



**FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y
NATURALES**

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA

**TESINA PRESENTADA PARA OBTENER
EL GRADO ACADÉMICO DE
INGENIERO EN RECURSOS NATURALES Y MEDIO
AMBIENTE**

**“EFECTO DE LAS PICADAS Y CAMINOS EN LA INVASIÓN DE ESPECIES
HERBÁCEAS EN LA RESERVA PROVINCIAL PARQUE LURO”.**

Mariana CHIUFFO

SANTA ROSA (LA PAMPA)

ARGENTINA

2009

Prefacio

Esta Tesina es presentada como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Ingeniero en Recursos Naturales y Medio Ambiente, de la Universidad Nacional de La Pampa y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad ni en otra Institución Académica. Se llevó a cabo en la Cátedra Manejo de Fauna Silvestre, dependiente del Departamento de Recursos Naturales, durante el período comprendido entre el 29 de marzo de 2007 y el 26 de marzo de 2009, bajo la dirección de Villarreal, Diego; y bajo la codirección de Hierro, José.

Agradezco a Diego Villarreal y José Hierro por su ayuda en el campo, sus exhaustivas correcciones, por haberme brindado la oportunidad de trabajar con ellos y por la influencia que ejercieron y ejercen en mi formación profesional. A Aníbal Prina por las numerosas especies herbáceas identificadas, correcciones y por la buena predisposición que siempre tuvo. A Eugenia Estanga por las sugerencias y correcciones. Y les agradezco a todos ellos en general, porque sin su colaboración no habría sido posible que yo finalizase esta tesina a término. A la Subsecretaria de Ecología por haberme otorgado el permiso para trabajar en el parque y a la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales por haber financiado este proyecto. Y por último, quiero agradecer a todos aquellos que, si bien, no ayudaron directamente en la elaboración de esta tesina son tan importantes en la finalización de la misma, como aquellos que sí lo hicieron: a mis padres, a mi hermana Paula, mi abuela Elba, mis amigas de acá (Ana, Kary y Estefa) y mis amigos de allá (Ana, Andre, Agustín, Vivi y Lau).

26 de marzo de 2009

Mariana Chiuffo

Departamento de Recursos Naturales

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Universidad Nacional de La Pampa

Resumen

La intervención humana en el paisaje conduce, con frecuencia, a la transformación de los sistemas naturales, provocando pérdidas de biodiversidad nativa, disminución en la disponibilidad de hábitats y fragmentación de los existentes. En particular, la construcción de caminos y picadas pueden facilitar la introducción y dispersión de especies exóticas que suelen provocar fuertes impactos negativos sobre el ambiente. El objetivo de esta tesina es evaluar el rol de los disturbios ocasionados por la construcción y mantenimiento de picadas cortafuego en la invasión de especies herbáceas exóticas en la Reserva Natural Parque Luro. Para lograr este objetivo, se muestrearon los tres tipos de ambientes que caracterizan al parque: bosque abierto, bosque cerrado y pastizal. En cada ambiente se utilizó un sistema de fajas que se extendió perpendicularmente desde la picada hacia el interior de la vegetación. Sobre estas fajas se determinó el número y cobertura de todas las especies herbáceas. En bosque abierto y bosque cerrado, se detectaron diferencias en los niveles de invasión con respecto al control. En tanto que en ningún ambiente, se detectó cambios en los niveles de invasión con la distancia a la picada. Sobre la picada, bosque abierto y bosque cerrado mostraron mayores niveles de invasión de exóticas que el pastizal. En el interior de la vegetación, bosque abierto fue el ambiente más invadido. Estos resultados muestran que las picadas cortafuegos pueden actuar como reservorios de especies herbáceas exóticas, y sugieren que las características de la vegetación natural influyen en los niveles de invasión de los ambientes estudiados.

Abstract

Human intervention on the landscape frequently derives in the transformation of natural systems, causing losses in native biodiversity, decreases in habitat availability, and habitat fragmentation. In particular, the construction of roads and fire-breaks can facilitate the introduction and dispersal of exotic species, which often have strong negative effects on the environment. The objective of this undergraduate thesis is to assess the role of the disturbances caused by the construction and maintenance of fire-breaks in the invasion of exotic herbaceous species in the Parque Luro Natural Reserve. To reach this goal, a vegetation sampling was conducted in the three environment types that characterize the park: open woodland, closed woodland, and grassland. In each environment, transects that extended perpendicularly from the fire-break to the vegetation were used to record number and percent cover of all herbaceous species. Open woodland and closed woodland showed differences in invasion levels with control sites. No environment showed changes in exotic invasion levels with distance from the fire-break. In addition, on the fire-break, the two woodland environments displayed higher invasion levels than grasslands. In the interior of the vegetation, open woodland was the environment with the highest levels of exotic invasion. These results show that fire-breaks can act as reservoirs of exotic herbaceous species, and suggest that characteristics of the natural vegetation influence the invasion levels of studied environments.

ÍNDICE

<i>Introducción</i>	5
<i>Objetivos</i>	6
Objetivo general	6
Objetivos específicos	6
<i>Metodología</i>	6
Área de estudio	6
Diseño Muestral	8
Análisis de los datos	9
<i>Resultados</i>	10
Influencia de las picadas	10
Invasibilidad de los ambientes	11
Similitud entre las comunidades de exóticas	11
Especies problemáticas	11
<i>Discusión</i>	12
<i>Referencias</i>	16
<i>Leyenda de las figuras</i>	20
<i>Figuras</i>	21
<i>Apéndice</i>	25
Listado de especies presentes	25

Introducción

La intervención humana en un paisaje conduce, con frecuencia, a la transformación de los sistemas naturales, provocando pérdidas de biodiversidad nativa y disminución en la disponibilidad y fragmentación de hábitats (Devlaeminck *et al.* 2005, Saunders *et al.* 2002). La fragmentación del hábitat se define como cambios en la configuración espacial original de forma independiente de la pérdida de hábitat (Fahrig 2003). Estos cambios exponen a los organismos que permanecen en los fragmentos a las condiciones de un ecosistema aledaño distinto y al denominado efecto de borde que surge como resultado de la interacción de dos ecosistemas adyacentes que se encuentran separados por una transición abrupta (borde) (Murcia 1995).

La fragmentación producida por corredores de transporte como carreteras, picadas, vías y otras modificaciones lineales, si bien a veces es menos conspicua que otras formas de disturbio de los hábitats, también produce fuertes efectos negativos (Forman y Alexander 1998, Forman y Deblinger 1999 Hansen y Clevenger 2005, Saunders *et al.* 2002, Trombulak y Frissell 1999). El efecto de borde impuesto por caminos puede resultar en la degradación de un área más grande de hábitat que la cubierta por los caminos en sí, dado que la distancia en la que ejerce influencia puede variar de menos de cinco metros a cientos y hasta miles de metros dependiendo de la variable de interés, ecosistema, estación u hora del día en que los efectos son evaluados, ancho del camino, orientación del mismo, proximidad al agua y densidad de tráfico (Saunders *et al.* 2002). Según Saunders *et al.* (2002) los caminos u otras modificaciones de tipo lineal ocasionan numerosos impactos ecológicos, tales como remoción directa de hábitat, mortalidad directa de organismos por vehículos, barreras a la dispersión de organismos y el resultante aislamiento de poblaciones, disturbio crónico por la actividad humana y el tráfico, presión de caza debido a que se facilita el acceso a humanos, alteración en los regímenes de disturbio e interrupción de procesos hidrológicos, la introducción de especies exóticas. Las exóticas se definen como especies no nativas del lugar cuya presencia en el mismo se debe a la dispersión mediada por acciones humanas (Alpert *et al.* 2000).

Los principales mecanismos a través de los cuales picadas y caminos facilitan la introducción y posterior establecimiento de exóticas son a. provisión de hábitat favorable al alterar ciertas condiciones b. generación de estrés en las especies nativas que les resta capacidad competitiva c. remoción de especies nativas y d. facilitación del movimiento a vectores humanos o salvajes (Trombulak y Frissell 2000). El establecimiento de especies invasoras en nuevos ambientes produce fuertes impactos negativos en las especies y

ecosistemas nativos (Alpert *et al.* 2000, Mack *et al.* 2000), por lo que se considera a las invasiones biológicas como una de las principales causantes de la pérdida de biodiversidad (Millenium Ecosystem Assessment 2005).

Las áreas protegidas no constituyen sistemas aislados que se encuentran libres de la ocurrencia de procesos de invasión (Lonsdale y Lane 1994, Mack y Lonsdale 2001) o de otras perturbaciones antrópicas como la construcción y mantenimiento de caminos y picadas. La reserva Parque Luro es un área protegida de la provincia de La Pampa que se ha constituido en la mayor reserva natural de bosque de caldén (*Prosopis caldenia*) del país (Dirección de Recursos Naturales, [http:// www.drn.lapampa.gov.ar](http://www.drn.lapampa.gov.ar)). El bosque de caldén, presenta una variedad de ambientes con distinta composición florística y estructural, todos ellos propensos a la ocurrencia de fuegos por lo que la construcción de picadas cortafuego es una práctica común. En el caso del Parque Luro, la mayoría de las picadas son también utilizadas como caminos para el transporte interno.

