

**CONTROL DE PINOS INVASORES EN EL PARQUE PROVINCIAL  
ERNESTO TORNQUIST (BUENOS AIRES):  
AREAS PRIORITARIAS Y ANALISIS DE COSTOS**

Yannina A. Cuevas y Sergio M. Zalba

Gekko – Grupo de Estudios en Conservación y Manejo. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur. San Juan 670, Bahía Blanca (8000). Argentina.

[ycuevas@criba.edu.ar](mailto:ycuevas@criba.edu.ar)

**Resumen**

El Parque Provincial Ernesto Tornquist (Buenos Aires), una reserva de pastizal pampeano, enfrenta serios problemas asociados a la propagación de especies exóticas. La invasión de *Pinus halepensis* determinó el inicio de un plan de control mecánico de la especie. Se propone evaluar la prioridad de control de pinos en distintas áreas y estimar el costo y esfuerzo de las acciones de corte. Se definieron áreas de manejo combinando su valor de conservación (concentración de taxones endémicos) y la factibilidad de control (dificultad de acceso a cada área). Se estimó el costo de combustible y lubricante de la motosierra y el esfuerzo (horas) del corte mecánico de pinos según la densidad de árboles y el tratamiento de los remanentes. Áreas con alta prioridad de control representan el 44,8% de la superficie de la reserva, de prioridad intermedia el 45,7% y de baja el 9,5%. El costo del combustible/lubricante aumenta 2230 veces desde áreas con baja densidad de pinos a bosques de alta densidad, mientras que el esfuerzo es 312 veces mayor. Desramar y fraccionar los árboles cortados requiere 13 veces más esfuerzo y un costo cinco veces mayor. Ambos aspectos permitirán optimizar y organizar las tareas de control en la reserva.

**Palabras clave:** pastizal, *Pinus halepensis*, invasiones biológicas, control.

**Abstract**

Ernesto Tornquist Provincial Park (Buenos Aires), one of the last relicts in the Pampas grasslands, is seriously affected by the expansion of invasive alien species. Invasion by *Pinus halepensis* in the area lead to the adoption of mechanical control actions. The objectives of this paper are to detect priority areas for pines control and to estimate the cost and effort of control actions. We defined management areas combining their conservation value (concentration of endemic taxa) and control feasibility (accessibility to each site). We determined fuel costs and control efforts required for mechanical control in areas with different pine densities, and depending on the posterior treatment of felled trees. High priority areas represent 44.8% of the reserve; intermediate areas cover its 45.7 % and low priority areas the remaining 9.5 %. The cost of fuel increases 2230 times from areas with low pine density to dense forests, while the effort increases 312 times. Thirteen times more work hours, and five times more money, is required to cut the stumps for taking them of the cutting sites instead of leaving them there. Both aspects would allow the organization of the tasks of control in high-priority areas in the reserve.

**Keywords:** grassland, *Pinus halepensis*, biological invasions, control.

## INTRODUCCIÓN

A nivel internacional se reconoce que las invasiones biológicas constituyen el segundo factor en importancia para la pérdida de biodiversidad, luego de la alteración de los ambientes naturales, y el primero en el caso de ecosistemas insulares y áreas naturales protegidas (Usher 1991, Williamson 1996, Baskin 2002). Entre las especies invasoras, las plantas se destacan por la extensión e intensidad de los cambios que producen sobre los ecosistemas naturales. Árboles, arbustos y hierbas exóticas han demostrado su capacidad de colonizar ambientes naturales extrayendo agua de las napas freáticas, alterando el ciclado de nutrientes, la biota del suelo y la frecuencia e intensidad de los incendios naturales, provocando la retracción de plantas y animales nativos y reemplazando sistemas diversos por stands monoespecíficos (Cronk & Fuller 1995, Armstrong et al. 1998, Higgins et al. 1999, Holmes et al. 2000, Myers & Bazely 2003).

En particular, existen numerosos antecedentes de plantas leñosas introducidas con propósitos productivos que se convirtieron en invasores agresivos en el nuevo hábitat (Hobbs 1991, Calder et al. 1992, Le Maitre et al. 2002). La introducción a gran escala de plantaciones de coníferas resulta en uno de los casos mejor documentados (Simberloff et al. en prensa). La facilidad de crecer en ambientes áridos y con pocos nutrientes, sumada a su activa dispersión por el hombre, ha permitido que algunas especies de este grupo se vuelvan importantes invasoras (Richardson 1998, Richardson & Higgins 1998). El género *Pinus* se cita entre los taxones forestales más agresivos, registrando al menos 21 especies problemáticas (Richardson & Rejmánek 2004). Si bien el rango original de distribución del género estaba confinado a regiones de América del Norte y Central, el Caribe, Europa y Asia, varias especies han sido introducidas en el Hemisferio Sur provocando graves disturbios en países como Australia,

Nueva Zelanda, Sudáfrica, Argentina y Brasil (Richardson et al. 1994, Richardson & Rejmánek 2004, GISP 2005). Los pinos invasores afectan enormes extensiones de pastizales, arbustales y bosques, cambiando las formas de vida dominantes, la diversidad estructural y la combustibilidad de la vegetación (Chilvers & Burdon 1983, Macdonald & Jarman 1985, Richardson & Bond 1991). En Argentina, las especies de pino con comportamiento invasor conocido incluyen *Pinus halepensis*, *P. contorta*, *P. radiata*, *P. pinaster*, *P. sylvestris* y *P. ponderosa* (InBiar 2009), afectando pastizales naturales de la región pampeana (Zalba & Villamil 2002, Zalba et al. 2008, Cuevas & Zalba 2009) y áreas de bosques y de estepa patagónica (Sarasola et al. 2006).

