

*“Funcionamiento de un Pastizal  
Serrano en  
Relación al Disturbio Fuego”*

*Tesis Doctoral:*

*Lic. Antonia Josefina Oggero*

*Directora:* *Dra. Norma Vischi*

*Año 2006*

*UNIVERSIDAD NACIONAL DE RIO CUARTO*

*Facultad de Ciencias Exactas Físico-Química y Naturales*

*Departamento de Ciencias Naturales*





Miembros del Jurado de Tesis:

Dr. Marcelo Cabido ..... *MC*

Dra. Teresa Krauss..... *TK*

Dr. Carlos Villamil..... *CV*

85758

62728

MFN:
Clasif:
T.453

*Dedicada a mis afectos:*

*A Mi madre.*

*A Sandra y Candelaria.*

## *Agradecimientos*

*A la Dra. Norma Vischi, a quien le debo mi formación de grado y la concreción del desarrollo de la Tesis Doctoral.*

*A la Escuela de Posgrado y a la Secretaria de Ciencia y Técnica de la UNRC por el apoyo económico. A las autoridades de la Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales de la UNRC por su disposición y voluntad.*

*A los miembros de la Comisión Asesora Dra. Teresa Krauss, Dr. Marcelo Cabido y Dr. Carlos Villamil, por sus valiosas contribuciones críticas y científicas.*

*A Marcelo, Rosi, Evange y Maxi por todo el apoyo, ayuda y colaboración no solo en las salidas a campo sino también en el laboratorio.*

*A la Msc. Analía Becker por su ayuda y aportes en las tareas del laboratorio de suelos, pero fundamentalmente por su incondicional amistad de tantos años.*

*A Mary, Susana, Herminda, Noemí, Alcira por su apoyo, comprensión y calidez permanente.*

*A Don Julio Romero y su familia, quienes me permitieron la ejecución de los experimentos en el campo, colaborando y ayudando desinteresadamente con este proyecto.*

*A quienes de alguna forma u otra me ayudaron a concretar esta etapa*

*Gracias.....*

## INDICE GENERAL

INDICE DE TABLAS Y FIGURAS.....	1
RESUMEN.....	5
SUMMARY.....	6
INTRODUCCION.....	7
PASTIZALES TEMPLADOS.....	7
<i>En el mundo</i> .....	7
<i>En América del sur</i> .....	9
<i>En Argentina</i> .....	12
ECOLOGIA DE LA PERTURBACION.....	13
<i>Efecto sobre pastizales serranos</i> .....	17
DIVERSIDAD.....	17
<i>Efectos sobre la diversidad</i> .....	19
PRODUCTIVIDAD.....	20
<i>Efectos sobre la productividad</i> .....	21
FERTILIDAD.....	22
<i>Efecto del fuego sobre la fertilidad</i> .....	23
BANCO DE SEMILLAS.....	24
OBJETIVO GENERAL.....	28
HIPÓTESIS.....	28
AREA DE ESTUDIO.....	29
<i>Ubicación Geográfica</i> .....	29
<i>Características Geológicas</i> .....	29
<i>Suelo</i> .....	30
<i>Clima</i> .....	30
<i>Vegetación</i> .....	31

<b>METODO.....</b>	<b>32</b>
<i>Diversidad.....</i>	<i>32</i>
<i>Productividad.....</i>	<i>34</i>
<i>Fertilidad.....</i>	<i>34</i>
<i>Banco de semillas germinable.....</i>	<i>34</i>
<b>RESULTADOS.....</b>	<b>37</b>
<i>Diversidad .....</i>	<i>37</i>
<i>Biomasa y Productividad.....</i>	<i>48</i>
<i>Fertilidad.....</i>	<i>53</i>
<i>Banco de semillas.....</i>	<i>55</i>
<b>DISCUSION.....</b>	<b>63</b>
<i>Diversidad y Composición florística.....</i>	<i>63</i>
<i>Biomasa y Productividad.....</i>	<i>65</i>
<i>Fertilidad.....</i>	<i>67</i>
<i>Banco de semillas.....</i>	<i>69</i>
<b>CONCLUSIONES GENERALES.....</b>	<b>72</b>
<b>BIBLIOGRAFIA.....</b>	<b>74</b>
<b>ANEXO I.....</b>	<b>92</b>

## **ÍNDICE DE TABLAS**

Tabla 1.	Clases de abundancia-cobertura de las especies registradas en tres sitios con distinta perturbación en las Sierras de Comechingones, Córdoba.	36-42
Tabla 2.	Número de especies exclusivas de cada sitio y Compartidas.	35
Tabla 3.	Porcentajes de abundancia-cobertura de las formas de vida de las especies presentes en el pastizal.	43
Tabla 4.	Valores medios de H, E y S en los tres sitios de estudio.	44
Tabla 5.	Correlación de Spearman entre los dos primeros ejes del análisis de ordenación (DCA) y los índices de diversidad (H), equitatividad (E) y número de especies (S). $p < 0,05$ .	46
Tabla 6.	Valores medios (grs/ m <sup>2</sup> y E.S.) de biomasa de monocotiledóneas, dicotiledóneas y mantillo. Resultados del análisis de la varianza de una vía de Kruskal-Wallis entre valores de biomasa de los diferentes sitios y fechas.	49
Tabla 7.	Valores de peso seco de Monocotiledóneas, Dicotiledóneas, Mantillo y Peso Seco Total en gr/m <sup>2</sup> , Producción Primaria Neta aérea (Kgr /ha /día)	51
Tabla 8.	Cantidad de materia orgánica – iones – pH, en los	



---

	sitios de muestreo durante Noviembre/99 y Febrero/2000.	52
Tabla 9.	Valores de riqueza, diversidad, equitatividad en la vegetación establecida y el BSG a distintas profundidades.	58
Tabla 10.	Resultados de los niveles de significancia de la comparación de especies y abundancias relativas entre la vegetación establecida y el banco de semillas germinable a distintas profundidades. Test no paramétrico de Kolmogorov-Smirnov.	59
Tabla 11.	Riqueza (S) y diversidad de especies ( $\pm$ error estandar, n=10) de la vegetación establecida y el banco de semillas en los tres sitios. P valores de probabilidad asociada a la prueba de Kolmogorov-Smirnov.	60
Anexo I	Tabla de frecuencia y densidades de las especies del banco en los tres sitios.	90

## **INDICE DE FIGURAS**

Figura 1	Localización del área de estudio	28
Figura 2	Agrupamiento de los censos en función de las especies	45
Figura 3	Ordenación de los censos en función de las especies presentes en el pastizal sin alterar y en los sitios afectadas por el fuego	45
Figura 4	Comparación de la biomasa (de monocotiledóneas, de dicotiledóneas y de mantillo) entre noviembre y febrero	47
Figura 5	Peso seco acumulado en cada una de los sitios y peso seco total.	48
Figura 6	Sentido de la variación de los componentes edáficos sobre el diagrama de dispersión del DCA	53
Figura 7a	Densidad y Frecuencia de plántulas por especies registradas en el sitio A	54
Figura 7b	Densidad y Frecuencia de plántulas por especies registradas en el sitio A	55
Figura 8a	Densidad y Frecuencia de plántulas por especies	

---

	registradas en el sitio B	55
Figura 8b	Densidad y Frecuencia de plántulas por especies registradas en el sitio B	56
Figura 9a	Densidad y Frecuencia de plántulas por especies registradas en el sitio C	56
Figura 9b	Densidad y Frecuencia de plántulas por especies registradas en el sitio C	57
Figura 10	Densidad media de plántulas /m <sup>2</sup> en los lugares de estudio a distintas profundidades. ( letras iguales no hay diferencias sig. entre sitios, números distintos diferencias sig. entre profundidades en cada sitio)	57

## RESUMEN

Se estudió el efecto del fuego sobre la diversidad florística, la productividad primaria neta aérea, la fertilidad y la diversidad del banco de semillas germinable en un ecosistema de pastizal serrano en la Sierra de Comechingones, Córdoba, Argentina. Para esto se comparó un sitio de vegetación natural sin alterar con otros dos perturbados con distinto régimen de fuego.

El fuego produjo cambios en la diversidad y en la riqueza florística, produciendo un aumento de las mismas que no implicó un incremento de las especies exóticas.

En el sitio con mayor intensidad de la perturbación aumentaron los porcentajes de abundancia de las especies herbáceas con forma de vida rastrera, quizás debido a la remoción del mantillo depositado en el suelo.

Los cambios en la composición florística debidos al aumento de la diversidad no produjeron cambios morfológicos sustanciales en las especies, como para variar la fisonomía del sistema.

El disturbio produjo cambios significativos en la dinámica de la biomasa de monocotiledóneas y dicotiledóneas, como así también en la productividad primaria neta aérea del sistema y se redujo la proporción de biomasa de monocotiledóneas y de mantillo. En los sitios quemados, aumentó la biomasa de dicotiledóneas y disminuyó la de monocotiledóneas y mantillo, mientras la productividad primaria aérea disminuyó.

La diversidad de los bancos de semillas germinables fue mayor en los sitios con fuego. Hubo diferencias significativas entre las especies vegetales presentes en el banco germinable y en la vegetación establecida dentro de cada sitio estudiado. En particular, las monocotiledóneas dominantes no aparecieron en el banco.

---

## SUMMARY

In this study the effects of fire on plant diversity, on the aerial net primary productivity, and on the fertility and diversity of the germinable seed bank in an ecosystem of mountain grasslands in the Sierra of Comechingones, Córdoba, Argentina, were investigated. The research was based on the comparison of an unburnt natural vegetation area and two other sites which were disturbed by different fire regimes.

The fire produced changes in flora diversity and richness. The increase, however, did not imply an increment of exotic species.

The site with most interference intensity showed an increase in the abundance percentages of creeping-type herbaceous species, probably due to the removal of the humus layer.

The changes in flora composition due to the increase in diversity did not produce substantial changes in the species morphology that would lead to variations in the system physiognomy.

The disturbance produced significant changes not only in the dynamics of monocotyledon and dicotyledoneous biomasses, but also in the system aerial net primary productivity while decreasing the proportion of monocotyledon biomass and humus. In the burnt places, the dicotyledonous biomass increased while monocotyledon biomass, humus and aerial primary productivity diminished.

The diversity of germinable seed banks was higher in the fire sites. There were significant differences among the vegetal species present in the germinable bank and in the established vegetation inside each studied site. In particular, the dominant monocotyledons did not appear in the bank.

## INTRODUCCION

### **PASTIZALES TEMPLADOS**

#### ***En el Mundo***

Los pastizales templados ocurren a latitudes medias en regiones donde la alternancia de estaciones favorece la dominancia de pastos perennes (Archibold, 1995; Bailey, 1995). Estos pastizales ocupan territorios donde el rango de temperaturas medias, mínimas y máximas oscilan entre 0-26 °C respectivamente, y las precipitaciones entre 250 a 1000 mm anuales. No obstante, la presencia de pastizales naturales en rangos tan amplios de temperaturas y precipitaciones se explica debido a la interacción del clima con otros factores como la herbivoría y el fuego (Lauenroth, 1979; Pucheta, 1996). Las áreas más extensas son las praderas de Norte América, las cuales en condiciones originales cubrían más de 350 millones de ha de las tierras bajas centrales. Similar vegetación se encuentra en Eurasia donde las estepas cubren 250 millones de ha de planicies onduladas, que se extienden como un ancho cinturón por el continente desde Hungría hasta Manchuria. En el hemisferio sur las estepas de pastos cubren las pampas del este de la Argentina, Uruguay y sudeste de Brasil; ocupando aproximadamente 700.000 km<sup>2</sup> de tierras bajas onduladas alrededor del Río de la Plata (Altesor *et al.*, 1998). Áreas más pequeñas de pastizales ocurren en las partes secas de Nueva Zelanda como parches ocasionales, también presentes en el S-E de Australia (Archibold, 1995, Sarmiento, 1996).

En la región del Serengeti, al este del lago Victoria, existe un pastizal de 25.000-35.000 km<sup>2</sup> de extensión, ubicado sobre una peniplanicie inclinada a una altitud de 1135-1800 m s.n.m. (McNaughton, 1983, Archibold, 1995).

Los suelos dominantes en los pastizales templados son los Molisoles, con un horizonte superficial relativamente profunda, marrón oscuro a negro, rico en materia orgánica. Estos suelos están típicamente bien drenados y tienen una buena estructura remanente cuando se secan, lo que permite una fácil penetración de las raíces y de la humedad. Las diferencias regionales en

el clima y la vegetación han producido una variedad de tipos de suelos que están generalmente relacionados con cambios en la disponibilidad de humedad.

La cobertura en los pastizales templados parece ser relativamente homogénea, dominada por especies pertenecientes a la familia de las Poáceas (Gramíneas), pero se observan importantes diferencias florísticas y estructurales en respuesta a condiciones ambientales locales y regionales (Archibold, 1995, Sala y Paruelo, 1997). La heterogeneidad espacial de la vegetación (White y Pickett, 1985) se encuentra relacionada con la heterogeneidad física, biológica o con perturbaciones naturales y antrópicas como el fuego, el pastoreo y otros (Wiens, 1986).

Las condiciones climáticas son menos severas en los pastizales del hemisferio sur, porque están localizados a bajas latitudes o están influenciados por los océanos adyacentes. En las pampas, la temperatura media es de 6-14°C en invierno y de 20-26 °C en verano. Aunque las temperaturas raramente llegan al punto de congelamiento, comúnmente se reportan heladas entre mitad de mayo y mediados de setiembre (Prohaska, 1976; Lauenroth, 1979). Las temperaturas máximas absolutas durante el verano generalmente son de 30 °C y pueden exceder los 40 °C. Las precipitaciones decrecen de este a oeste a través de las pampas. Las áreas más húmedas de Uruguay y sur del Brasil reciben de 1000-2000 mm anuales de lluvias que decrecen a 450 mm en el sudoeste. Las máximas precipitaciones ocurren en invierno en el distrito costero lluvioso, pero las lluvias de primavera llegan a ser más importantes en las áreas secas porque coinciden con las temperaturas ascendentes, condiciones óptimas para el crecimiento de las plantas (Archibold, 1995)

El fuego ocurre frecuentemente en las praderas templadas donde originalmente eran pocos los contrafuegos que paraban su progreso. La humedad contenida en los pastos es comparativamente baja y su hábito erecto deja al descubierto el suelo a los efectos desecantes del sol y el viento (Vogl, 1974). El fuego se extiende rápidamente a través del combustible que proveen los pastos. La temperatura en la superficie del suelo en la zona estrecha de la llama, está generalmente por debajo de los 400 °C, pero puede exceder los

600 °C cuando la disponibilidad del combustible es alta. Tan altas temperaturas persisten por solo unos pocos minutos y aunque la mayoría del material sobre el suelo es consumido, hay un pequeño impacto directo en la materia orgánica del suelo, en las poblaciones microbianas o en las reservas de semillas enterradas (Wright & Bailey, 1982).

La quema frecuente y repetida es perjudicial para todas las gramíneas, favoreciendo la propagación de especies de malezas anuales (Curtis & Partch, 1948; Mc Pherson, 1994; Archibald, 1995).

Aunque esta práctica es perjudicial para las gramíneas de la estación fría local porque comienzan su crecimiento más tempranamente en el año (Anderson *et al.*, 1970). Después del fuego la producción se mantiene más alta por dos a tres años, y una respuesta similar ocurre en la biomasa subterránea. Este aumento del crecimiento es atribuido a niveles más altos de luz, temperaturas más cálidas del suelo en verano e incremento en el nitrógeno del suelo (Hulbert, 1988).

Los incendios tienen un efecto menor en la química del suelo porque producen, comparativamente, pequeñas cantidades de cenizas. La liberación de calcio, magnesio y potasio puede incrementar levemente el pH, pero el efecto se pierde rápidamente porque puede ser lixiviado o removido por el viento. El nitrógeno se volatiliza a 200 °C, de modo que una alta proporción se pierde durante los incendios de pastizales (Wright & Bailey, 1982). Sin embargo, los niveles de nitrógeno del suelo se incrementan si las leguminosas son más abundantes en la comunidad post-fuego.

### ***En América del Sur***

La gran área de los pastizales templados de América del Sur cubre las pampas al este de la Argentina, Uruguay y el SE-E de Brasil; ocupando los cerca de 700.000 km<sup>2</sup> de tierras bajas onduladas del Río de La Plata, entre los 28° y 38° de latitud S (Burkart, 1975; Soriano, 1992, Sarmiento, 1996). Cubren esta región matas altas y medianas de gramíneas, con pequeños grupos de árboles en las partes húmedas. Los pastos dominantes son especies del



género *Stipa*, aunque se pueden distinguir diferentes comunidades de otros pastos o especies de acuerdo con la disponibilidad de humedad y condiciones del suelo.

Al este de estas pampas especies tales como *Stipa neesiana*, *Stipa hyalina* y *Stipa papposa*, crecen asociadas a otros pastos, incluyendo *Bothriochloa laguroides*, *Panicum bergii* y *Paspalum plicatulum*; con juncos y arbustos presentes entre los pastos altos. En muchas comunidades sólo los pastos dominan la cobertura (Soriano, 1979). En dichas pampas se encuentran comunidades de pastos cortos integrados por *Distichlis scoparia*, *D. spicata*, y otra especie como *Hordeum stenostachys*, asociadas con suelos alcalinos. En tanto que en zonas con depresiones y humedad son comunes praderas de juncos o de pastos altos como *Paspalum quadrifarium*. Las condiciones de sequía en el oeste pampeano favorecen a los pastos xerófilos, tales como *Stipa tenuissima* y *Stipa trichotoma*; la cobertura de especies de dicotiledóneas herbáceas es menor en estas comunidades. Hacia los Andes, con mayor aridez, las pampas son reemplazadas por comunidades semidesérticas y zonas boscosas de *Prosopis caldenia*. Hacia el norte, los pastos templados se unen con las especies subtropicales más altas. La naturalización de leguminosas, tales como *Trifolium repens*, varias especies de los géneros *Melilotus* y de *Lotus*, junto con la introducción de muchos pastos europeos, han alterado en gran medida el carácter original de la región. Los cultivos han reemplazado a los pastizales nativos.

Aunque los suelos de las pampas están clasificados como Molisoles, sus propiedades reflejan el clima templado cálido y húmedo característico de estas llanuras mal drenadas. La mayoría del área presenta suelos granulares marrones oscuros con una capa de 3 a 4 % de humus en la superficie y de hasta 1 a 2 % en profundidades desde 60 a 70 cm. A mayor profundidad el suelo es más arcilloso, y los horizontes calcáreos pueden estar presentes a más de 1,5 m. Los suelos son ligeramente ácidos en la parte superior del perfil, pero son débilmente alcalinos en profundidad. Los suelos salinos con alto contenido de sodio ocurren en depresiones y sobre otras superficies

pobrementemente drenadas; son particularmente comunes en el norte y el oeste, donde el clima es más árido (Glazovskaya, 1984)

Roseveare (1948), en su revisión para América, distinguió cuatro tipos de pastizales naturales según su calidad para el pastoreo: buenos pastizales naturales, pastizales fríos de montaña, pastizales semiáridos y sabanas de clima cálido. Burkart (1975) y Soriano (1979), utilizando el mapa fitogeográfico de Cabrera (1970), agruparon estos pastizales y sabanas en tres categorías regionales: sabanas tropicales y subtropicales, pastizales templados y pastizales de temperaturas bajas.

Según Soriano (1992), los pastizales templados ocupan la región central E de la Argentina, Uruguay y sur de Brasil como un arco alrededor del Río de la Plata. Dicha región es dividida por Burkart (1975), en dos subregiones: **a)** las pampas que ocupan Buenos Aires, parte de Entre Ríos, Santa Fe, Córdoba, La Pampa y San Luis (Soriano, 1979; León & Anderson, 1983); **b)** los campos del Sur de Brasil y Uruguay.

Dicha región de pastizales termina al NE en los bosques deciduos tropicales y subtropicales del Brasil, al NO del parque de la Mesopotamia argentina y el bosque xerofítico conocido como Espinal, y al oeste en algunos bosques xerófilos y formaciones de arbustos que constituyen el Monte en el centro de la provincia de La Pampa. Prevalen pastos mesotérmicos de clima templado (media anual 10-20 °C), con lluvias anuales entre 400 y 1600 mm; los suelos son Molisoles, asociados hacia el E con Alfisoles y Vertisoles y hacia el O con Entisoles.

Esta región ha sido la escena del desarrollo, especialmente durante el siglo pasado, de una industria ganadera y de un rápido incremento de la agricultura, destruyendo una alta proporción de los pastizales naturales de las pampas (Roseveare, 1948).

En Uruguay, el área ocupada por pastizales naturales es mayor de 140.000 km<sup>2</sup>, y más del 90 % de ese territorio es usado para pastoreo extensivo. (Gallinal *et al.*, 1938; Altesor *et al.*, 1998).

En Brasil los pastizales forman parte del cerrado, región que ocupa una amplia zona del centro del país, considerada como un mosaico determinado

por la acción del fuego y/o la distribución de las formas de suelos (Coutinho, 1982).

Cinturones de pastizales también ocurren en Chile hacia el sector austral de los Andes, en varias elevaciones por debajo de la zona de bosques Andino-Patagónicos. Éstos incluyen, además de representantes de los géneros *Agrostis*, *Bouteloua*, *Elionurus*, *Festuca*, *Muehlenbergia*, *Panicum*, *Pappophorum*, *Paspalum* y *Stipa*, especies indígenas de *Andropogon*, *Bromus*, *Calamagrostis*, *Deyeuxia*, *Distichlis*, *Eragrostis*, *Poa* y *Sporobolus* (Coupland, 1992).

