

## INVASION DE ARBOLES ALOCTONOS EN UNA CUENCA PRE-ANDINA DE CHILE CENTRAL

### *INVASION OF ALIEN TREES IN A PRE-ANDEAN WATERSHED OF CENTRAL CHILE*

Pablo I. Becerra

Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago, Chile  
Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Casilla 653, Santiago, Chile. pbecerra@icaro.dic.uchile.cl

#### RESUMEN

En este trabajo se describe el ensamble de especies arbóreas alóctonas presentes en la cuenca del Río San Ramón, ubicada en el borde este de la ciudad de Santiago, Chile central. En particular se documenta la flora de especies arbóreas alóctonas, el estado de invasión de cada especie (no naturalizada, naturalizada, invasora), abundancia, estructura de tamaños, se relaciona la riqueza y abundancia de especies alóctonas arbóreas con la forma de acceso a la cuenca (plantada o inmigración natural), y se caracteriza la distribución de las especies en los hábitats abióticos y tipos de parche de vegetación residente. Para ello, se llevó a cabo un censo de todos los individuos de especies arbóreas alóctonas presentes en la cuenca. Se observaron 15 especies arbóreas alóctonas, de las cuales 8 pueden ser catalogadas como invasoras en la cuenca, 2 sólo naturalizadas y 5 están plantadas pero no presentan regeneración natural. Las especies invasoras presentaron diferente abundancia, siendo *Ulmus minor* la especie más abundante. La mayoría de las especies invasoras presentan regeneración natural e individuos de tamaño pequeño. Las especies que han llegado a ser invasoras y de éstas las más abundantes no fueron mayoritariamente plantadas en la cuenca. Además, las especies alóctonas observadas presentaron una muy similar distribución ambiental, preferentemente en los hábitats más húmedos y parches abiertos sin vegetación leñosa. Estos patrones permiten sugerir que el proceso de invasión estaría continuamente ocurriendo, que el ambiente biótico y abiótico puede estar jugando un rol en la invasión de árboles alóctonos, y que este rol sería similar entre las especies invasoras presentes.

**PALABRAS CLAVES:** Chile central, especies introducidas, especies naturalizadas, especies exóticas, naturalización.

#### ABSTRACT

In this paper the assemblage of alien tree species inhabiting in the Río San Ramón watershed is described. This watershed is located at East border of Santiago, central Chile. Particularly, we documented the flora of alien tree species, the invasion state (not naturalized, naturalized, invader), abundance and population structure of each species. In addition, we related richness and abundance of each species with the way of access into the watershed (planted or natural immigration) and characterized species distribution through the abiotic habitats and resident vegetation patches. During 2003, a cense of all the individuals of alien tree species observed in the watershed was carried out. Fifteen alien tree species were observed. From these, eight species may be considered as invaders, two species as naturalized, and five species were planted but no natural regeneration was observed. Invader species had different abundance, being *Ulmus minor* the most abundant. Most of the invader species had natural regeneration and small-size individuals. The species that have become invaders, especially those that are the most abundant, were not planted in the watershed. On the other hand, the alien species had a similar environmental distribution, principally on the wettest habitats and on open sites without woody vegetation. These results suggest that the invasion process would be continuous, and that biotic and abiotic environment might be playing a role on the invasion of alien trees in central Chile, and that this role would be similar among species.