En nuestro país, la región pampeana se encuentra entre los biomas con mayores niveles de degradación y es, a su vez, uno de los que menor atención ha recibido desde el punto de vista conservacionista. La superficie legalmente protegida está restringida a ambientes donde la frontera agropecuaria no ha podido avanzar, como sectores de pastizal serrano, humedales y dunas de la franja costera (Zalba & Villamil 2002, Bilenca & Miñarro 2004). El Parque Provincial Ernesto Tornquist en la Sierra de la Ventana (Buenos Aires) es una de las escasas reservas destinadas a conservar los últimos relictos de este bioma (Bertonatti & Corcuera 2000, Bilenca & Miñarro 2004). Un importante número de especies vegetales y animales endémicas y poblaciones relictuales de especies prácticamente desaparecidas en el resto de la región convierten a esta reserva en una de las unidades de conservación de biodiversidad más valiosas del pastizal pampeano (Ceï 1993, Frangi & Bottino 1995, Kristensen & Frangi 1995, Long & Grassini 1997, Crisci et al. 2001)

Uno de los desafíos que enfrenta el Parque Tornquist es la propagación de especies exóticas que han conseguido establecerse y prosperar allí, en particular árboles y arbustos exóticos y caballos cimarrones, que ponen en peligro los

objetivos de conservación del área (Bertonatti 1997, Fiori et al. 1997, Zalba 2000, 2001, Zalba & Cozzani 2004, Scorolli 2007). Entre las especies leñosas invasoras se destaca *Pinus halepensis* (pino de Alepo), una especie originaria de la región mediterránea que incrementó de manera exponencial su distribución dentro de la reserva, principalmente luego de un incendio de gran magnitud ocurrido en el año 1987 (Zalba 1994, Cuevas 2005, Zalba et al. 2008)

Los bosques de *Pinus halepensis* establecidos en el Parque Tornquist están asociados a severas reducciones en la riqueza y diversidad de plantas nativas y a la proliferación de malezas invasoras en los ambientes de sotobosque (Zalba 1994), al tiempo que modifican las comunidades de aves silvestres típicas del pastizal (Zalba 2001), por lo que el control de esta especie se considera de máxima prioridad en el área (Zalba & Villamil 2002).

Desde el año 1999 se desarrolla en la reserva un plan de manejo de pino de Alepo que tiene por objetivo la restauración de los ambientes naturales afectados por esta invasión. El plan permitió recuperar hasta la fecha amplios sectores de pastizal, principalmente sobre áreas con baja densidad de pinos. El método de control empleado consiste en el corte de los ejemplares adultos con motosierras o sierras manuales y en el arrancado de los renovales. Si bien el plan de control en implementación ha permitido obtener información importante sobre el potencial de recuperación del pastizal luego de la remoción de los pinos (Cuevas & Zalba 2009), la importancia de los incendios naturales para el reclutamiento (Zucchini & Zalba 2003, Zalba et al. 2008) y la efectividad del control mecánico (Zalba et al. 2003), hasta el momento no se había evaluado de manera integral la priorización de las áreas a controlar ni se habían estimado los costos del manejo en términos de personal y recursos económicos. Dado que las acciones de control insumen un porcentaje elevado de los recursos disponibles para la reserva y que las características biológicas de la

especie condicionan la efectividad y la perdurabilidad de las medidas implementadas, se hace prioritario evaluar los resultados obtenidos hasta el momento, proponer los ajustes necesarios y diseñar medidas adecuadas a las distintas áreas de la reserva. Este trabajo propone un enfoque objetivo para organizar el manejo de esta especie invasora en el área y tiene como objetivos principales evaluar la prioridad de control de pinos en distintos sectores de la reserva y estimar el costo y el esfuerzo necesarios para dichas acciones de acuerdo a la densidad de árboles a cortar.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Área de estudio

El Parque Provincial Ernesto Tornquist cubre una extensión de 6707 ha en la zona central de la Sierra de la Ventana (38° 10' S, 61° 45'-62° 8' W), en el Sistema de Ventania o de las Sierras Australes Bonaerenses, que se extiende en el cuadrante sudoeste de la provincia, con dirección predominante NW-SE (Kristensen & Frangi 1995) (Figura 1)

El clima en el área es templado, con una temperatura media anual de 14,6°C (Frangi & Bottino 1995). Las precipitaciones promedian los 970 mm anuales, según registros obtenidos en la propia reserva entre los años 1993 y 2008. La región pertenece al Distrito Austral del Pastizal Pampeano, con estepa gramínea como vegetación dominante. Los géneros de gramíneas más representativos allí son *Stipa sensu lato*, *Piptochaetium*, *Festuca* y *Briza* (Cabrera 1976).

*Pinus halepensis* fue introducido en la reserva hacia 1950. Inicialmente la especie se hallaba restringida a plantaciones aisladas en la base de los cerros y bordes de rutas y caminos (Zalba et al. 2008). El estudio a través de fotografías aéreas del avance de la distribución de un stand de pinos en el faldeo SO del cordón serrano demostró que éste creció casi 25 veces entre los años 1967 y 1994, pasando de ocupar 26,7 ha a 647,3 ha (Zalba 1994) y

expandiéndose desde entonces hacia otros sectores de la reserva. El 73% de la superficie de la reserva se encuentra en estadios iniciales de colonización, con valores de densidad que no superan los 10 árboles/ha; un 16% del área presenta

una densidad que oscila entre 10-200 pinos/ha y un 3% está cubierto por bosques densos que superan los 200 pinos/ha, con fluctuaciones que se originan en los incendios que afectan periódicamente al área (Cuevas 2005).

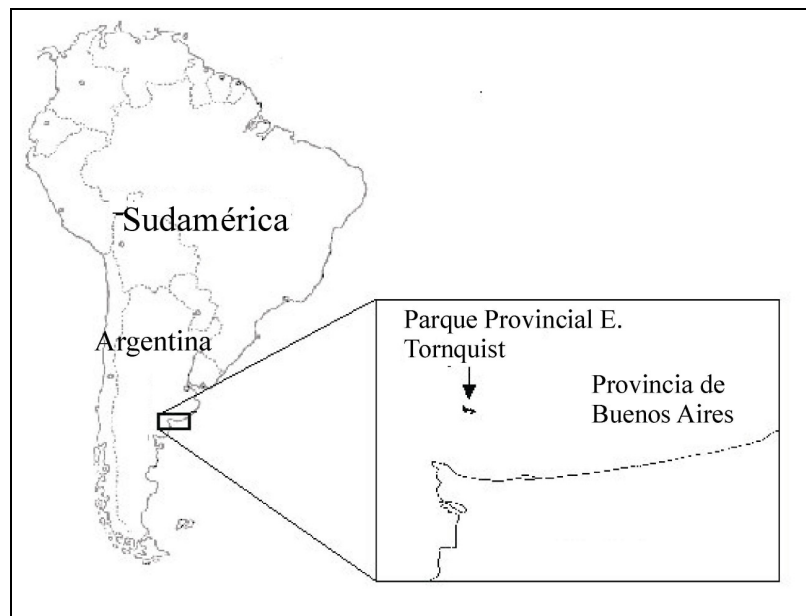


Figura 1. Ubicación del Parque Provincial Ernesto Tornquist ( $38^{\circ} 10' S$ ,  $61^{\circ} 45'-62^{\circ} 8' W$ ), en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina.