### **En Argentina**

Para Morello *et al.* (1991) existen dos tipos de pastizales en la República Argentina: los de la llanura pampeana y los de altura o serranos, que se encuentran en altiplanicies, laderas y cimas de las Sierras Pampeanas de San Luis, Córdoba, La Rioja, Catamarca y Tucumán.

En las montañas de la Argentina Central existen formaciones de plantas distribuidas a lo largo de cinturones de diferentes altitudes, uno de los cuales corresponde al pastizal. El clima de la región es húmedo, con veranos cortos y frescos y largos inviernos fríos. El promedio anual de temperatura es de 10 °C a 1500 m snm y el rango de lluvias entre 980 y 1400 mm anuales (Cantero *et al.*, 1999).

El piso de vegetación de las sierras de Córdoba formado por el pastizal se extiende por faldeos, cumbres y planicies elevadas; expuesto a los vientos, descendiendo desde las mayores elevaciones hasta confundirse con el Romerillal (Luti *et al.*, 1979). Estos pastizales cubren grandes áreas sobre distintos sustratos rocosos (Menghi *et al.*, 1989), siendo los de mayor extensión aquellos que se desarrollan sobre rocas metamórficas (gneiss y esquistos) e ígneas (granito) (Cabido *et al.*, 1996). En numerosas áreas ecológicamente favorables, sin embargo, se lo encuentra hasta los 1000 m aproximadamente, formando parte del Subpiso Inferior entrando en contacto con el Romerillal y con el Bosque serrano en algunos sitios. Caracterizado por especies de *Stipa* y *Festuca* como las plantas más conspicuas y abundantes, además de otros

géneros que acompañan a estas, formando típicos "pajonales serranos". A mayor altitud la variedad de gramíneas es mayor y extensos céspedes, verdaderos prados "pseudoandinos" constituidos por diversas especies de gramíneas y latifoliadas, alternan con afloramientos rocosos (Luti *et al.*, 1979).

La parte austral de la Sierra de Comechingones, presenta un relieve abrupto y complejo con pendientes de longitud variable y gradientes de hasta 45 %, formando un paisaje compuesto de quebradas, valles interconectados y pampas de altura. En ella la fisonomía de la vegetación responde a la de una "estepa gramínea" con predominio de "pajas" y "pastos punas". La especie dominante es la "paja" (*Festuca hieronymi*), acompañada por otras de los géneros *Stipa* y *Aristida*. Una variante fisonómica se presenta con la aparición de "céspedes" ocupando los lugares húmedos, donde domina la "yerba de la oveja" (*Alchemilla pinnata*) (Bianco *et al.*, 1987).

Cantero *et al.*, (1999) estudiaron, para una porción de las Sierras de Comechingones, los patrones espaciales de la riqueza específica de estos pastizales y describieron tres tipos de vegetación que ocupan el lugar: pastos altos representados por *Festuca hieronymi* y/o *Deyeuxia hieronymi* ocupando las planicies de las montañas, pastos cortos de *Sorghastrum pellitum* sobre las laderas, y pajonales húmedos de *Poa stukertii* en los valles húmedos.

### **ECOLOGÍA DE LA PERTURBACIÓN**

En un contexto ecológico, el término perturbación indica cambios en las condiciones de un organismo, población o comunidad, causados por un agente externo, a menudo el hombre. En la dinámica de los sistemas ecológicos el rol de la perturbación se puede ver como una de las ideas básicas en la ecología moderna (Pickett & White, 1985)

Existen otras definiciones que han sido dadas en la literatura. van Andel & van den Bergh (1987) tratan de acordar entre distintas definiciones de perturbación. La dada por Sousa (1984) pone el énfasis fuertemente sobre los efectos, ya que sostiene que "la perturbación es un desplazamiento discreto puntual o daño de uno o más individuos (o colonias) que directa o

indirectamente crea una oportunidad para que se establezcan nuevos individuos".

Los descriptores comunes del régimen de una perturbación incluyen el tamaño, forma, intensidad, estación en la que ocurre y la frecuencia de la misma las cuales influyen sobre la estructura de los ecosistemas (Sousa, 1984; Pickett & White, 1985). Tomando en consideración las causas de la perturbación que están cerca de un continuum de perturbaciones naturales que afectan a los organismos, Rykiel (1985), critica el tipo de razonamiento que establece, que una perturbación causa perturbación y el desafío está en definir términos que distingan entre causa y efecto tanto como sea posible; ese autor considera a la perturbación como la causa, es decir un agente o fuerza física. Grime (1979) sostiene que es un proceso de remoción perjudicial de biomasa, poniendo el énfasis en los mecanismos más que en las causas que la producen. White & Pickett (1985) la definen como un evento relativamente discreto en el tiempo, que interfiere en la estructura de las comunidades y poblaciones, produciendo cambios en la disponibilidad de recursos, sustratos o en el ambiente físico. El evento puede ser abiótico, por ejemplo el fuego, heladas, lluvias, o biológico, por ejemplo predación, y puede alterar directa o indirectamente la comunidad cambiando la disponibilidad de los recursos, afectando también pueden afectar la capacidad productiva de un ecosistema, de distintas maneras: cambiando los patrones espaciales y temporales del ciclado y disponibilidad de nutrientes y recursos (Richards *et al.*, 1999); agregando o removiendo la biomasa (Richards *et al.*, 1999). Cambiando la velocidad de sucesión de las plantas y cambiando la tasa de material vivo y muerto del sistema (Pickett & White, 1985; McNaughton *et al.*, 1991). afectando la arquitectura de las plantas y la composición de las comunidades, modificando los estados serales pudiendo determinar la composición de los suelos dominantes. (Sousa, 1984; Pickett & White, 1985),

La perturbación contribuye al mantenimiento a largo plazo de la diversidad ecológica (Ricklef, 1987; Huston, 1994; Schwillk *et al.*, 1997 ) pero también interrumpe el ciclo dinámico de cambios terrestres irreversibles (Fox & Fox, 1986); como así también interfiere en el normal funcionamiento de un



sistema biológico (van Andel & van den Bergh, 1987) impactando en la dinámica espacial y temporal de las comunidades vegetales (Acosta *et al.*, 1991; Tyler, 1996; Hoffmann, 1998).

Algunas comunidades de plantas son dependientes de la perturbación para su regeneración (Hobbs & Huenneke, 1996; Marquez *et al.*, 1997). La misma juega un rol importante estructurando las comunidades de plantas. Algunas combinaciones de perturbaciones incrementan el potencial de invasión de especies que no son nativas produciendo heterogeneidad espacial sobre las comunidades (Mack, 1989; Glenn & Collins 1992; Collins *et al.*, 1995; Díaz *et al.*, 1999) donde sus efectos son después confundidos con problemas de escala (Collins & Glenn 1991; Collins, 1996)

Las respuestas estructurales y funcionales de los pastizales naturales frente a perturbaciones como el fuego pueden ser muy variadas y aún opuestas, debido a diferencias en su ocurrencia como así también a la historia evolutiva del sistema afectado.

La revalorización del fuego como herramienta de manejo de ecosistemas, tanto naturales como modificados, condujo al desarrollo de técnicas de quema apropiadas para distintos objetivos, como por ejemplo la supresión de leñosas invasoras y el establecimiento de forrajeras, minimizando los riesgos de impactos negativos sobre el ambiente. Las prácticas que reúnen estas características son conocidas como fuegos prescritos y contrastan en sus resultados con las quemadas generadas por fuegos espontáneos. La ocurrencia de uno u otro tipo de fuegos depende de un estrecho control de las condiciones de quema, fundamentalmente la cantidad y contenido de humedad del material combustible, el diseño de contrafuegos, la temperatura y humedad atmosférica y la velocidad del viento (Wright & Bailey, 1982, Veblen *et al.*, 1999).

Hace más de dos décadas se replanteó el uso del fuego principalmente en pastizales y sabanas como una herramienta para el manejo de la vegetación. Se ha avanzado mucho desde entonces en la comprensión de lo que ahora se llama Ecología del Fuego. En ella se establece que el mismo, en muchos ecosistemas, es un factor que, junto con la luz, las lluvias, el suelo y

otros factores del ambiente, ha formado parte de la historia evolutiva y ha contribuido a modelar las características estructurales y funcionales de distintas comunidades (Soriano, 1992; Cauhépé & Laterra, 1998).

El fuego varía en términos de cómo ocurre (frecuencia), cuándo ocurre (estación) y con qué violencia es la quema (intensidad). La combinación de estos tres elementos determina el régimen de fuego. Los fuegos también varían, según resulte quemada la materia orgánica de los suelos, la superficie del mismo o las copas en el dosel de los árboles. Las propiedades combustibles de las comunidades vegetales, combinadas con las condiciones ambientales producen estos diferentes tipos de fuegos. Solamente los superficiales son posibles en pastizales y sabanas, y éstos varían en intensidad, dependiendo de las condiciones bajo las cuales se quema (Vogt *et al.*, 1997).

El fuego no es un hecho aislado en sí, sino que interactúa con el ambiente y con otros tipos de perturbación: Engelmark *et al.* (1993) sugieren la conveniencia de estudiar los efectos de la perturbación sobre los componentes bióticos y abióticos del ecosistema, considerados simultáneamente. Estos estudios son importantes para el conocimiento de los cambios que se producen en la diversidad de las especies, la productividad del lugar, la fertilidad del suelo, y las posibilidades de regeneración natural.

El fuego en los pastizales serranos es considerado un componente común e importante en el régimen de perturbaciones (Menghi *et al.*, 1989; Cabido *et al.*, 1990). Aunque el fuego repetido es un componente esencial en los ecosistemas de pastizales, cada evento individual es considerado como una perturbación, cada evento tiene un claro impacto en la composición de especies y en el funcionamiento del sistema (Evans *et al.*, 1989; Collins & Glenn, 1991). También es un factor que produce heterogeneidad espacial en las comunidades (Collins 1989; Chaneton & Facelli, 1991; Menghi *et al.*, 1993; Glenn & Collins, 1992; Acosta *et al.*, 1992), determinando variaciones en mosaico que se manifiestan como parches de vegetación (White & Pickett, 1985; Baker, 1992, Acosta *et al.*, 1991). Aún en lugares que no presentan perturbación, estos parches están asociados a condiciones edáficas

particulares (Cabido *et al.*, 1996) y biológicas, dadas por las formas de propagación o mortalidad de las poblaciones de plantas (Wiens, 1986).

### **Efectos sobre los Pastizales Serranos**

Las quemadas regulares en pasturas constituyen una actividad tradicional que induce cambios en la composición florística y distribución espacial de las especies; también causa una marcada variabilidad en el ecosistema (Menghi *et al.*, 1993).

La alternancia entre céspedes y pastizales es un fenómeno observado con frecuencia en el piso de pastizales de las Sierras de Córdoba y se debe a que, con el incendio voluntario, se procura eliminar casi exclusivamente las grandes gramíneas dominantes como *Festuca hieronymi*, *Deyeuxia hieronymi*, *Stipa filiculmis* y *Stipa tenuissima*. Los sectores libres de fuego tienden a ser paulatinamente repoblados por las gramíneas de mayor porte. A partir de los 5 o 6 años posteriores a la quema los terrenos a mayor altitud se presentan con una cobertura casi continua de pastizal de *Deyeuxia hieronymi* (Cabido *et al.*, 1989).

Para un pastizal relicto de *Sorghastrum* estudiado por Oriente y Anderson (1978) en la provincia de San Luis, quemado accidentalmente. Se observó un rebrote vigoroso de los pastos; aunque la producción de materia seca fue menor, mejoró sensiblemente el rebrote de los pastos tiernos. Se registro además, una disminución de los nitratos, debido esto a la alta utilización de los mismos por la planta para restituir la biomasa durante el rebrote.

### **DIVERSIDAD**

La diversidad específica se encuentra formada por dos componentes: el primero es el número total de especies presentes en la comunidad, expresión conocida como *riqueza específica*; el segundo componente, la *equitatividad*, se refiere a cómo se distribuye la abundancia relativa entre las especies.



Estos componentes pueden medirse a través de diversos índices que varían en su sensibilidad, y que son conocidos como *índice de riqueza* e *índice de equitatividad*. También existen índices que combinan ambos componentes, son los *índices de diversidad*, entre los cuales el de Shannon y Weaver ( $H'$ ) es el más utilizado.

Los índices de equitatividad se basan en la premisa de que si todas las especies de una muestra son igualmente abundantes, la equitatividad será máxima y decrecerá a medida que las muestras varíen en sus abundancias relativas.

Un buen indicador de la riqueza específica sería el número de especies ( $S$ ) pero se encuentra afectado por el tamaño de la muestra.

La diversidad puede ser descrita por otros parámetros que permiten analizar como cambia, por ejemplo en términos de abundancia, a lo largo de un gradiente o entre una serie de habitats. Para ello se utilizan los niveles de diversidad a distintas escalas planteado por Whittaker (1960). Estas categorías son la diversidad  $\alpha$ , el número de especies en un área específica, y la diversidad  $\beta$ , la presencia de especies en el espacio (Pimm, 1992).

Las teorías que explican la coexistencia de las especies y los patrones temporales de la riqueza de las mismas, se han preocupado principalmente por los procesos a pequeña escala en tiempos ecológicos. Se evidencia que la estructura espacial de las comunidades influye en su composición y biodiversidad. Los estudios descriptivos se apoyan en la idea de que la disponibilidad de especies es un importante determinante de la riqueza. El número de especies sobre una escala más pequeña es dependiente del número de especies disponibles en una escala más grande, (Cantero *et al.*, 1999; Ricklefs, 1987).

Para Tilman & El Haddi (1992), el número de especies en un hábitat debe representar un balance entre las fuerzas que permitan a las mismas invadir y persistir, y fuerzas que las lleven a la extinción local. Numerosos factores, especialmente la heterogeneidad espacial, la complejidad trófica, las perturbaciones localizadas, las estrategias de colonización y fluctuaciones de recursos, pueden ser importantes para permitir a las especies su persistencia

(Grime, 1979). Sin embargo, una de las fuerzas que se sugiere como limitante de la riqueza de especies, es la variabilidad ambiental ya que la estructura de la vegetación es el resultado de la adaptación de aquellas al ambiente y a la influencia de las interacciones bióticas que se establezcan, determinando el funcionamiento de los ecosistemas. La dinámica de la comunidad y la diversidad son el resultado de la acción recíproca entre interacciones bióticas locales y procesos regionales (Tilman, 1997).

### ***Efectos sobre la Diversidad***

El fuego es otro factor que tiene importantes efectos en la organización de las comunidades. Las quemaduras frecuentes y la falta de quemadura se asocian con la reducción de la diversidad de especies, comparando con sitios infrecuentemente quemados (Collins *et al.*, 1995, Schilck *et al.*, 1997). Las quemaduras promueven el reclutamiento de plántulas dentro de la comunidad, (McNaughton, 1983). Quemando se pueden eliminar directamente las especies intolerantes al fuego, tanto como mejorar el crecimiento de pastos perennes, resultando en la extinción local y cambiando las interacciones competitivas. Por lo tanto la perturbación y las combinaciones de perturbaciones alteran las inmigraciones locales y los procesos de extinción, resultando en cambios en la composición de la comunidad (Glenn & Collins., 1992; Mc Pherson, 1994; Blair 1997). A menudo se ha podido probar la importancia de la relación entre disturbio y diversidad (van der Maarel, 1993).

Por ejemplo en los pastizales de Kansas la heterogeneidad es baja a pequeña escala. En sitios con frecuencia de quemaduras intermedia y sobre pastizales no quemados, la heterogeneidad se correlaciona positivamente con la riqueza y diversidad de las especies. Quizás la relación entre perturbación y heterogeneidad refleje una compleja respuesta del sistema a variaciones climáticas y a la evolución histórica de la perturbación. Aunque se ha podido comprobar que la riqueza específica y la extinción local de las comunidades de plantas en estas praderas se incrementa desde una escala local a una regional (Collins, 1996).

Se ha comprobado que en las montañas de Córdoba los factores climáticos y las perturbaciones pueden afectar la diversidad vegetal y la estructura del ecosistema. Por lo tanto, la función del ecosistema se modifica algunas veces sin cambios sustanciales en la riqueza y/o composición de las especies. Estas diferencias son detectadas por el análisis de las características funcionales, mucho más que usando sólo la información florística (Díaz *et al.*, 1999). La secuencia sucesional después de las quemadas es relativamente clara con respecto a la variación de la abundancia de las especies características, muchas de las cuales sufren cambios en la distribución espacial a lo largo de las laderas (Menghi *et al.*, 1993).

Núñez *et al.* (1998) para las Sierras de Comechingones señalan al fuego en el pastizal bajo (*Stipa juncooides* y *Sorghastrum pellitum*) como el factor que incrementa el tamaño de las especies y la diversidad; mientras que en el pastizal alto (*Festuca hieronymi*) es la ausencia del fuego lo que genera los incrementos en tamaño y diversidad. El fuego incrementa la riqueza total de especies en ambas comunidades. En el pastizal alto la combinación pastoreo - fuego potencia la cobertura de gramíneas

## **PRODUCTIVIDAD**

La productividad de un sistema es la tasa de producción de biomasa por unidad de superficie, se puede expresar como materia seca en kilogramos, por hectárea y por año. La biomasa está constituida por todas aquellas partes vivas o muertas que estén unidas al organismo vivo; cuando se desprenden del organismo dejan de ser biomasa y se convierten en mantillo.

La productividad primaria neta es una medida útil de cuánto está creciendo una comunidad de plantas sobre un sitio; o cuánto responde la comunidad a cambios en el ambiente, siendo una buena manera detectable y muy sensible al medio ambiente biótico y abiótico (Vogt *et al.*, 1997).

La productividad terrestre puede ser limitada por distintos factores, que tienden a restringir la tasa de fotosíntesis, ya sea por escasez de agua o ineficiencia en la utilización de la radiación solar (Begon *et al.*, 1988), como así

también la disponibilidad de recursos. El nitrógeno es el principal nutriente limitante en la productividad de muchos hábitats terrestres, incluyendo los pastizales. No solamente depende de la tasa suministrada, sino del incremento en el nitrógeno atmosférico depositado por la actividad agrícola y la combustión (Tilman & Downing, 1996).

### ***Efectos sobre la Productividad***

Algunas perturbaciones, tanto naturales como antrópicas, también contribuyen a modificar la dinámica de los ecosistemas. A una escala local se ve afectada la estructura, hay cambios en los recursos, cantidad y distribución de biomasa, composición de especies y diversidad biológica. Estas modificaciones van acompañadas por otras en las tasas de procesos, como productividad primaria, entrada y salida de nutrientes a una escala espacial mayor (Chaneton, 1999). El efecto de la perturbación sobre estos procesos puede ocurrir tanto a través de la remoción de biomasa en pie (Grime, 1979) como de la alteración de las relaciones competitivas entre especies (Tilman, 1993).

Los pastizales serranos presentan un ciclo estival de productividad más intenso, que comienza con las lluvias y temperaturas moderadas de la primavera y termina a fines de abril; durante el invierno se hace más lento y prácticamente cesa (Menghi *et al.*, 1978).

La productividad primaria parece ser un integrador e indicador de los procesos generales del ecosistema. Es probable que niveles de productividad neta también reflejen un moderado crecimiento bajo tierra de procesos relativos a descomposición de redes alimenticias. McNaughton *et al.*, (1991) consideran a la PP como una variable indicativa e integradora de procesos a través del ecosistema.

En praderas de pastos altos, las quemadas periódicas de primavera a menudo resultan en un mejoramiento de la PPN aérea, que excede la productividad entre una y otra quema anual, o la de sitios no quemados (Blair, 1997).

Un análisis a largo plazo de la productividad de plantas para las praderas de Konza, demostró una fuerte interacción entre frecuencia de fuego, clima y posición topográfica, que puede influir en la PPNA en praderas de pastos altos (Blair, 1997; Mc Naughton, 1983), donde las quemaduras repetidas de primavera producen un incremento en la productividad (Rice & Parenti, 1978; Hulbert, 1988).

Aunque las quemaduras anuales repetidas también incrementan la productividad de los pastizales de savanas, la aplicación de dicha frecuencia por largos períodos, elimina la cobertura vegetal reduciendo la reposición del sustrato al suelo y provocando cambios en la disponibilidad de los nutrientes del sistema (González *et al.*, 2001a) ocasionando procesos de degradación que favorecen la erosión del suelo (Raison, 1979; Herrera *et al.*, 1978; Menghi, *et al.*, 1993).

## **FERTILIDAD**

Definir la fertilidad resulta difícil debido a la complejidad que tienen los suelos, y a las relaciones que se establecen entre sus componentes.

Numerosas observaciones y estudios experimentales han demostrado que la distribución, abundancia, dinámica y diversidad de las plantas terrestres son afectadas por la disponibilidad y limitaciones de los nutrientes (Tilman & Wedin, 1991).

Nutrientes tales como N, P y S, que los microorganismos requieren para la biosíntesis, son inmovilizados hasta que los microorganismos mueren y son descompuestos, pasando a las formas minerales que son incorporados a la biomasa de las plantas (Benning & Seastedt; 1997; Porta *et al.*, 1999). Que estos nutrientes sean asimilables por la planta depende tanto de los factores que afectan a la facultad del suelo para abastecer a la planta, como a los de ella misma para aprovisionarse de ese nutriente.

La limitación del nitrógeno a la producción primaria ocurre en algunos ecosistemas terrestres y es particularmente común en praderas de pastos altos frecuentemente quemados (Benning & Seastedt, 1997).

Los aniones, nitratos y cloruros son muy solubles y no forman compuestos insolubles en el suelo, permaneciendo en solución hasta que son absorbidos por las plantas y microorganismos o bien son lavados.