**KEYWORDS:** Central Chile, exotic species, introduced species, invasion, naturalized species, naturalization.

## INTRODUCCION

Prácticamente todos los países poseen especies originadas en otros lugares del mundo denominadas exóticas, introducidas o autóctonas (Groves & Burdon 1986, Drake *et al.* 1989, Mooney & Hobbs 2000, Richardson *et al.* 2000). De estas especies, algunas pueden reproducirse y formar poblaciones en el mismo sitio o en sitios adjuntos a los de introducción, en cuyo caso se les denomina naturalizadas (Richardson *et al.* 2000). De las especies naturalizadas, algunas pueden alejarse de los sitios de introducción y formar poblaciones permanentes en lugares más distanciados, en cuyo caso se les denomina invasoras (Richardson *et al.* 2000). La invasión de especies autóctonas es un fenómeno natural que implica por sí solo un cambio en la composición y estructura de las comunidades biológicas (Groves & Burdon 1986, Drake *et al.* 1989, Mooney & Hobbs 2000). Sin embargo, la invasión además puede afectar significativamente la biodiversidad y procesos ecológicos nativos, generando así problemas de conservación (e.g. D'Antonio & Vitousek 1992, Richardson *et al.* 1996, Rodríguez 2001). Ambos hechos se han observado desde hace bastante tiempo (Darwin 1859, Elton 1958), sin embargo, investigaciones más exhaustivas se han incrementado sólo en las últimas décadas.

Los ecosistemas mediterráneos del mundo han sido reconocidos como zonas de excepcionalmente alta riqueza y endemismo de especies de plantas (Cowling *et al.* 1996). Sin embargo, todos ellos y en particular el de Chile central presentan una alta concentración de población humana, lo cual ha generado una alta deforestación y una significativa alteración interna de las zonas naturales remanentes (di Castri *et al.* 1981, Aschmann 1990). En particular, la vegetación de bosque y matorral esclerófilo de Chile, típica de las zonas bajas de la región mediterránea, posee actualmente no más de 350.000 ha remanentes (CONAF-CONAMA 1997). Por otro lado, la alta concentración de población en las regiones mediterráneas ha significado la introducción de una gran diversidad de especies vegetales autóctonas, tanto en forma accidental, como para fines ornamentales, agrícolas y forestales (Groves & di Castri 1990). Esto ha generado una creciente invasión de especies autóctonas hacia zonas naturales, especialmente sitios aledaños a centros poblados (Groves & di Castri 1991, Richardson *et al.* 1996,

Arroyo *et al.* 2000, Etienne 2001). En particular, la invasión de especies autóctonas arbóreas ya ha sido bastante documentada en diversos ecosistemas mediterráneos (Richardson *et al.* 1996, Richardson 1998, Etienne 2001), y más aún, ya se han detectado algunos problemas de conservación como consecuencia de ésta, tales como cambios en la composición de las comunidades vegetales, reducciones en la tasa de regeneración de especies arbóreas nativas y la alteración de la fisionomía del paisaje (di Castri *et al.* 1981, Groves & di Castri 1991, Richardson *et al.* 1996, Richardson 1998, Etienne 2001). En consecuencia, la invasión de árboles autóctonos en la zona mediterránea de Chile podría afectar más aún el precario estado de conservación en que se encuentran los pocos remanentes naturales de este tipo de ecosistema en el país. Sin embargo, en Chile aún no existen estudios detallados y área-específicos acerca del estado de invasión de árboles autóctonos, como por ejemplo aspectos relacionados con la composición, abundancia, estructura y distribución de este tipo de especies en áreas naturales. Sólo Matthei (1995), Arroyo *et al.* (2000) y Teillier *et al.* (2003) entregan la composición nacional o regional de árboles autóctonos potencialmente invasores en Chile. Por el contrario, mejor conocidos son los patrones de invasión de hierbas autóctonas, en particular en Chile central (Holmgren *et al.* 2000, Sax 2002, Figueroa *et al.* 2004).