### **Priorización de las áreas de manejo**

El análisis de la prioridad de control de pinos en las distintas áreas de la reserva se realizó combinando información acerca de la importancia o valor de conservación de cada sector y de la factibilidad del control o dificultad de acceso.

#### *Importancia (valor de conservación de las áreas)*

La clasificación de las áreas de la reserva de acuerdo a su valor de conservación se realizó a través del estudio de la distribución actual y potencial de un conjunto de especies endémicas estrictas del Sistema Ventania. A partir de la bibliografía consultada (Cei 1993, Frangi & Bottino 1995, Long & Grassini 1997, Crisci et al. 2001) se analizó la distribución altitudinal del hábitat típico de 23 taxones endémicos de la región (20 especies de plantas, dos vertebrados y un invertebrado). Se definieron tres franjas altitudinales y se

asignó un valor relativo de conservación a cada una de ellas en función del número de especies endémicas potencialmente presentes. Esta información se volcó a un mapa elaborado con el Sistema de Información Geográfica CAMRIS (Ecological Consulting 1999), en el que se definieron tres tipos de áreas: sectores de alto valor de conservación (cotas que concentran la distribución potencial de 14 o más especies endémicas), áreas de valor medio (cotas que incluyen el hábitat potencial de entre diez y 13 especies) y sitios de valor bajo (que concentran la distribución potencial de nueve o menos especies endémicas).

#### *Factibilidad de las acciones de control (dificultad de acceso a las áreas)*

La clasificación de las áreas según su grado de accesibilidad se desarrolló a partir del análisis de un mapa topográfico de la región escala 1:50000. Se determinaron tres categorías de accesibilidad de acuerdo a la distancia

entre curvas de nivel sucesivas: áreas con alta dificultad de acceso (pendientes entre 60°-90°), áreas con dificultad intermedia (pendientes entre 30°-60°) y sectores de fácil acceso (pendientes entre 0°-30°). Esta información se volcó en un mapa a través del Programa CAMRIS.

### Áreas prioritarias

La superposición de los mapas de valor de conservación y de factibilidad de control permitió determinar las prioridades de control de acuerdo con el siguiente esquema (Tabla 1).

Tabla 1. Definición de las áreas prioritarias de manejo en función de su valor relativo de conservación y accesibilidad.

Accesibilidad	Valor relativo de conservación		
	Alto	Intermedio	Bajo
Fácil acceso	Prioridad alta	Prioridad alta	Prioridad media
Dificultad de acceso intermedia	Prioridad alta	Prioridad media	Prioridad baja
Alta dificultad de acceso	Prioridad media	Prioridad baja	Prioridad baja

### Análisis de costo y esfuerzo de la tala como método de control

La estimación del costo monetario y del esfuerzo medido en horas/hombre de la tala como herramienta de control fue evaluada mediante ensayos a campo. Se seleccionaron para ello 21 sectores de corte con diferentes densidades de pinos, donde se cortaron todos los árboles presentes con motosierra (los mayores) o machete (los más pequeños), a 10 cm del suelo y se arrancaron los renovales a mano. Se registró el número total de ejemplares cortados y el área total controlada luego de cada experiencia de corte y se calculó la densidad de pinos presentes (pinos cortados por hectárea). Las áreas experimentales se clasificaron de la siguiente manera: seis áreas con muy baja densidad de pinos (menos de diez pinos/ha), dos áreas de baja densidad (10-200 pinos/ha), tres con densidad intermedia (200-600 pinos/ha) y diez con alta densidad (bosques con más de 600 pinos/ha). Los árboles caídos fueron dejados en el sitio de corte en todos los casos, excepto para los bosques de alta densidad, en los que se evaluó también el desramado, fraccionamiento, acumulación y retiro de la madera del sitio de control.

Para las tareas de corte de pinos, y en los casos de desramado y fraccionamiento de la madera, se utilizó una motosierra Stihl MS 250. El costo de combustible (en pesos argentinos y dólares estadounidenses) se evaluó en

función del llenado de los tanques de combustible y aceite lubricante de la motosierra durante los ensayos de corte. El depósito de combustible tiene una capacidad de 0,4 l de mezcla: 0,39 l de nafta súper (3,4\$-0,88U\$S/l) y 0,01 l de aceite 2T (25\$-6,5U\$S/l), por lo que el costo de llenado del depósito de combustible es de 1,58\$-0,41U\$S (3,95\$-1,03U\$S/l mezcla). La motosierra lleva, además, un depósito de lubricante para la cadena con una capacidad de 0,22 l de aceite (8,5\$-2,2U\$S/l y 1,86\$-0,48U\$S para el llenado de este depósito). En promedio por cada tanque de combustible utilizado se consumen  $\frac{3}{4}$  partes del tanque de lubricante. De esta forma, el costo total de recargar ambos depósitos representa 2,97\$-0,77U\$S (1,58\$-0,41U\$S del depósito de carburante y 1,39\$-0,36U\$S de los  $\frac{3}{4}$  del tanque del aceite lubricante).

En cada experiencia de corte se midió el volumen de combustible empleado (nafta y lubricante), las horas invertidas, el número total de árboles talados y la superficie clareada. Para ello se contó con la colaboración de los guardaparques, utilizándose equipamiento de la reserva y del proyecto "Restauración de Ambientes Naturales afectados por Especies Leñosas Exóticas en el Parque Provincial Ernesto Tornquist" (GEKKO – Universidad Nacional del Sur).

## RESULTADOS

### Priorización de las áreas de manejo

#### Importancia (valor de conservación de las áreas)

El análisis de la concentración de 23 taxones endémicos del Sistema Ventania en función de su distribución según las cotas de altura se muestra en la Tabla 2.