La fracción orgánica, principalmente la descompuesta y por lo tanto estable, llamada ácidos húmicos posee la característica de intercambio catiónico; o sea, la materia orgánica al descomponerse da lugar a radicales ácidos y fenólicos que, como tales, pueden ser neutralizados por cationes (Lopez Ritas & Lopez Melida, 1990).

La importancia que se le reconoce a la materia orgánica, en cuanto a los procesos del suelo, crecimiento de las plantas y organismos son: formación y estabilización de los agregados, intercambio iónico, suministro de energía y nutrientes, capacidad de retención de humedad y protección contra la degradación del suelo por erosión. Los aportes de materia orgánica al suelo resultan críticos para el mantenimiento de este componente y de la fertilidad del suelo a largo plazo

La materia orgánica del suelo disminuye tanto la capacidad como la velocidad de retención de fosfatos, permitiendo una mayor disponibilidad de éstos para la vegetación. Después de la destrucción de la MO, la retención del fósforo aumenta significativamente en los suelos, en los distintos horizontes. El fósforo retenido después de las quemadas se relaciona con el Ph. (Bussetti *et al.*, 1999).

Existen distintos factores que pueden afectar directa o indirectamente la fertilidad de un suelo como son el pastoreo, la roturación de los suelos, el fuego etc.

### ***Efectos sobre la fertilidad***

El efecto más evidente del fuego sobre la fertilidad edáfica, lo constituye la pérdida de materia orgánica por combustión, por lo que el suelo queda altamente susceptible a la erosión (Herrera *et al.*, 1978; Menghi *et al.*, 1993; Rice, 1993). La disminución de nitratos en el área quemada se atribuye a una alta utilización de los mismos por la planta para restituir la masa vegetal

evidenciada en el rebrote observado (Oriente y Anderson, 1978), además de perderse fácilmente por volatilización durante el fuego (Castelli *et al.*, 1995; Coutinho, 1982).

Generalmente el nitrógeno se encuentra en cantidades limitantes, disminuyendo con manejo de fuego debido a dos factores: a) aumento en el contenido de nitrógeno en el forraje y b) mayor consumo del rebrote posquema por el ganado (Latterra & Vignolo, 1997).

Quemas durante dos años consecutivos produjeron una disminución en la cantidad de carbono y de nitrógeno total en la parte superficial del suelo (0-4cm) y un aumento del fósforo soluble y del pH (Cauhépé & Latterra, 1998).

Las quemas de invierno elevan el carbono de la biomasa microbiana pero no afectan su contenido en nitrógeno, lo cual significa un aumento en la relación C/N (Latterra *et al.*, 1998).

### **BANCO DE SEMILLAS**

Una de las estrategias regenerativa de las plantas es a través de semillas. Todas las semillas viables, presentes en o sobre el suelo y asociadas al mantillo, constituyen el banco de semillas del suelo. La entrada al banco está determinada por la lluvia de semillas. El banco se compone en parte de semillas producidas en el área, y en parte de otras dispersadas desde lugares cercanos, lo cual produce una mayor contribución a la vegetación del lugar (Harper, 1977; Simpson *et al.*, 1989).

La existencia y la importancia del banco de semillas del suelo ha sido reconocida desde los tiempos de Darwin. Los primeros estudios de banco de semillas estuvieron enfocados principalmente sobre malezas de tierras arables (Brenchley, 1918), y sobre su rol en la rápida explotación de tierras disturbadas; sin embargo el banco de semillas del suelo ha sido motivo de un estudio más intensivo en los últimos treinta años.

De este modo, el banco de semillas es un gran aporte para poder comprender la dinámica de una comunidad vegetal y además es el mayor

determinante de la medida y dirección de la respuesta de la vegetación, y de cómo se recobra ésta después de una perturbación.

Recientemente el estudio del banco de semillas en general, y del banco de pastizales en particular, ha mostrado un crecimiento considerable en las investigaciones de la ecología básica y aplicada. Las necesidades económicas de entender el potencial que posee un banco de semillas para alterar la composición y la productividad del pastizal han motivado investigaciones para comparar la composición de la vegetación presente en la superficie y las semillas acumuladas en el suelo (Thompson *et al.*, 1997) donde la vegetación establecida y el banco de semillas no guardan necesariamente una relación estrecha (Thompson & Grime, 1979; Funes *et al.*, 2001b, Márquez *et al.*, 2002).

Ghermandi (1992) realiza un análisis de distintos aspectos del banco y una comparación con la vegetación establecida, encontrando una débil correlación entre ambos. En un pastizal de la Patagonia González, *et al.* (2001b), describen cuantitativamente el banco de semillas post fuego mediante recuento de plántulas, donde la diferencia en el número de semillas entre micrositios no fue significativo entre el pastizal testigo y el quemado. Leguizamón *et al.*, (1981) analizan el banco de una zona agrícola para conocer la infestación de malezas del lugar. Peralta & Rossi, (1997) realizan un estudio cualitativo del banco en el bosque abierto de la Reserva de Ñacuñan en Mendoza identificando 39 especies que forman parte del banco.

Basconcelo (1998) encontró diferencias significativas en la composición del banco de semillas y la vegetación establecida en los pastizales serranos de Pampa de Achala y observó un predominio de bancos transitorios; Márquez *et al.* (2002) y Funes *et al.* (2001b) encontraron resultados similares. Funes *et al.*, (1999), en la misma zona, realizó trabajos de dinámica de la especie *Lachemilla pinnata*, cuyo banco se clasifica como persistente a corto plazo, donde la densidad de semillas fue mayor en otoño después de la lluvia de semilla, aumentando con la cobertura vegetal y disminuyendo considerablemente con la profundidad del suelo. También evaluó la variación del banco de semilla a lo largo de un gradiente altitudinal, donde la riqueza del



banco de semillas aumentó significativamente con la altitud, no encontrando diferencias en la densidad del mismo mientras la similitud con la vegetación establecida fue baja (Funes *et al.*, 2001a).

En las comunidades de pastizales la composición del banco suele diferir sustancialmente de la vegetación establecida (Thompson & Grime, 1979; Rice, 1989). En pastizales templados dominados por pastos perennes (Chippindale & Milton, 1934 ) existe una baja similitud entre ellos, como consecuencia de una baja frecuencia en el banco de las especies dominantes en la vegetación (Chippindale & Milton, 1934; Champness & Morris 1948). En pastizales del mediterráneo con dominancia de plantas anuales, se observó una alta similitud entre el banco y la vegetación (Marañón, 1985; Peco *et al.*, 1998).

Diferentes estudios han demostrado que las especies anuales presentan más semillas en el banco que las perennes. De la misma manera se ha visto que las dicotiledóneas herbáceas contribuyen más al banco que las monocotiledóneas (Young *et al.*, 1981).

Las reservas de semillas han sido explotadas en dos contextos: para manejar la composición y estructura de la vegetación existente, y para restaurar la vegetación nativa. El manejo de la vegetación es posible siempre que las especies requeridas se encuentren en el banco mientras que las especies no buscadas estén ausentes o al menos no sean comunes. Además debe ser posible no sólo establecer las condiciones necesarias para la germinación sino también poder mantenerlas.

La restauración natural puede ocurrir, a partir de un banco relictual, luego de la destrucción de la vegetación por fuego, sobrepastoreo, sequía e inundación. Luego de algunas de estas perturbaciones, el banco de semillas juega un rol fundamental en la sucesión secundaria, principalmente el banco persistente (van der Valk & Pederson, 1989, Márquez *et al.*, 2002). Cabe destacar además, la importancia del banco para especies que se encuentran en peligro de extinción, ya que la existencia de un banco permanente puede permitir la recuperación de especies amenazadas (Marañón, 1995).

Un análisis del banco hace posible predecir la composición de la vegetación a establecerse. Los datos de las semillas acumuladas dan

información acerca de tres características de la nueva vegetación: la composición de especies, la abundancia relativa, y la distribución potencial de cada especie (van der Valk & Pederson, 1989).

En una caracterización preliminar del banco de semillas de un pastizal de las Sierras de Comechingones, Ferri (1999) detectó una correspondencia débil entre la composición del mismo y la vegetación asociada. La especie dominante en la vegetación establecida, *Festuca hieronymi*, presentó una densidad media en el banco; con respecto a la gran cantidad de dicotiledóneas establecidas, pocas estuvieron representadas en el banco. También se observó que la mayoría de las especies forman un banco de tipo persistente.

A pesar de la vasta información que hay sobre los pastizales serranos de nuestra provincia en cuanto a estudios sobre estructura (Cabido, 1985; Cabido *et al.*, 1996; Cantero *et al.* 2001; Acosta *et al.*, 1991; Ceballos 2002), dinámica (Funes *et al.*, 2001a Nuñez *et al.*, 1998; Cantero *et al.*, 1998) y funcionamiento (Funes *et al.*, 2001b Cantero *et al.*, 2001, Nai-Bregaglio *et al.*, 2002) como así también sobre la acción de las perturbaciones que actúan sobre el mismo, entre ellos el pastoreo (Menghi *et al.*, 1993; Nuñez *et al.*, 1998; Pucheta *et al.*, 1992), se pretende con esta contribución comprender aun mejor el funcionamiento de estos pastizales perturbados por fuego.

## **OBJETIVO GENERAL**

El objetivo del presente trabajo es estudiar el efecto del fuego sobre la diversidad florística, la productividad, la fertilidad y la diversidad del banco de semillas germinable de un sistema de pastizal serrano en las Sierra de Comechingones.

La finalidad es obtener información que contribuya a comprender el funcionamiento de este ecosistema de pastizal, para un aprovechamiento adecuado.

## **HIPOTESIS**

Se postula que la diversidad específica, la riqueza del banco de semillas, la productividad y la disponibilidad de iones C, N y P, varían en áreas del pastizal afectadas por el fuego

Se espera encontrar en los sitios afectados por la perturbación, en comparación con los no afectados:

\*Una mayor diversidad específica; cambios en la composición florística y en sus formas de vida, con aparición de nuevos grupos florísticos y nuevas especies y cambios en la proporción de los grupos existentes en sitios no perturbados.

\*Una disminución de la relación biomasa monocotiledóneas/biomasa dicotiledóneas; disminución de la biomasa de mantillo.

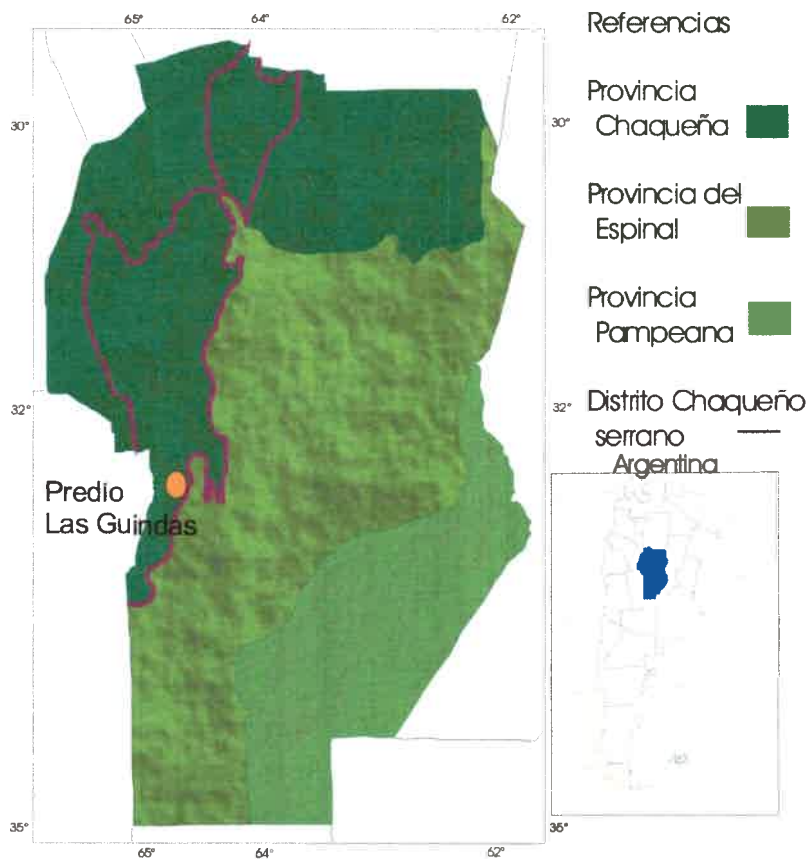
\*Disminución de la riqueza del banco de semilla; aumento del número de dicotiledóneas que germinan.

\*Aumento en la disponibilidad de nitratos y disminución de fósforo y carbono; disminución en la acidez del suelo.

## AREA DE ESTUDIO

### **Ubicación Geográfica:**

La zona de estudio se localiza al sur del Departamento Calamuchita, (Pedanía Río de los Sauces), Establecimiento "Las Guindas" a 18 km de la localidad de Alpa Corral y 15 km de Río de los Sauces; a una altura aproximada de 1200 m s n m (Fig. 1).



### **Características Geológicas:**

Esta zona se enmarca en el ámbito de la Sierra de Comechingones, la que junto a otros cordones montañosos, integra el sistema de las Sierras

Pampeanas. Dicha sierra, está constituida esencialmente por un basamento plutónico-metamórfico y se compone de metamorfitas de grano grueso, gneises y migmatitas con intercalaciones menores de calizas, amfibolitas y cuarcitas, asignadas según datos geomorfológicos al precámbrico superior, extendiéndose al paleozoico bajo, período en el que también ocurrieron intrusiones batolíticas (Coniglio & Esparza, 1988)

La estructura interna tiene rumbo predominantemente N NE – S SO con inclinaciones variables al este. En lo referente al magmatismo de esta sierra se han distinguido rocas máficas y ultramáficas metamorizadas y cuerpos granitoides sin y post-cinemáticos respecto de la amplia fase orogénica oclóyica del ordovícico inferior (Pinotti, 1999).

### **Suelo**

El paisaje dominante en el ambiente serrano está constituido por laderas de pendientes superiores al 10% generalmente en el orden del 15% al 30%. Son áreas de escurrimiento muy rápido, con baja retención y sufren una intensa actividad erosiva .

Los suelos tienen una profundidad media de 15 cm y sólo excepcionalmente superan los 50 cm, su textura varía entre franco gravilosa y areno gravilosa, dado el origen coluvial de los mismos (Cantero *et al.*, 1995).

Según sus características los suelos pueden dividirse en: pedregales o peladales, que tienen 5 cm de profundidad y jocosidad / pedregosidad superior al 50%, configurando un ambiente extremo próximo a roca desnuda; y aquellos de profundidad mayor a 5 cm y rocosidad pedregosidad menor al 50% denominado suelos de laderas .

### **Clima**

Es de tipo continental con gran amplitud térmica entre el día y la noche. Durante el verano se han registrado temperaturas máximas absolutas de 40 °C a 42 °C, y en el invierno mínimas de -15 °C. La temperatura media anual es de 17 °C. Son característicos los vientos del cuadrante sur y norte; los primeros, fríos y secos, mientras que los del norte se presentan cargados de humedad.

Las precipitaciones se producen principalmente desde octubre hasta marzo; en el verano son abundantes; la media anual oscila alrededor de los 940 mm (Cantero *et al.*, 1995).

### **Vegetación**

Fitogeográficamente la zona se encuentra ubicada en el Subpiso Inferior de los Pastizales de Altura de las sierras de Comechingones (Luti *et al.*, 1979), dentro del dominio Chaqueño, Distrito Chaqueño Serrano (Cabrera, 1994)

Por encima de los 1500 m de altura el bosque deja lugar a estepas gramíneas con predominio de especies de los géneros *Stipa* y *Festuca*. Frecuentemente la especie dominante es *Stipa ichu*, o bien *Stipa tenuissima*; también suele ser muy abundante *Festuca hieronymi* acompañada de otras especies características. Estas estepas se extienden por las laderas altas de las Sierras de Córdoba, San Luis y este de Catamarca (Cabrera, 1994).

Otros autores que describen fisiográficamente al área definiéndola por los gradientes de altitud, exposición, humedad disponible y características del sustrato, definen a los pastizales serranos como parte del tipo fisonómico "Estepa gramínea" de altura, las cuales ocupan preferentemente sitios llanos, Pampas de altura o mesadas con suelos más profundos, ricos en materia orgánica, con cárcavas incipientes y otras veces profundas; la fisonomía responde a la de una estepa gramínea con predominio de pajas y pastos punas, siendo la especie dominante *Festuca hieronymi*, acompañada de otras de los géneros *Stipa* y *Aristida*. (Bianco *et al.*, 1987).

## METODO

Se escogieron tres áreas de muestreo afectadas por el fuego en distinto grado. Un sitio A, de vegetación natural donde no se han registrado fuegos en los últimos diez años; un sitio B, con un único fuego en estos diez años pero de gran intensidad, ya que se mantuvo encendido durante una semana; y un sitio C, sometido a incendios anuales de baja intensidad, donde la quema se realiza en forma controlada afectando sólo la parte aérea superior de la vegetación.

### ***Diversidad***

Para analizar la diversidad del pastizal se calculó el tamaño de la unidad de muestreo por el método de parcelas anidadas con la corrección propuesta por Cain (1938), la que resultó de 5,39 m<sup>2</sup>, 5 m<sup>2</sup> y 4,6m<sup>2</sup> en los sitios A, B y C respectivamente.

Se realizaron 60 censos de superficie en toda la zona de muestreo durante los meses de noviembre y febrero, coincidiendo con el inicio y finalización del activo crecimiento de la vegetación.

En cada una de estas situaciones, se tomaron aleatoriamente diez censos de 1,8 m por 3 m de lado, en cada uno de ellos se registró la presencia y abundancia-cobertura por especie, utilizando la escala de Braun Blanquet, (1979).

En el laboratorio se determinaron las especies vegetales colectadas no identificadas a campo utilizando para ello claves convencionales y microscopio estereoscópico binocular. Posteriormente se procede a la confección de la lista florística.

Según la clasificación propuesta por Díaz et al., (1992), se estableció la forma de vida de las especies registradas según las distintas características morfológicas ajustadas a las particularidades del sistema estudiado: pastos de alto porte (PAP), pastos de mediano porte (PMP), herbáceas rastreras (HR), herbáceas erectas (HE), estoloníferas (E), anuales (A) y rosetas (R).

Posteriormente se calculó el porcentaje de abundancia-cobertura de cada una de las formas de vida en los tres sitios.

Los datos de cobertura fueron promediados entre las dos fechas de muestreo y transformados según la escala de Van der Maarel (1979). Con esos datos se calcularon valores de riqueza, equitatividad e índice de diversidad.

El índice de diversidad de Shannon-Wiener (Magurran, 1988) se calculó de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$H = - \sum p_i \ln p_i$$

donde  $p_i$  es la proporción de la especie  $i$  en cada sitio, y  $\ln p_i$  es el logaritmo natural de esa proporción.

Para calcular la equitatividad se utilizó la siguiente fórmula (Pielou, 1975):

$$J = \frac{\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i}{\ln s}$$

Para permitir una mejor interpretación de los patrones en la composición florística en los distintos sitios estudiados se efectuó un análisis multivariado de clasificación a través de TWINSpan (Hill, 1979) análisis de agrupamiento (Hill, 1979) y de ordenación (DCA), (Hill & Gauch 1980), mediante el programa PC-ord (Mc Cune & Mefford, 1999).

Con el fin de determinar si existe relación entre los valores de estos índices (H, E, S) con los dos ejes de la ordenación se realizó un análisis de correlación de Spearman (Sokal & Rohlf, 1981) entre los índices de diversidad (H), equitatividad (J) y número promedio (S) de especies por censos, con los valores de coordenadas de los censos sobre los dos ejes de la ordenación (DCA).

Las diferencias significativas entre los valores de estos índices para los distintos sitios fueron evaluadas a través de un análisis de la varianza de un factor y posteriores pruebas de significancia de Bonferroni (Norušis, 1996).



### **Productividad**

Para estimar la productividad en cada sitio se midió la biomasa en noviembre y diciembre del año siguiente. La recolección se realizó cortando las partes aéreas de la vegetación a 5 cm del suelo en dos cuadros de 0,50 m x 0,50 m, asociados a cada uno de los censos de superficie anteriormente mencionados. Las muestras se conservaron en bolsas individuales, y posteriormente fueron secadas en estufa a 110 °C hasta peso seco constante y luego pesadas. Los valores de las dos muestras, expresadas en gramos, se promediaron, obteniéndose un único dato por censo florístico.

Los incrementos resultantes en los valores de biomasa obtenidos en dos cortes sucesivos, permitieron evaluar la productividad aérea neta. El valor promedio se obtuvo dividiendo dichos incrementos por el número de días del período considerado entre los cortes y se expresó en Kgr MS/ha/día. En este caso las muestras se tomaron en noviembre de un año y febrero del siguiente, con un intervalo de 90 días (Menghi *et al.*, 1978).

### **Fertilidad**

La fertilidad de los suelos se determinó en relación a la cantidad disponible de iones C, N y P. Para ello se tomaron 10 submuestras de suelo en cada uno de los sitios de muestreo; se las mezcló y se separó 1 kg de este material homogeneizado para su análisis en laboratorio. Esto se realizó durante diciembre y abril con la finalidad de evaluar la disponibilidad de los iones de interés, antes y después del período de mayor desarrollo de la vegetación.

La determinación de nitrógeno total se realizó por el método de Bouar y Crouzet, el carbono orgánico se determinó por el método de Walkley – Black, y el fósforo disponible se midió con la técnica de Bray – Kurtz. (Marañes Corbacho *et al.*, 1994).