La ciudad de Santiago está ubicada en la zona mediterránea de Chile, en los faldeos de la Cordillera de los Andes. Alrededor de la ciudad se encuentran una serie de cuencas hidrográficas expuestas a la invasión de un importante número de especies arbóreas autóctonas utilizadas en la ciudad con fines ornamentales y en plantaciones de pequeña escala localizadas en los márgenes de la ciudad. Este trabajo tiene por objetivo describir el ensamble de árboles autóctonos de una cuenca preandina aledaña a la ciudad de Santiago de Chile. Específicamente se documenta la flora de especies arbóreas autóctonas y el estado actual de invasión de cada especie en la cuenca (no naturalizada, naturalizada, invasora). Para las especies invasoras se describe el patrón de abundancia relativa, la estructura de tamaños poblacional, se relaciona la riqueza y abundancia con la forma de acceso a la cuenca (plantación o inmigración natural) y se caracteriza su distribución respecto del ambiente abiótico (posición topográfica) y parches de vegetación residente.

## MATERIALES Y METODOS

La cuenca de estudio está localizada en la Quebrada del cerro San Ramón (33°25' S, 70°30' W), al oriente de la ciudad de Santiago (Fig. 1). Posee un clima mediterráneo semiárido (di Castri & Hajek 1976), con una temperatura media de 15°C y una precipitación media de 330 mm anuales concentrados en un máximo de 5 a 6 meses, lo que determina un período seco de 6 a 7 meses.

La cuenca posee un curso permanente de agua correspondiente al río San Ramón, el cual corre en sentido este-oeste. Por esto, es posible diferenciar tres ambientes abióticos: una ladera de exposición sur, una de exposición norte y un fondo de quebrada adenaño al río. La vegetación se caracteriza por parches leñosos principalmente dominados por *Colliguaja odorifera*, *Retanilla trinervia*, *Lithrea caustica* y *Quillaja saponaria*, alternados con parches herbáceos dominados por *Pasithea caerulea*, *Centaurea melitensis*, *Fumaria agraria*, *Conium maculatum* y *Bromus berterianus*, entre otras. Además, en los fondos de quebrada y exposición sur se presentan parches leñosos dominados por el arbusto introducido *Rubus ulmifolius*, los cuales se asentaron en sitios abiertos dejados por la tala de la vegetación leñosa (CONAF, comunicación personal).

Durante el año 2003 se realizó un censo de los individuos de especies arbóreas autóctonas presentes en la cuenca. Se consideró como especie autóctona de Chile a aquellas llegadas al territorio nacional posterior a 1492 (Richardson *et al.* 2000, Arroyo *et al.* 2000). La zona de registro de árboles autóctonos comenzó en el punto donde se inicia la cuenca en sentido oeste-este (donde comienzan las laderas de exposición sur y norte hacia el este, aproximadamente a 300 m desde las últimas casas de la ciudad), y abarcó hasta 2000 m al interior (Fig. 1). Por los lados, los límites de la zona de registro se ubicaron en las cimas de las laderas de la cuenca (Fig. 1).

A todos los individuos de especies arbóreas autóctonas se les registró: altura, diámetro a la altura del pecho (DAP) (a los mayores de 2 m de alto), hábitat en que estaba presente el individuo (ladera de exposición norte, ladera de exposición sur y fondo de quebrada) y el tipo de parche de vegetación en que estaba ubicado categorizados en “leñosos” o “abiertos” (sin vegetación leñosa con o sin hierbas). Además, los parches leñosos se diferenciaron

entre aquellos dominados por leñosas nativas y aquellos dominados por *Rubus ulmifolius*, la única especie arbustiva autóctona presente en la cuenca. Esta diferenciación se realizó debido a que probablemente los parches de *Rubus* fueron anteriormente sitios abiertos.

De todos los individuos registrados, algunos correspondieron a individuos plantados y otros (la mayoría, ver resultados) fueron originados naturalmente (mediante regeneración natural). Los individuos plantados fueron determinados por medio de consultas a personal de CONAF del área. Se asumió que en el caso de las especies con individuos plantados en edad reproductiva, los individuos regenerados naturalmente provenían de los plantados.