De acuerdo a lo evaluado, las cotas ubicadas entre los 600 y los 900 msnm son las que concentran la máxima distribución potencial de especies

endémicas (14 a 16 especies) y se consideran las de mayor valor de conservación. Las cotas que se disponen entre los 500 y los 600 msnm y entre los 900 y los 1000 msnm incluyen el hábitat potencial de entre 10 y 13 especies endémicas y se clasifican como de valor intermedio de conservación. Finalmente, las cotas ubicadas entre los 400 y los 500 msnm y entre los 1000 y los 1100 msnm concentran la distribución potencial de nueve o menos especies endémicas y se consideran para esta evaluación como las de menor valor relativo de conservación.

Tabla 2. Taxones endémicos del Sistema Ventania. Distribución altitudinal de su hábitat comprobado y potencial según datos de la literatura.

Taxones endémicos	Altura sobre el nivel del mar (msnm)														
	400	450	500	550	600	650	700	750	800	850	900	950	1000	1050	1100
<b>Plantas</b>															
<i>Adesmia pampeana</i> (Fabaceae)	X	X	X	X	X	X	X	X							
<i>Adiantum thalictroides</i> (Adiantaceae)								X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Bromus bonariensis</i> (Poaceae)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
<i>Euphorbia caespitosa</i> (Euphorbiaceae)			X	X	X	X	X	X							
<i>Festuca pampeana</i> (Poaceae)						X	X	X	X	X	X				
<i>Festuca ventanicola</i> (Poaceae)				X	X	X	X	X	X	X	X				
<i>Grindelia ventanensis</i> (Asteraceae)						X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gymnocalycium platense</i> (Cactaceae)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Koeleria ventanicola</i> (Poaceae)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
<i>Nierembergia tandilensis</i> (Solanaceae)										X	X	X	X	X	X
<i>Olsynium junceum</i> (Iridaceae)											X	X	X	X	X
<i>Oxalis gracillima</i> (Oxalidaceae)								X	X	X	X	X	X		
<i>Plantago bismarkii</i> (Plantaginaceae)				X	X	X	X	X							
<i>Poa iridifolia</i> (Poaceae)							X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Polygala ventanensis</i> (Polygaceae)					X	X	X								
<i>Rorippa ventanensis</i> (Brassicaceae)		X	X	X	X	X									
<i>Senecio leucocephalus</i> (Asteraceae)		X													
<i>Senecio ventanensis</i> (Asteraceae)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
<i>Mostacillastrum ventanense</i> (Brassicaceae)			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Stipa ventanicola</i> (Poaceae)	X	X	X	X	X										
<b>Animales</b>															
<i>Bothriurus voyatii</i> (Bothriuriidae)					X	X	X	X	X	X	X	X			
<i>Liophis elegantissima</i> (Colubridae)									X	X	X	X	X	X	X
<i>Prystidactylus casuhatiensis</i> (Polychridae)									X	X	X	X	X	X	X
<b>Total de especies</b>	<b>6</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>11</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>9</b>

La Figura 2 muestra el mapa de la reserva con la distribución de las áreas según su valor relativo de conservación, correspondiendo un 27,4% de la superficie

al área considerada a sectores de alto valor de conservación, un 43,7% a los de valor intermedio y un 28,9% a aquellos de menor valor relativo.

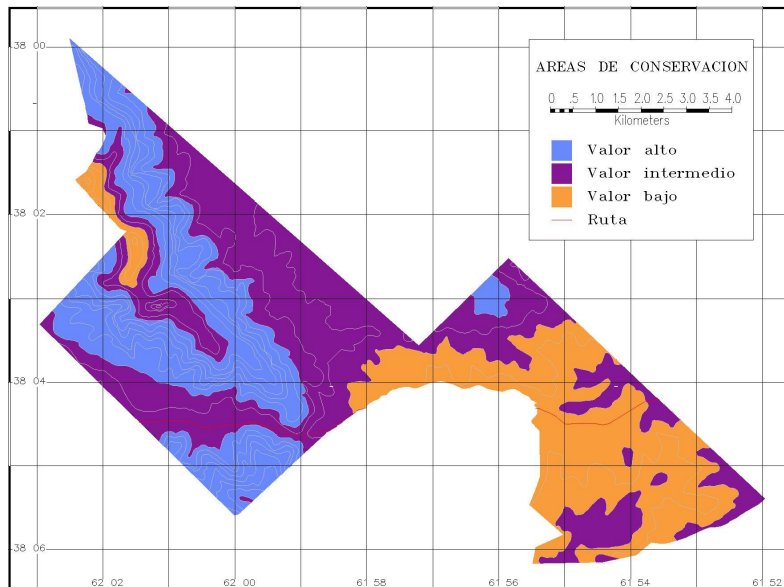


Figura 2. Distribución de las áreas de distinto valor relativo de conservación en función de la concentración del hábitat de especies endémicas.

*Factibilidad de las acciones de control (dificultad de acceso a las áreas)*

La Figura 3 muestra los distintos sectores de la reserva de acuerdo al grado de dificultad que implican las tareas de control de pinos en cada uno de ellos, en función de la inclinación del terreno.

Las áreas de fácil acceso (pendiente 0°-30°) ocupan el 61,6 % de la reserva, las de dificultad media (pendiente 30°-60°) un 14,6 % y las de alta dificultad (pendiente 60°-90°) un 23,8 %.

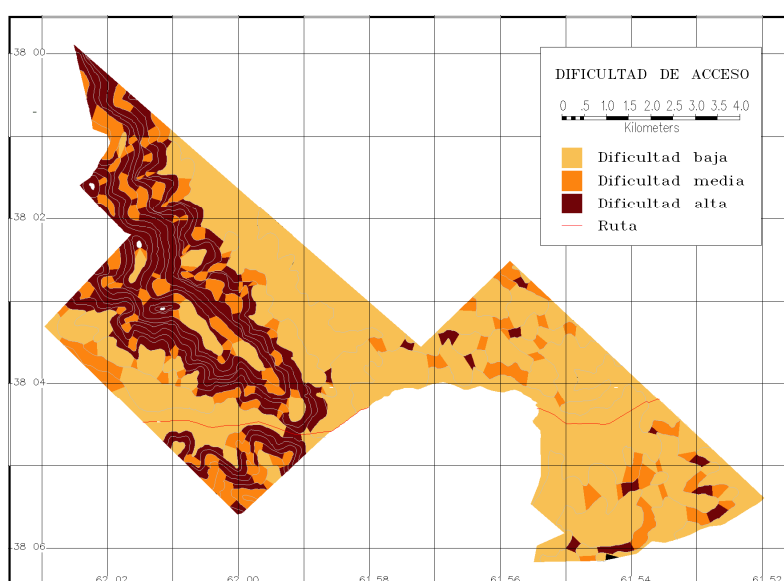


Figura 3. Distribución de las áreas con diferente grado de dificultad para las acciones de control de pinos invasores en función de la inclinación del terreno.

