph	0,280	1,000	1,000
<i>Doryopteris concolor</i> (Langsd. y Fisch.) Kuhn	H/Ch	0,000	0,000	0,006
<i>Ephedra</i> sp.	T	0,260	1,000	1,000
<i>Galega officinalis</i> L.	T	0,210	0,460	1,000
<i>Gaya parviflora</i> (Phil.) Krapov.	T	0,000	0,000	0,280
<i>Geoffroea decorticans</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart	G	0,000	0,000	0,031
<i>Heliotropium amplexicaule</i> Vahl	T	0,000	0,000	0,038
<i>Heterothalamus alienus</i> (Spreng.) Kuntze	H/Ph	0,000	0,000	0,100
<i>Janusia guaranitica</i> (A. St.-Hil.) A. Juss.	H/Ph	0,100	0,440	1,000
<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	H/T	0,000	0,056	0,480
<i>Nassella</i> spp.	H	1,000	2,000	3,000
<i>Pappophorum</i> spp.	H	0,000	0,000	0,006
<i>Parthenium hysterophorus</i> L.*	T	0,000	2,000	5,000
<i>Paspalum notatum</i> Flüggé	H	0,100	1,000	2,000
<i>Poa ligularis</i> Nees ex Steud.	H	0,000	0,013	0,063
<i>Prosopis nigra</i> (Griseb.) Hieron.	Ph/T	0,000	0,000	0,013
<i>Rhynchosia edulis</i> Griseb.	H	0,026	0,081	0,360

Continúa...

...continuación

Especies	FV	Cobertura (%)		
		Noviembre	Diciembre	Febrero
Crecientes				
<i>Setaria</i> spp.*	H/T	7,000	16,000	23,000
<i>Sida argentina</i> K. Schum.*	T	2,000	5,000	5,000
<i>Solanum eleagnifolium</i> Cav.	H	0,000	0,000	0,120
<i>Solanum palinacanthum</i> Dunal	H	0,200	1,000	1,000
<i>Stenandrum dulce</i> (Cav.) Nees	T	0,034	0,110	0,110
<i>Zinnia peruviana</i> (L.)L.	T	0,000	0,000	0,013
Intermedias				
<i>Bidens subalternans</i> DC.	T	0,140	0,390	0,069
<i>Bromus catharticus</i> Vahl.	H	0,006	0,110	0,019
<i>Clitoria cordobensis</i> Burkart	T	0,000	0,038	0,000
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	H/G	0,081	0,370	0,230
<i>Dichondra microcalix</i> (Hallier f.) Fabris	H	0,031	0,230	0,200
<i>Evolvulus sericeus</i> Sw.	H	0,220	0,300	0,038
<i>Leonurus japonicus</i> Houtt.	T	0,340	1,000	0,081
<i>Melica macra</i> Nees	H	0,000	0,075	0,000
<i>Oxalis conorrhiza</i> Jacq.	H	0,110	0,200	0,044
<i>Plantago major</i> L.	T	0,000	0,088	0,000
<i>Portulaca oleracea</i> L.	T	0,099	1,000	0,006
<i>Schinus fasciculatus</i> (Griseb.) I.M. Johnst.	H/Ph	0,000	0,150	0,000
<i>Selaginella</i> spp.	H	0,000	1,000	0,000
<i>Sphaeralcea</i> sp.	H	0,060	0,110	0,000
<i>Tagetes minuta</i> L.	T	0,000	0,069	0,013
<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.	T	0,000	0,031	0,000
Decrecientes				
<i>Commelina erecta</i> L.	G	0,140	0,130	0,000
<i>Dichondra sericea</i> Sw.	H	0,006	0,006	0,000
<i>Nothoscordum gracile</i> (Dryand. ex Aiton) Stearn*	G	0,400	0,280	0,025
<i>Senecio pampeanus</i> Cabrera	H/Ph	0,110	0,110	0,000