Objetivos

Objetivo general

El objetivo general del presente trabajo es evaluar el rol de los disturbios ocasionados por picadas y caminos como facilitadores de la invasión de especies exóticas en la Reserva Provincial Parque Luro.

Objetivos específicos

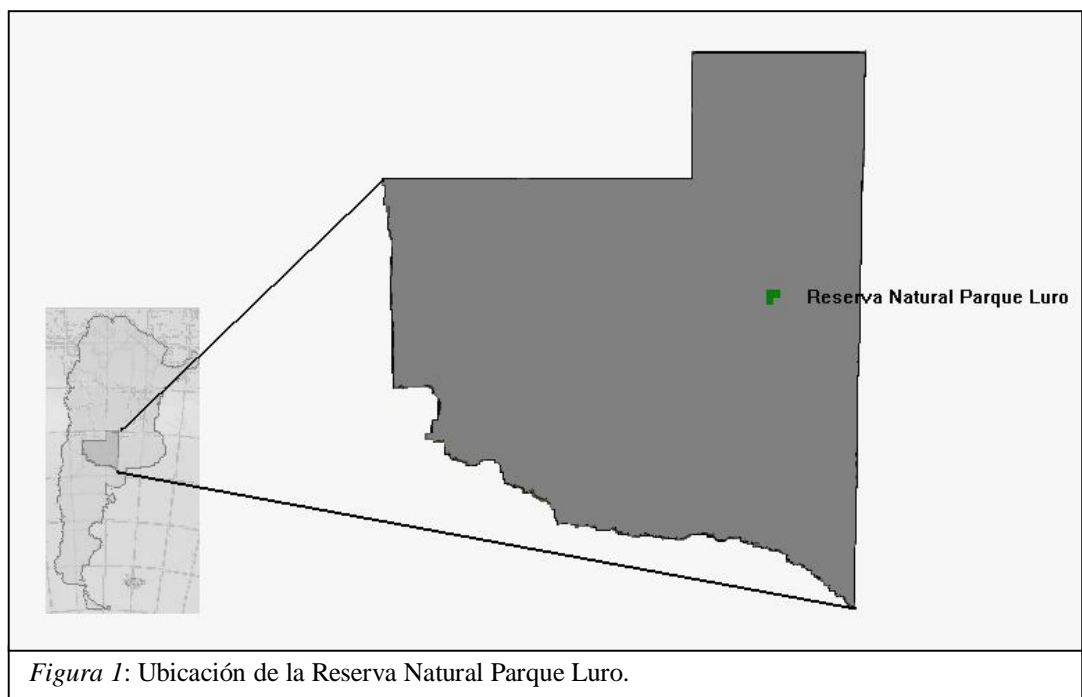
- 1) Determinar si las picadas y caminos influyen la presencia de exóticas.
- 2) Establecer qué clase de hábitat (bosque abierto, bosque cerrado, pastizal) es más vulnerable a la invasión de exóticas.
- 3) Identificar especies herbáceas que ocasionan o tengan el potencial de ocasionar problemas en los sistemas naturales del parque debido a su comportamiento invasor.

Metodología

Área de estudio

Los muestreos de vegetación se realizaron en la Reserva Natural Parque Luro (36° 57' S, 64° 17' O; 7600 ha), ubicada a 30 km al sur de Santa Rosa, La Pampa, Argentina (Figura 1). La Reserva se caracteriza por la presencia de bosque xerófilo más o menos denso, dominado por caldén. Hay, también, un área de pastizal cubierto con vegetación sammófila. En La Pampa, el bosque de caldén o caldenal se extiende entre las isohietas de

400 mm y 600 mm ocupando principalmente las áreas bajas o depresiones con suelos francos arenosos finos y profundos (Cano *et al.* 1980). En el estrato arbóreo, el caldén es acompañado por ejemplares de *Prosopis flexuosa*, *Geoffroea decorticans* y *Schinus fasciculatus*. Entre los arbustos son frecuentes *Condalia microphylla*, *Atamisquea emarginata* (*Capparis atamisquea*), *Ephedra triandra*, *Lycium chilense*, *Prosopis alpataco* (*Prosopis flexuosa* var. *depressa*), *Cassia aphylla* (*Senna aphylla*) y *Larrea divaricata* entre otros (Cabrera 1994).



En general, la fisonomía actual del bosque de caldén difiere bastante de aquellos bosques abiertos, de aspecto sabánico, citados por Cano *et al.* (1980). Una de las principales causas de modificación en la composición florística y estructural del bosque de caldén han sido las perturbaciones ocasionadas por las actividades antrópicas. Durante las primeras décadas del siglo pasado, las principales fueron la cría de ovejas y la extracción de madera. En tiempos más recientes, lo han sido el sobrepastoreo, las quemas intencionales y el desmonte para efectuar cultivos (Cano *et al.* 1980). Uno de los cambios estructurales más notorios es la arbustización como resultado probable de, entre otros factores, la interrupción de ciclos naturales del fuego (Medina *et al.* 2000).

Entre las medidas implementadas para evitar la propagación del fuego se encuentra la construcción de picadas. La reserva Parque Luro, en particular, posee una importante red de picadas internas y perimetrales y caminos que ocupa 236 ha y cubre un 3 % de la superficie total de la reserva (Dirección de Recursos Naturales, <http://>

www.drn.lapampa.gov.ar). Producto de este fuerte proceso de fragmentación, la reserva ha sido dividida en 51 parches de un tamaño medio de 116,3 ha. (González Roglich 2005).

Diseño Muestral

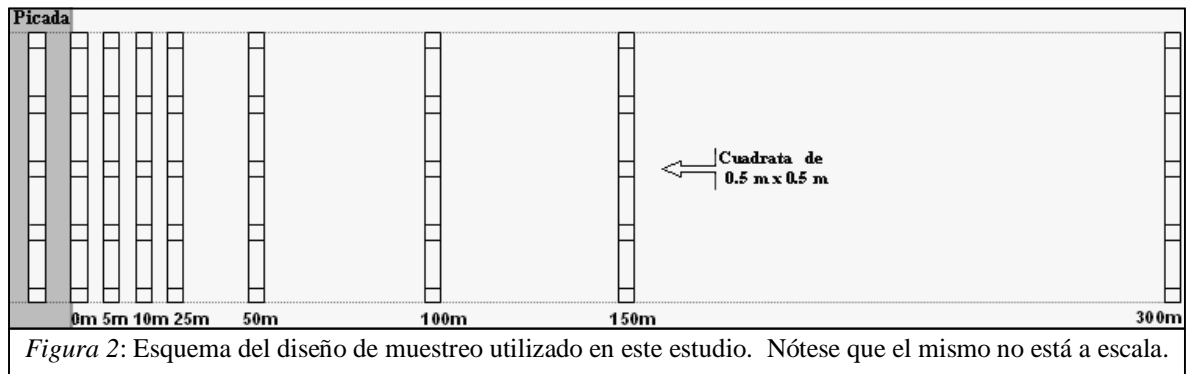
Las tareas de campo se realizaron durante noviembre-diciembre de 2007, período durante el que por lo común ocurre la mayor riqueza vegetal en el área de estudio (Villarreal & Hierro, *observación personal*). El muestreo se realizó en los tres tipos de ambientes mayores presentes en la reserva: bosque abierto, bosque cerrado y pastizal (González Roglich 2005). Bosque abierto comprende áreas con una cobertura de leñosas (estrato arbóreo y arbustivo) entre 75% y 50%; bosque cerrado, áreas con una cobertura de leñosas mayor al 75%, y pastizal, áreas que se encuentran predominantemente cubiertas por vegetación herbácea (González Roglich 2005).

Los ambientes a muestrear se seleccionaron utilizando una imagen satelital Landsat TM (combinación de bandas 7-5-3) de la Reserva. Para minimizar los efectos que factores distintos a la picada pudiesen tener sobre la invasibilidad de estos ambientes y, asimismo, validar la comparación de niveles de invasión entre ellos, los ambientes se seleccionaron de manera que cada uno de ellos se encontrara ubicado sobre la misma picada, y ésta, a su vez, fuera uniforme (*e. g.* similar ancho y mantenimiento) a lo largo de su extensión. Estos requisitos fueron satisfechos por una de las picadas perimetrales de la Reserva, la cual se extiende por unos 9,90 km.

En cada ambiente se ubicaron al azar tres sitios de muestreo, alejados entre sí por un mínimo de 100 m y de otras picadas o caminos por un mínimo de 300 m. En cada uno de estos sitios (N=9), se estableció una faja de 14,5 m de ancho por 300,5 m de longitud, extendida desde la picada hacia el interior de cada ambiente en dirección perpendicular a la picada. En un diseño similar al utilizado por Hansen y Clevenger (2005), sobre el ancho de esta faja se ubicaron nueve series de cinco cuadratas de 0,5 m x 0,5 m, separadas entre sí por tres metros. La primera serie se ubicó sobre la picada y las restantes a distancias crecientes del borde de la misma (Figura 2). En variables ambientales, el efecto de borde en el caldenal se extiende hasta los 100 m (Sosa 2008) por lo cual la serie de cuadratas ubicada a 300 m fue considerada como fuera de la influencia de la picada (control). En cada una de las 405 cuadratas se identificaron todas las especies herbáceas presentes y se estimó su porcentaje de cobertura así como el de broza y suelo desnudo.