### Áreas prioritarias

La combinación de la información acerca del valor de conservación (Figura 2) y de accesibilidad (Figura 3) de los distintos sectores del PPET resultó en el mapa de prioridad de control que se

muestra en la Figura 4, donde las áreas de alta prioridad representan el 44,8 % de la superficie de la reserva, las de prioridad intermedia el 45,7 % y las de baja prioridad el 9,5 %.

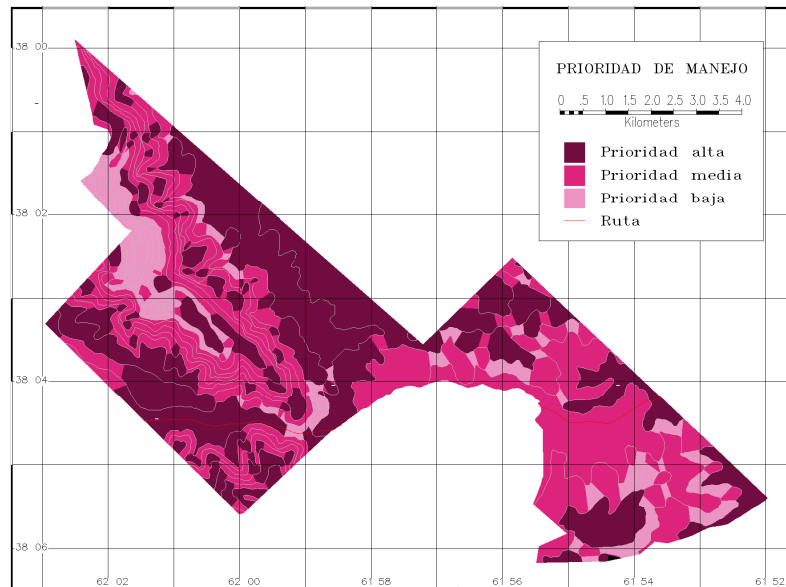


Figura 4. Áreas con diferente prioridad de manejo de pinos invasores.

### Análisis de costo y esfuerzo de la tala como método de control

El consumo de combustible por hectárea aumenta con la densidad de pinos. Al pasar de un área con muy baja densidad de pinos (menos de diez pinos/ha) a una de alta densidad (bosques con más de 600 pinos/ha) el costo del combustible utilizado por hectárea se incrementa en 2230 veces (Tabla 3). Por cuestiones de seguridad, la motosierra se apaga entre el corte de árboles que crecen aislados, mientras que en áreas de bosque se mantiene encendida debida a la proximidad entre los ejemplares. Esto resulta en un mayor consumo de combustible por pino cortado en el caso

de los ejemplares aislados. En áreas de muy baja densidad, el costo por pino cortado es de 0,16\$ por ejemplar, valor que disminuye en un 56,25% para el caso de pinos creciendo en bosques densos (Tabla 3).

Con respecto al tratamiento posterior de los remanentes, el costo del combustible empleado por hectárea en el clareo de áreas con alta densidad es de 111,5\$; DE=42,9 (29U\$S), valor que se incrementa 0,28 veces en el caso de desramar los remanentes y casi en cinco veces si además se fracciona y acomoda la madera (Tabla 3).



Tabla 3. Estimación de costos de combustible (en pesos argentinos y en dólares estadounidenses) para el corte de pinos en función de la densidad y del tipo de manejo de los pinos caídos (valor medio  $\pm$  desvío estándar).

	Pinos/ha	Pinos/lleñad o tanques	Costo/pino \$ (U\$S)	Costo/ha \$ (U\$S)
Densidad muy baja, corte (n=6)	0,3 $\pm$ 0,08	19,55 $\pm$ 2,78	0,16\$ $\pm$ 0,02 (0,04U\$S)	0,05\$ $\pm$ 0,02 (0,01U\$S)
Densidad baja, corte (n=3)	75,5 $\pm$ 42,7	20,33 $\pm$ 2,08	0,16 $\pm$ 0,02 (0,04U\$S)	12,9 $\pm$ 7,2 (3,35U\$S)
Densidad media, corte (n=3)	389,5 $\pm$ 106,7	30,26 $\pm$ 3,89	0,11 $\pm$ 0,012 (0,03U\$S)	43,6 $\pm$ 7,32 (11,3U\$S)
Densidad alta, corte (n=6)	1632 $\pm$ 911,2	47,96 $\pm$ 11,6	0,07 $\pm$ 0,016 (0,02U\$S)	111,5 $\pm$ 42,9 (29U\$S)
Densidad alta, corte y desramado (n=2)	1697 $\pm$ 451,3	40,75 $\pm$ 10,2	0,09 $\pm$ 0,02 (0,02U\$S)	143,3 $\pm$ 2,1 (37,2U\$S)
Densidad alta, corte, desramado, trozado y retiro (n=2)	1303,1 $\pm$ 145,8	8,5 $\pm$ 0,7	0,4 $\pm$ 0,03 (0,1U\$S)	526,6 $\pm$ 15,2 (136,8U\$S)

La misma situación ocurre con el esfuerzo requerido para las acciones de control. En una superficie de una hectárea se requieren 25 horas hombre para clarear un área densa de pinos, 312 veces más que el esfuerzo requerido para cortar los pinos en un área con muy baja densidad (Tabla 4). En un bosque pueden cortarse en promedio 56,55 pinos (DE=21,4) por hora; mientras que en áreas con árboles creciendo en una densidad menor a diez pinos/ha llegan a

controlarse 3,77 árboles (DE=1,1) en el mismo tiempo (Tabla 4). Con respecto al tratamiento posterior de los árboles cortados, el esfuerzo necesario para clarear una hectárea con alta densidad de pinos aumenta en más de cuatro veces si se suma a las actividades el desramado de los pinos cortados y en más de trece veces si desraman, trozan y acumulan los remanentes para su posterior retiro (Tabla 4).