### **Banco de semillas germinable**

En cada uno de los sitios de muestreo de la vegetación se tomaron 10 muestras para analizar el banco de semillas. La recolección de las muestras se realizó durante el mes de abril, con posterioridad a la lluvia de semillas, de

modo de captar la mayor diversidad de especies en el banco, tanto permanente como transitorio. Las especies con banco de semillas transitorios son aquellas que están sólo presentes en la vegetación establecida o en la capa superficial del suelo. Especies con banco de semillas persistentes por corto tiempo son aquellas cuyas semillas se presentan en mayor abundancia en la capa superficial del suelo y en menor medida a mayor profundidad. (Thompson et al. 1997).

Para la extracción de las muestras se utilizó un sacabocados de 30 mm de diámetro. Las muestras fueron tomadas a dos profundidades 0-5 cm y 5-10 cm.

Las 10 muestras obtenidas de cada profundidad en cada zona fueron homogeneizadas. Luego se secaron a temperatura ambiente y tamizaron a través de tres medidas de malla, 10 mm, 2,5 mm y 0,25 mm, con el propósito de separar pedregullo, restos vegetales y material extrafino (Bakker 1989; Ter Heerdt et al., 1996).

Las fracciones retenidas en los tamices de 2,5 mm y 0,25 mm, que contienen la mayor cantidad de semillas, se mezclaron, y luego de un período de cuatro semanas en heladera a 5 °C fueron colocadas en bandejas de plástico, de 15 cm x 20 cm, sobre un soporte de arena esterilizada de 2 cm de espesor. Dichos recipientes fueron llevados a invernáculo, con luz natural y temperatura ambiente, colocándose además dos bandejas testigos que contienen solamente el soporte de arena esterilizada, para detectar la posible invasión de semillas ajenas a las muestras de suelo. Todas las bandejas fueron regadas periódicamente a capacidad de campo.

A partir del comienzo de la germinación se registró periódicamente el número de plántulas por especie en cada bandeja para calcular riqueza, frecuencia, densidad de semillas por m<sup>2</sup>, índice de diversidad de Shannon-Wiener (Magurran, 1988) y equitatividad (Pielou, 1975). Las plantas permanecieron en el invernáculo hasta completar su desarrollo y lograr su correcta identificación taxonómica.

Las posibles diferencias debidas al efecto del fuego en las abundancias relativas de las especies en la vegetación establecida y en el banco de semillas

total se hicieron mediante pruebas no paramétricas de Kolmogorov-Smirnov (Sokal & Rohlf 1981) con la ayuda del programa SPSS (Norušis, 1996).

---

## RESULTADOS

### ***Diversidad***

Para permitir una mejor interpretación de los patrones de la composición florística observados en los sitios perturbados del no afectado por el fuego, se realizó una clasificación de las especies quedando así determinadas aquellas especies exclusivas de cada sitio y otras compartidas. En los sitios afectados por el fuego se incrementa el número de especies exclusivas (Tabla 1).

De las 162 especies censadas en el pastizal, 66 se encuentran en las tres situaciones estudiadas y 60 corresponden a los sitios afectados por el fuego, los cuales comparten entre sí 24 especies. El sitio libre de perturbación sólo tiene 15 especies exclusivas (Tabla 2). Casi todas las especies presentes en el pastizal son nativas, salvo nueve que son exóticas, de las cuales ocho están en los sitios afectados por el fuego y una de ellas se encuentra asociada a los tres sitios (Tabla 1).

**Tabla 2:** Número de especies exclusivas de cada sitio y Compartidas

<b>Total de especies</b>		<b>Porcentajes</b>
<b>162</b>		<b>%</b>
<b>Especies exclusivas :</b>		
<b>Sitio A</b>	<b>15</b>	<b>9</b>
<b>Sitio B</b>	<b>19</b>	<b>12</b>
<b>Sitio C</b>	<b>17</b>	<b>10</b>
<b>Especies compartidas</b>		
<b>Sitio AB</b>	<b>11</b>	<b>7</b>
<b>Sitio BC</b>	<b>24</b>	<b>15</b>
<b>Sitio AC</b>	<b>10</b>	<b>6</b>
<b>Sitios ABC</b>	<b>66</b>	<b>40</b>



Oxalis chrysantha	l	r		l	r				r	l														
Plantago australis		r						r																
Polygala mendocina			r		r					r														
Solanum incisum				l			l																	
Tragopogon dubius *				r					r															
<b>Especies propias de la Zona B</b>																								
Capsella bursa-pastoris *										r														
Carduus acanthoides *										r														
Coronopus didimus									r															
Cynodon dactylon *										2	l	2	3	3	2									
Desmodium uncinatum							r	r	l	+	l		+	l										
Gallardia megapotamica						r																		
Hirschfeldia incana *									r				r											
Noticastrum sericeum																				r				
Paronychia communis									r															
Paspalum distichum						r	l																	
Paspalum notatum											l													
Pavonia aurigloba						+					r			r										
Portulaca grandiflora														r										
Sacoila lanceolata															r									
Stipa pseudoichu								r																
Stylosanthes hippocampoides						r								l	l									
Turnera pinnatifida								r						r		r								
Verbena intermedia										r			r	r										
Zinnia peruviana									r					r										
<b>Especies compartidas zonas BC</b>																								
Agrostis airoides									l	l			l	l	l	r		l	r		r	r	r	
Aristida adscensionis						r										r				3				
Baccharis artemisioides														r		r								
Baccharis rufescens														r		r						r		
Bidens subalternans						r	2							r		3	2	l	2	2	3	l	r	l







<i>Bothriochloa laguroides</i>	r	r							r						r					l										
<i>Bouteloua curtipendula</i>										r	l		l	+	r			r		2	l									
<i>Briza subaristata</i>				r	l								l		r					r		r	r	l		r	l	l		
<i>Bromus auleticus</i>				l	l		2						r		r													r		
<i>Ciclospermun leptophyllum</i>		r		r		r	r					r	r	r			r	r	r			r						r		
<i>Cologania ovalifolia</i>		l	r	r	+	l			r		r											l		l	r	l	l	+		
<i>Commelina erecta</i>		r									r							r				r								
<i>Conyza bonariensis</i>	+	+	r				2	l			r				r	r		r	r			r			l		r	2	2	
<i>Cuphea glutinosa</i>						l				r	r				r		r			r	r	l		+		r	+	+	+	
<i>Cyperus cayennensis</i>		r	r	r		r	r		r	r	r			r		r	r	r			r	r			r	r				
<i>Chaptalia integerrima</i>	l	l	r	+	r	l				r		r	r	r		r		r	r	+	r	r	r					r	r	
<i>Chevreulia acuminata</i>	r	r		l	r				l											r								r		
<i>Chevreulia sarmentosa</i>				r	+										r					l	l	l	2							
<i>Daucus pusillus</i>				r		r								r	r														r	
<i>Dichondra microcalyx</i>	r	2	2	2	l		3	2	l				l				r	l							l	l	l		l	
<i>Dichondra sericea</i>			r		l	l	2			l	l	l	2	2	2		2			2	2	2	2	l	l		2	2	2	
<i>Eragrostis airoides</i>	+	l	l	r	r		l	l	r		l	r				+	l	l		l			l		l				l	
<i>Eryngium paniculatum</i>			r		r						r											r	r	r						
<i>Euphorbia lorentzii</i>	l	r	r	r	r	r		r	r		r	+	+	r	+		+	r	+		l		r	+	+	r	+	+	l	l
<i>Eustachys retusa</i>			r		r				r		r	l		r			r				r	r		r						
<i>Festuca hieronymi</i>	4	4	3	4	2	3	4	5	4	3	2	3	3	3	3	2	4	2	4	3	3	3	2	3	4	3	3	3	3	4
<i>Galactia marginalis</i>		l		r							l	r	+	l	+		+	+	r			r		r			r	r	+	
<i>Gomphrena perennis</i>	r		r	r					r							r		r			r									
<i>Habenaria hieronymi</i>				+	r	r			r		l	r									r								r	
<i>Iresine diffusa</i>									r	+		r	2	l		2		2	r	l		l			2	l	2	2	3	3
<i>Lucilia acutifolia</i>	r			r	r	r											+			+	r	r								
<i>Margyricarpus pinnatus</i>	r		l	r							+					r					r			r						
<i>Melica argyrea</i>		2	r		l	l	l		l			l		+			+	l	l	r			l		l		r		r	
<i>Notholaena buchtienii</i>	r	r		r					l	l		r								l	l	2	r	r		r			r	
<i>Oenothera cordobensis</i>				r	r							r	r	l					r		l	r	r	r		r			+	r
<i>Oxalis sexenata</i>	r	+	+	r		r	r		l		+	r				l		2		r	r	l	l	l		+	r	l		l
<i>Paspalum malacophyllum</i>	2	l		l	2		r		r							r				l							l			2
<i>Pfaffia gnaphalioides</i>			r	r	r	l	l		r	r	+	+	+	r	r	r	r	l	r	l	r	r	+	r		+	r		l	r

<i>Piptochaetium lasianthum</i>	l				2							r								2	l	l	l	l	l	l	l	l	2	l	
<i>Piptochaetium montevidense</i>		r	l	l	2	l	r	l	l		+	l	l	r	2					l		l	2	2	l	l	l	2	2		
<i>Pterocaulon alopecuroides</i>								l				r								r	r	+				+					
<i>Relbunium richardianum</i>	r		r							r	r		+				r		r		r		r							+	
<i>Rhynchosia edulis</i>	r	+	r						r			r			r	r		r		r		r						r			
<i>Sacoila pedicellata</i>					r	r							2	r																r	
<i>Schizachyrium condensatum</i>			2		r	l			l	2	r	r		r	l		2	+	l	2	l	l	l				r		l	r	
<i>Schizachyrium tenerum</i>					r	r			l	l										l	r	2	l	l				l	r	r	
<i>Setaria parviflora</i>	r	l	l	l	r	2			r	r	l	r	l	r	r	l	l	r		l	2	l	l	l	l	r	l	2	l	l	
<i>Sida flavescens</i>	+	2	+	2	l	2	2	l	l	2	l	2	2	l	l	r	l		l	l	2	2	2	l	l	l	l	l	l	2	2
<i>Spergula ramosa</i>			r								r		r			r	+			r	r										
<i>Sporobolus indicus</i>	r	r	r	r		r																									
<i>Stipa filiculmis</i>	2	2	l	5																				l							
<i>Stipa tenuissima</i>	r	r		l	3			2	2	2	2	l	r	r	2	2		l		r	2		2	2	l	l	2	l	2	2	
<i>Tagetes minuta</i>		2			r	r	l	l	r	r				r		r	l	2	2	l	l					l	l	r		2	l
<i>Tragia geraniifolia</i>	r	r	r	r	r	r	r	r	r		r		r	r		r	+	r	+	r	r	l				r	r			r	
<i>Viola odorata</i> *						l	r							r										l		l	+	r			
<i>Wahlenbergia linaroides</i>			r		r	r	r						r		r		+	r			+	+	r	r					r		
<i>Woodsia montevidensis</i>					2															r			+	+			r	r			

\* Especies exóticas

Dentro de la composición florística se analizó las diferentes formas de vida en las especies (Tabla 3), encontrándose que los grupos mejor representados según sus porcentaje de cobertura en los tres sitios son los pastos de alto (PAP) y mediano (PMP) porte y las hierbas erectas (HE), estas últimas en mayor proporción en el sitio C al igual que las especies anuales (A), las cuales presentan una mayor cobertura en este sitio con fuego reiterado. Las especies estoloníferas (E) se encuentran en mayor proporción en el sitio de menor perturbación mientras que las especies con forma de vida en roseta (R) se encuentran con muy bajos porcentajes en los tres sitios estudiados; en cuanto a las hierbas y pastos rastroseros (HR) se los observó en mayor porcentaje en el sitio con fuego reiterado.

*Tabla 3: Porcentajes de abundancia-cobertura de las formas de vida de las especies presentes en el pastizal*

	Especies exclusivas (%)	Riqueza	Formas de vida (%)						
			PAP	PMP	HR	HE	E	A	R
Sitio A	15	102	78,82	32,24	9,00	28,32	20,65	14,75	3,15
Sitio B	19	120	48,80	21,59	7,8	36,52	26,45	39,15	2,40
Sitio C	17	117	66,02	49,07	21,8	38,2	18,42	49,3	1,47

PAP: pastos alto porte, PMP: pastos mediano porte, HR: hierbas y pastos rastroseros,

HE: hierbas erectas, E: estoloníferas, A: anuales, R: rosetas

10

11



En la Tabla 4 se presentan los índices de diversidad, equitatividad y número promedio de especies por sitios. La diversidad y número promedio de especies por censos son máximos en el sitio con mayor frecuencia de fuego (C). Al comparar los valores medios de H, E, y S diferencian significativamente al sitio libre de fuego (A) del que tiene una mayor frecuencia de perturbación (C). La equitatividad (E) muestra diferencias en la media del sitio C con respecto a los A y B. El sitio frecuentemente perturbado presenta el mayor valor medido de equitatividad lo que podría además diferenciarlo del que fue alterado ocasionalmente.

**Tabla 4:** Valores medios de H, E y S en los tres sitios de estudio.

	A	B	C	ANOVA		Contraste de Bonferroni		
				F	p	AB	BC	AC
H	3,2835	3,4117	3,5588	10,313	0,003			*
E	0,9326	0,9358	0,9462	8,855	0,001		*	*
S	35	39	44	8,408	0,007			*

Diferencias significativas entre los sitios, evaluadas con pruebas de Bonferroni.

\* $p < 0,05$

H= Índice de diversidad de Shannon - Wiener

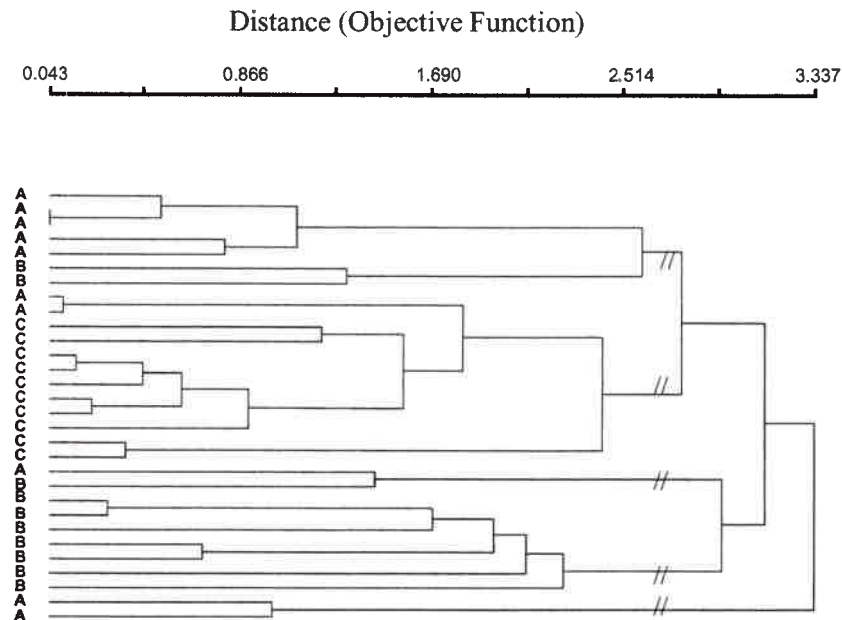
E= Índice de equitatividad

S= Número promedio de especies por censo

El agrupamiento de los censos (Fig. 2), en el tercer nivel de corte, delimita los tres sitios, observándose que algunos censos del sitio A se mezclan con los censos de los sitios B y C.

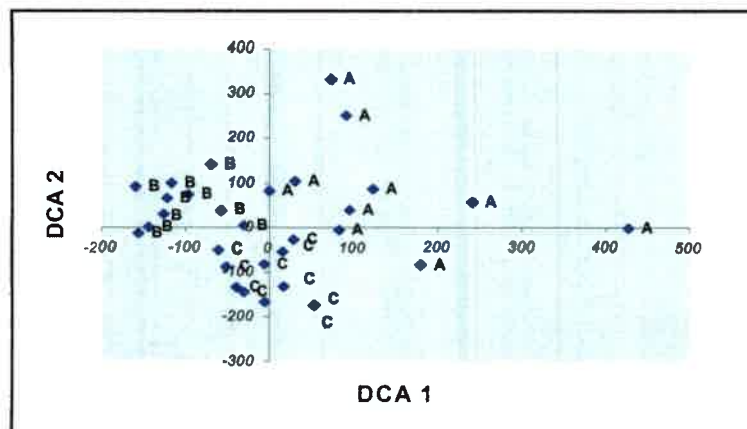


*Fig. 2: Agrupamiento de los censos en función de las especies*



El análisis de ordenación (*DCA*) de los censos en función de las especies se muestra en la Fig. 3. Se observa que los censos correspondientes a los sitios con distinta ocurrencia de fuego (B y C) se agrupan más homogéneamente que los de los sitios excluidos al mismo (A) donde se evidencia una mayor heterogeneidad espacial en la composición florística. Sobre el eje 1 del ordenamiento se separan los sitios B y C del A; sobre el eje 2 se separan B de C donde se registra una acción reiterada del fuego.

*Fig. 3 - Ordenación de los censos en función de las especies presentes en el pastizal sin alterar y en los sitios afectadas por el fuego.*



*A sitio sin fuego*

*B y C sitios con distintas historias de fuego*

En la Tabla 5, los resultados de la correlación entre los índices de diversidad, equitatividad y número de especies por censo, con los dos ejes del análisis de ordenación *DCA*, permiten ver que las variables en estudio sólo se correlacionan significativamente y de manera negativa con el eje 2 de la ordenación.

**Tabla 5:** Correlación de Spearman entre los dos primeros ejes del análisis de ordenación (*DCA*) y los índices de diversidad (*H*), equitatividad (*E*) y número de especies (*S*).  $p < 0,05$

	<i>H</i>	<i>E</i>	<i>S</i>
<b>EJE 1 - DCA</b>	-0,262 p= 0,162	-0,3021 p= 0,105	-0,2335 p= 0,214
<b>EJE 2 DCA</b>	-0,481 * p= 0,007	-0,499 * p= 0,005	-0,453 * p= 0,012

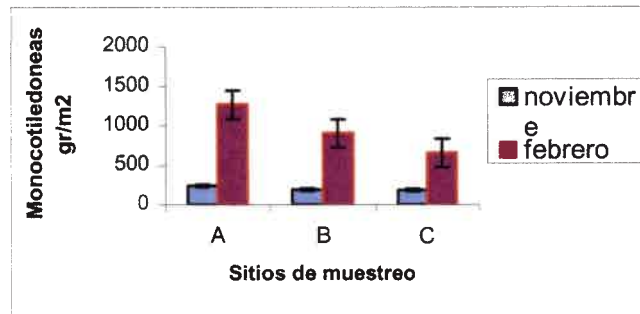
### **Biomasa y Productividad**

El aporte de biomasa de dicotiledóneas y monocotiledóneas es significativo de noviembre a febrero; registrándose en las primeras los mayores valores en los sitios afectadas por el fuego (Fig. 4b). En cuanto al mantillo, disminuye el aporte en el mismo período (Fig. 4c); no encontrándose diferencia significativa entre sus valores en el sitio no afectado por el fuego. Con el aumento de la frecuencia del fuego se registró un aumento de las dicotiledóneas, no así con respecto a las monocotiledóneas que disminuyeron en igual sentido (Fig. 4a).

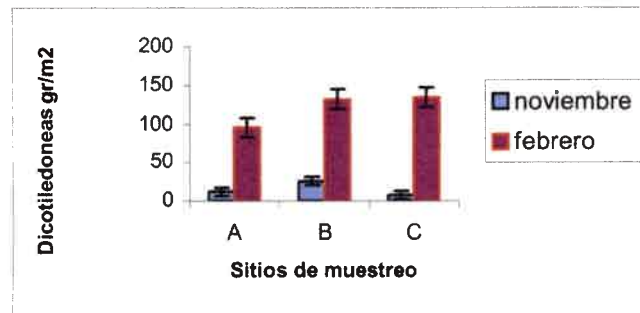


**Fig. 4:** Comparación de la biomasa (de monocotiledóneas, de dicotiledóneas y de mantillo) entre noviembre y febrero

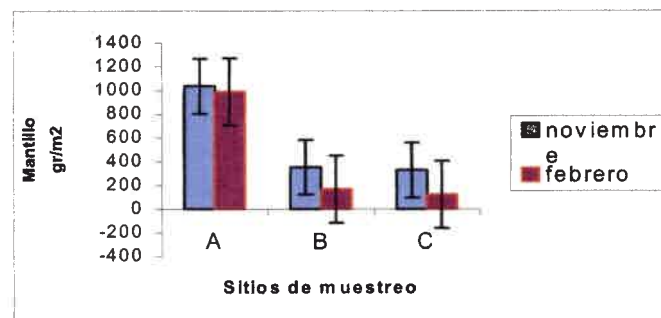
a)



b)



c)



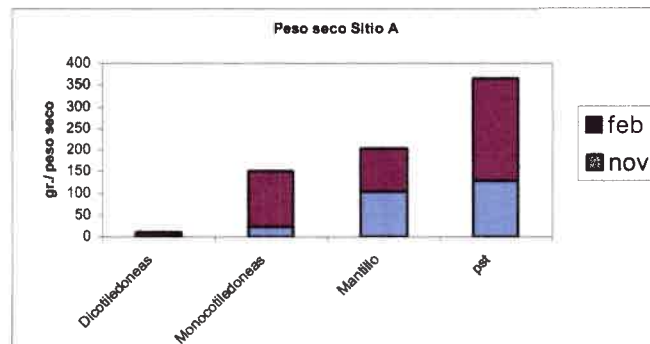
Considerar en las fig a,b y c no tienen misma la escala.