El nivel de invasión de exóticas a lo largo de la faja fue expresado como la proporción de exóticas (número de exóticas presentes en las cinco cuadratas de la

serie/número total de especies presentes en las cinco cuadratas) y la cobertura proporcional de exóticas en cada distancia (sumatoria de la cobertura de exóticas de las cinco cuadratas/sumatoria de la cobertura de todas las especies presentes en las cinco cuadratas).



Análisis de los datos

La influencia de la picada sobre la invasión de cada ambiente fue evaluada mediante la aplicación de tres análisis. Primero, las diferencias en la proporción y cobertura proporcional de especies exóticas entre cada distancia a lo largo de la faja y el control de 300 m fueron comparadas con Análisis de la Varianza (ANDEVA), seguido del test *post-hoc* de Dunnet. Segundo, la relación entre el nivel de invasión (proporción y cobertura proporcional de exóticas) y la distancia desde la picada fue estudiada con análisis de regresión. En todos los casos, se evaluó la normalidad y homocedasticidad de los datos para satisfacer los supuestos de estos análisis. Cuando los supuestos fueron violados, los datos recibieron transformación. Así, los datos de cobertura proporcional de exóticas en bosque cerrado fueron transformados con la ecuación de la raíz cuadrada del arcoseno (Zar 2003). Debido a que ninguna transformación de los datos obtenidos en el ambiente de pastizal, tanto de proporción de exóticas como de cobertura proporcional, corrigió la falta de homocedasticidad de las varianzas, se utilizó para este ambiente el test no-paramétrico de Kruskal-Wallis y la correlación no-paramétrica de Spearman (Zar 2003). Para evaluar diferencias en invasibilidad entre los ambientes estudiados, se comparó la proporción y cobertura proporcional de exóticas presentes en la picada, el borde (0 m) y el interior (5 m a 300 m), entre bosque abierto, bosque cerrado y pastizal con ANDEVA, seguido del test *post-hoc* de Tukey HSD. Los datos de proporción de exóticas en el borde debieron ser transformados con logaritmo (Zar 2003) para cumplir con los supuestos de ANDEVA.

Por último, se determinó la similitud en la composición de la comunidad de herbáceas exóticas entre la picada y el borde (0 m) y entre la picada y el interior (5 m a 300 m) utilizando el cociente de similitud de Sorensen (K): $(2C / A + B) \times 100$, donde A y B son

el número de especies presentes en las muestras *A* y *B*, respectivamente, y *C* es el número de especies compartidas por las dos muestras (Sorensen 1948, citado en Looman y Campbell 1960).

Todos los análisis se realizaron utilizando el programa SPSS 9.0 (SPSS Inc., 1999). Las diferencias obtenidas fueron consideradas estadísticamente significativas cuando los valores de probabilidad fueron menores al 5%.

Resultados

Influencia de las picadas

A excepción de bosque abierto, donde la proporción de especies exóticas fue mayor en la picada y marginalmente mayor en el borde que en el control de 300 m (Dunnet, $p = 0.029$ y $p = 0.054$, respectivamente), no se detectaron diferencias en la proporción de exóticas entre las distintas distancias a lo largo de la faja de muestreo en los restantes ambientes estudiados (ANDEVA, bosque abierto: $F_{8, 18} = 2.948$, $p = 0.027$; bosque cerrado: $F_{8, 18} = 1.877$, $p = 0.177$; pastizal: $\chi^2_{8} = 11.682$, $p = 0.166$)(Figura 1, Tabla 1). En tanto, bosque cerrado fue el único ambiente en el que se encontraron diferencias en la cobertura proporcional de exóticas entre las distancias muestreadas (ANDEVA, bosque abierto: $F_{8, 18} = 1.379$, $p = 0.270$; bosque cerrado: $F_{8, 18} = 4.988$, $p = 0.002$; pastizal: $\chi^2_{8} = 11.826$, $p = 0.159$). En bosque cerrado, la cobertura proporcional de exóticas fue mayor nuevamente en la picada y el borde que en el control (Dunnet, $p = 0.024$ en ambos casos) (Figura 2, Tabla 1)

Tabla 1: Cobertura y proporción de especies herbáceas exóticas en cada una de las distancias y sobre la picada en cada uno de los ambientes.

	Bosque Abierto		Bosque cerrado		Pastizal	
	Exóticas		Exóticas		Exóticas	
	Cobertura (%)	Proporción	Cobertura (%)	Proporción	Cobertura (%)	Proporción
Picada	48,13	0,54	51,54	0,40	7,56	0,25
0m	41,77	0,51	51,38	0,33	12,32	0,20
5m	31,77	0,40	6,67	0,11	11,06	0,07
10m	26,95	0,35	4,79	0,08	0,75	0,06
25m	17,12	0,31	5,47	0,18	0,13	0,03
50m	24,39	0,29	18,67	0,22	0,33	0,05
100m	27,49	0,26	4,68	0,19	1,22	0,16
150m	24,99	0,32	2,81	0,11	0,35	0,07
300m	33,97	0,30	14,10	0,14	1,26	0,15

En ningún ambiente se detectaron cambios en los niveles de invasión con la distancia desde la picada (bosque abierto, $R^2 = 0.030$, $F_{22} = 0.669$, $p = 0.422$ y $R^2 = 0.106$, $F_{22} =$

2.608, $p = 0.121$; bosque cerrado, $R^2 = 0.036$, $F_{22} = 0.821$, $p = 0.375$ y $R^2 = 0.019$, $F_{22} = 0.433$, $p = 0.518$; pastizal, $\rho = 0.089$, $p = 0.340$ y $\rho = -0.177$, $p = 0.204$ para proporción de exóticas y cobertura proporcional de exóticas, respectivamente) (Figuras 3 y 4).

Invasibilidad de los ambientes

Sobre la picada, la proporción de exóticas fue mayor en bosque abierto que en pastizal ($F_{2,6} = 5.289$, $p = 0.047$) mientras que la cobertura proporcional de exóticas en bosque abierto y bosque cerrado fue seis veces superior que en pastizal ($F_{2,6} = 7.275$, $p = 0.025$) (Fig. 5). En el borde los niveles de cobertura proporcional de exóticas en los tres ambientes fueron sólo marginalmente diferentes ($F_{2,6} = 5.129$, $p = 0.050$) (Figura 6), mientras que sí lo fue la proporción de exóticas que resultó mayor en bosque abierto que en pastizal ($F_{2,6} = 12.625$, $p = 0.007$). Finalmente, en el interior, la proporción de exóticas en bosque abierto fue superior que la de pastizal ($F_{2,6} = 7.523$, $p = 0.025$) y también, en este ambiente la cobertura proporcional de exóticas fue mucho mayor que en los demás ambientes, doce veces superior que en pastizal y tres veces más que en bosque cerrado ($F_{2,6} = 26.613$, $p = 0.001$).

Similitud entre las comunidades de exóticas

Los valores obtenidos de aplicar el cociente de similitud de Sorensen entre picada y borde y picada e interior (Tabla 2) superan el 50% de semejanza en la composición de especies herbáceas exóticas, a excepción del interior en pastizal donde la similitud con la picada es de un 35 %.

Tabla 2: Similitud (Coeficiente de Sorensen %) en la composición de especies vegetales exóticas entre picada-borde y picada-interior en los distintos ambientes.

	Borde en Bosque Abierto	Interior en Bosque Abierto	Borde en Bosque Cerrado	Interior en Bosque Cerrado	Borde en Pastizal	Interior en Pastizal
Picada	62,61	54,18	84,24	55,64	51,11	35,71

Especies problemáticas

En las cuadratas que se muestrearon, se identificaron 94 especies de plantas herbáceas, de las cuales 66 (71,42%) son especies nativas y 28 (28,57%) especies exóticas. En el ambiente bosque abierto se hallaron 22 especies exóticas, 12 en el pastizal y ocho en bosque cerrado. En su mayoría, las exóticas son especies que tienen ciclo anual (Apéndice). Algunas de estas especies exóticas, si bien ingresan al interior de los ambientes, parecen beneficiarse por el disturbio ocasionado por la construcción y mantenimiento de la picada puesto que se observan con mayor frecuencia en esta zona,

como *Diplotaxis tenuifolia*, *Centaurea solstitialis*, *Salsola kali*, *Erodium cicutarium* y *Echium plantagineum*, esta última sólo presente en la picada. En tanto que hay otras, como *Carduus thoermerii* y *Chenopodium album*, que encuentran más propicias para su desarrollo las condiciones del interior de la comunidad vegetal.

Al considerar todos los ambientes de manera conjunta, la exótica que se observó con mayor frecuencia en el parque fue *Ch. album* (presente en el 24,69% de las cuadratas), le siguen *D. tenuifolia* (en 19,26% de las cuadratas), *C. solstitialis* (11,60% de las cuadratas), *S. kali* (7,90% de las cuadratas) y *C. thoermerii* (en el 7,41% de las cuadratas). Al analizar los tres tipos de ambiente por separado algunas de las cinco especies más comunes y los porcentajes de cuadratas en los que se hallaban mostraron variaciones (Tabla 3).

Tabla 3: Las cinco especies más comunes en cada ambiente y el número de cuadratas en las que estaban presentes en cada una de las distancias y sobre la picada.