Específicamente, en este estudio se consideró a todas las especies arbóreas autóctonas con individuos originados naturalmente, más las especies sin individuos originados naturalmente (sólo plantados) pero que presentaron al menos un individuo plantado en edad (o tamaño) reproductiva, con el fin de incluir sólo aquellas especies que tienen o han tenido la posibilidad de generar individuos naturalmente (se excluyeron especies autóctonas sin individuos originados naturalmente, es decir sólo individuos plantados en edades evidentemente no reproductivas). No se presentaron especies con individuos regenerados naturalmente y plantados en que todos los individuos plantados hayan estado en edad no reproductiva (y que por lo tanto los individuos regenerados naturalmente sean provenientes de fuentes externas a la cuenca).

El estado de invasión se caracterizó de acuerdo a Richardson *et al.* (2000): aquellas especies sin individuos originados naturalmente (sólo individuos plantados en edad reproductiva) fueron denominadas autóctonas “No Naturalizadas”; aquellas especies con individuos plantados en la cuenca y que presentaron regeneración natural que no se apartó más de 100 m de los individuos plantados se les denominó “Naturalizadas”; a aquellas especies que presentaron individuos regenerados naturalmente distanciados al menos 100 m de los individuos plantados se les denominó “Invasoras”. Además, todas las especies presentes en la cuenca sin individuos plantados (todos originados naturalmente) también fueron consideradas “Invasoras” debido a que los individuos fundadores de la población registrada provienen desde fuera de la cuenca (Richardson *et al.* 2000).