Asimismo, las especies que crecieron de forma diferencial respecto a su ubicación topográfica (Kruskal Wallis, $\alpha < 0,05$) fueron *Cantinoa mutabilis* (Nov.: H=13,60; $\alpha < 0,0001$; Dic: H=12,96; $\alpha < 0,0001$; Feb: H=74,75; $\alpha < 0,0001$), *Setaria* spp. (Nov.: H=72,70; $\alpha < 0,0149$; Dic: H=168,36; $\alpha < 0,0001$; Feb: H=114,70; $\alpha < 0,0001$), *Sida argentina* (Nov.: H=3,97; $\alpha < 0,0002$; Dic: H=6,45; $\alpha < 0,0006$; Feb: H=11,41; $\alpha < 0,0001$) (con diferencias significativas en las tres épocas), *Acacia aroma* (Dic: H=15,06; $\alpha < 0,0001$; Feb: H=27,80; $\alpha < 0,0001$), *Parthenium hysterophorus* (Dic: H=16,91; $\alpha < 0,0001$; Feb: H=12,46; $\alpha < 0,0001$) (con diferencias significativas en diciembre y febrero) y *Cyperus rotundus* (Feb: H=7,08; $\alpha < 0,0001$) (diferencias significativas sólo en febrero). Para *Acalypha communis* y *Nothoscordum gracile* no se observaron

diferencias estadísticamente significativas entre loma y media loma. *A. aroma*, *C. mutabilis*, *C. rotundus* crecen más favorablemente en zonas de topografía intermedia (de hecho, *C. rotundus* prefiere suelos más húmedos), mientras que *Setaria* spp. y *S. argentina* preferirían suelos más elevados. La cobertura, en general, es mayor en media loma, encontrando diferencias significativas entre transectas sólo para febrero (ANOVA, LSD Fisher, $F=39,11$, $\alpha < 0,0001$).

De las ocho especies que presentaron diferencias significativas (Kruskal Wallis, $\alpha < 0,05$) entre épocas, sólo *Setaria* spp. mostró diferencias significativas según el árbol bajo el que se desarrollaron. Esta se desarrolló mejor, en ambas transectas, bajo *A. caven*, obteniendo una frecuencia combinada de 0,19 para *A. aroma* y 0,27 para *A. caven*.