	P	Distancia a la picada								Σ de cuad	% de cuad del Sitio *
		0m	5m	10m	25m	50m	100m	150m	300m		
Bosque Abierto											
<i>Chenopodium album</i>	3	2	9	12	6	7	5	9	13	66	48,89
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	12	12	8	6	2	0	4	4	0	48	35,56
<i>Centaurea solstitialis</i>	10	9	4	2	3	6	1	3	0	38	28,15
<i>Carduus thoermerii</i>	1	1	3	0	2	3	5	5	5	25	18,52
<i>Bromus hordeaceus</i>	5	0	0	1	5	5	4	1	0	21	15,56
Bosque Cerrado											
<i>Chenopodium album</i>	4	2	1	5	3	8	4	1	6	34	25,19
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	14	14	2	0	0	0	0	0	0	30	22,22
<i>Salsola kali</i>	4	8	0	0	0	0	0	0	0	12	8,89
<i>Centaurea solstitialis</i>	5	2	0	0	1	0	0	0	0	8	5,93
<i>Chenopodium dessoratum</i>	1	1	0	0	2	1	1	0	1	8	5,93
Pastizal											
<i>Salsola kali</i>	9	2	0	2	0	1	0	1	1	16	11,85
<i>Heteroteca subaxillaris</i>	4	2	1	0	0	0	0	0	0	7	4,67
<i>Chenopodium dessoratum</i>	1	0	0	1	1	0	1	1	1	6	4,00
<i>Echium plantagineum</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3,33
<i>Eragrostis curvula</i>	0	3	2	0	0	0	0	0	0	5	3,33

* N del sitio=135

Discusión

La ocurrencia de especies exóticas es común en banquetas y cercanías de caminos, por lo que se asume que la propagación de exóticas a través de éstos es una vía importante de invasión (Christen y Matlack 2009). Los resultados de este trabajo corroboran este supuesto al poner de manifiesto la importancia de las picadas cortafuegos como reservorios de especies herbáceas exóticas (Tabla 3). La ocurrencia de exóticas, sin embargo, no estuvo limitada a las picadas, y se detectó su presencia hasta en la serie de cuadratas de control en los tres tipos de ambientes estudiados (Tabla 1).

Bosque abierto fue el ambiente más vulnerable a la invasión mostrando altos niveles inclusive en la faja de los 300 m, donde se registró 33 % de cobertura de exóticas y 0.30 en proporción de exóticas (Tabla 1). Además, este ambiente tiene 22 especies exóticas, una cifra considerablemente mayor que la de los otros dos ambientes estudiados (183 % más que en pastizal y 275% más que en bosque cerrado). Pastizal fue el ambiente que ofreció mayor resistencia a la invasión de especies no nativas como lo reflejan los valores más bajos de cobertura y proporción de especies exóticas (Figuras 1 y 2). Estos resultados contrastan con los obtenidos por Hansen y Clevenger (2005) en un estudio desarrollado en el Parque Nacional Banff (Canadá) quienes observaron mayor frecuencia de especies no nativas en ambientes de pastizal y una mayor resistencia a la invasión en ambientes boscosos.

Si bien en mi estudio no hallé una relación entre niveles de invasión y distancia a la picada, muchos trabajos evidencian el efecto que los caminos y otras modificaciones de tipo lineal ejercen en el interior de los ambientes. Hansen y Clevenger (2005) encontraron frecuencias significativas de especies exóticas hasta los 150 m en el interior de la comunidad en el ambiente pastizal y hasta los 10 m en ambientes boscosos. También se demostró que el efecto de una autopista en Massachussets, al considerar distintos factores ecológicos como invasión de exóticas, dispersión de sal en invierno en los ambientes aledaños, rutas de migración de grandes mamíferos y efectos del ruido sobre las aves, en general se extiende más allá de los 100 m (Forman y Deblinger 1999). En Australia, Pocock y Lawrence (2006) encontraron que en un bosque de eucaliptus (*Eucalyptus* sp.), el efecto del camino sobre la comunidad de aves, mamíferos e invasión de plantas exóticas se extiende en promedio hasta los 1800 m hacia el interior del bosque.

Los resultados sí sugieren que las picadas actúan como reservorio de especies exóticas. La remoción de especies nativas, la perturbación del suelo, la alta luminosidad, la destrucción del banco de semillas nativo y el aumento del transporte físico de exóticas (e.g. vectores humanos) hacen que estos hábitats ofrezcan condiciones favorables para el establecimiento y colonización de potenciales invasores alóctonos (Theoharides y Dukes 2007). Estos resultados son consistentes con los encontrados por Harrison *et al.* (2002) en una reserva peninsular en California, Pauchard y Alaback (2004) en dos parques nacionales chilenos y Kalwij *et al.* (2008) en sistemas áridos de Nama Karoo en Sudáfrica, quienes hallaron que los caminos actúan como reservorios y no como dispersores de especies exóticas. En mi área de estudio, esto puede deberse a una variedad de causas entre las que se incluyen: A. ausencia de perturbaciones recientes, como por ejemplo fuegos, que

faciliten la dispersión de exóticas en el interior de los ambientes (Erickson y White 2007). Merriam *et al.* (2006) en un trabajo realizado en California en bosque de coníferas, hallaron que en áreas que habían experimentado uno o dos fuegos en los últimos 50 años, las exóticas eran más abundantes sobre la picada y estaban presentes en cuadratas a 20 m hacia el interior de la comunidad vegetal. En tanto que áreas que se habían quemado tres o más veces en el mismo lapso de tiempo, tenían mayor cobertura de no nativas sobre la picada y estaban presentes hasta los 40 m hacia el interior. Estos investigadores también observaron que donde los ciclos naturales del fuego han sido modificados debido a la supresión de los mismos, la ocurrencia de un sólo fuego es suficiente para aumentar la abundancia de exóticas. Esto sugiere que aún sistemas adaptados a la ocurrencia de fuegos, como el caldenal, son vulnerables a la invasión luego de la ocurrencia de una perturbación que no es novedosa para el sistema. En mi área de estudio la ocurrencia del último fuego se registró hace 30 años (Jacobi, H., Dirección de Recursos Naturales, *comunicación personal*); B. edad de las picadas, la cobertura de exóticas es superior en picadas más antiguas (Merriam *et al.* 2008) posiblemente por una acción antrópica más prolongada en el tiempo; quizás en los sistemas estudiados no ha transcurrido el tiempo suficiente para que las picadas influyeran de manera decisiva en la invasión de exóticas hacia el interior de la comunidad. Por ejemplo, la edad de los caminos ejerce una fuerte influencia en la ocurrencia de lombrices de tierra exóticas en bosques boreales de Alberta, Canadá (Cameron y Bayne 2008). Los autores sugieren que los caminos más antiguos, probablemente, han experimentado una mayor cantidad de tráfico vehicular y tareas de mantenimiento que los caminos más jóvenes y que esto podría resultar en una mayor presión de propágulos (una medida del número de individuos introducidos y del número de eventos de introducción) y en una mayor probabilidad de ocurrencia de lombrices en caminos de más años. Esta causa podría evaluarse en el parque Luro comparando la invasión en áreas adyacentes a caminos de distinta antigüedad y C. por último, debe tenerse en cuenta que en algunas especies invasoras, e.g. *Schinus terebinthifolius* en los pantanos de Florida (Mack *et al.* 2000), la conversión de ser un simple inmigrante a ser un invasor ocurre luego de una fase, denominada de retraso (Sakai *et al.* 2001, Mack *et al.* 2000) durante la cual no es posible distinguir futuras poblaciones invasoras de las que no lo serán. Esta fase, que en el ejemplo mencionado anteriormente se prolongó por 60 años, es seguida por otra de rápido crecimiento exponencial que continúa hasta que la especie invade por completo el área disponible. Por ello, no es posible determinar si las

poblaciones de especies exóticas presentes en el parque que aún no han invadido nunca lo harán o se encuentran en la fase de retraso, pero esto último no debe ser descartado.

Tal vez el hallazgo más importante de mi investigación es el haber detectado que el Parque Luro sufre un fuerte proceso de invasión de especies herbáceas en sus distintos ambientes, lo que indica la necesidad de planificar estudios destinados a disminuir o limitar la invasión. También de relevancia es la mensura del reservorio de especies exóticas que se halla en las picadas, que se constituirá, muy posiblemente, en fuente de propágulos para la invasión de áreas interiores ante la ocurrencia de disturbios. Esta posibilidad hace imprescindible desarrollar cambios en la forma de mantenimiento de las picadas para minimizar el tamaño del reservorio de especies exóticas. No todas las poblaciones de una especie invasora se comportarán como tal en cada uno de los ambientes donde se establezcan, porque la tendencia de una especie a invadir un ambiente depende de varios factores (genéticos, ecológicos o a una combinación de ambos) (Sakai *et al.* 2001). Pero la presencia en el parque, aunque sea en bajas proporciones, de especies exóticas que tienen antecedentes de invasión en otras regiones como *C. thoermerii* (Shea y Nelly 1998), *C. solstitialis* (Gelbard y Harrison 2005, Gelbard y Harrison 2003; Hierro *et al.* 2006), *D. tenuifolia* (Gigon *et al.* 2009, Hill *et al.* 2002), *E. plantagineum* (Grigulis *et al.* 2001), *H. subaxillaris* (Pysek y Hulme 2005), *S. kali* (Schillinger 2007), entre otras, hace perentorio tomar medidas precautorias.