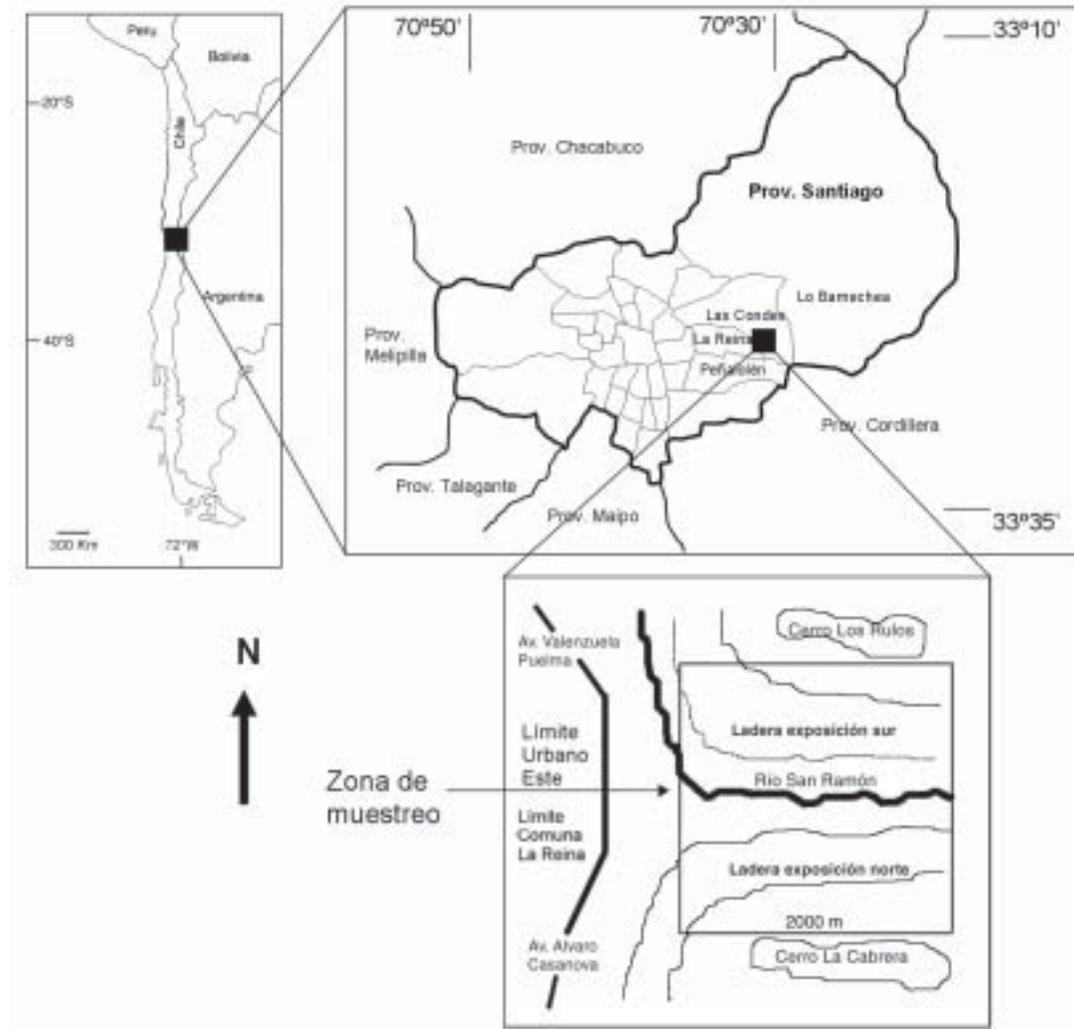


FIGURA 1. Ubicación geográfica de la cuenca y de la zona de muestreo (el cuadrado) dentro de la cuenca. La sección de la figura correspondiente a la cuenca no está a escala.

FIGURE 1. Geographic location of the watershed and sampling zone (the square). Section of figure corresponding to the watershed is not at scale.

La abundancia relativa, estructura de tamaños, relación entre riqueza, abundancia y forma de acceso a la cuenca y la distribución de las especies fueron caracterizadas sólo para especies catalogadas como invasoras, considerando sólo los individuos regenerados naturalmente. La abundancia relativa se caracterizó a través de la proporción que representa el número de individuos de cada especie respecto del total de individuos regenerados naturalmente de todas las especies. Para la estructura de tamaños se empleó el DAP (diámetro a la altura del pecho o 1,3 m) para los individuos mayores a 2 m, y los individuos menores a 2 m fueron considerados en etapa de regeneración. La relación entre forma de acceso a la cuenca (plantada o por dispersión natural) y abundancia se analizó comparando la abundancia promedio de especies invasoras que accedieron a la cuenca por plantación, con la abundancia promedio de especies originadas por dispersión natural, a través de un Análisis de Varianza de una vía. La distribución se caracterizó contabilizando el número y porcentaje de individuos de cada especie observado en cada combinación de hábitat

abiótico (ladera de exposición sur, ladera de exposición norte, fondo de quebrada) y parche de vegetación (abierto, leñoso nativo, leñoso de *Rubus*). También se caracterizó el número y porcentaje de especies observadas en cada combinación de hábitat y parche de vegetación.

## RESULTADOS

### FLORA DE ÁRBOLES ALÓCTONOS

Se encontraron 15 especies arbóreas alóctonas, pertenecientes a 13 géneros y 13 familias (Tabla I). Sólo los géneros *Eucalyptus* y *Acacia* presentaron dos especies. De la misma forma, sólo las familias Fabaceae y Myrtaceae presentaron dos especies. El origen biogeográfico de las especies fue equitativo: el 33,3% de las especies son originarias de Australia, el 20% de Asia, el 20% de Europa y el 26,7% de América (Tabla I). Sin embargo, al considerar sólo las especies catalogadas como invasoras (8 especies), el 62,5 % de las especies proviene de Australia, 25 % de Europa y 12,5 % de Asia.

TABLA I. Flora arbórea alóctona presente en la cuenca del Río San Ramón.

TABLE I. Alien tree flora present in the San Ramón watershed.