Tabla 4. Estimación del esfuerzo de las actividades de corte en función de la densidad y el tipo de manejo de los pinos caídos (valor medio  $\pm$  desvío estándar).

	Pinos/ha	Pinos/ hora/ persona	ha clareadas/ hora/ persona
Densidad muy baja, corte (n=6)	0,3 $\pm$ 0,08	3,77 $\pm$ 1,10	13,3 $\pm$ 4,30
Densidad baja, corte (n=3)	75,5 $\pm$ 42,7	8,34 $\pm$ 1,9	0,14 $\pm$ 0,08
Densidad media, corte (n=3)	389,5 $\pm$ 106,7	22,21 $\pm$ 1,55	0,059 $\pm$ 0,015
Densidad alta, corte (n=6)	1632,6 $\pm$ 911,2	56,55 $\pm$ 21,4	0,04 $\pm$ 0,016
Densidad alta, corte y desramado ( n=2)	1697,7 $\pm$ 451,3	16,3 $\pm$ 4,1	0,009 $\pm$ 1,4 E-4
Densidad alta, corte, desramado, trozado y retiro (n=2)	1303,1 $\pm$ 145,8	4,25 $\pm$ 0,35	0,003 $\pm$ 9,4 E-5

## DISCUSION

Las áreas naturales protegidas encuentran en las especies exóticas invasoras la amenaza más seria para sus objetivos de conservación (Usher 1991). El aislamiento y el tamaño limitado de la mayoría de las reservas les impiden mantener sus regímenes naturales de disturbio y determinan que las mismas actúen como "islas continentales", volviéndose más vulnerables a las invasiones biológicas (Hobbs 1989, Macdonald et al. 1989). La prevención y la detección temprana de especies exóticas en la etapa de establecimiento aparecen como las alternativas de control más simples y económicas (Macdonald 1990, Richardson 1998). Lamentablemente con frecuencia el problema se hace evidente cuando los impactos son casi irreversibles y las estrategias de control se tornan difíciles y con pocas probabilidades de éxito. Una vez que la invasión está establecida, la planificación objetiva de las acciones a tomar surge como una condición indispensable para el manejo (Usher 1991, Barzetti 1993, Zavaleta 2000). Uno de los principales desafíos al respecto es definir las especies a controlar con prioridad (Parker et al. 1999, Zalba & Villamil 2002). El siguiente paso a considerar debería ser la selección de las áreas donde el control de las especies prioritarias resulta más urgente. Este trabajo presenta una aproximación inédita a ese problema.

La propuesta de priorización de áreas incluida en este trabajo se basa en el sistema propuesto por Parker et al. (1999) para la detección de especies exóticas invasoras de alta prioridad de control, aplicado, en este caso a la identificación de áreas prioritarias. Estos autores proponen una ordenación en dos dimensiones, clasificando a las especies de acuerdo al impacto que causan y a la factibilidad de control.

Diversas formas de priorización de áreas, basadas en valores de conservación de la biodiversidad, son empleadas en los sistemas de selección

de áreas protegidas o en la asignación de prioridades de manejo (Freitag et al. 1997, Spector 2002, CEC & TNC 2005). En nuestro caso el valor de conservación se asigna en función de la concentración de especies endémicas. Esta es apenas una de las posibles opciones y surge en función de la concentración de endemismos estrictos en la región. Otros criterios podrían complementar esta visión, como la detección de áreas con alta diversidad o elevada riqueza específica total (Myers et al. 2000), la representatividad de las distintas comunidades locales o la incorporación de información sobre aspectos claves de la especie invasora en el área, como el riesgo de dispersión (posición, altura, densidad o edad de las fuentes de propágulos).

El control es una actividad duradera y costosa, que requiere una planificación para optimizar el uso de los recursos de una reserva natural. Pocos planes de manejo de especies exóticas invasoras evalúan el costo y el esfuerzo de las acciones (Zavaleta 2000). Estas aproximaciones permiten, por ejemplo, comparar la eficiencia relativa de distintas formas de control. Así, en Sudáfrica, se determinó que para stands densos de pinos resulta más económico talar que aplicar químicos (Ledgard et al. 2000), ensayos de control realizados en Nueva Zelanda estimaron que aproximadamente se requiere un costo promedio de 0,65US\$ por pino al combinar el corte con motosierra de árboles adultos con la pulverización foliar (con metasulphuron/paraquat) sobre renovales en un área con una densidad de 33 pinos por hectárea (Ledgard et al. 2000). A partir de los resultados evaluados en el presente trabajo, el costo de cortar un pino (0,04US\$) en un área de densidad comparable resulta mucho menor, sin que sea necesario aplicar herbicidas.

La aplicación de herbicidas y la tala en general resultan opciones que requieren mucho esfuerzo en horas hombre de trabajo (Cronk & Fuller 1995, Tu et al. 2001). Experiencias de control de

pinos con motosierra desarrolladas en Nueva Zelanda resultaron en estimaciones de 20 horas hombre por hectárea (Ledgard et al. 2000), muy semejantes a las obtenidas en nuestro trabajo a densidades equivalentes: 25 horas hombre por hectárea.

De acuerdo a nuestros resultados, en el corte de ejemplares de pino según la densidad de las áreas evaluadas, la variación del costo de las acciones de control por hectárea resulta más marcada que el esfuerzo requerido para realizarlas. El costo aumenta 2230 veces desde áreas con muy baja densidad de pinos a bosques, mientras que el esfuerzo aumenta una proporción menor, que supera en 312 veces.

El retiro de los árboles caídos del lugar de corte resulta una acción recomendable en ciertas áreas y/o bajo ciertas circunstancias. Debe considerarse que los remanentes de los árboles talados que quedan en el sitio liberan masivamente sus semillas durante el verano siguiente a la tala y que estas semillas poseen un potencial de germinación elevado independientemente del mes en que se realice el control (Cuevas & Zalba 2004, Cuevas 2005). De allí la importancia del tratamiento posterior de los remanentes de los árboles cortados en áreas con alta densidad para evitar el establecimiento de renovales a partir de las semillas de sus conos.