El peso seco total es aportado fundamentalmente por las monocotiledóneas en los tres sitios. Las dicotiledóneas incrementan su aporte en los sitios con fuego, en cambio el mantillo durante febrero es más importante en el sitio sin alterar que en los sitios con fuego, donde la perturbación estaría removiéndolo (Fig. 5 a, b y c).

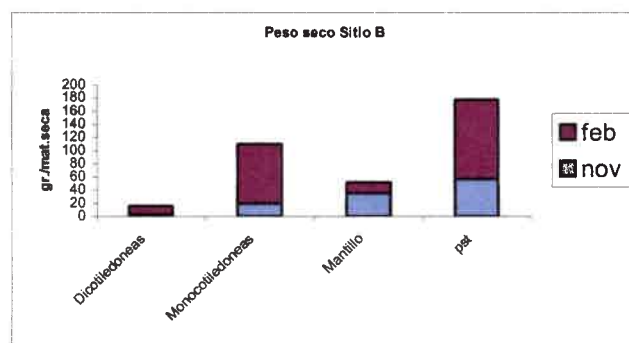
Fig. 5: Peso seco acumulado en cada una de los sitios y peso seco total.

Pst: peso seco total

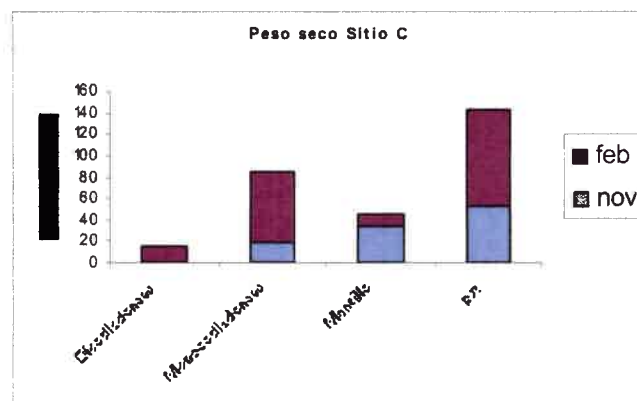
a)



b)



c)



Los valores medios de biomasa de monocotiledóneas, dicotiledóneas y mantillo presentes en el sitio libre de fuego (A) y en los sitios afectados por el mismo (B y C) en noviembre y en febrero se observan en la Tabla 6.

**Tabla 6:** Valores medios (grs/ m<sup>2</sup> y E.S.) de biomasa de monocotiledóneas, dicotiledóneas y mantillo. Resultados del análisis de la varianza de una vía de Kruskal-Wallis entre valores de biomasa de los diferentes sitios y fechas.

		SITIO A	SITIO B	SITIO C	x <sup>2</sup>	p
MONOCOTILEDONEAS	Nov	23,82 ± 3,498 <sup>a1</sup>	19,51 ± 2,913 <sup>a1</sup>	18,72 ± 1,768 <sup>a1</sup>	1,437	0,488
	Feb	126,90 ± 16,569 <sup>a1</sup>	90,20 ± 8,262 <sup>b1</sup>	65,45 ± 7,605 <sup>b1</sup>	11,817	0,003
	x <sup>2</sup> p	14,286 0,000	14,286 0,000	14,286 0,000		
DICOTILEDONEAS	Nov	1,19 ± 0,203 <sup>ab1</sup>	2,56 ± 0,786 <sup>a1</sup>	0,77 ± 0,087 <sup>b1</sup>	9,003	0,011
	Feb	9,55 ± 2,005 <sup>a1</sup>	13,2 ± 2,262 <sup>a1</sup>	13,45 ± 1,797 <sup>a1</sup>	3,168	0,205
	x <sup>2</sup> p	14,329 0,000	12,68 0,000	12,68 0,000		
MANTILLO	Nov	103,90 ± 18,196 <sup>a1</sup>	35,40 ± 2,673 <sup>b1</sup>	33,05 ± 2,966 <sup>b1</sup>	16,549	0,000
	Feb	99,35 ± 7,405 <sup>a2</sup>	16,55 ± 1,850 <sup>b1</sup>	12,15 ± 1,769 <sup>b1</sup>	20,734	0,000
	x <sup>2</sup> p	0,052 0,820	12,632 0,000	12,632 0,000		
TOTALES	Nov	42,97 ± 53,96	19,15 ± 16,42	17,51 ± 16,17		
	Feb	78,6 ± 61,36	39,98 ± 35,53	30,35 ± 30,40		

Letras diferentes muestran diferencias entre los sitios. Prueba de dos muestras (Mann Whitney-Wilcoxon). Números diferentes indican diferencias significativas entre las fechas  $p < 0,05$ .

Se encontraron diferencias significativas entre los sitios en relación a la biomasa de monocotiledóneas en febrero y a la biomasa de dicotiledóneas en noviembre. También el contenido de mantillo fue significativo tanto en noviembre como en febrero, en los tres sitios. No hubo diferencias significativas en la

biomasa de monocotiledóneas entre los sitios en noviembre ni de la biomasa de dicotiledóneas en febrero.

La diferencia significativa de las monocotiledóneas entre los sitios en febrero, estaría dada por el sitio libre de fuego, ya que entre los afectados no hay diferencias significativas. Estos altos valores de biomasa de monocotiledóneas en el sitio libre de disturbio coinciden con la época de mayor crecimiento de la vegetación (Fig. 4a).

Durante febrero las monocotiledóneas aumentan la biomasa en los sitios A, B, y C (respectivamente) mientras que el mantillo disminuye su aporte en general en los tres sitios, no siendo significativa las diferencias en el sitio A con respecto a noviembre.

El mayor valor de biomasa de dicotiledóneas en noviembre se diferencia significativamente entre los dos sitios afectados por fuego. También se puede observar que durante noviembre las dicotiledóneas diferencian entre si a los sitios afectados recientemente por el fuego del sitio sin alterar.

Las diferencias significativas de mantillo tanto en noviembre como en febrero entre los sitios están dadas por los altos valores en el sitio libre de fuego, el que presenta diferencias significativas con los afectados por fuego.

En lo que respecta a la productividad primaria neta aérea (Tabla 7) se puede observar que es mayor en el sitio del pastizal sin quemar, disminuyendo a medida que aumenta la frecuencia del fuego. En los tres lugares las monocotiledóneas son las que más aportan a la productividad, en los sitios B y C la contribución de las dicotiledóneas es mayor que en el sitio A.

El mantillo disminuye su aporte en los sitios alterados, los valores negativos del peso seco indican una disminución desde noviembre a febrero.

Los aportes de la biomasa constituyen el 51 % de la productividad en el sitio A, el 30 % en el sitio B y el 19 % en el sitio C, siendo las monocotiledóneas las responsables de estas diferencias (Tabla 7).

**Tabla 7** - Valores de peso seco de Monocotiledóneas, Dicotiledóneas, Mantillo y Peso Seco Total en gr/m<sup>2</sup>, Producción Primaria Neta aérea (Kgr /ha /día)

<i>Sitios</i>	<i>PSM</i> <i>grs/m<sup>2</sup></i>	<i>PSD</i> <i>grs/m<sup>2</sup></i>	<i>PSMAN</i> <i>grs/m<sup>2</sup></i>	<i>PST</i>	<i>PPN</i>	<i>PPN</i> %
A	103	8	-4	107	4,7	51
B	71	11	-19	63	2,8	30
C	47	13	-20	40	1,8	19

PSM : peso seco monocotiledóneas

PSD : peso seco dicotiledóneas

PSMAN: peso seco mantillo

PST : peso seco total

PPN : producción primaria neta

%PPNA: porcentaje de producción primaria neta

### **Fertilidad**

En la Tabla 8 se presentan los valores de materia orgánica, iones y pH encontrados en los suelos de los sitios de muestreo en las fechas de censado. Se puede apreciar una mayor disponibilidad de los aniones nitrato y fósforo en noviembre, antes del crecimiento activo de la vegetación. La concentración de estos aniones disminuye en general aproximadamente un 50% en febrero. En el sitio B, la amplitud de variación de nitratos en noviembre es mayor que en el A y C, decayendo hasta alcanzar el menor valor de concentración en febrero. El nitrógeno de nitratos guarda una relación de disponibilidad semejante a la de los nitratos. La cantidad de materia orgánica aumenta en febrero, en todos los sitios. Se observa una menor concentración en el sitio A, libre de disturbio, con respecto al B y C, afectados por el fuego.

En los valores de pH las variaciones son muy pequeñas; sólo se detecta una ligera pérdida de la acidez de los suelos desde noviembre a febrero, no registrándose diferencias entre los sitios de muestreo.

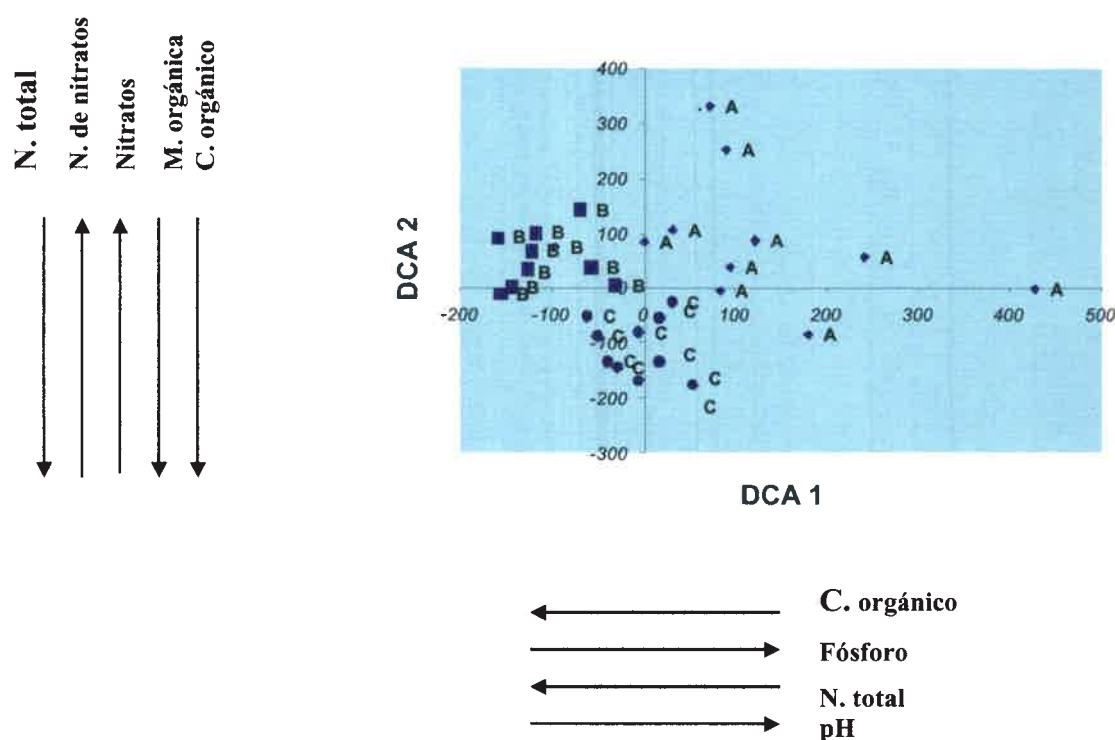
**Tabla 8** - Cantidad de materia orgánica – iones – pH, en los sitios de muestreo durante Noviembre/99 y Febrero/2000

		Materia Orgánica %	Carbono orgánico %	Fósforo ppm	Nitratos ppm	Nitrógeno de Nitratos ppm	Nitrógeno Total %	PH
A	Nov	6,46	3,76	8	110,75	25	0,323	5,18
	Feb	8,13	4,73	3,5	62,48	14,1	0,407	5,37
B	Nov	7,71	4,48	7	120,05	27,1	0,386	5,15
	Feb	9,6	5,58	3,6	57,53	12,99	0,48	5,52
C	Nov	8,85	5,15	7	98,79	22,3	0,443	5,18
	Feb	10,5	6,10	3,5	63,07	14,24	0,53	5,25

A, B y C: sitios de muestreo

La (Fig. 6) representa el ordenamiento de los censos en función de las especies, dónde además se indica mediante flechas el sentido de la correlación con las variables edáficas en cuanto a la disponibilidad de éstas en el suelo. Se puede observar el incremento de los valores en nitrógeno de nitratos desde el sitio C al B. Tanto el nitrógeno total como la materia orgánica y el carbono aumentan su disponibilidad hacia el sitio C, más afectado por la perturbación.

**Fig. 6:** Sentido de la variación de los componentes edáficos sobre el diagrama de dispersión del DCA



### **Banco de semillas germinable**

En el Anexo I se presentan las frecuencias y densidades de las especies de plantas que se registraron en los bancos germinables a las dos profundidades y en los tres sitios del pastizal estudiado.

En el sitio A se identificaron 44 especies entre 0-5 cm y 17 especies entre 5-10 cm de profundidad respectivamente; de las últimas *Bowlesia lobata*, *Daucus pusillus* y *Solanum incisum*, no se presentaron a 5 cm (Fig. 7 a y b). En el sitio B se identificaron 50 y 25 especies a 0-5 cm y 5-10 cm de profundidad respectivamente donde *Eragrostis polytrichia*, *Hypericum connatum*, *Nothoscordum gracile*, *Solanum sublobatum* y *Stipa filiculmis* no se presentaron a 0-5 cm (Fig. 8 a y b).

En el sitio C, con fuego reiterado, se registraron 34 especies a 0-5 cm donde 22 especies fueron exclusivas como ser *Briza subaristata*, *Cologamia ovalifolia*, *Croton argentinus*, *Eragrostis airoides* entre otras y 19 especies a 5-10 cm siendo solamente cinco exclusivas: *Bowlesia lobata*, *Eragrostis polytrichia*

*Stylosanthes hippocampoides*, *Tragia geraniifolia* y *Wahlenbergia linarioides* sólo se registraron a 5-10 cm (Fig. 9 a y b).

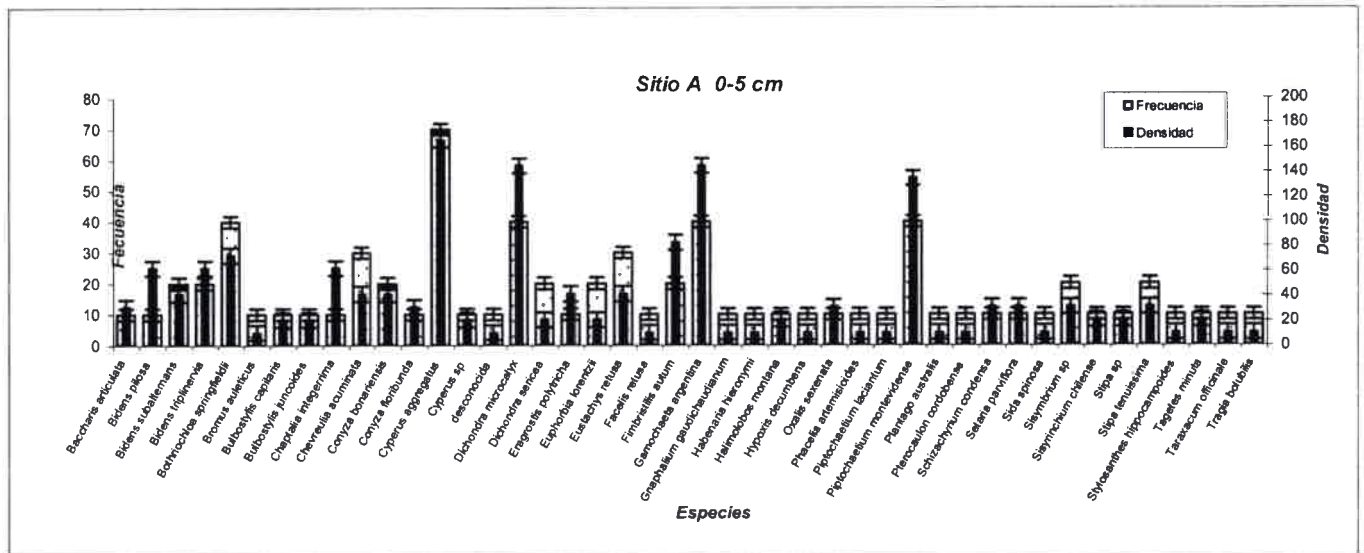
Las frecuencias relativas de las especies, en las franjas superiores del suelo (0-5 cm) en cada una de los sitios, muestran la misma tendencia: un pequeño número posee frecuencias relativamente altas y medias, mientras que el resto presenta frecuencias bajas. También en los tres sitios disminuye la cantidad de especies a 5-10 cm con respecto a 0-5 cm y disminuyen las frecuencias máximas (Fig. 7, 8 y 9).

De las especies vegetales registradas en el sitio libre de fuego (n=102) 43 % fueron encontradas en el banco permanente y 18% en el transitorio.

De las especies encontradas en el sitio B (n= 120) 42% presentan bancos persistentes y 21% transitorios, mientras que en el sitio C un 29% (n= 117) tienen bancos persistentes y 16% transitorios.

Fig. 7: Densidad y Frecuencia de plántulas por especies registradas en el sitio A

a )





b)

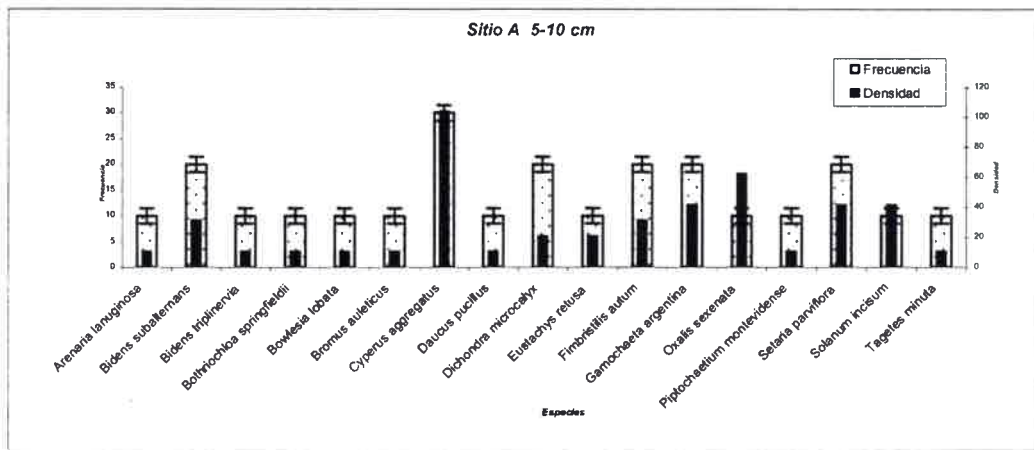
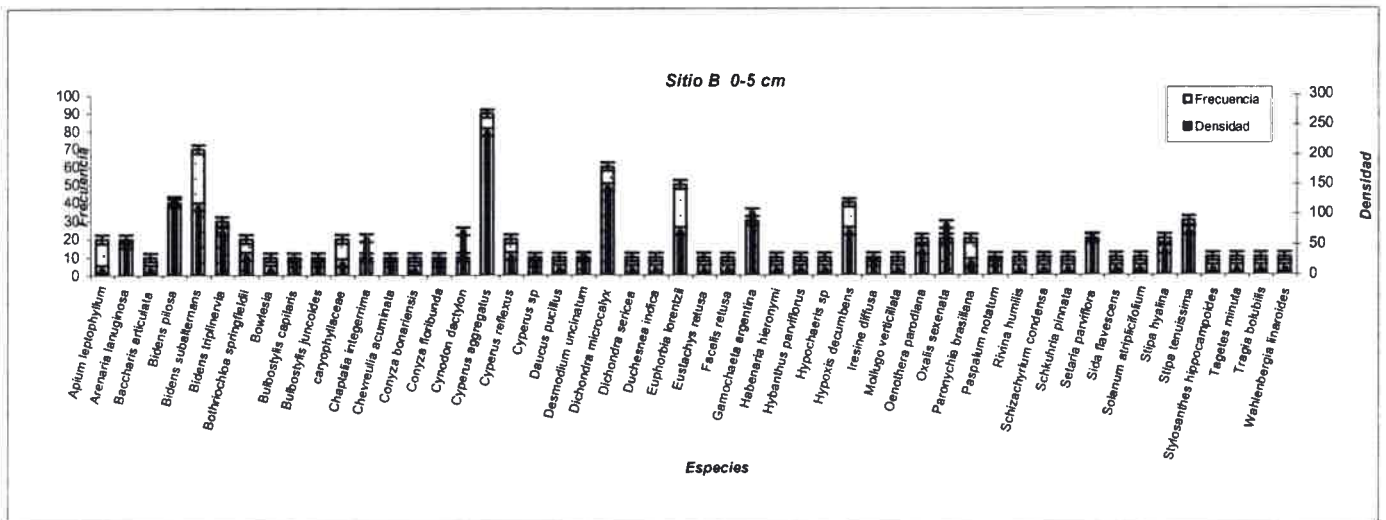


Fig. 8: Densidad y Frecuencia de plántulas por especies registradas en el sitio B

a)



b)