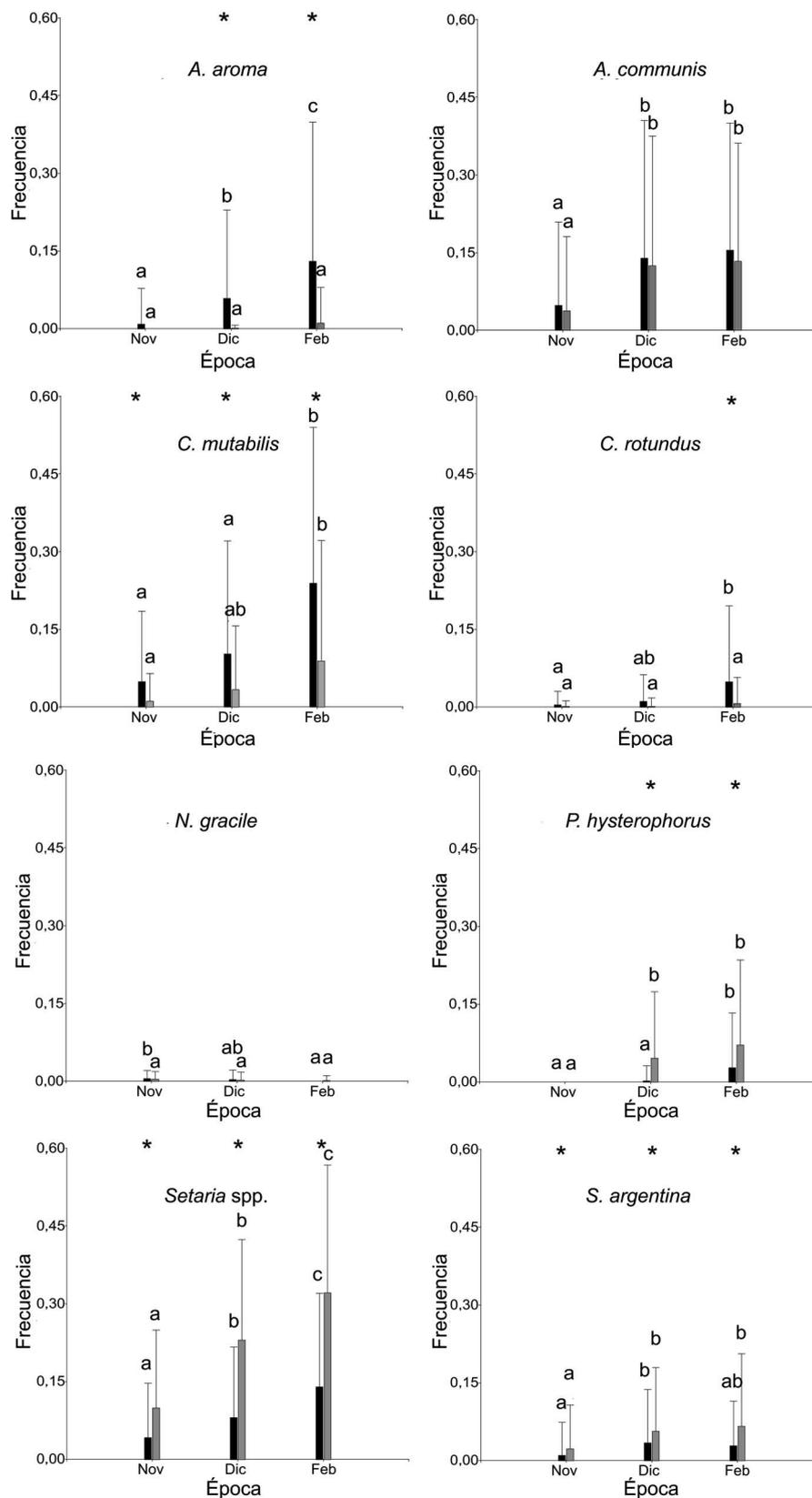


Figura 3. Frecuencia de las especies muestreadas post-fuego, según época y ubicación topográfica (barras negras: media loma; barras grises: loma). Letras diferentes muestran diferencias significativas (Kruskal Wallis, $\alpha < 0,05$) entre épocas para cada transecta. (*) Diferencias significativas ($\alpha < 0,05$) entre media loma y loma.

Figure 3. Species frequency sampled post-fire, according to period and topographic position (black bars: half hill; grey bars: hill). Different letters show significant differences ($\alpha < 0.05$) between periods for each transect. (*) Significant differences (Kruskal Wallis, $\alpha < 0.05$) between half slope and high slope.

DISCUSIÓN

En relación a los valores preliminares evaluados por Karlin *et al.* (2014a), tomando como base los datos obtenidos para el presente trabajo, se obtiene para el primer intervalo de medición (noviembre a diciembre) una tasa positiva de 1,69% día⁻¹ en la velocidad de cobertura vegetal del suelo, mientras que para el segundo intervalo (diciembre a febrero), una tasa de 0,45% día⁻¹. Esto significa que la vegetación cubre el suelo poco más del 35% en el primer período (21 días) y un 28% más en el segundo (63 días). Las diferencias entre las coberturas totales y específicas de cada época evidencian una rápida recuperación del sistema, lo que indica que la calidad del suelo no ha decaído drásticamente. Se observa un incremento en los valores de las variables C_{ox}, N-NO₃ y P_{ext} respecto al testigo (Denegri *et al.* 2014), al haberse tratado de un incendio de baja intensidad y rápido. La buena provisión de nitrógeno disponible habría permitido una rápida recuperación, a pesar del ligero aumento de salinidad del espesor superficial. No se han encontrado parámetros de referencia para definir la velocidad de revegetación en la región, pero considerando las condiciones ecológicas de mayor disponibilidad de nutrientes edáficos determinados por Denegri *et al.* (2014) suponemos que las tasas obtenidas en este estudio son más altas en comparación a condiciones normales (sin incendio) o luego de incendios más intensos, según observaciones cualitativas realizadas en otros sitios por los autores de este trabajo.

Debido a la baja intensidad del incendio (Denegri *et al.* 2014), las especies hemicriptófitas pudieron rebrotar luego del disturbio. La baja intensidad del incendio provocó que la profundidad de suelo afectada no fuera de gran magnitud (2 cm), habiendo podido escapar de los efectos del suelo las especies terófitas, cuya estrategia se basa en la regeneración estival por semillas almacenadas en el suelo. Las otras formas de vida exitosas post-fuego fueron las geófitas, cuyas estructuras (bulbos, rizomas o raíces gemíferas) pudieron sobrevivir al efecto del fuego. La baja intensidad del incendio se evidencia también por la vegetación, puesto que las especies arbóreas (*Acacia* spp.) conservaron las hojas, secas por el calor de las llamas, desde los 2 metros

aproximadamente y el color de las cenizas (oscuras) sobre el suelo indicaron temperaturas moderadas de combustión.