Referencias

- Alpert P., E. Bone & C. Holzapel. 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3: 52-66.
- Cabrera A.L. 1994. Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería. Tomo II, Fascículo 1: Regiones fitogeográficas argentinas. ACME. Buenos Aires.
- Cameron E. K. & E. M. Bayne. 2009. Road age and its importance in earthworm invasion of northern boreal forests. *Journal of Applied Ecology* 46:28-36
- Cano E. 1980. Inventario integrado de los Recursos Naturales de la provincia de La Pampa. UNLPam, Gobierno de la provincia de La Pampa e INTA. Buenos Aires.
- Christen D. C. & G. R. Matlack. 2009. The habitat and conduit functions of roads in the spread of three invasive plant species. *Biological Invasions* 11: 453-465.
- Devlaeminck R., B. Bossuyt & M. Hermy. 2005. Inflow of seed through the forest edge: evidence from seed bank and vegetation patterns. *Plant Ecology* 176: 1-17.
- Erickson H. E. & White R. 2007. Invasive plant species and the Joint Fire Science Program. PNW-GTR 707. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Forman R.T.T & L. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:207-231.
- Forman R. T. T. & R. Deblinger. 2000. The ecological road effect zone of Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology* 14: 36-46.
- Gelbard J. & J. Belnap. 2003. Roads as conduits for exotics plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology* 17:420-432.
- Gelbard J. & S. Harrison. 2003. Roadless habitats as refuges for native grasslands: Interactions with soil, aspect, and grazing. *Ecological Applications* 13: 404-415.
- . 2005. Invasibility of roadless grassland: an experimental study of yellow starthistle. *Ecological Applications* 15: 1570-1580.
- Gigón R., M. F. Vergara, F. Labarthe, E. Lageyre, R. López & M. Vigna. 2009. Relevamientos de malezas sobre cultivos de girasol (*Helianthus annuus*) en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires. Boletín Informativo EEA INTA Bordenave.

- González Roglich, M. 2005. Efectividad de las áreas protegidas como herramienta de conservación: Evaluación de la Reserva Provincial Parque Luro. Tesis de Grado. Universidad Nacional de La Pampa.
- Grigulis K., W. Sheppard, J. E. Ash & R.H Groves. 2001. The comparative demography of the pasture weed *Echium plantagineum* between its native and invaded ranges. *Journal of Applied Ecology* 38: 281-290.
- Hansen M & A. Clevenger. 2005. The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation* 125: 249-259.
- Harrison S., Ch. Hon & S. Ratay. 2002. Distribution of exotics plants along roads in a peninsular reserve. *Biological Invasions* 4: 425-430.
- Hierro J. L., D.Villarreal, O. Eren, J. Graham & R. M.Callaway. 2006. Disturbance facilitates invasion: the effects are stronger abroad than at home. *The American Naturalist* 168: 144-156.
- Hill M. O., D.B. Roy & K. Thompson. 2002. Hemeroby, urbanity and ruderality: bioindicators of disturbance and human impact. *Journal of Applied Ecology* 39:708-720.
- Kalwij J. M., S. J. Milton & M. A. McGeoch. 2008. Road verges as invasion corridors? A spatial hierarchical test in an arid ecosystem. *Landscape Ecology* 23: 439-451.
- Lonsdale W. M. & A. M. Lane. 1994. Tourist vehicles as vectors of weed seeds in Kakadu National Park, Northern Australia. *Biological Conservation* 69: 227- 283.
- Looman J. & J. B. Campbell. 1960. Adaptation of Sorensen's K (1948) for estimating unit affinities in prairie vegetation. *Ecology* 41: 410-416.
- Mack R., D. Simberloff, M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout & F. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Issues in Ecology* 5: 1-20.
- Mack R. & M. Lonsdale. 2001. Humans as global plant dispersers: Getting more than we bargained for. *Bioscience* 51: 95-102.
- Medina A. A., E. G. Dussart, H. D. Estelrich & E. A. Morici. 2000. Reconstrucción de la historia del fuego en un bosque de *Prosopis caldenia* (Burk.) de Arizona, sur de la provincia de San Luis. *Multequina* 9: 91-98.
- Merriam K. E., J. E. Keeley & J. L. Beyers. 2006. Fuel breaks affect nonnative species abundance in Californian plant communities. *Ecological Applications* 16: 515–527.

- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Pauchard A. & P. B. Alaback. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conservation Biology* 18: 238-248.
- Pocock Z. & R.E. Lawrence. 2006. How far into a forest does the effect of a road extend? Defining road edge effect in eucalypt forests of South-Eastern Australia. In: *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*. Center for Transportation and Environment, North Carolina State University, Raleigh. Págs: 397-405.
- Pysek P. & P. Hulme. 2005. Spatio-temporal dynamics of plant invasions: Linking patterns to process. *Ecoscience* 12: 302-315.
- Sakai A., F. W. Allendorf, J. S. Holt, D. M. Lodge, J. Molofsky, K.A. With, S. Baughman, R.J. Cabin, J. E. Cohen, N. C. Ellstrand, D.E. McCauley, P O'Neil, I. M. Parker, J. N. Thompson & S.G. Weller. 2001. The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 305-332.
- Saunders S., M. Mislivets, J. Chen. & D. Cleland. 2002. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Regions, USA. *Biological Conservation* 103: 209-225.
- Schillinger W. F. 2007. Ecology and control of Russian Thistle (*Salsola iberica*) after spring wheat harvest. *Weed Science* 55: 381-385.
- Shea K. & D. Kelly. 1998. Estimating biocontrol agent impact with matrix models: *Carduus nutans* in New Zealand. *Ecological Applications* 8: 824-832.
- Sorensen T.A. 1948. Method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab. Biologiske Skrifter. Bind V. Nr. 4. I. Kommission Hos Ejnar Munksgaard. Kobenhavn.*
- Sosa R. A. 2008. Efectos de la fragmentación del bosque de caldén sobre las comunidades de aves en el centro-este de La Pampa. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires.

- Theoharides K. A. & J. S. Dukes. 2007. Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. *New Phytologist* 176: 256-273.
- Trombulak S. & C. Frissell. 1999. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18-30.
- Zar J. 2003. *Biostatistical Analysis*. Pearson Education, Inc.

Leyenda de las figuras

Figura 1: Proporción de exóticas en las distintas distancias.

Figura 2: Cobertura de exóticas en las distintas distancias.

Figura 3: Relación distancia a la picada y proporción de exóticas. a) Regresión. b) Regresión. C) Correlación.

Figura 4: Relación distancia a la picada y cobertura proporcional de exóticas. a) Regresión. b) Regresión. C) Correlación.

Figura 5: Comparación entre los distintos ambientes de la proporción de exóticas sobre la picada, borde e interior.

Figura 6: Comparación entre los distintos ambientes de la cobertura proporcional de exóticas sobre la picada, borde e interior.