En función de la extensión y densidad de pinos en la reserva hacia el año 2005, las acciones de control, combinando el corte de pinos con la utilización del fuego como herramienta complementaria, implicarían un esfuerzo de trabajo total de 12586 horas (aproximadamente 6 años, trabajando 6 horas diarias) y un costo económico total de 46634,38U\$, incluyendo mano de obra, combustible, reposición de las herramientas y apertura de cortafuegos (Cuevas 2005). No se ha evaluado hasta la fecha el costo asociado al avance de los pinos en el área en cuanto a su interferencia, por ejemplo, con servicios ecológicos tales como la provisión de

agua para actividades agrícolas y consumo humano en el resto de la cuenca. Este cálculo permitiría realizar una evaluación objetiva de costo beneficio que, en el caso de otras especies invasoras, ha resultado claramente favorable para el control (Zavaleta 2000).

## RECOMENDACIONES DE MANEJO

La extensión de la invasión de *Pinus halepensis* en el Parque Provincial Ernesto Tornquist y el impacto asociado llevan a la necesidad de desarrollar medidas de control urgentes. El costo y esfuerzo operativo, sumado a la existencia de fuentes externas de própagulos, reducen la factibilidad de alcanzar una erradicación completa de la especie a corto plazo.

Se recomienda eliminar los pinos de los sectores con prioridad de manejo máxima e intermedia, promoviendo la erradicación de ejemplares de sitios de alto valor de conservación y retirar los árboles cortados en áreas de fácil acceso para evitar una recolonización a partir de las semillas que permanecen en los conos cerrados. Cuando esto no fuera posible, complementar el corte con tareas de repaso en los tres o cuatro años posteriores.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al personal del Parque Provincial Ernesto Tornquist por la colaboración brindada en las tareas de campo y a la Asociación Cooperadora Monumento Natural y Parque Provincial Ernesto Tornquist por su contribución al plan de control de especies exóticas en la reserva. Este trabajo recibió apoyo de la Universidad Nacional del Sur, la Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires (CIC) y el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

## BIBLIOGRAFIA

- Armstrong A.J., Benn G., Bowland A.E., Goodman P.S., Johnson D.N., Maddock A.H. y Scott-Shaw C.R. 1998. Plantation Forestry in South Africa and its Impact on Biodiversity. *Southern African Forestry Journal* 182: 59-65
- Barzetti V. 1993. *Parques y Progreso. Áreas protegidas y desarrollo económico en América Latina y el Caribe*. UICN
- Baskin Y. 2002. *A Plague of Rats and Rubbervines. The Growing Threat of Species Invasions*. Island Press Shearwater Books, Washington, DC
- Bertonatti C. 1997. *Estrategia de Conservación para las Aves de la Argentina. Antecedentes y Propuestas*. Temas de Naturaleza y Conservación N° 1. Monografía Técnica de la Asociación Ornitológica del Plata. Buenos Aires. Argentina
- Bertonatti C. y Corcuera J. Eds. 2000. *Situación Ambiental Argentina 2000*. Fundación Vida Silvestre Argentina
- Bilenca D. y Miñarro F. 2004. *Identificación de áreas valiosas de pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre Argentina. JM Kaplan Fund
- Cabrera A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. En: *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, Parodi L.R. (Ed.). Tomo2, fascículo2. Edición ACME. Argentina
- Calder J.A., Wilson J.B., Mark A.F. y Ward G. 1992. Fire, succession and reserve management in a New Zealand snow tussock grassland. *Biological Conservation* 62: 35-45
- CEC y TNC. 2005. *North American Central grasslands priority conservation areas: technical report and documentation*. Eds. JW Karl and J. Hoth. Comisión for Environmental Cooperation and The Nature Conservancy. Montreal, Quebec
- Cei J.M. 1993. *Reptiles del noroeste, nordeste y este de la Argentina. Herpetofauna de las selvas subtropicales, Puna y Pampas*. Museo Regionale di Scienze Naturali. Torino. Monografía XIV
- Chilvers G.A. y Burdon J.J. 1983. Further studies on a native Australian eucalypt forest invaded by exotic pines. *Oecologia* 59: 239-245
- Crisci J., Freire S., Sancho G. y Katinas L. 2001. Historical Biogeography of the Asteraceae from Tandilia and Ventania Mountain Ranges (Buenos Aires, Argentina). *Caldasia* 23 (1): 21-41
- Cronk Q.C.B. y Fuller J.L. 1995. *Plants Invaders. A People and Plants Conservation Manual*. Chapman y Hall. Cambridge University Press. UK
- Cuevas Y.A. 2005. Plan de manejo de *Pinus halepensis* para el Parque Provincial Ernesto Tornquist (Buenos Aires). Tesis de Maestría en Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina
- Cuevas Y.A. y Zalba S.M. 2004. Banco de semillas de *Pinus halepensis*, una especie invasora del pastizal pampeano. En Libro de Resúmenes: Segundo Encuentro Binacional de Ecología. Mendoza, Argentina
- Cuevas Y.A. y Zalba S.M. 2009. Recovery of native grasslands after removing invasive pines. *Restoration Ecology*. Publicado Online desde febrero 2009
- Fiori S.M., Scrolli A.L. y Zalba S.M. (Eds.). 1997. Propuesta de Plan de Manejo para el Parque Provincial Ernesto Tornquist. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. Argentina
- Frangi J.L. y Bottino O.J. 1995. Comunidades vegetales de la Sierra de la Ventana, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía de La Plata* 71 (1): 93-133
- Freitag S., van Jaarsveld A.S. y Biggs H.C. 1997. Ranking priority biodiversity areas: An iterative conservation value-based approach. *Biological Conservation* 82 (3): 263-272
- GISP. 2005. *South America Invaded: The growing threat of invasive alien species*. Global Invasive Species Program. Cape Town, South Africa