Las diferencias significativas encontradas entre épocas de muestreo (noviembre, diciembre y febrero), se evidenciaron básicamente sobre aquellas especies que presentaron mayor dominancia a nivel de suelo (*Acacia aroma*, *Acalypha communis*, *Cantinoa mutabilis*, *Cyperus rotundus*, *Nothoscordum gracile*, *Parthenium hysterophorus*, *Setaria* spp. y *Sida argentina*). Fue posible identificar especies colonizadoras, cuya característica principal es la de tener ciclos cortos de desarrollo y de poseer baja capacidad de competencia interespecífica. Estas serían las decrecientes e intermedias, siendo la más importante *Nothoscordum gracile*, cuya estrategia de supervivencia es la de acumular reservas en bulbos subterráneos. Esta estrategia de crecimiento y desarrollo le permite a esta especie sobrevivir frente a disturbios tales como pastoreo (Díaz *et al.* 1992) o fuego, desarrollándose cuando el suelo está descubierto y hay poca competencia, y sembrando rápidamente para favorecer su dispersión (Esler 1988). *N. gracile* se vería favorecida por mayores contenidos de humedad en el perfil. La importancia de estas interacciones a nivel de comunidad depende del grado de estrés ambiental. Según la hipótesis del gradiente de estrés (Bertness & Callaway 1994), la importancia de las interacciones positivas aumenta conforme se incrementa el estrés abiótico o la presión de los consumidores. En cambio, la importancia de la competencia por recursos aumenta a medida que se reduce el estrés ambiental y/o la presión de herbívoros.

Las especies crecientes son aquellas de buena capacidad de competencia interespecífica, lo que significa que crecen aún bajo la presión de otras especies acompañantes. Su eficiencia competitiva dependerá de la capacidad de generar área foliar rápidamente, como ocurre con *Setaria* spp., *Cantinoa mutabilis*, *Acalypha communis*, *Sida argentina* y *Cyperus rotundus*, y de generar productos alelopáticos como hacen *Parthenium hysterophorus* (Kohli *et al.* 2006, Belz *et al.* 2007), *Cyperus rotundus* (Javaid *et al.* 2007) y posiblemente *Cantinoa mutabilis* (Kapoor 2011, Islam & Kato-Noguchi 2013).

Setaria spp. fue el género que más se desarrolló luego del incendio contribuyendo en un 25% a la tasa total de cobertura, observándose una muy buena respuesta especialmente en la loma, donde el agua de lluvia es menos retenida por el efecto de escorrentía y donde se encontró menor cobertura total (a nivel de suelo) en febrero respecto a la media loma. *Setaria* spp. tiene una buena respuesta en áreas forestales afectadas por incendios, posterior a la ocurrencia de lluvias, también observado en otros ecosistemas semiáridos (Wright 1974, Owens *et al.* 2002). Al ser gramíneas, estas especies favorecen una mejor protección del suelo frente a procesos de erosión. *Sida argentina* también se asocia a suelos bajo recuperación y bajo menor efecto de cobertura total. Esta especie fue encontrada en otros sitios disturbados por fuego en las Sierras de Córdoba por Carreras *et al.* (2012). A pesar de su sensibilidad al stress hídrico (Doley 1977, Kohli *et al.* 2006) *Parthenium hysterophorus* se vio favorecida en zonas de topografía elevada, donde supuestamente debiera haber menor contenido de humedad en el perfil. Posiblemente el mayor crecimiento de esta especie en la loma se deba en mayor medida a la competencia interespecífica, a pesar de su capacidad de producir compuestos alelopáticos, evidenciado por una menor cobertura total.