Especie	Familia	Origen biogeográfico	Estado invasión	Origen cuenca
<i>Acacia dealbata</i> Link.	Fabaceae	Australia	Invasora	Ciudad
<i>Acacia melanoxylon</i> R.Br.	Fabaceae	Australia	Invasora	Ciudad
<i>Acer negundo</i> L.	Aceraceae	Norteamérica	No naturalizada	Plantada
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	Simaroubaceae	Asia	Invasora	Ciudad
<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	Casuarinaceae	Australia	Invasora	Ciudad
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehn.	Myrtaceae	Australia	Invasora	Plantada
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Myrtaceae	Australia	Invasora	Plantada
<i>Ficus carica</i> L.	Moraceae	Asia	Naturalizada	Plantada
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Oleaceae	Europa	Naturalizada	Plantada
<i>Melia azedarach</i> L.	Meliaceae	Asia	No naturalizada	Plantada
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Fabaceae	Sudamérica	No naturalizada	Plantada
<i>Pinus radiata</i> D. Don	Pinaceae	Norteamérica	No naturalizada	Plantada
<i>Populus nigra</i> L.	Salicaceae	Europa	Invasora	Ciudad
<i>Thuja plicata</i> Lamb.	Cupressaceae	Norteamérica	No naturalizada	Plantada
<i>Ulmus minor</i> Miller	Ulmaceae	Europa	Invasora	Ciudad

ESTADO DE INVASIÓN

Del total de especies alóctonas, el 33,3% aún no son naturalizadas o invasoras, el 13,3% son naturalizadas, y 53,3% son invasoras (Tabla II). De los 351 individuos observados de especies alóctonas, 283 (80,1%) son regenerados naturalmente y el resto fue plantado (Tabla III). De los individuos regenerados naturalmente, 277 (97,8%) son de especies invasoras y sólo 6 de especies naturalizadas (las no naturalizadas no presentan individuos regenerados naturalmente por definición). Además, en general todas las especies invasoras presentaron un mayor número de individuos que las naturalizadas (a ex-

cepción de las invasoras *Ailanthus altissima*, que presentó sólo un individuo y *Acacia melanoxylon* con tres individuos). Esto es, en promedio las invasoras presentaron 34,6 individuos, mientras que las naturalizadas sólo 5 individuos.

Cabe mencionar que todas las especies no invasoras (naturalizadas y no naturalizadas) presentaron un bajo número de individuos plantados, a excepción de *Pinus radiata*. Esta especie incluso fue la alóctona con mayor número de individuos plantados, pero sin embargo con ningún individuo regenerándose naturalmente.

TABLA II. Estado de invasión de las especies alóctonas.

TABLE II. Invasion level of alien species.

Estado	Del total de alóctonas (15)	
	Nº especies	% especies
Invasoras	8	53,3
Naturalizadas	2	13,3
No naturalizadas	5	33,3

ABUNDANCIA DE ESPECIES INVASORAS

Considerando sólo los individuos regenerados naturalmente, la especie invasora que presentó mayor abundancia fue *Ulmus minor* (84 individuos) y la de menor abundancia *Ailanthus altissima* (un individuo) (Tabla III). Se observó una baja equidad en las abundancias relativas de las especies invasoras: sólo una especie fue altamente abundante (casi el doble de abundancia que la segunda de mayor abundancia), luego cuatro especies presentaron abundancia intermedia, y tres especies baja abundancia (Fig. 2).

TABLA III. Abundancia de individuos plantados y no plantados de las especies alóctonas invasoras, naturalizadas, y no naturalizadas.

TABLE III. Abundance of planted and non-planted individuals of invasive, naturalized and not naturalized alien species.