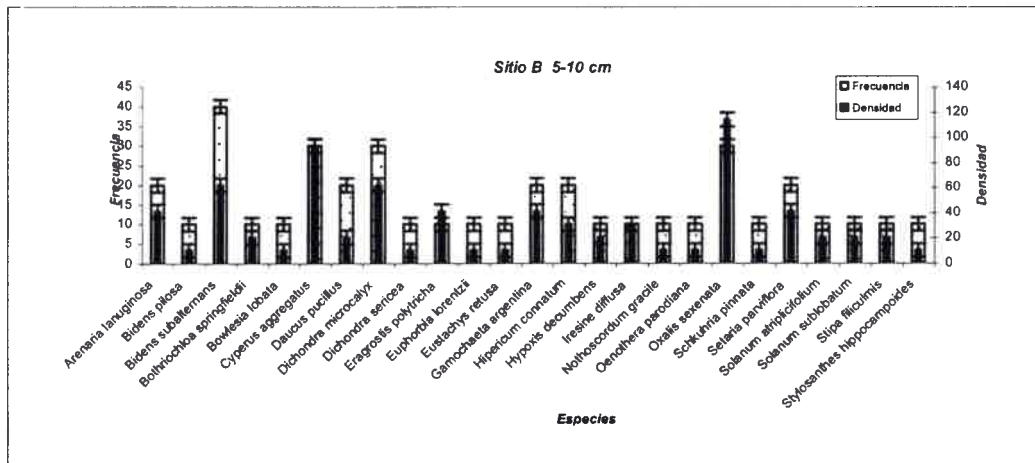
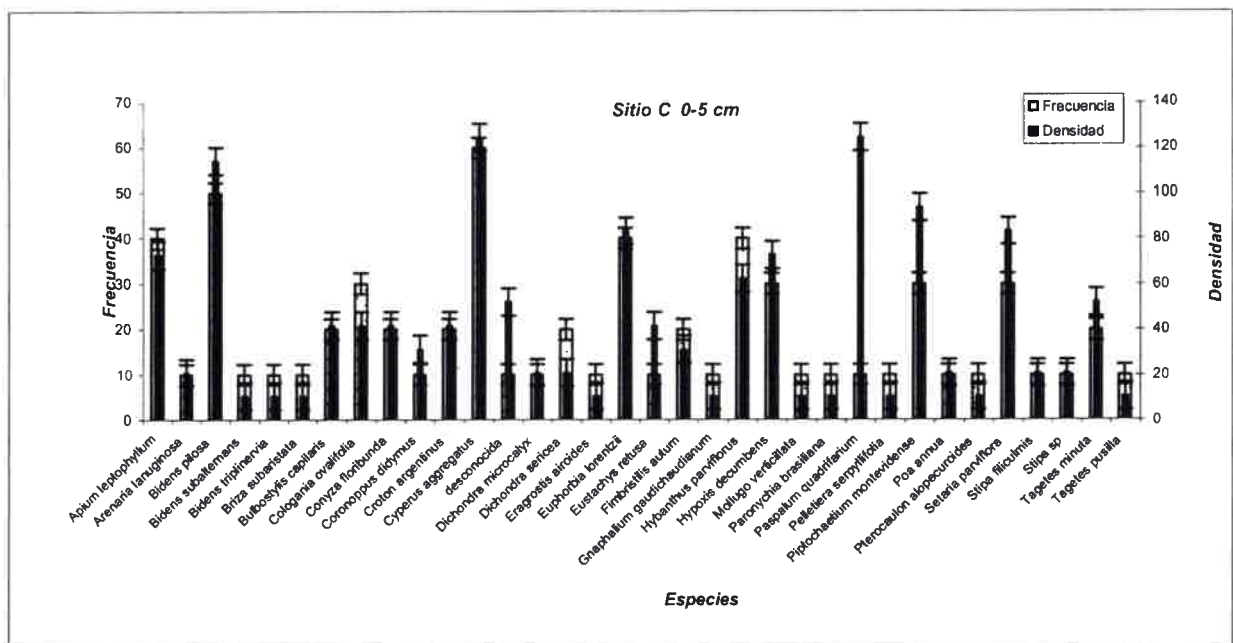
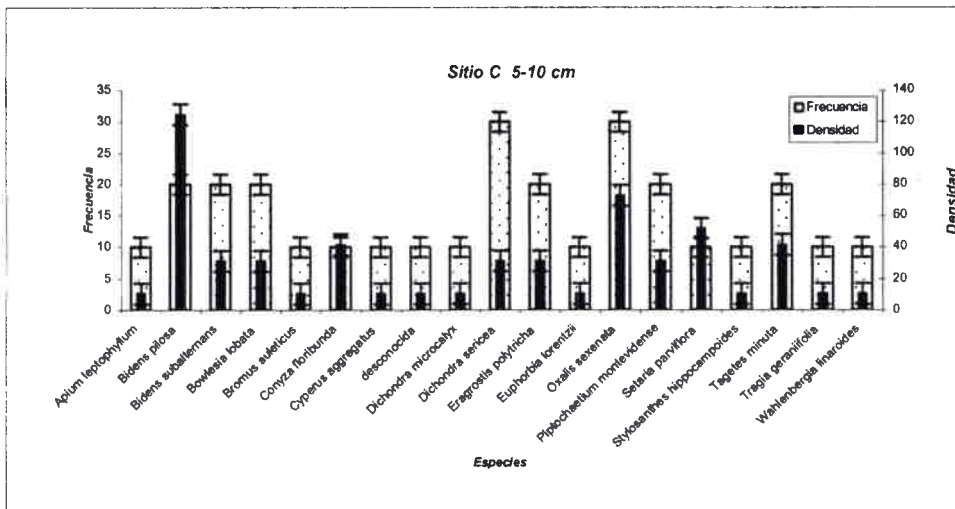


Fig. 9: Densidad y Frecuencia de plántulas por especies registradas en el sitio C

a)



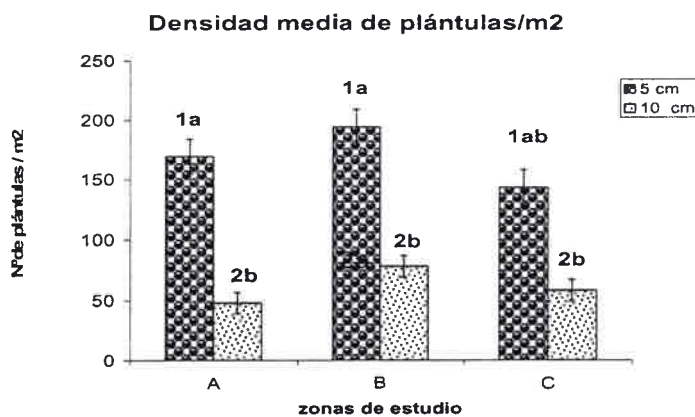
b)



La mayor densidad de plántulas se observó en el sitio B, seguida por los sitios A y C. Teniendo en cuenta las distintas profundidades, la densidad disminuyó a 5-10 cm mostrando una tendencia similar entre los distintos sitios (fig. 10).

Las variaciones observadas en las densidades de plántulas entre los sitios sólo resultaron significativas entre aquellos afectados por el fuego (B y C) donde también fue significativa la diferencia entre las dos profundidades dentro de cada sitio.

**Fig.10** -Densidad media de plántulas /m2 en los lugares de estudio a distintas profundidades. ( letras iguales no hay diferencias sig. entre sitios, números distintos diferencias sig. entre profundidades en cada sitio)



La riqueza y la diversidad del banco germinable en los mismos horizontes fueron mayores en el sitio B, en ambas profundidades; seguida por los sitios C y A respectivamente. La riqueza y la diversidad disminuyeron claramente con la profundidad en el sitio A; en cambio en los otros dos sitios si bien la diferencia en la riqueza es clara, no ocurre lo mismo con la diversidad (Tabla 9).

*Tabla 9 - Valores de riqueza, diversidad, equitatividad en la vegetación establecida y el BSG a distintas profundidades.*

		<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>
<b>Vegetación</b>	<b>R</b>	102	120	117
<i>Establecida</i>	<i>H'</i>	3,28350	3,4117	3,5588
	<i>E</i>	0,93260	0,9358	0,9462
<b>Banco germinable</b>	<b>R</b>	44	50	34
<i>de 0-5 cm</i>	<i>H'</i>	2,29114	2,62015	2,34239
	<i>E</i>	0,20665	0,25995	0,28503
<b>Banco germinable</b>	<b>R</b>	18	25	19
<i>de 5-10 cm</i>	<i>H'</i>	1,52210	2,64801	2,26772
	<i>E</i>	0,21069	0,54691	0,48096

La mayor equitatividad del banco de semillas se registró en los sitios sometidos a la acción del fuego, a 0-5 cm de profundidad. Con el aumento de la profundidad esta tendencia se mantuvo, ya que los sitios B y C presentaron mayores valores que A.

Los valores de similitud de Sorensen entre la vegetación establecida y el banco de semillas germinables para cada uno de los sitios son muy bajos (**A**= 0,240; **B**= 0,230 y **C**= 0,260) a la profundidad de 0-5 cm, mientras que a mayor profundidad la similitud disminuye aún más, siendo 0,160; 0,150 y 0,180 respectivamente para los sitios, A, B y C.

El análisis de los datos obtenidos en la vegetación establecida y los del banco de semillas germinable mediante el test de Kolmogorov-Smirnov mostró que en los tres sitios hubo diferencias significativas entre la composición de las especies y abundancias relativas de la vegetación establecida y el banco a las dos profundidades (Tabla 10).

*Tabla 10 - Resultados de los niveles de significancia de la comparación de especies y abundancias relativas entre la vegetación establecida y el banco de semillas germinable a distintas profundidades. Test no paramétrico de Kolmogorov-Smirnov*

	A	B	C
<i>VEG-BSG 5 cm</i>	*0,003	*0,003	*0,007
<i>VEG-BSG 10 cm</i>	*0,004	*0,004	*0,004
<i>BSG 5 cm-BSG 10 cm</i>	n.s.	n.s.	n.s.

\* $p < 0.05$  Diferencias significativas

ns = Diferencias no significativas

Se encontraron diferencias significativas en la diversidad de la vegetación entre el sitio frecuentemente quemado y el no perturbado. Pero no se observaron diferencias significativas en la riqueza de las especies entre los tres sitios, ni en la diversidad del banco (Tabla 11).

*Tabla 11 - Riqueza (S) y diversidad de especies ( $\pm$  error estandar, n=10) de la vegetación establecida y el banco de semillas en los tres sitios. P valores de probabilidad asociada a la prueba de Kolmogorov-Smirnov*

		Sitio A	Sitio B	Sitio C	K-S		
					A-B	A-C	B-C
Vegetación establecida	S	35,8 $\pm$ 2,55	37,6 $\pm$ 1,47	43,2 $\pm$ 2,63	p: 0,759	0,164	0,164
	H'	2,36 $\pm$ 0,13	1,41 $\pm$ 0,33	0,76 $\pm$ 0,20	p: 0,055	0,001	0,164
Banco germinable	S	9,9 $\pm$ 2,27	12 $\pm$ 1,89	9,5 $\pm$ 1,25	p: 0,759	0,759	0,400
	H'	1,60 $\pm$ 0,26	1,95 $\pm$ 0,17	1,64 $\pm$ 0,14	p: 0,400	0,988	0,759

## DISCUSIÓN

### **Diversidad y composición florística**

Se registraron diferencias significativas en la composición florística entre el pastizal natural y áreas del pastizal con distinta historia de fuego; observándose una mayor diversidad y número promedio de especies en los sitios perturbados que en el pastizal sin alterar. Desde el punto de vista florístico también hay diferencias entre los dos sitios con fuego, existiendo especies exclusivas y compartidas entre ellos. Los censos del sitio de fuego reiterado se agrupan más homogéneamente, debido quizás a una mayor afinidad florística; en cambio en el sitio de menor frecuencia de fuego los censos se disponen más dispersos en el análisis de ordenamiento, algunos mezclados con los del sitio sin disturbar. Ello hace presumir la acción de otros factores abióticos como la exposición de las laderas y el valor de las pendientes, fuentes de heterogeneidad local en ecosistemas de montaña.

De las 162 especies censadas en todo el pastizal, en su mayoría nativas y perennes, sólo se registran nueve exóticas. *Viola odorata* se encontró en las tres sitios de estudio; de las ocho restantes, cuatro fueron exclusivas del sitio B con baja frecuencia, siendo dos de ellas conocidas como malezas invasoras (*Carduus acanthoides*, *Hirschfeldia incana*) y ninguna como propia del sitio con fuego reiterado.

El fuego, en general, aumenta significativamente los valores de diversidad, como así también la frecuencia de algunas especies, sobre todo en aquellas compartidas con el pastizal sin disturbar, debido a la reducción de la cobertura de *Festuca hieronymi*, *Stipa tenuissima*, *Stipa filliculmis* y *Piptochaetium montevidense*.

Las formas de vida de las especies presentes no variaron de manera significativa, sólo se observa un aumento de las hierbas rastreras en el sitio de mayor disturbio, lo que coincide con los claros dejados por el fuego favoreciendo el desarrollo de estas especies.

El sitio A presenta un menor número de especies exclusivas que los otros; se trata de dicotiledóneas con baja cobertura y frecuencia, debido al alto

dosel y grandes macollos de los pastos, que dejan poco suelo expuesto además de acumular gran cantidad de materia seca en el suelo, dificultando tanto la llegada de las semillas como el establecimiento de las plántulas.

El fuego favorece el aumento del número de especies en los sitios disturbados, ya que no sólo remueve el mantillo sino que permite un mejor aprovechamiento de los recursos como luz, agua y nutrientes. En general los pastos dominantes son de menor porte, dejando claros que se constituyen en pequeños micrositos, favoreciendo el reclutamiento de plántulas y el desarrollo de otras especies como *Cheilanthes buchtienii*, *Woodsia montevidensis*, *Pellaea ternifolia*, *Adiantum raddianum*, *Anemia tomentosa*, pteridofitas propias o de alta frecuencia de aparición en los censos del sitio con fuego reiterado. En general las especies propias de estos sitios son dicotiledóneas con alta frecuencia, además de algunas gramíneas como *Paspalum dilatatum*, *P. intermedium* y *Stipa neesiana*, las cuales ven favorecido su desarrollo por la acción del fuego.

Entre las especies compartidas por los sitios sometidos a perturbación se destacan las de las comunidades post-fuego, como *Schyzachyrium condensatum*, *S. tenerum*, *Melica argyrea* y *Setaria parviflora*, con presencia en mayor cantidad de censos.

Algunos autores observaron una disminución en la riqueza de especies en pastizales templados por acción de quemadas reiteradas (Collins *et al.* 1995) o con frecuencias de quema intermedias (Schwilk *et al.*, 1997). Por el contrario, en pastizales de la región pampeana perturbaciones de este tipo facilitan la regeneración de especies aumentando la riqueza florística (Chaneton, 1999); y en pastizales similares al estudiado se ha observado un aumento de la misma (Nuñez *et al.*, 1998, Menghi *et al.*, 1993, Ceballos, 2002). Por lo tanto, los resultados de este trabajo contribuyen a reforzar lo encontrado por estos últimos autores.

La presencia de especies exóticas concuerda con lo expresado por algunos autores que sostienen que disturbios de este tipo, o asociados a otros eventos disturbantes, son puerta de entrada a la competencia y establecimiento de especies que no son nativas del sistema (Mack, 1989; Glenn & Collins, 1992;



Collins *et al.*, 1995; Díaz *et al.*, 1999). Sin embargo en este caso la frecuencia de las mismas es baja, en contraposición a los trabajos de referencia.

Existen especies dominantes que se encontraron en los tres sitios con altos valores de cobertura, coincidiendo parcialmente con otros estudios que concluyen que la cobertura de las dominantes se ve incrementada cuando la frecuencia del fuego es baja o está ausente (Richards *et al.*, 19994; Morgan, 1998).

Las diferencias en la equitatividad no son significativas, ya que los valores se muestran muy semejantes en los tres sitios, siendo altos para este tipo de pastizales. Según Littera (2001) se corresponderían con valores bajos de invasibilidad como lo observado en pastizales de altura de Nueva Zelanda.

Los huecos dejados por el fuego se constituyen en pequeños micrositios (Ceballos, 2002) que facilitan el reclutamiento de plántulas de acuerdo con lo expresado por MacNaughton *et al.*, (19921), permitiendo el desarrollo, no sólo de hierbas perennes, sino también de algunas pteridófitas (grupo dependiente de este tipo de microhábitat) donde aprovechan mejor los recursos para su establecimiento y desarrollo (Márquez *et al.*, 1997).

### ***Biomasa y Productividad***

En general vemos que el disturbio no solo afecta a la riqueza y a la composición florística, sino también a la productividad del pastizal estudiado.

No sólo se evidencia el efecto del disturbio a una escala local sobre procesos de remoción de la biomasa, o interferencias en las relaciones competitivas (Grime, 1979; Tilman, 1993) sino que quedará evidenciado en los procesos a mayor escala espacial como es la variación en la tasas de productividad primaria (Chaneton, 1999; Collins, 1996)

Hay un incremento marcado de la biomasa de febrero con respecto a la de noviembre del año siguiente, tanto en monocotiledóneas como en dicotiledóneas. Esto acorde al crecimiento estival o desarrollo vegetativo de las plantas, las que comienzan su crecimiento durante la primavera, estación favorecida por las lluvias y temperaturas adecuadas.

El aumento significativo en la biomasa de las monocotiledóneas, reobserva particularmente en la zona no perturbada, ya que en esta zona los aportes están a cargo de los pastos dominantes que son de alto porte y abundante materia viva.

Las dicotiledóneas producen mayor biomasa en los sitios quemados, dado que en estos pastizales las anuales responden favorablemente a la perturbación. Especies tales como *Bidens pilosa*, *Conyza bonariensis* y otras del género *Tagetes*, germinan y crecen en las etapas sucesionales siguientes al fuego (Mc Pherson, 1994).

En cuanto al mantillo, la diferencia marca el sitio sin perturbar, donde la deposición de la materia seca es muy alta; la misma se acumula sin que la descomposición sea tan rápida. En los sitios con fuego, el disturbio remueve rápidamente al mantillo, sumado al arrastre que produce el agua de las lluvias. Esto se refleja en los valores obtenidos, los cuales no significan una productividad negativa sino el balance comparativo de los aportes de mantillo a finales del verano, que son menores que en noviembre.

Las monocotiledóneas, dicotiledóneas y mantillo contribuyeron de forma diferente a la PPN en cada uno de los sitios estudiados.

En los tres sitios el mayor aporte lo producen las monocotiledóneas, mientras que las dicotiledóneas incrementaron su aporte en los sitios con fuego. Si bien los pastos son los dominantes del sistema, no aportan en la misma medida en los distintos sitios, ya que sus partes aéreas están más reducidas por la acción del fuego como así también por la presencia de otras especies que probablemente se encuentren respondiendo a la frecuencia del disturbio y a la disponibilidad de recursos, favoreciendo su desarrollo como es el caso de las especies exclusivas de cada sitio.

El fuego disminuye la PPN del sistema. Esto se pudo comprobar en el área estudiada, donde el 51 % de la PPN correspondió al sitio de pastizal sin alterar mientras que en los sitios con distintas historias de fuego correspondió a un 30 % y 19 % en los sitios de baja y alta frecuencia de fuego, evidenciándose el efecto negativo de la perturbación.

La biomasa aérea total del pastizal estudiado se encuentra dentro del

rango para otros pastizales templados de diferentes partes del mundo (Redmann, 1978) y de llanura en Argentina (Soriano, 1992), y para las Sierras de Córdoba (Menghi *et al.*, 1978, Sipowicz *et al.*, 1978; González *et al.*, 1998 ); aunque en ellos se han hecho estimaciones globales de la biomasa y PPNA y en ninguno se evalúa la acción del fuego.

Existen diferencias con otros estudios hechos en pastizales templados, en donde las quemadas anuales producen un incremento en la biomasa y la PPNA (Hulbert, 1988; Rice & Parenti, 1978; Rice, 1993). Sin embargo distintas historias de fuego determinan resultados semejantes a los encontrados en el presente estudio, una disminución de la PPNA en pastizales de *Sorghastrum* (Oriente & Anderson, 1978) o espartillares (Nasca *et al.*, 2001) y de biomasa, en las Sierras de Córdoba (Nuñez *et al.*, 1998).

La dinámica de este tipo de ecosistemas está influida por los incendios (Evans *et al.*, 1989, Collins, 1989, Menghi *et al.*, 1993), donde el régimen según la frecuencia, estacionalidad, extensión e intensidad regula procesos regionales que determinan alteraciones en las interacciones competitivas o en las inmigraciones locales. La respuesta de la vegetación a este tipo de alteración puede representarse como una recuperación de los parámetros estructurales, mediante dos estrategias como son el reclutamiento de plántulas y la persistencia de los individuos que rebrotan.

Algunos autores han contribuido a explicar el comportamiento de la diversidad, composición florística y remoción de la biomasa en pastizales sometidos al fuego en relación directa con la heterogeneidad espacial, la cual provee de la variabilidad ambiental necesaria para que se establezcan interacciones bióticas locales y procesos regionales, determinando así el funcionamiento del ecosistema (Mack, 1989; Glenn & Collins, 1992).

### **Fertilidad**

Las conclusiones con respecto a la fertilidad y disponibilidad de iones en el suelo son generales ya que si se considera el método con el que fueron recolectadas las muestras, las mismas no tendrían replicas para cada uno de los sitios estudiados.

Los mayores valores de carbono y de materia orgánica en los sitios donde hubo fuego con respecto a los no afectados, se pueden deber al aporte de las cenizas al suelo por combustión del material vegetal. Mientras que, en el sitio sin disturbio el alto contenido de mantillo en el suelo también aporta carbono orgánico, pero los factores actuantes y la velocidad de transformación del mantillo son muy variados e impredecibles.

El pH en general presenta valores dentro de los rangos de acidez propios para este tipo de pastizales, aunque hay un ligero decrecimiento del mismo en el sitio frecuentemente quemado. Este resultado también fue obtenido en otros pastizales templados de la pampa (Cauhépé & Laterra, 1998; Laterra *et al.*, 1998) y en Brasil (Coutinho, 1982).