El género *Acalypha* es citado como indicador en áreas afectadas por incendios frecuentes (Behling 1995), aunque no se ha encontrado bibliografía detallada sobre la ecología de *A. communis* bajo efectos del fuego. *Cyperus rotundus* es una maleza comúnmente encontrada en suelos agrícolas, de gran capacidad de competencia y con la capacidad de reproducirse por rizomas, bulbos y semillas (Stoller & Sweet 1987, Javaid *et al.* 2007). Tiene una gran habilidad adaptativa y gran capacidad de competencia por su gran poder de dispersión, producción de biomasa y producción de bioquímicos alelopáticos (Javaid *et al.* 2007). Su mayor desarrollo en la media loma puede deberse a que es una especie que desarrolla sus bulbos y rizomas más satisfactoriamente bajo condiciones adecuadas de humedad (Stoller & Sweet 1987).

Especies de género *Cantinoa* (ex *Hyptis*) son citadas como aquellas con menor susceptibilidad a incendios por su gran capacidad de rebrote de corona (Brown & Minich 1986), aunque *C. mutabilis* aquí se

comporta como terófito, siendo la semilla aparentemente resistente cuando está en el suelo frente a incendios poco intensos. Especies que anteriormente pertenecían al género *Hyptis* (actualmente *Mesosphaerum suaveolens* (L.) Kuntze) son citadas como plantas con capacidad alelopática (Kapoor 2011, Islam & Kato-Noguchi 2013), llegando a afectar el crecimiento incluso de otras especies alelopáticas, tales como *P. hysterophorus* (Kapoor 2011). El caso de *Acacia aroma* es diferente al resto ya que lo que se relevó como cobertura fueron los rebrotes de cepa que aparecieron luego del incendio. A diferencia de *A. caven*, *A. aroma* presenta mayor capacidad de rebrote basal (Gurvich *et al.* 2005), mientras que *A. caven* produjo mayor rebrote de copa (datos no publicados). El crecimiento diferencial de *Setaria* spp. a favor de *A. caven* no está claro. Se menciona en la bibliografía (Ramírez Osses 2011) que la sombra de *A. caven* favorece el desarrollo de las poaceas, aumentando su biomasa respecto a sitios sin cobertura de esta especie, independientemente del área de la copa.

Debido a la rapidez en la colonización y cobertura del suelo gracias a la liberación de nutrientes por efecto del fuego de baja intensidad, la asistencia en la recuperación de estos ambientes mediante fertilización no se justifica en estos casos. Karlin *et al.* (2014a) observaron que se produce una reducción post-fuego en la tasa de infiltración de agua respecto al sitio testigo, por lo que es posible que uno de los factores que puedan acelerar aún más la revegetación es la mejora en la estructura del suelo afectado. Sin embargo, mejorar la estructuración es un proceso complejo, lento y costoso. Una posibilidad para aumentar la cantidad de agua infiltrada es la de aumentar la rugosidad del mismo frente a la pendiente existente, reduciendo la escorrentía superficial, y previniendo posibles pérdidas de suelo frente a ocasionales lluvias de alta intensidad. Podría ser conveniente incorporar restos vegetales en la superficie del suelo posteriormente al incendio (previa evaluación del costo-beneficio), de forma tal que se previene su pérdida con posibles lluvias de gran intensidad y aumentaría la cantidad de agua acumulada en el perfil, fomentando una mayor velocidad de cobertura del suelo por revegetación natural.

CONCLUSIONES

En este trabajo se logró identificar las especies colonizadoras más importantes en cuanto a la rapidez de crecimiento y tasas de cobertura de suelo, y sus principales estrategias de revegetación, identificando especies crecientes, intermedias y decrecientes. A pesar del incendio, la recuperación de la cobertura vegetal fue rápida debido a que el mismo fue de baja intensidad y el suelo contenía una buena cantidad de carbono orgánico y mayor provisión de nitrógeno y fósforo disponible respecto al testigo.

Las especies dominantes encontradas (*Acacia aroma*, *Acalypha communis*, *Cantinoa mutabilis*, *Cyperus rotundus*, *Nothoscordum gracile*, *Parthenium hysterophorus* L., *Setaria* spp. y *Sida argentina*) presentan todas buena capacidad de rebrote y germinación debido a su forma de vida terófito, hemicriptófito y geófito. Poseen además buena capacidad de competencia por producción rápida de biomasa luego del disturbio y, en algunos casos, por capacidad de generación de sustancias alelopáticas. El género que más contribuyó al aumento de cobertura fue *Setaria* spp.