Especie	Nº total de individuos	Individuos no plantados		Individuos plantados	
		Nº	%	Nº	%
<b>Invasoras</b>	303	277	100	26	100
<i>Acacia dealbata</i>	52	52	18,8	0	0
<i>Eucalyptus globulus</i>	72	50	18,1	22	84,6
<i>E. camaldulensis</i>	52	48	17,3	4	15,4
<i>Ulmus minor</i>	84	84	30,3	0	0
<i>Populus nigra</i>	35	35	12,6	0	0
<i>Ailanthus altissima</i>	1	1	0,4	0	0
<i>Acacia melanoxylon</i>	3	3	1,1	0	0
<i>Casuarina equisetifolia</i>	4	4	1,4	0	0
<b>Naturalizadas</b>	10	6	100	4	100
<i>Ficus carica</i>	4	2	33,3	2	50
<i>Fraxinus excelsior</i>	6	4	66,6	2	50
<b>No Naturalizadas</b>	38	0	100	38	100
<i>Acer negundo</i>	4	0	0	4	10,5
<i>Thuja plicata</i>	4	0	0	4	10,5
<i>Parkinsonia aculeata</i>	3	0	0	3	7,9
<i>Melia azedarach</i>	3	0	0	3	7,9
<i>Pinus radiata</i>	24	0	0	24	63,2

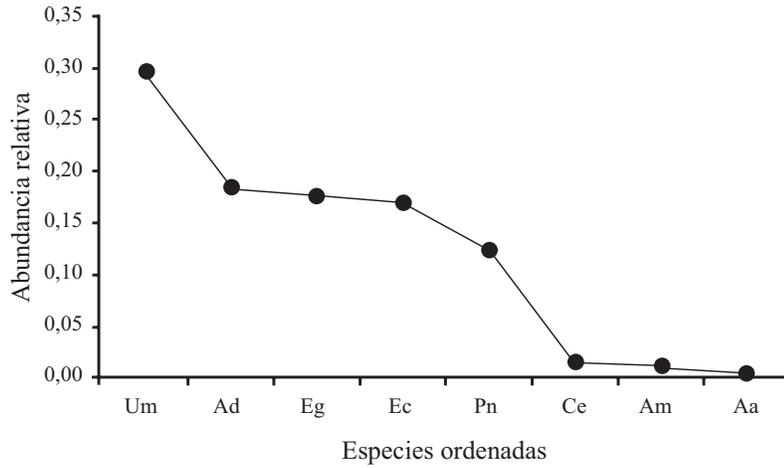


FIGURA 2. Abundancia relativa de las especies invasoras (Um: *Ulmus minor*, Ad: *Acacia dealbata*, Eg: *Eucalyptus globulus*, Ec: *Eucalyptus camaldulensis*, Pn: *Populus nigra*, Ce: *Casuarina equisetifolia*, Am: *Acacia melanoxylon*, Aa: *Ailanthus altissima*).

FIGURE 2. Relative abundance of the invasive species (Um: *Ulmus minor*, Ad: *Acacia dealbata*, Eg: *Eucalyptus globulus*, Ec: *Eucalyptus camaldulensis*, Pn: *Populus nigra*, Ce: *Casuarina equisetifolia*, Am: *Acacia melanoxylon*, Aa: *Ailanthus altissima*).