Son notables los incrementos de nitrógeno total, fracción que contiene tanto el nitrógeno orgánico ( $\text{NO}_3^-$ ) como el amoniacal ( $\text{NH}_3$ ). Podríamos estar considerando que en los sitios afectados por el fuego reiterado hay una activación de los procesos de amonificación y denitrificación debido a especies vegetales colonizadoras del lugar relacionadas con estos procesos químicos, como son las leguminosas.

Acordando con Oriente & Anderson (1978), para pastizales de las sierras de San Luis, la disminución de los nitratos en el sitio con fuego reiterado se debería a una menor reposición del nitrógeno al suelo como consecuencia de la remoción del mantillo y la cubierta vegetal producida por las quemadas reiteradas. Esta disminución del nitrato de un muestreo al otro se acentúa como consecuencia del consumo de la planta durante la época de activo crecimiento.

Los valores de fósforo disminuyen de la 1ª a la 2ª fecha del muestreo, debido probablemente a la labilidad del ión fosfato y al lavado del suelo por la acción de las lluvias, mas que a ser tomado por la planta cuyos requerimientos no son tan grandes, sobre todo en lo que respecta a las especies gramíneas.

Considerando lo expuesto por Bussetti *et al.* (1999), de que con la pérdida de materia orgánica se incrementan los valores de fósforo retenidos en el suelo, lo encontrado en este estudio no es coincidente, ya que en los sitios afectados por el fuego hay un incremento de materia orgánica.

### **Banco de semillas**

El fuego influyó en los índices de diversidad y equitatividad de los bancos. El incremento de los valores se dió en los sitios con distintas historias de fuego, en cambio la riqueza solo se incrementó notablemente en el sitio con una baja frecuencia de perturbación.

Tanto la baja frecuencia del fuego como la ausencia del mismo influyeron en la densidad de las plántulas, ya que en los bancos de los sitios B y A se registraron las mayores abundancias de plántulas.

El aumento encontrado en la diversidad y riqueza de los bancos por la acción del fuego es coincidente con lo encontrado por Núñez *et al.* (1998) para otros sitios del mismo pastizal serrano. La disminución de la densidad de plántulas en el sitio frecuentemente quemado, coincide con estudios sobre bancos de pastizales remanentes realizados por González *et al.* (2001b) en la Patagonia.

La similitud entre el banco de semillas y la vegetación establecida fue muy baja en los tres sitios del pastizal estudiado coincidiendo con la observado por otros autores en la Patagonia (Ghermandi, 1992, González *et al.*, 2001b) y en otros pastizales templados dominados por pastos perennes (Chippindale & Milton, 1934; Rice, 1989), donde la vegetación y el banco de semillas no guardan mucha relación entre sí (Thompson & Grime, 1979; Funes *et al.*, 2001, Marquez *et al.*, 2002). Además, esta baja correspondencia se acrecentó con la profundidad. Ello se debería, por un lado, a que las especies dominantes en la vegetación establecida se presentaron en muy baja frecuencia (Chippindale & Milton, 1934; Champness & Morris, 1948; Basconcelos, 1998) o están ausentes, como en el caso de *Festuca hieronymi*, en el banco germinable. Por el contrario en otros pastizales templados, como los del mediterráneo, con una predominancia de especies anuales, se ha observado una alta similitud entre el banco y la vegetación establecida (Marañón, 1995; Peco *et al.*, 1998).

La ausencia en los bancos de especies perennes dominantes del pastizal se debe a que, en general, si bien tienen una alta producción de

semillas, la estrategia reproductiva es casi exclusivamente vegetativa como lo sugieren también Peco *et al.* (1998).

La gran cantidad de mantillo en los suelos del sitio sin alterar actúa como una barrera que retiene a las semillas, impidiendo la germinación y el establecimiento de las plántulas por largo tiempo. La presencia de claros dejados por el fuego (Morgan, 1998) en el suelo de los sitios disturbados, favorece el enriquecimiento del pastizal con algunas especies dicotiledóneas anuales como son *Schkuhria pinnata*, *Hybanthus parviflorus*, *Bidens subalternans*, *Bidens triplinervia* y *Bromus catharticus*, las cuales se establecen y desarrollan.

Nuestros resultados coinciden con los de Young *et al.* (1981) quienes sostienen que las dicotiledóneas herbáceas contribuyen más al banco de semillas que las monocotiledóneas.

En las distintas situaciones analizadas predominaron las especies con banco de semillas transitorio. Estos resultados son coincidentes con lo documentado por Basconcelos (1998), Funes *et al.* (2001b) y Márquez *et al.* (2002) para pastizales de Pampa de Achala; y Nuñez *et al.* (1998) en pastizales de las Sierras de Comechingones. Contrariamente, Ferri (1999), observó en el mismo pastizal, libre de disturbio, que la mayoría de las especies forman un banco de semillas permanente. Estas diferencias en los resultados con el presente estudio se deberían a las distintas técnicas empleadas para la caracterización y clasificación del banco de semillas.

Se pudo comprobar que en el pastizal serrano estudiado, el fuego como perturbación no produce cambios esenciales en cuanto a la identidad de especies presentes en la vegetación establecida, pero sí contribuye a incrementar el número de semillas de especies que germinan, especialmente en el sitio con baja frecuencia de disturbio, lo cual sería importante para la regeneración del pastizal ante una perturbación severa, ya que como lo plantean van der Valk & Pederson (1989), Thompson *et al.* (1997) y Kalamees & Zobel (2001) el banco germinable cumple un rol funcional importante en comunidades de pastizales perennes dado que, mediante los bancos, las

comunidades afectadas por el disturbio aseguran su conservación y restauración.

## CONCLUSIONES GENERALES

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos podemos decir que el disturbio fuego actúa incrementando la diversidad y composición florística, pero sin que estos cambios sean tan importantes como para modificar la fisonomía del sistema.

El incremento en la frecuencia e intensidad del disturbio se acompaña con un menor desarrollo vegetativo de las monocotiledónea; prosperando aquellas especies con formas de vida herbáceas rastreras, capaces de colonizar y desarrollarse en los micrositos dejados por la remoción del mantillo depositado en el suelo.

Se puede ver que entre los sitios quemados hay una mayor afinidad florística; los pastos dominantes mantienen dicha característica con una alta equitatividad lo que se evidencia por la baja frecuencia de especies invasoras, debido probablemente a la mayor diversidad y al mejor aprovechamiento de los recursos por parte de las especies nativas.

El fuego también produce cambios significativos en la dinámica de la biomasa y la productividad primaria del sistema, comprobándose una disminución tanto en la proporción de biomasa monocotiledóneas/ biomasa dicotiledóneas, como en la proporción de mantillo, y también en la productividad del pastizal.

La perturbación afecta al banco de semillas germinable; a niveles intermedios de perturbación se incrementa la densidad de las semillas germinadas.

Hubo diferencias significativas entre las especies vegetales presentes en el banco germinable y en la vegetación establecida. En particular las monocotiledóneas dominantes no aparecieron en el banco.

Los resultados encontrados cumplen con algunas de las predicciones planteadas por lo cual se acepta la hipótesis.

El conocimiento sobre la regeneración de estos sistemas de pastizales templados afectados por disturbios como el fuego, permite hacer un uso



---

sustentable del mismo concretando acciones que contribuyan significativamente a la protección de sistemas naturales con la relevancia que tienen los pastizales templados en el mundo, como así también la conservación de especies que hacen a la diversidad vegetal de estos sistemas naturales.

---

## BIBLIOGRAFIA

- ACOSTA, A., DIAZ, S., & CABIDO, M.** 1991. Patch structure in natural grasslands of Córdoba mountains (Argentine) in relation to different rock substrates. *Coenoses*, **6**: 21-27.
- ACOSTA, A., DIAZ, S., MENGHI, M. & CABIDO, M.** 1992. Patrones comunitarios a diferentes escalas espaciales en pastizales de las Sierras de Córdoba, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, **65**: 195-207.
- ALTESOR, A., DI LANDRO, E., MAY, H. & ESCURRA, E.** 1998. Long-term species change in a Uruguayan grassland. *Journal of Vegetation Science*, **9**: 173-180.
- ANDERSON, K.L., SMITH, E.F. & OWENS, B.Y.** 1970. Burning bluestem prairie. *Journal of range Management*, **23**: 81-92.
- ARCHIBOLD, O.** 1995. Ecology of world vegetation. Chapman & Hall.
- BAILEY, R.** 1995. Ecosystem Management. Springer-Verlag New York, Inc.
- BAKKER, J.P.** 1989. Nature management by grazing and cutting on the ecological significance of grazing and cutting communities in the Netherlands. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- BAKER, W.L.** 1992. Effects of settlement and fire suppression on landscape structure. *Ecology*, **73** (5): 1879-1887.
- BASCONCELO, S.** 1998. Caracterización de bancos de semillas de pastizales serranos de Pampa de Achala. Trabajo final de Biología. Universidad Nacional de Córdoba.

- 
- BEGON, M.; HARPER, J. & TOWNSEND, C.** 1988. Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades. Ed. Omega S.A. Barcelona.
- BENNING, T.L. & SEASTEDT, T.R.** 1997 . Effects of fire, mowing and nitrogen addition on root characteristics in tall-grass prairie. *Journal of Vegetation Science*, **8**: 541-546.
- BIANCO, C.; KRAUS, T.; ANDERSON, D. & CANTERO, J.J..** 1987. Formaciones Vegetales del Suroeste de la Provincia de Córdoba. *Revista U.N.R.C.*, **7** (1): 5-66.
- BLAIR, J.** 1997. Fire, N availability, and plant response in grasslands: a test of the transient maxima hypothesis. *Ecology*, **78** (8): 2359-2368.
- BRAUN BLANQUET, J.** 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de comunidades vegetales. Blume Ediciones. Madrid.
- BRENCHLEY, W.E.** 1918. Buried weed seeds. In: M.A. Leck, V.T. Parker & R.L. Simpson (eds.). *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, London.
- BURKART, A.** 1975. Evolution of grasses and grasslands in South America. *Taxon*, **24** (1): 53-66.
- BUSSETTI, S.G.; FERREIRO, E.A.; NATALE, I.M. & MANDOLESI, M.E.** 1999. Fósforo retenido por suelos y por sustracciones granulométricas en relación con la materia orgánica. *Ciencia del Suelo*, **17** (2): 54-57.
- CABIDO, M.** 1985. Las Comunidades vegetales de la Pampa de Achala. Sierras de Córdoba, Argentina. *Documents Phytosociologiques*, **IX**: 431-446.

- CABIDO, M., ACOSTA, A & DIAZ, S.** 1989. Estudios fitosociológicos en los Pastizales de las Sierras de Córdoba, Argentina. Las comunidades de la Pampa de San Luis. *Phytocoenologia*, **17** (4): 569-592.
- CABIDO, M., ACOSTA, A & DIAZ, S.** 1990. The vascular flora and vegetation of granitic outcrops in the upper Córdoba mountains, Argentina. *Phytocoenologia*, **19** (2): 267-281.
- CABIDO, M., ACOSTA, A., DIAZ, S., PUCHETA, E. & C. GONZALEZ ALBARRACIN.** 1996. Factores estructuradores en pastizales serranos del centro de Argentina (eds. G. Sarmiento & M. Cabido) Biodiversidad y funcionamiento de pastizales y savanas en América Latina. CYTED - CIELAT, Mérida.
- CABRERA, A.L.** 1970. La vegetación del Paraguay en el cuadro fitogeográfico de América del Sur. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánico*, **II** (Supl.): 121-132.
- CABRERA, A. L.** 1994. *Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, Tomo II, fascículo I. Buenos Aires, Argentina. ACME.
- CAIN, S.A.** 1938. The species-area curve. *Am. Midland Naturalist* 19:573-581.
- CANTERO, J., CABIDO, M., NÚÑEZ, C., PETRYNA, L., ZAK, M. & ZOBEL, M.** 2001. Clasificación de los pastizales de suelos sobre rocas metamórficas de las Sierras de Córdoba, Argentina. *Kurtziana*, **29** (1): 27 - 77.
- CANTERO, J., CISNEROS, J., NUÑEZ, C., GEYMONAT, M. & PETRINA, L.** 1995. Programa de ordenamiento y manejo integrado de los recursos

naturales; suelo; agua y vegetación en la Sierra de Comechingones. U.N.R.C.

**CANTERO, J.J., NUÑEZ, C.O., PETRYNA, L. & AMUCHASTEGUI, M.** 1998. Fitosociología de los pastizales serranos de la Sierra de Comechingones (Córdoba, Argentina). *Libro de resúmenes XXVI Jornadas Argentinas de Botánica*, Río Cuarto, U.N.R.C. 1998. pp 240.

**CANTERO, J., PÄRTEL, M. & ZOBEL, M.** 1999. Is species richness dependent on the neighbouring stands? An analysis of the community patterns in mountain grasslands of central Argentina. *Oikos*, **87**: 346-354.

**CASTELLI, L., LAZZARI, M.I., LANDRISCINI, M.R. & MIGLIERINA, A.M.** 1995. Características químicas de un suelo superficial del sur del Caldenal (Provincia de La Pampa, Argentina). *Ciencias del Suelo*, **13**: 44-46.

**CAUHÉPÉ, M. & LATERRA, P.** 1998. Manejo de pajonales de paja colorada basado en estudios ecológicos. *Boletín Técnico N° 145, Fac. Cs. Agrarias, Univ. Nac. de Mar del Plata*.

**CEBALLOS, M.** 2002. Delimitación de micrositios en pastizal del sur de la Sierra de Comechingones. Trabajo final de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Río Cuarto.

**CHAMPNESS, S.S. & MORRIS, K.** 1948. The population of buried viable seeds in relation to contrasting pasture and soil types. *Journal of Ecology* **36**: 149-73

**CHANETON, E.J. & FACELLI, J.M.** 1991. Disturbance effects on plant community diversity: spatial scale and dominance hierarchies. *Vegetatio* **93**: 143-155.

- 
- CHANETON, E.** 1999. Disturbio, diversidad y dominancia de especies nativas y exóticas en pastizales pampeanos húmedos en Segundas Jornadas Iberoamericanas sobre Diversidad Biológica, San Luis. 1999.
- CHIPPINDALE, H.G. & MILTON, W.E.J.** 1934. On the viable seeds present in the soil beneath pasture. *Journal of Ecology*, **22**: 508-531.
- COLLINS, S.L.** 1989. Experimental analysis of patch dynamics and community heterogeneity in tallgrass prairie. *Vegetation*, **85**: 57-66.
- COLLINS, S.L.** 1996. Fire Frequency and Community Heterogeneity in Tallgrass Prairie Vegetation. In Ecosystem Management . Selected Readings. Fred B.Samson Fritz L. Knop F . 1996. Springer – Verlag New York pp 99-105
- COLLINS, S. & GLENN, S.** 1991. Importance of spatial and temporal dynamics in species regional abundance distribution. *Ecology*, **72** (2): 654-664.
- COLLINS, S., GLENN, S. & GIBSON, D.** 1995. Experimental analysis of intermediate disturbance and initial floristic composition: decoupling cause and effect. *Ecology*, **76** (2): 486-492.
- CONIGLIO, J. & ESPARZA, A.** 1988. Geología del sector sur del Batolito Cerro Áspero-Alpa Corral, Provincia de Córdoba, Argentina . *Actas resúmenes de trabajos y comunicaciones. V Congreso Geológico Chileno*. Tomo II, E1-E15.
- COUTINHO, L.M.** 1982. Ecological Effects of Fire in Brazilian Cerrado. In: Ecology of Tropical Savannas, (eds. B.J. Huntley & B.H. Walker), pp. 273-291. Springer-Verlag. Berlin.

- COUPLAND, R.** 1992. Overview of south american grasslands. In: Coupland, R. (ed.) *Ecosystems of the world - Natural grasslands : Introduction and western hemisphere*. Elsevier Science Publishers.
- CURTIS, J.T. & PARTCH, M.L.** 1948. Effect of fire on the competition between blue grass and certain prairie plants. *American Midland Naturalist*. **39**: 437-443.
- DÍAZ, S., ACOSTA, A. & CABIDO, M.** 1992. Morphological analysis of herbaceous communities under different grazing regimes. *Journal of Vegetation Science*, **3**: 689-696.
- DÍAZ, S., CABIDO, M., ZAK, M., MARTÍNEZ CARRETERO, E. & ARANÍBAR, J.** 1999. Plant functional traits, ecosystem structure and land-use history along a climatic gradient in central-western Argentina. *Journal of Vegetation Science*, **8**: 651-659.
- ENGELMARK, O., BRADSHAW, R. & BERGERON, Y.** 1993. Disturbance dynamics in boreal forest: Introduction. *Journal of Vegetation Science* **4**: 729-732.
- EVANS, E.W., BRIGGS, J.M., FINCK, E.J., GIBSON, D.J., JAMES, S.W., KAUFMAN, D.W. & SCASTEDT, T.R.** 1989. Is fire a disturbance in grasslands?. pp. 159-161. In Collins, S.; Glenn, S. and D. Gibson. Experimental analysis of intermediate disturbance and initial floristic composition: decoupling cause and effect. *Ecology*, **76** (2): 486-492.
- FERRI, R.** 1999. Caracterización preliminar del banco de semillas del pastizal serrano. Trabajo final de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Río Cuarto.

- 
- FOX, M.D. & FOX, B.J.** 1986. The susceptibility of natural communities to invasions. *Ecology of biological invasions: an Australian perspective* (eds. R.H. Groves, & J.J. Burdon), pp: 57-66. Australian Academy of Science, Canberra.
- FUNES, G., BASCONCELO, S., DIAZ, S., & CABIDO, M.** 1999. Seed bank dynamics of *Lachemilla pinnata* (Rosaceae) in different plant communities of mountain grasslands in central Argentina. *Ann.Bot.Fennici*, **36**: 109-114.
- FUNES, G., BASCONCELO, S., DIAZ, S., & CABIDO, M.** 2001a. Variaciones del banco de semillas a lo largo de un gradiente altitudinal en las Sierras de Córdoba, Argentina. *1<sup>era</sup> Reunión Binacional de Ecología. Bariloche.* 2001
- FUNES, G., BASCONCELO, S., DIAZ, S., & CABIDO, M.** 2001b. Edaphic patchiness influences grassland regeneration from the soil seed-bank in mountain grasslands of central Argentina. *Austral Ecology*, **26**: 205-216.
- GALLINAL, J., BERGALLI, L., CAMPAL, E., ARAGONE, L. & ROSENGUR, M.B.** 1938. Estudios sobre praderas naturales del Uruguay. Primera contribución. Imprenta Germano Uruguay. Montevideo.
- GHERMANDI, L.** 1992. Caracterización del banco de semillas de una estepa en el noroeste de Patagonia. *Ecología Austral*, **2**: 39-46.
- GLAZOVSKAYA, M.A.** 1984. Soils of the World Vol. II Soil Geography , A. A. Balkema, Rotterdam.
- GLENN, S. & COLLINS, S.** 1992. Effects of scale and disturbance on rates of immigration and extinction of species in prairies. *Oikos*, **63**: 273 -280.



- GONZALEZ, C., CISNEROS, J., CHOLAKY, C. & CANTERO, J.** 1998. *Revista Argentina de producción animal*, U.N.R.C., **18**: 100.
- GONZALEZ, C.C., STUDDERT, G.A., KUNST, C., A. ALBANESI.** 2001a. Comportamiento de algunas propiedades del suelo en una sabana del Chaco Semiarido Occidental bajo distintas frecuencias de fuego. *Ciencia del Suelo* **19** (2): 92-100.
- GONZALEZ, S.L., GHERMANDI, L. & BECKER, G.** 2001b. Banco de semillas post-fuego en un pastizal del noroeste de la patagonia. *1<sup>era</sup> Reunión Binacional de Ecología. Bariloche.* 2001.
- GRIME, J.** 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes.*, New York
- HARPER, J.L.** 1977. *The Population biology of plants.* Academic Press. London.
- HERRERA, M., BERTRÁN DE SOLÍS, M.A., GALERA, F.M., LUTI, R. & MENGHI, M.** 1978. Incendio y pastoreo en estepa de altura de las Sierras Chicas de Córdoba. *Ecología*, **3**: 95-99.
- HILL, M.** 1979. A fortran program for arranging multivariate data in a ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. *Ecology and Systematics* (eds), pp 56. Cornell University Press, New York.
- HILL, M. & GAUCH, H.** 1980. Detrended correspondence analysis An improved ordination technique, *Vegetatio*, **42**: 47-58.
- HOBBS, R. J. & HUENNEKE, L. F.** 1996. Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. In *Ecosystem Management . Selected Readings.* Fred B.Samson Fritz L. Knop F . 1996. Springer – Verlag New York, pp 164-180.