De acuerdo a las interacciones ecológicas, algunas especies se ven favorecidas por una mayor acumulación de agua en el perfil, en zonas de media loma (*A. aroma*, *C. mutabilis* y *C. rotundus*), mientras que otras especies (*Setaria* spp., *P. hysterophorus* y *S. argentina*) tendrían un mejor desarrollo diferencial en zonas de loma, bajo efecto de menores coberturas totales.

Debido a la rapidez de la revegetación y cobertura del suelo la aplicación de prácticas de remediación no se recomienda en este caso particular; sin embargo, sí se recomiendan prácticas de cerramiento temporario para evitar la reducción de la cobertura vegetal ganada en el curso de la sucesión estudiada por parte del ganado circundante.

REFERENCIAS

- Abril, A., & González, C. 1999. Dinámica de la fertilidad y de las poblaciones microbianas en suelos afectados por incendios en las sierras de Córdoba (Argentina). *Agriscientia*, 16, 63-70.
- Behling, H. 1995. A high resolution Holocene pollen record from Lago do Pires, SE Brazil: vegetation, climate and fire history. *Journal of Paleolimnology*, 14(3), 253-268. DOI: 10.1007/BF00682427.
- Bellingham, P. J., & Sparrow, A. D. 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos*, 89(2), 409-416.
- Belz, R. G., Reinhardt, C. F., Foxcroft, L. C., & Hurlle, K. 2007. Residue allelopathy in *Parthenium hysterophorus* L.-Does parthenin play a leading role? *Crop Protection*, 26(3), 237-245. DOI: 10.1016/j.cropro.2005.06.009.
- Bertness, M. D., & Callaway, R. 1994. Positive interactions in communities. *Tree*, 5, 191-193. DOI: 10.1016/0169-5347(94)90088-4.
- Bond, W. J., & Keeley, J. E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(7), 387-394. DOI: 10.1016/j.tree.2005.04.025.
- Brown, D. E., & Minnich, R. A. 1986. Fire and changes in creosote bush scrub of the western Sonoran Desert, California. *American Midland Naturalist*, 116(2), 411-422. DOI: 10.2307/2425750.
- Capitanelli, R. G. C. 1979. Clima. In: J. Vazquez, R. Miatello & M. Roqué (Eds.). *Geografía Física de la provincia de Córdoba*. pp. 48-138. Buenos Aires: Boldt.
- Carreras, M. E., Fuentes, E., Martinat, J. E., & Carbone, L. M. 2012. Malveae (Malvaceae) diaspore recognition in soil samples from montane areas (Sierras Chicas, Córdoba, Argentina) affected by fire. *Rodriguésia*, 63(3), 501-512. DOI: 10.1590/S2175-78602012000300002.
- Choromanska, U., & DeLuca, T. H. 2002. Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effects. *Soil Biology & Biochemistry*, 34(2), 263-271. DOI: 10.1016/S0038-0717(01)00180-8.
- Doley, D. 1977. *Parthenium* weed (*Parthenium hysterophorus* L.): gas exchange characteristics as a basis for prediction of its geographical distribution. *Crop and Pasture Science*, 28(3), 449-460. DOI: 10.1071/AR9770449.
- Denegri, A., Toranzo, L., Rubenacker, A., Campitelli, P., & Karlin, M. 2014. Efecto de los incendios forestales sobre las propiedades del suelo. *NEXO Agropecuario*, 2(1-2), 10-14.
- Di Rienzo, J., Casanoves, F., González, L., Tablada, M., Robledo, C., & Balzarini, M. 2013. Infostat. Software estadístico. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Díaz, S., Acosta, A., & Cabido, M. 1992. Morphological analysis of herbaceous communities under different grazing regimes. *Journal of Vegetation Science*, 3(5), 689-696.
- Dyksterhuis, E. J. 1949. Condition and management of range land based on quantitative ecology. *Journal of Range Management*, 2(3), 104-115. DOI: 10.2307/3893680.
- Esler, A. E. 1988. The naturalization of plants in urban Auckland, New Zealand. Alien plants as weeds. *New Zealand Journal of Botany*, 26(4), 585-618. DOI: 10.1080/0028825X.1988.10410662.
- Gurvich, D., Enrico, L., & Cingolani, A. M. 2005. Linking plant functional traits with post-fire sprouting vigour in woody species in central Argentina. *Austral Ecology*, 30, 789-796. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2005.01522.x.