- Higgins S.I., Richardson D.M., Cowling R.M. y Trinder-Smith T.H. 1999. Predicting the landscape distribution of invasive alien plants and their threat to native plant diversity. *Conservation Biology* 13: 303-313
- Hobbs R.J. 1989. The nature and effect of disturbance relative to invasions. In: *Biological Invasions: a global perspective*. Drake J.A. et al. (Eds.). SCOPE.
- Hobbs R.J. 1991. Disturbance, a precursor to weed invasion in native vegetation. *Plant Protection Quarterly* 6: 99-104
- Holmes P.M., Richardson D.M., van Wilgen B.W. y Gelderblom C. 2000. Recovery of South African fynbos vegetation following alien woody plants clearing and fire: implications for restoration. *Austral Ecology* 25: 631-639
- InBiar. 2009. [www.inbiar.org.ar](http://www.inbiar.org.ar). Visitada en agosto de 2009
- Kristensen M.J. y Frangi J.L. 1995. La Sierra de la Ventana: una isla de biodiversidad. *Ciencia Hoy* 5 (30): 25-34
- Ledgard N., Lindelöw A., Nilsson C., Peterken G., Sörlin S. y Sykes M. 2000. Ecological effects and management aspects of an exotic tree species: the case of lodgepole pine in Sweden. *Forest Ecology and Management* 141: 3-13
- Le Maitre D.C., van Wilgen B.W., Gelderblom C.M., Bailey C., Chapman R.A. y Nel J.A. 2002. Invasive alien trees and water resources in South Africa: case studies of the costs and benefits of management. *Forest Ecology and Management* 160:143-159
- Long M.A. y Grassini C.M. 1997. Actualización del conocimiento florístico del Parque Provincial Ernesto Tornquist. Ministerio de Asuntos Agrarios Provincia de Buenos Aires y Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. Argentina
- Macdonald I.A.W. 1990. Strategies for limiting the invasion of protected areas by introduced organisms. *Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard.* 32: 1-11
- Macdonald I.A.W. y Jarman M.L. (Eds). 1985. *Invasive alien plants in the terrestrial ecosystems of Natal, South Africa*. South African National Scientific Programmes Report 118. South Africa
- Macdonald I.A.W., Loope L.L., Usher M.B. y Hamann O. 1989. Wildlife Conservation and the Invasion of Nature Reserves by Introduced Species: a Global Perspective. In: *Biological Invasions: A Global Perspective*. Drake J.A. et al. (Eds.). SCOPE. John Wiley y Sons Ltd
- Myers J.H. y Bazely D.R. 2003. *Ecology and Control of Introduced Plants. Ecology, Biodiversity and Conservation*. Cambridge University Press. UK
- Myers N., Mittermeier N.R., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B. y Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Parker I.M., Simberloff D., Lonsdale W.M., Goodell K., Wonham M., Kareiva P.M., Williamson M.H., Von Holle B., Moyle P.B., Byers J.E. y Goldwasser L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1:3-19
- Richardson D.M. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology* 12 (1): 18-26
- Richardson D.M. y Bond W.J. 1991. Determinants of plant distribution: Evidence from pine invasions. *The American Naturalist* 137: 639-668
- Richardson D.M. y Higgins S.I. 1998. Pines as invaders in the Southern Hemisphere. In: *Ecology and Biogeography of Pinus*. Richardson DM (Ed.). Cambridge University Press.
- Richardson D.M. y Rejmánek M. 2004. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions* 10:321-331
- Richardson D.M., Williams P.A. y Hobbs R.J. 1994. Pine invasions in the Southern Hemisphere: determinants of spread and invadability. *Journal of Biogeography* 21: 511-527
- Sarasola M., Rusch V., Schlichter E., Schlichter T.M. y Ghera C.M. 2006. Invasión de coníferas forestales en

- áreas de estepa y bosques de ciprés de la cordillera en la Región Andino Patagónica. *Ecología Austral* 16 (2):143-156
- Scorolli A.L. 2007. Dinámica poblacional y organización social de caballos cimarrones en el Parque Provincial Ernesto Tornquist. Tesis Doctoral en Biología. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina
- Simberloff D., Nuñez M.A., Ledgard N.J., Pauchard A., Richardson D.M., Sarasola M., Van Wilgen B.W., Zalba S.M., Zenni R.D., Bustamante R., Peña E. y Ziller S.R. Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology*, en prensa
- Spector S. 2002. Biogeographic crossroads as priority areas for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 16 (6): 1480-1487
- Tu M., Hurd C. y Randall J.M. 2001. *Weed Control Methods Handbook: Tools and Techniques for Use in Natural Areas*. Wildland Invasive Species Program. The Nature Conservancy
- Usher M.B. 1991. Biological invasions into tropical nature reserves. In: *Ecology of Biological Invasions in the Tropics*. Ramakrishnan PS (Ed.).
- Williamson M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman y Hall, London
- Zalba S.M. 1994. Plantas leñosas exóticas en el Parque Provincial Ernesto Tornquist (Buenos Aires): Evaluación de Impacto y Propuesta de Control. Tesis de Maestría en Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
- Zalba S.M. 2000. El pastizal pampeano, los árboles exóticos y la fauna silvestre: un problema con múltiples dimensiones. En: *Diagnóstico Ambiental de la República Argentina*. Bertonatti C. y Corcuera J. (Eds.). Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Zalba S.M. 2001. Efectos de la Forestación con Especies Exóticas sobre Comunidades de Aves del Pastizal Pampeano. Tesis Doctoral en Biología. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. Argentina
- Zalba S.M. y Cozzani N.C. 2004. The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. *Animal Conservation* 7: 35-44
- Zalba S.M., Cuevas Y.A. y Boó R.M. 2008. Invasion of *Pinus halepensis* Mill. following a wildfire in an Argentine grassland nature reserve. *Journal of Environmental Management* 88: 539-546
- Zalba S.M. y Villamil C.B. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions* 4: 55-72
- Zavaleta E. 2000. The economic value of controlling an invasive shrub. *Ambio* 29(8):462-467
- Zucchini E.E. y Zalba S.M. 2003. Efecto de un incendio sobre el establecimiento y la supervivencia de plántulas de *Pinus halepensis* en el Parque Provincial E. Tornquist. En Libro de Resúmenes XXIX Jornadas Argentinas de Botánica. San Luis, Argentina.

Recibido: 01.10.2009; Aceptado: 21.10.2009.