Figuras

Figura 1

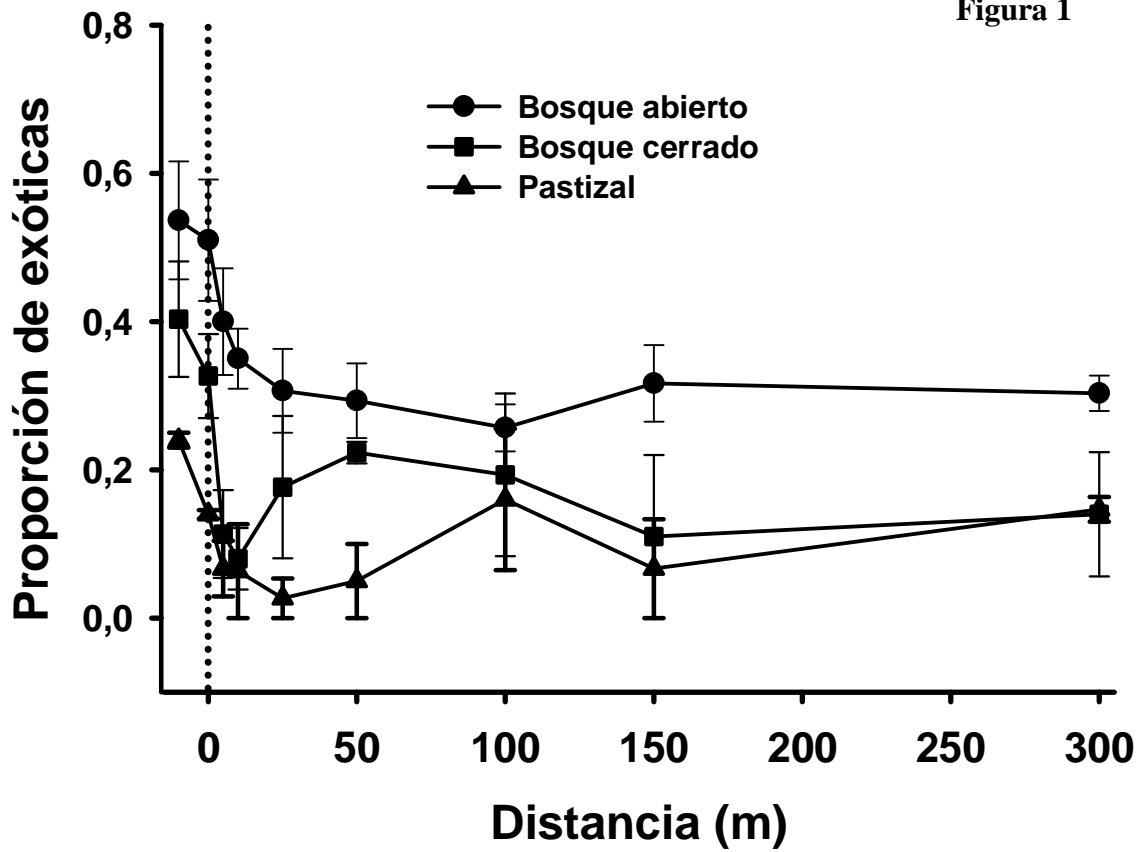


Figura 2

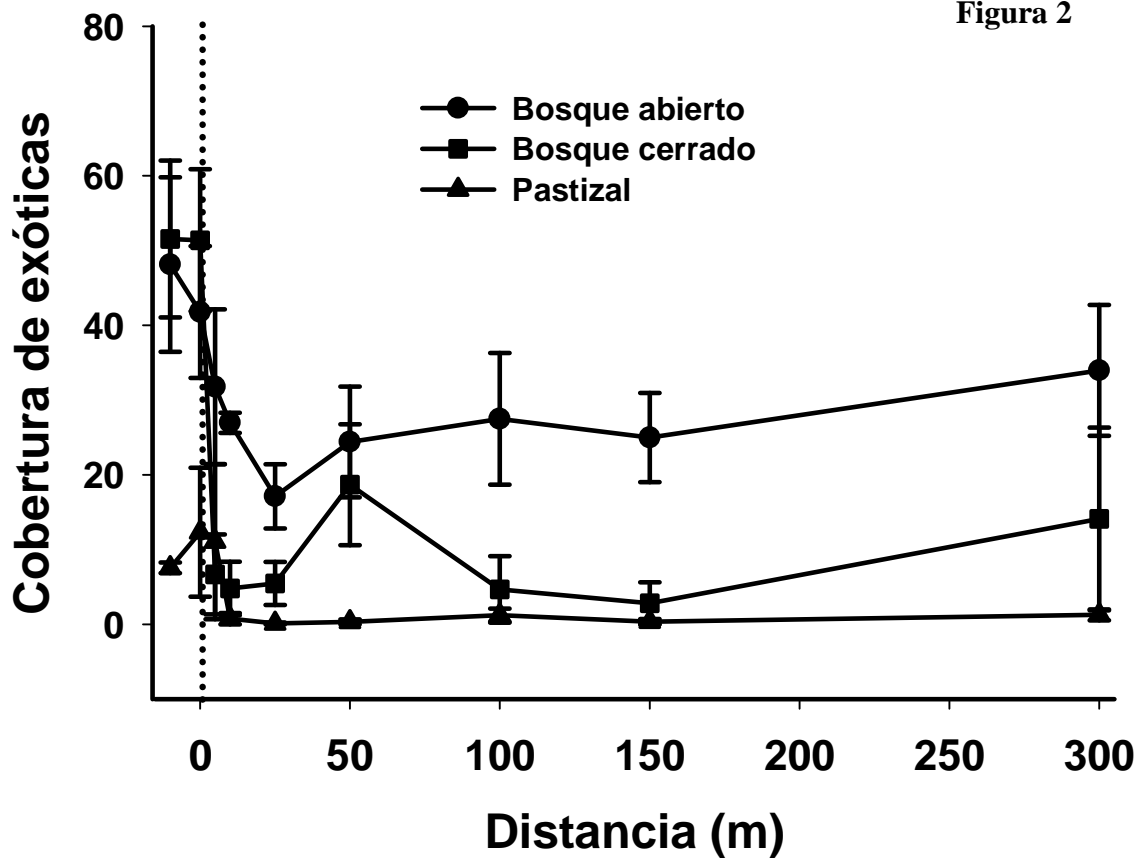


Figura 3

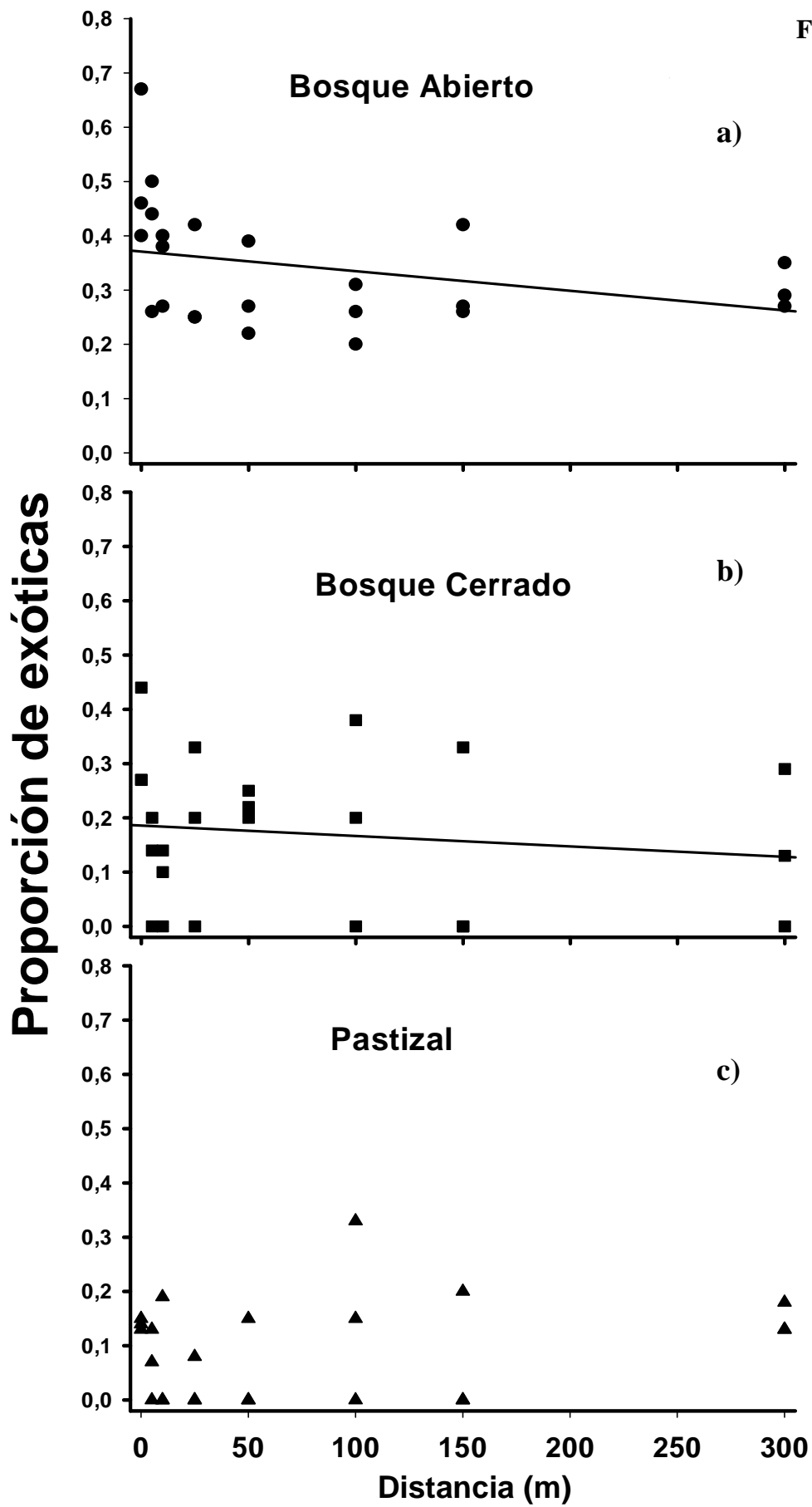