- Islam, A. K. M., & Kato-Noguchi, H. 2013. Allelopathic potential of five Labiatae plant species on barnyard grass (*Echinochloa crus-galli*). *Australian Journal of Crop Science*, 7(9), 1369-1374.
- Javaid, A., Bajwa, R., Rabbani, N., & Anjum, T. 2007. Comparative tolerance of rice (*Oryza sativa* L.) genotypes to purple nutsedge (*Cyperus rotundus* L.) allelopathy. *Allelopathy Journal*, 20(1), 157-166.
- Kapoor, R. T. 2011. Bio-herbicidal potential of leaf residue of *Hyptis suaveolens* on the growth and physiological parameters of *Parthenium hysterophorus* L. *Current Research Journal of Biological Science*, 3(4), 341-350.
- Karlin, M., Arnulphi, A., Alday, A., Bernasconi, J., Accietto, R., Denegri, A., Rubenacker, A., Toranzo, L., & Campitelli, P. 2014a. Efecto de la aplicación de compost sobre la revegetación natural de suelos afectados por incendios. *NEXO Agropecuario*, 2(1-2), 6-9.
- Karlin, M., Schneider, C., Rufini, S., Bernasconi, J., Accietto, R., Karlin, U., & Ferreyra, Y. 2014b. Caracterización florística de la Reserva Natural Militar Estancia La Calera. *Nature and Conservation*, 7(1), 6-18. DOI: 10.6008/SPC23182881.2014.001.0001.
- Karlin, M., Bernasconi, J., Schneider, C., Rufini, S., Accietto, R., Arnulphi, S., & Cora, A. 2015. Aprovechamiento de la potencialidad silvopastoril como alternativa para el control de incendios en la Reserva Natural Militar La Calera, Córdoba (Argentina). III Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles y VIII Congreso Internacional de Sistemas Agroforestales. Iguazú, Misiones. Pp.: 636-640.
- Kohli, R. K., Batish, D. R., Singh, H. P., & Dogra, K. S. 2006. Status, invasiveness and environmental threats of three tropical American invasive weeds (*Parthenium hysterophorus* L., *Ageratum conyzoides* L., *Lantana camara* L.) in India. *Biological Invasions*, 8(7), 1501-1510. DOI: 10.1007/s10530-005-5842-1.
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York: John Wiley & Sons: p. 567.
- Owens, M. K., Mackley, J. W., & Carroll, C. J. 2002. Vegetation dynamics following seasonal fires in mixed mesquite/acacia savannas. *Journal of Range Management*, 55, 509-516. DOI: 10.2307/4003231.
- Ramírez Osses, R. 2011. Efecto de la sombra de *Acacia caven* (Mol.) Mol. en la pradera anual de clima mediterráneo. Tesis de grado, Universidad Católica de Chile. p. 33.
- Stoller, E. W., & Sweet, R. D. 1987. Biology and life cycle of purple and yellow nutsedges (*Cyperus rotundus* and *C. esculentus*). *Weed Technology*, 1(1), 66-73.
- USDA. 2010. Claves para la taxonomía de suelos. 11° Edición. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. Servicio de Conservación de Recursos Naturales: p. 374.
- Verzino, G., Joseau, J., Dorado, M., Gellert, E., Rodríguez Reartes, S., & Nóbile, R. 2005. Impacto de los incendios sobre la diversidad vegetal, Sierras de Córdoba, Argentina. *Ecología Aplicada*, 4(1-2), 25-34.
- Whelan, R. J. 1995. The ecology of fire. Cambridge: Cambridge University Press: p. 346.
- Wikum, D. A., & Shanholtzer, G. F. 1978. Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. *Environmental Management*, 2(4), 323-329. DOI: 10.1007/BF01866672.
- Wright, H. A. 1974. Effect of fire on southern mixed prairie grasses. *Journal of Range Management*, 27(6), 417-419. DOI: 10.2307/3896712.
- Zak, M., & Cabido, M. 2002. Spatial patterns of the Chaco vegetation of central Argentina: Integration of remote sensing and phytosociology. *Applied Vegetation Science*, 5, 213-226. DOI: 10.1111/j.1654-109X.2002.tb00551.x.

Submitted: 21 November 2014

Accepted: 22 March 2016