- 
- HOFFMANN, W.A.** 1998 Post-burn reproduction of wody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *Journal of applied ecology*, **35** (3): 422-433.
- HULBERT, L.C.** 1988. Causes of fire effects in tallgrass prairie. *Ecology*, **69**: 46-58.
- HUSTON, M.A.** 1994. Biological diversity – the coexistence of species in changing landscapes. Cambridge University Press, Cambridge.
- KALAMEES, R. & M. ZOBEL.** 2001. The role of the seed bank in gap regeneration in a calcareous grassland community. *Ecological Monographs*, **68** (1): 121-149.
- LATERRA, P.** 2001. Fuego, dominancia e invasibilidad de pastizales. Resumen 1º Congreso Nacional sobre Manejo de Pastizales Naturales. Pag 66.
- LATERRA, P. & O., VIGNOLO.** 1997. Frecuencias de quema y estructura comunitaria en pastizales de la pampa deprimida . *XVIII Reunión Argentina de Ecología*. Bs.As.
- LATERRA, P. O., VIGNOLO, L., HIDALGO, O., FERNANDEZ, M., CAUHÉPÉ & MACEIRA, N.,** 1998. Dinámica de pajonales de paja colorada (*Paspalum sp.*) manejados con fuego y pastoreo en la pampa deprimida Argentina. *Ecotropicos*, **11**(2): 141-149.
- LAUENROTH, W.K.** 1979. Grassland primary production: North American grasslands in perspective. Perspectives in Grassland Ecology. Ecological Studies (eds N.R. French). Springer-Verlag, New York.

- LEGUIZAMÓN, E., CRUZ, J., GUIAMET, J. & CASANO, L. 1981. Determinación de la población de semillas en suelos del distrito Pujato (Santa fe). *Ecología Argentina*, 6: 23-26.
- LEON, R.J. & ANDERSON, D.L. 1983. El limite occidental del pastizal pampeano. *Floristisch-soziologischen Arbeits-gemeinschaft. Tuexenia N.S.*,3: 67-83
- LOPEZ RITAS, J., & LOPEZ MELIDA, J. 1990. El Diagnostico de Suelos y Plantas. 4ª Edición. Ed. Mundi – Prensa
- LUTI, R., BERTRÁN DE SOLÍS, M., GALERA, F.M., MULLER DE FERREIRA, N., BERZAL, M., NORES, M., HERRERA, M. & BARRERA, J. 1979. Vegetación. *Geografía Física de la Provincia de Córdoba* (eds Vasquez J., Miatello R. & M. Roque), pp 297-368. Ed. Boldt., Buenos Aires.
- MACK, R. 1989. Temperate Grasslands Vulnerable to Plant Invasions: Characteristics and Consequences. In J.A. Drake et al. (Eds.), *Biological Invasions: a Global Perspective*. pp 155-179. SCOPE. John Wiley & Sons Ltd. New York
- MAGURRAN, A. 1988. Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Vedral.
- MARAÑES CORBACHO, A.; SÁNCHEZ GARRIDO, J.; HARO LOZANO, S.; SÁNCHEZ GÓMEZ, S. & LOZANO CANTERO, F.J. 1994. Análisis de suelos- Metodología e Interpretación. Universidad de Almeria; COPYSUR. Almeria. España.
- MARAÑÓN, T. 1985. Reserva de semillas en el suelo de una dehesa en Sierra Morena. *An. Edafol. Agrobiol.* 44: 1183-1197.

- 
- MARAÑÓN, T.** 1995. Ecología de los bancos de semilla en el suelo: Una revisión de estudios españoles. *Pastos*, **25** (1): 3-25.
- MARQUEZ, A., REAL, R., VARGAS, J. & SALVO, A.E.** 1997. On identifying common distribution patterns and their causal factors: a probabilistic method applied to pteridophytes in the Iberian Peninsula. *Journal of Biogeography*, **24**, (5): 613-631.
- MARQUEZ, S., FUNES, G., CABIDO, M. & PUCHETA, E.** 2002. Efecto del pastoreo sobre el banco de semillas germinable y la vegetación establecida en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, **75**: 327-337.
- McNAUGHTON, S.** 1983. Serengeti grassland ecology: The role of composite environmental factors and contingency in community organization. *Ecological Monographs*, **53** (3): 291-320.
- McNAUGHTON, S., OESTERHELD, M., FRANK, D. & WILLIAMS, K.** 1991. Primary and secondary production in terrestrial ecosystems. In: Cole, J., Lovett, G. and Findlay, S. (eds.), *Comparative analyses of ecosystems. Patterns, mechanisms and theories*, pp 120-138. Springer-Verlag.
- Mc CUNE, B. & MEFFORD, M.J.** 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 4.0. M.J.M. Software. Gleneden Beach. Oregon. USA.
- Mc PHERSON, G.R.** 1994. Response of annual plants and communities to tilling in a semi-arid temperate savana. *Journal of Vegetation Science*, **5**: 415-420.
- MENGHI, M., BERTRÁN DE SOLÍS, M.A., GALERA, F.M., HERRERA, M., & LUTI, R.** 1978. Productividad Primaria de los pastizales de altura de las Sierras Chicas, Córdoba, *Ecología* **3**: 101-110.

- MENGGHI, M., CABIDO, M., PECO, B. & PINEDA, F.** 1989. Grassland heterogeneity in relation to lithology and geomorphology in the Córdoba Mountains, Argentina. *Vegetatio*, **84**: 133 –142.
- MENGGHI, M., CABIDO, M., ACOSTA, A., PECO, B. & PINEDA, F.** 1993. Changes in pasture communities subject to burning in the Córdoba mountains, Argentina. *Coenoses*, **8** (1): 1-10.
- MORELLO, J., MARCHETTI, B. & CICHERO, P.** 1991. Análisis de la situación del medio ambiente en Argentina. In *La Situación Ambiental en América Latina. Algunos estudios de casos*. CIELDA, 1991. Konrad Adenaver. Striftung AC.
- MORGAN, J.** 1998. Composition and seasonal flux of the soil seed bank of species *Themeda triandra* grasslands in relation to burning history. *Journal of Vegetation Science*, **9**: 145-156.
- NAI-BREGAGLIO, M., PUCHETA, E. & CABIDO, M.** 2002. El efecto del pastoreo sobre la diversidad florística y estructural en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, **75**: 613-623.
- NASCA, P., CAGNONI, M., VILA, A., VICARI, A., & GATTO, A.** 2001. Efectos del fuego prescripto sobre la biomasa y la productividad primaria neta de un espartillar de *Spartina densiflora* de la reserva Vida silvestre "Campos del Tuyu". 1<sup>era</sup> Reunión Binacional de Ecología. pp 169. 2001. Bariloche
- NORUŠIS, M.J.** 1996. SPSS for Windows. Advanced Statistics Release 7.5. SPSS Inc., Chicago.
- NUÑEZ, C.O., CANTERO, J.J., PETRYNA, L. & AMUCHASTEGUI, M.** 1998. Efectos del fuego y pastoreo sobre la estructura de los pastizales serranos

del centro de Argentina. Libro de resúmenes XXVI Jornadas Argentinas de Botánica, Río Cuarto, U.N.R.C. 1998. pp 272.

**ORIONTE, E. & ANDERSON, D.** 1978. Influencia del fuego en un área reliquia de Sorganstral. *Ecología*, **3**: 111-116.

**PECO, B., ORTEGA, M. & LEVASSOR, C.** 1998. Similarity between seed bank and vegetation in Mediterranean grassland: a predictive model. *Journal of Vegetation Science*, **9**: 815-828.

**PERALTA, I.E. & ROSSI, B.E.** 1997. Guía para el reconocimiento de especies del banco de semillas de la Reserva de Biósfera de Ñacuñán (Mendoza, Argentina). *Boletín de Extensión Científica*, **3**: 1 - 4. IADIZA.

**PICKETT, S.T.A. & WHITE, P.** 1985. The ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, Orlando, FL.

**PIELOU, E.C.** 1975. Ecological Diversity. John Wiley & Sons, Inc., New York

**PIMM, S.** 1992. Biodiversity and the balance of nature. in Gray, A; Crawley, M, and P. Edwards (eds.) Colonization, Succession and Stability, 413-428. Blackwell Scientific Publications. London.

**PINOTTI, L.** 1999. El Batolito de Cerro Áspero, Provincia de Córdoba, modelo de intrusión y su relación con la evolución de las sierras Pampeanas. Informe final: Beca de perfeccionamiento, CONICET. U.N.R.C.

**PORTA CASNELLAS, M., LOPEZ-ACEVEDO REGUERÍN, M. & ROQUERO DEL ABURU, C.** 1999. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. 2ª edición. Ed. Mundi Prensa.

- 
- PROHASKA, F.** 1976. The climate of Argentina, Paraguay and Uruguay. In: Coupland, R. (ed.) *Ecosystems of the world – Natural grasslands: Introduction and western hemisphere*. Elsevier Science Publishers.
- PUCHETA, E., DÍAZ, S. & M. CABIDO.** 1992. The effect of grazing on the structure of a high plateau grassland in Central Argentina. *Coenoses*, **7** (3): 145-152.
- PUCHETA, E.** 1996. Efectos del pastoreo sobre la estructura y el funcionamiento de un pastizal natural de montaña del centro de Argentina. Tesis doctoral. Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal. Universidad Nacional de Córdoba.
- RAISON, R.J.** 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: A review. *Plant and Soil*, **53**: 73-108.
- REDMANN, R.E.** 1978. Plant and soil water potentials following fire in a northern mixed grassland. *Journal of Range Management*, **31**: 443-445.
- RICE, E.L. & PARENTI, R.L.** 1978. Causes of decreases in productivity in undisturbed tallgrass prairie. *American Journal of Botany*, **65**: 1091-1097.
- RICE, K.J.** 1989. Impacts of seed banks on grassland community structure and population dynamics. In: Leck, M.A., Parker, V.T. and R.L. Simpson (eds.). *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, London.
- RICE, S.K.** 1993. Vegetation establishment in post-fire *Adenostoma* chaparral in relation to fine-scale pattern in fire intensity and soil nutrients. *Journal of Vegetation Science*, **4**: 115-124.

- RICHARDS, S., POSSINGHAM, H. & TIZARD, J. 1999. Optimal fire management for maintaining community diversity. *Ecological Applications*, **9** (3): 880-892.
- RICKLEFS, R.E. 1987. Community Diversity: Relative Roles of Local and Regional Processes. *Science*, **235**: 167-171.
- ROSEVEARE, G.M. 1948. The grasslands of Latin America. *Bull.* 36. Imperial bureau of Pastures and Field Crops, Averystwyth, 291 pp.
- RYKIEL, E.J. 1985. Towards a definition of ecological disturbance. *Austr. J. Ecol*, **10**: 361-365.
- SALA, O. E. & PARUELO, J. M. 1997. Ecosystem services in grasslands. pp 237-251 In: Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems (G. Daily ed.). Island Press, Washington DC.
- SARMIENTO, G. 1996. Biodiversidad y funcionamiento de pastizales y sabanas en América Latina. Venezuela, CYTED y CIELAT. In Bilenca, D. and Miñarro, F. (eds.) Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas, y Campos de Argentina, Uruguay y Sur de Brasil.
- SCHWILK, D.W., KEELEY, J.E. & BOND, W.J. 1997. The intermediate disturbance hypothesis does not explain fire and diversity patterns in fynbos. *Plant Ecology*, **132**: 77-84.
- SIMPSON, R.L., LECK, M.A. & PARKER, V.T. 1989. Seed Banks: General concepts and methodological issues. In: Leck, M.A., Parker, V.T. and R.L. Simpson (eds.). pp 3-8. Ecology of soil seed banks. Academic Press, London.



- 
- SIPOWICZ, D., LUTI, R., & MORLANS, C.** 1978. Productividad primaria de la estepa de altura de las Sierras Grandes, Córdoba. *Ecología*, **3**: 117-123.
- SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J.** 1981. Biometry. Freeman, San Francisco.
- SORIANO, A.** 1979. Distribution of the grasses and grasslands os South America. In: Numata, M. (ed.), Ecology of Grasslands and Bamboolands in the World. VEB Gustav Fischer, Jena, pp 84-91.
- SORIANO, A.** 1992. Río de la Plata Grasslands. *Natural Grasslands: Introduction and Western Hemisphere* (eds R.T. Coupland). pp 367-407. Elsevier. Amsterdam. The Netherlands.
- SOUSA, W.P.** 1984. The role of disturbance in naturale communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **15**: 353-391.
- TER HEERDT, G.N., VERWEIS, G.L., R.M. & BAKKER, J.P.** 1996. An improved method for seed banks analysis: seedlings emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology*, **10**: 144-151.
- TILMAN, D.** 1993. Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation?. *Ecology*, **74**: 2179-2191.
- TILMAN, D.** 1997. Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology*, **78**: 81-92.
- TILMAN, D. & DOWNING, J.** 1996. Biodiversity and stability in grassland. In: Samson, F. and F. Knopf (eds.). Ecosystem management-Selected Reading, pp 3-7. Springer-Verlag.
- TILMAN, D. & EL HADDI, A.** 1992. Drought and biodiversity in Grasslands. *Oecología*, **89**: 257-264.

- 
- TILMAN, D. & WEDIN, D. 1991. Dynamics of nitrogen competition between successional grasses. *Ecology* **72**: 1038-1049.
- THOMPSON, K. & GRIME, J.P. 1979. Seasonal variation in the soil seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology*, **67**: 893-921.
- THOMPSON, K., BAKKER, J. & BEKKER, R. 1997. The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge.
- TYLER, C.M. 1996. Relative importance of factors contributing to postfire seedling establishment in maritime chaparral. *Ecology*, **77** (7): 2182-2195.
- VAN ANDEL, J. & VAN DEN BERGH, J. 1987. Disturbance of grasslands - Outline of the theme-. In: van Andel, J., Bakker J. and Snaydon, R. (eds.). Disturbance in Grasslands: Causes, effects and processes. pp 3-13 Dr W.Junk Publishers, Dordrecht.
- VAN DER MAAREL, E. 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology, and its effects on community similarity. *Vegetatio*, **39**: 97-114.
- VAN DER MAAREL, E. 1993. Some remarks on disturbance and its relations to diversity and stability. *Journal of Vegetation Science*, **4**: 733-736.
- VAN DER VALK, A. & PEDERSON, R. 1989. Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. In Leck, M.A., Parker V.T. & R.L. Simpson (eds.). Ecology of soil seed banks. Academic Press, London.

- 
- VEBLEN, T.T., KITZDERGER, T., VILLALBA, R. & DONNEGAN, J.** 1999. Fire history in northern Patagonia: the roles of human and climatic variation. *Ecological Monographs*, **69** (1): 47-67.
- VOGL, R.J.** 1974. Effects of fire on grasslands: In: Fire and ecosystems, (eds. T. Kozlowski and C. Ahlgren), Academic Press, New York, pp. 139-94
- VOGT, K., GORDON, J., WARGO, J. & VOGT, D.** 1997. Ecosystems: Balancing science with management. Springer.
- WHITE, P.S. & PICKETT, S.T.A.** 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In PICKETT, S.T.A. & P.S., WHITE (eds): The ecology of natural disturbance and patch dynamics. pp 3-13. Academic Press, Orlando.
- WHITTAKER, R.H.** 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, **30**: 279-338.
- WIENS, J.A.** 1986. Spatial scale and temporal variation in studies of shrubsteppe birds. In Diamond J. & T.J. Case (eds.) Community ecology, pp 155-17. Harper & Row Publ., New York.
- WRIGHT, H. & BAILEY, A.** 1982. Fire ecology-western United States and Canada. Wiley and Sons, New York, New York, USA.
- YOUNG, J.A., EVANS, R.A., RAGUSE, C.A. & LARSON, J.R.** 1981. Germinable seeds and periodicity of germination in annual grasslands. *Hilgardia* **49**: 1-37.

Anexo I : Tabla de frecuencia y densidades de las especies del banco en los tres sitios

Especies Vegetales	Sitio A				Sitio B				Sitio C			
	5 cm		10 cm		5 cm		10 cm		5 cm		10 cm	
	Frec	Dens	Frec	Dens	Frec	Dens	Frec	Dens	Frec	Dens	Frec	Dens
<i>Cyclosporum leptophyllum</i>					20	10,39			40	72,76	10	10,39
<i>Arenaria lanuginosa</i>			10	10,39	20	51,97	20	41,58	10	20,79		
<i>Baccharis articulata</i>	10	31,18			10	10,39						
<i>Bidens pilosa</i>	10	62,37			40	124,74	10	10,39	50	114,34	20	124,74
<i>Bidens subalternans</i>	20	41,58	20	31,18	70	114,34	40	62,37	10	10,39	20	31,18
<i>Bidens triplinervia</i>	20	62,37	10	10,39	30	72,76			10	10,39		
<i>Bothriochloa springfieldii</i>	40	72,76	10	10,39	20	31,48	10	20,79				
<i>Bowlesia sp.</i>					10	10,39						
<i>Bowlesia lobata</i>			10	10,39			10	10,39			20	31,18
<i>Briza subaristata</i>									10	10,39		
<i>Bromus auleticus</i>	10	10,39	10	10,39							10	10,39
<i>Bulbostylis capillaris</i>	10	20,79			10	20,79			20	41,58		
<i>Bulbostylis juncoides</i>	10	20,79			10	20,79						
<i>Caryophyllaceae</i>					20	20,79						
<i>Chaptalia integerrima</i>	10	62,37			10	62,37						
<i>Chevreulia acuminata</i>	30	41,58			10	20,79						
<i>Cologania ovalifolia</i>									30	41,58		
<i>Conyza bonariensis</i>	20	41,58			10	10,39						
<i>Conyza floribunda</i>	10	31,18			10	20,79			20	41,58	10	41,58
<i>Coronopus didymus</i>									10	31,18		
<i>Croton argentinus</i>									20	41,58		
<i>Cynodon dactylon</i>					10	72,76						
<i>Cyperus aggregatus</i>	70	166,32	30	103,95	90	239,06	30	93,55	60	124,74	10	10,39
<i>Cyperus reflexus</i>					20	31,18						
<i>Cyperus sp</i>	10	20,79			10	20,79						
<i>Daucus pucillus</i>			10	10,39	10	10,39	20	20,79				
desconocida	10	10,39							10	51,97	10	10,39
<i>Desmodium uncinatum</i>					10	31,18						
<i>Dichondra microcalyx</i>	40	145,53	20	20,79	60	145,53	30	62,37	10	20,79	10	10,39
<i>Dichondra sericea</i>	20	20,79			10	10,39	10	10,39	20	20,79	30	31,18
<i>Duchesnea indica</i>					10	10,39						
<i>Eragrostis airoides</i>									10	10,39		
<i>Eragrostis polytricha</i>	10	41,58					10	41,58			20	31,18
<i>Euphorbia lorentzii</i>	20	20,79			50	72,76	10	10,39	40	83,16	10	10,39
<i>Eustachys retusa</i>	30	41,58	10	20,79	10	10,39	10	10,39	10	41,58		
<i>Faceli retusa</i>	10	10,39			10	10,39						
<i>Fimbristilis autumnalis</i>	20	83,16	20	31,18					20	31,18		
<i>Gamochoaeta argentina</i>	40	145,53	20	41,58	30	103,95	20	41,58				
<i>Gnaphalium gaudichaudianum</i>	10	10,39							10	10,39		
<i>Habenaria hexaptera</i>	10	10,39			10	10,39						
<i>Halimolobus montana</i>	10	20,79										
<i>Hypericum connatum</i>							20	31,18				
<i>Hybanthus parviflorus</i>					10	10,39			40	62,37		

82720

<i>Hypochaeris</i> sp					10	10,39						
<i>Hypoxis decumbens</i>	10	10,39			40	72,76	10	20,79	30	72,76		
<i>Iresine diffusa</i>					10	20,79	10	31,18				
<i>Mollugo verticillata</i>					10	10,39			10	10,39		
<i>Nothoscordum gracile</i>							10	10,39				
<i>Oenothera parodiana</i>					20	41,58	10	10,39				
<i>Oxalis conorrhiza</i>	10	31,18	10	62,37	20	83,16	30	114,34			30	72,76
<i>Paronychia brasiliiana</i>					20	20,79			10	10,39		
<i>Paspalum quadrifarium</i>									10	124,74		
<i>Paspalum notatum</i>					10	20,79						
<i>Pelletiera verna</i>									10	10,39		
<i>Phacelia artemisioides</i>	10	10,39										
<i>Piptochaetium lasiantum</i>	10	10,39										
<i>Piptochaetium montevidense</i>	40	135,13	10	10,39					30	93,55	20	31,18
<i>Plantago australis</i>	10	10,39										
<i>Poa annua</i>									10	20,79		
<i>Pterocaulon alopecuroides</i>									10	10,39		
<i>Pterocaulon cordobense</i>	10	10,39										
<i>Rivina humilis</i>					10	10,39						
<i>Schizachyrium condensatum</i>	10	31,18			10	10,39						
<i>Schkuhria pinnata</i>					10	10,39	10	10,39				
<i>Setaria parviflora</i>	10	31,18	20	41,58	20	62,37	20	41,58	30	83,16	10	51,97
<i>Krapovickasia flavescens</i>					10	10,39						
<i>Sida spinosa</i>	10	10,39										
<i>Sisymbrium</i> sp	20	31,18										
<i>Sisyrinchium chilense</i>	10	20,79										
<i>Solanum atriplicifolium</i>					10	10,39	10	20,79				
<i>Solanum incisum</i>			10	41,58								
<i>Solanum sublobatum</i>							10	20,79				
<i>Stipa filiculmis</i>							10	20,79	10	20,79		
<i>Stipa hyalina</i>					20	41,58						
<i>Stipa</i> sp	10	20,79							10	20,79		
<i>Stipa tenuissima</i>	20	31,18			30	72,76						
<i>Stylosanthes hippocampoides</i>	10	10,39			10	10,39	10	10,39			10	10,39
<i>Tagetes minuta</i>	10	20,79	10	10,39	10	10,39			20	51,97	20	41,58
<i>Tagetes filifolia</i>									10	10,39		
<i>Taraxacum officinale</i>	10	10,39										
<i>Tragia bolubilis</i>	10	10,39			10	10,39						
<i>Tragia geraniifolia</i>											10	10,39
<i>Wahlenbergia linaroides</i>					10	10,39					10	10,39



62728