Figura 4

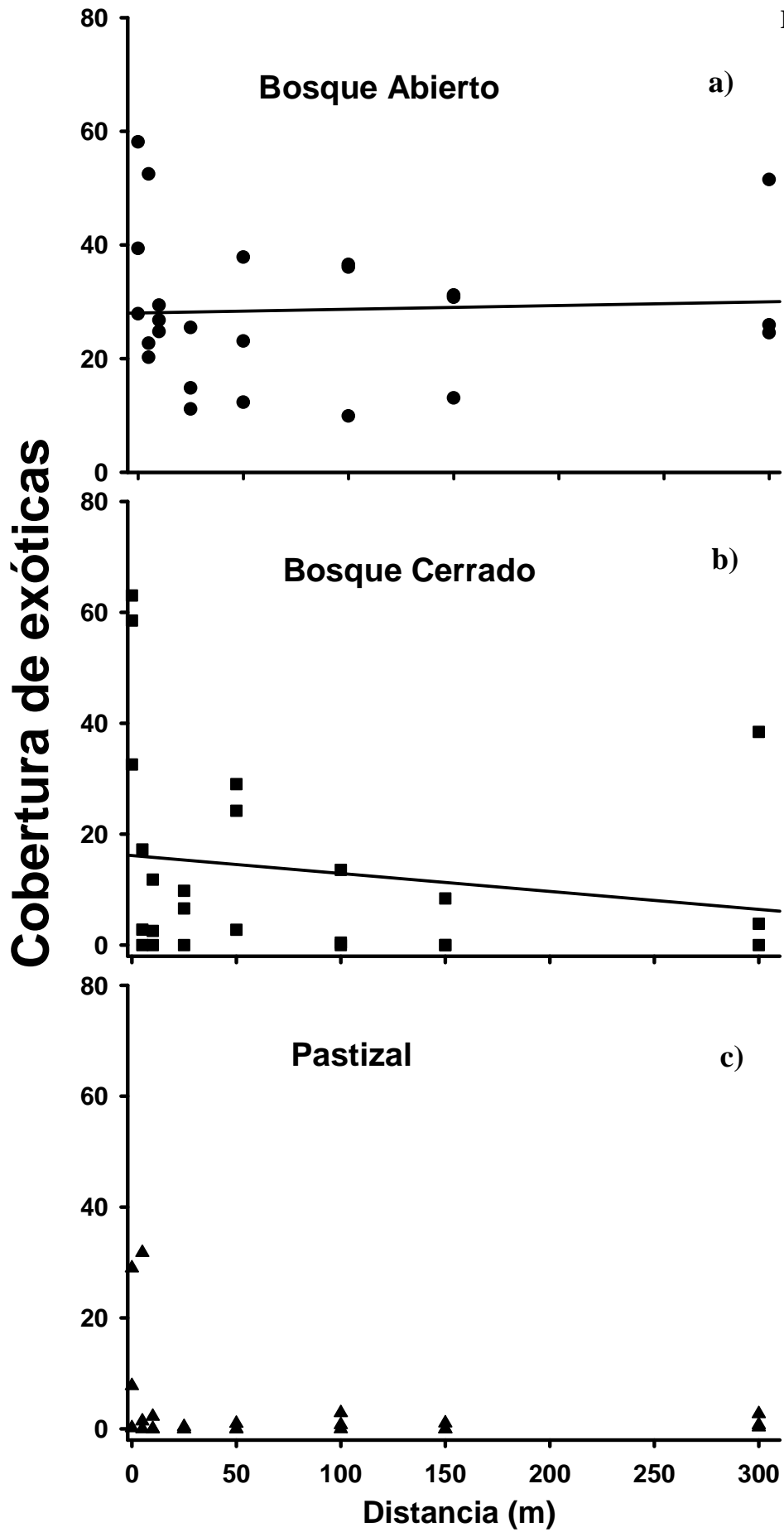


Figura 5

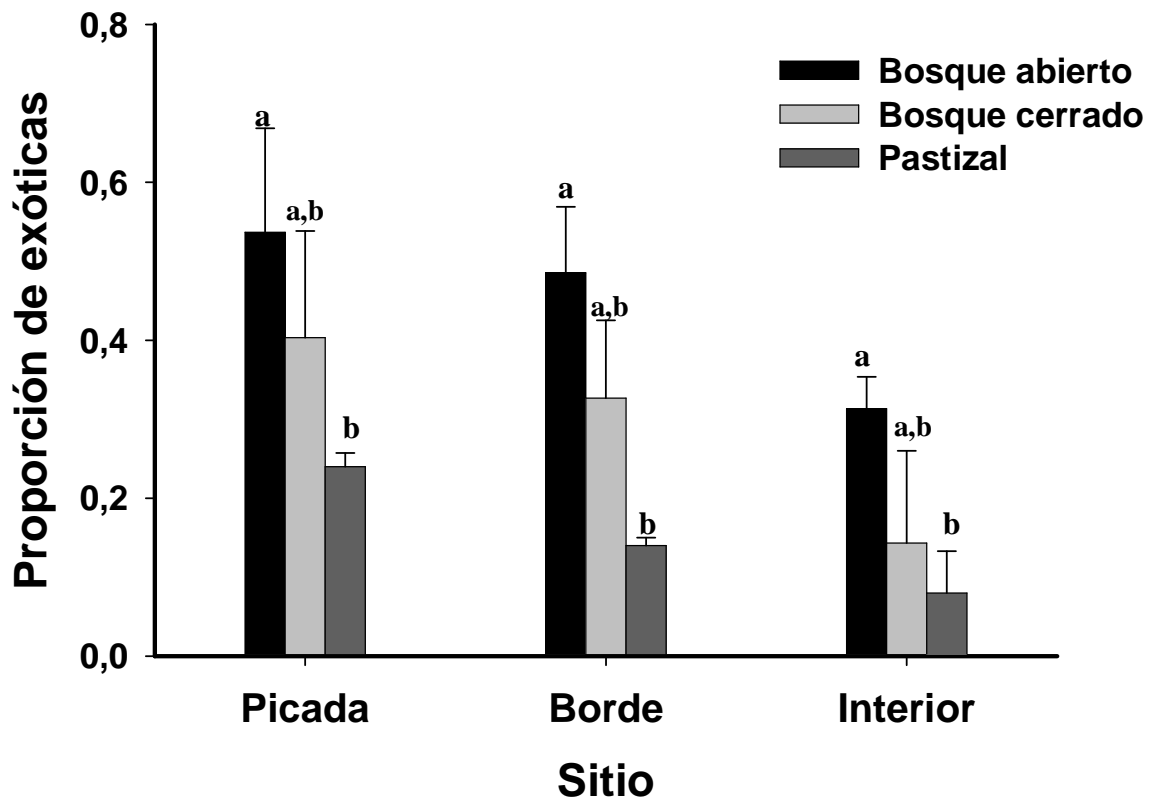
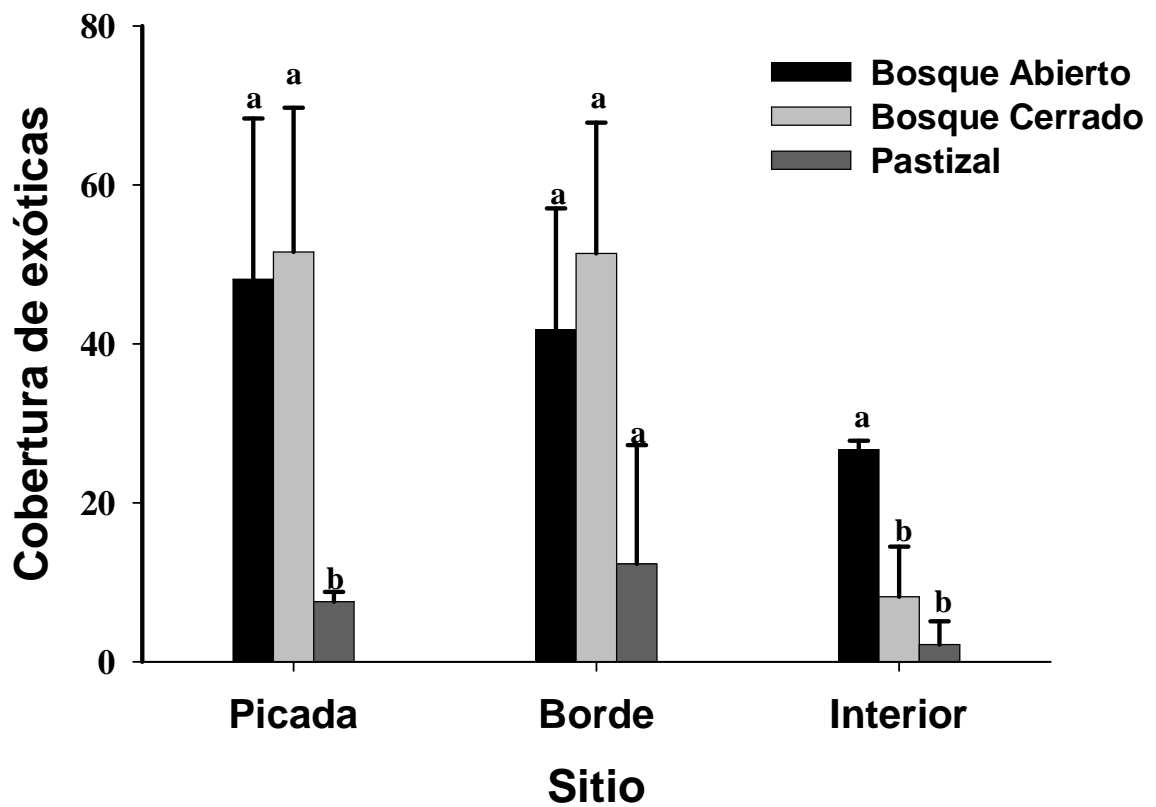


Figura 6



Apéndice

Listado de especies presentes

Nombre científico	Nombre vulgar	Familia	Origen	Ciclo
<i>Amaranthus hybridus</i> L.		Amaranthaceae	Exótica	Anual
<i>Aphanes parodii</i> (I. M. Johnst.) Rothm.		Rosaceae	Nativa	Anual
<i>Avena fatua</i> L.	avena guacha	Poaceae	Exótica	Anual
<i>Baccharis crispa</i> Spreng	carqueja	Asteraceae	Nativa	Perenne
<i>Baccharis gilliessii</i> A. Gray	mata trigo	Asteraceae	Nativa	Perenne
<i>Baccharis megapotamica</i> Spreng.		Asteraceae	Nativa	Perenne
<i>Baccharis pingraea</i> DC.	chilquilla	Asteraceae	Nativa	Perenne
<i>Baccharis ulicina</i> Hook. & Arn.	yerba de la oveja	Asteraceae	Nativa	Perenne
<i>Bidens subalternans</i> DC.	amor seco	Asteraceae	Nativa	Anual
<i>Bowlesia incana</i> Ruiz & Pav	Perejilillo	Apiaceae	Nativa	Anual
<i>Briza subaristata</i> Lam.	bailarines	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Bromus brevis</i> Nees ex Steud.	cebadilla pampeana	Poaceae	Nativa	Anual
<i>Bromus hordeaceus</i> L.		Poaceae	Exótica	Anual
<i>Camelina sativa</i> (L.) Crantz.	paletilla	Brassicaceae	Exótica	Anual
<i>Carduus thoermeri</i> Weinm	cardo	Asteraceae	Exótica	Anual
<i>Cenchrus incertus</i> Curtis	roseta	Poaceae	Nativa	Anual
<i>Centaurea solstitialis</i> L.	abrepuño amarillo	Asteraceae	Exótica	Anual
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	falso capiquí	Caryophyllaceae	Exótica	Anual
<i>Cerastium junceum</i> Möschl.	yerba del pobre	Caryophyllaceae	Nativa	Anual
<i>Chenopodium album</i> L.	quínoa	Chenopodiaceae	Exótica	Anual
<i>Chenopodium dessicatum</i> A. Nelson	quínua fina	Chenopodiaceae	Exótica	Anual
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	cardo negro	Asteraceae	Exótica	Anual
<i>Clematis montevidensis</i> Spreng.	barba de viejo	Ranunculaceae	Nativa	Perenne
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	rama negra	Asteraceae	Nativa	Anual
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	gramón	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Daucus pusillus</i> Michx.	zanahoria silvestre	Apiaceae	Nativa	Anual
<i>Descurainia argentina</i> O. E. Schulz	altamisa colorada	Brassicaceae	Nativa	Anual
<i>Digitaria californica</i> (Benth.) Henrard	pasto plateado	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Diplotaxis tenuifolia</i> (L.) DC.	flor amarilla	Brassicaceae	Exótica	Perenne
<i>Distichlis scoparia</i> (Kunth) Arechav.	pasto salado	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Distichlis spicata</i> (L.) Greene	pelo de chancho	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Echium plantagineum</i> L.	flor morada	Boraginaceae	Exótica	Anual
<i>Eragrostis curvula</i> (Schr.) Nees.	pasto llorón	Poaceae	Exótica	Perenne
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L' Hér. ex Aiton	alfilerillo	Geraniaceae	Exótica	Anual
<i>Eupatorium patens</i> D. Don ex Hook. & Arn.	bejuco	Asteraceae	Nativa	Perenne
<i>Euphorbia collina</i> Phil.	lechetrezna	Euphorbiaceae	Nativa	Perenne
<i>Euphorbia dentata</i> Michx.	lechosa	Euphorbiaceae	Nativa	Anual
<i>Euphorbia serpens</i> H. B. K.	yerba meona	Euphorbiaceae	Nativa	Anual
<i>Facelis retusa</i> (Lam.) Sch. Bip.	facelis	Asteraceae	Nativa	Anual
<i>Gaillardia megapotamica</i> (Spreng.) Baker	topasaire	Asteraceae	Nativa	Perenne
<i>Galium richardianum</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Walp.	relvún	Rubiaceae	Nativa	Perenne
<i>Gamochaeta filaginea</i> (DC.) Cabrera	algodonosa-peludilla	Asteraceae	Nativa	Anual
<i>Geranium molle</i> L.	alfilerillo chico	Geraniaceae	Exótica	Anual
<i>Glandularia parodii</i> Covas & Schnack	margarita	Verbenaceae	Nativa	Perenne
<i>Hetheroteca subaxillaris</i> (Lam.) Britton & Rusby	alcanfor	Asteraceae	Exótica	Anual
<i>Hirschfeldia incana</i> (L.) Lagr.-Foss.	mostacilla perenne	Brassicaceae	Exótica	Anual
<i>Hoffmannseggia glauca</i> (Ortega) Eifert.	porotillo-algarrobilla fina	Fabaceae	Nativa	Perenne
<i>Hordeum procerum</i> Nevski		Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Hordeum stenostachys</i> Godr.	centenillo	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Jaborosa bergii</i> Hieron.	yerba del sapo	Solanaceae	Nativa	Anual
<i>Jarava ichu</i> Ruiz & Pav.	paja blanca	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Lepidium bonariense</i> L.	yerba de la pastora	Brassicaceae	Nativa	Anual
<i>Lepidium spicatum</i> Desv.		Brassicaceae	Nativa	perenne
<i>Linaria canadiensis</i> (L.) Dum. Cours.	linaria	Plantaginaceae	Exótica	Anual
<i>Marrubium vulgare</i> L.	malva rubia	Lamiaceae	Exótica	Perenne
<i>Medicago minima</i> (L.) Grufb.	trébol de carretilla	Fabaceae	Exótica	Anual
<i>Melica bonariensis</i> Parodi	cebadilla agria	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Nassella clarazii</i> (Ball) Barkworth	flechilla grande	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Nassella tenuis</i> (Phil.) Barkworth	flechilla fina	Poaceae	Nativa	Perenne

Nombre científico	Nombre vulgar	Familia	Origen	Ciclo
<i>Nassella tenuissima</i> (Trin.) Barkworth	paja fina	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Nassella trichotoma</i> (Nees) Hack. ex Arechav.	flechilla tendida	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Nierembergia aristata</i> D. Don	chucho blanco	Solanaceae	Nativa	Perenne
<i>Oenothera indecora</i> Cambess.		Onagraceae	Nativa	Anual
<i>Oenothera mendocinensis</i> Gillies ex Hook & Arn.	flor de la oración	Onagraceae	Nativa	Anual
<i>Oenothera parodiana</i> Muñiz	flor de la oración	Onagraceae	Nativa	Anual
<i>Onopordom acanthium</i> L.	cardo pampa	Asteraceae	Exótica	Anual
<i>Panicum urvilleanum</i> Kunth	tupe-ajo macho	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Pappophorum caespitosum</i> R.E. Fr.	cola de liebre	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Parietaria debilis</i> G. Forst.	yerba fresca	Urticaceae	Nativa	Anual
<i>Petrorhagia nantehuilii</i> (Burnat) Ball & Heywood	clavelito	Caryophyllaceae	Exótica	Anual
<i>Phalaris angusta</i> Nees ex Trin.	alpistillo	Poaceae	Nativa	Anual
<i>Physalis mendocina</i> Phil.	camambú	Solanaceae	Nativa	Perenne
<i>Piptochaetium napostaense</i> (Speg.) Hack.	flechilla negra	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Plantago patagonica</i> Jacq.	peludilla	Plantaginaceae	Nativa	Anual
<i>Poa lanuginosa</i> Poir.	pasto hilo	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Poa ligularis</i> Nees ex Steud.	unquillo	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Polygonum convolvulus</i> L.	enredadera	Polygonaceae	Exótica	Anual
<i>Rinchosia diversifolia</i> Micheli	porotillo	Fabaceae	Nativa	Perenne
<i>Rinchosia senna</i> Gillies ex Hook.	porotillo	Fabaceae	Nativa	Perenne
<i>Salsola kali</i> L.	cardo ruso	Chenopodiaceae	Exótica	Anual
<i>Schizachyrium condensatum</i> (Kunth) Nees		Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Senecio pampeanus</i> Cabrera	sombra de liebre	Asteraceae	Nativa	Perenne
<i>Setaria leucopila</i> (Scribn. & Merr.) K. Schum.	cola de zorro	Poaceae	Nativa	Perenne
<i>Silene antirrhina</i> L.	calabacita	Caryophyllaceae	Eurasia	Anual
<i>Solanum chenopodioides</i> Lam.	yerba mora	Solanaceae	Nativa	Perenne
<i>Solanum elaeagnifolium</i> Cav.	revienta caballo	Solanaceae	Nativa	Perenne
<i>Solanum juvenale</i> Thell.	meloncillo	Solanaceae	Nativa	Perenne
<i>Sphaeralcea crispa</i> Baker f.	malvisco	Malvaceae	Nativa	Perenne
<i>Sporobolus cryptandrus</i> (Torr.) A. Gray		Poaceae	Exótica	Perenne
<i>Triodanis perfoliata</i> var. <i>biflora</i> (Ruiz & Pav.) T. R. Bradley	soplillo	Campanulaceae	Nativa	Anual
<i>Turnera sidoides</i> subsp. <i>pinnatifida</i> (Juss. ex Poir.) Arbo	amapolita	Turneraceae	Nativa	Perenne
<i>Veronica arvensis</i> L.	verónica	Plantaginaceae	Exótica	Anual
<i>Vicia</i> sp.		Fabaceae		Anual
<i>Viola arvensis</i> Murray	pensamiento silvestre	Violaceae	Exótica	Anual