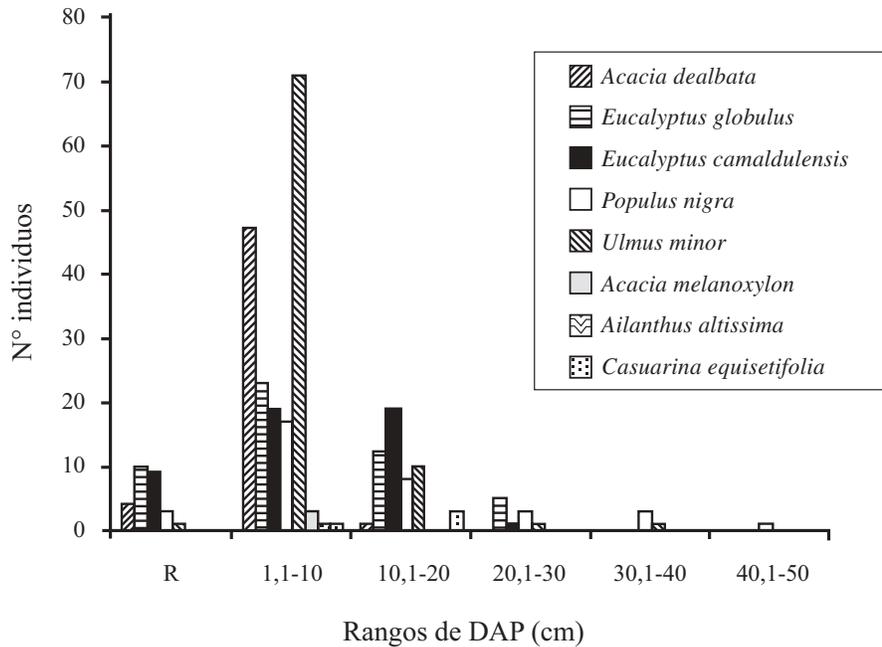


FIGURA 3. Estructura de tamaños de las especies invasoras (R: regeneración, individuos menores a 2 m de altura).

FIGURE 3. Size structure of invasive species (R: regeneration, individuals smaller than 2 m height).

ESTRUCTURA DE TAMAÑOS DE ESPECIES INVASORAS

La mayoría de las especies presentaron curvas de distribución normal de tamaño, aunque hubo una leve preponderancia de individuos de las clases intermedio-menores de tamaño (Fig. 3). Sólo *P. nigra* presentó individuos en todas las clases de tamaño, mientras que *A. dealbata* presentó individuos sólo en las clases medianas y bajas de tamaño (Fig. 3). A su vez, sólo *P. nigra* y *U. minor* presentaron individuos en las clases mayores de tamaño (Fig. 3). Casi todas las especies presentaron regeneración, excepto *A. melanoxyton*, *A. altissima* y *C. equisetifolia*, aunque todos los individuos de estas tres especies correspondieron a clases de tamaño menores. Ambas especies de *Eucalyptus* presentaron la mayor regeneración (Fig. 3).

RELACIÓN ENTRE FORMA DE ACCESO A LA CUENCA E INVASIÓN

Entre las especies invasoras (8 especies), el 75% (6 especies) accedió a la cuenca desde la ciudad y el 25% (2 especies) desde individuos plantados en la cuenca. Las especies invasoras plantadas presentaron en promedio mayor número de individuos regenerados naturalmente que aquellas que accedieron a la cuenca por dispersión natural, pero sin embargo estas diferencias no fueron significativas ( $F_{1,6} = 0,58$ ;  $P = 0,47$ ), debido a la alta variabilidad en el número

de individuos regenerados naturalmente de las especies provenientes de dispersión natural (Fig. 4).

DISTRIBUCIÓN AMBIENTAL DE ESPECIES INVASORAS

En su mayoría, las especies invasoras presentaron un mayor número de individuos en el hábitat de quebrada en comparación a los otros hábitats (Tabla IV). La riqueza de especies invasoras sigue este mismo patrón: un mayor número de especies en el hábitat de quebrada (Tabla IV). Cabe mencionar que no se observaron individuos de especies invasoras en el hábitat de exposición norte, y sólo individuos de *A. dealbata*, *E. globulus*, *A. altissima* y *U. minor* fueron observados en el hábitat de exposición sur, estando ubicados sólo en sitios abiertos (Tabla IV). Dentro del hábitat de quebrada, ambas especies de *Eucalyptus* y *A. dealbata* presentaron un mayor número de individuos en parches abiertos, mientras que *U. minor* y *P. nigra* presentaron un mayor número de individuos en parches de *Rubus* (Tabla IV). Además, en todas las especies se observó un menor número de individuos en parches leñosos nativos respecto de abiertos y de *Rubus* (Tabla IV). También en el hábitat de quebrada, la riqueza de especies es mayor en parches abiertos (88% de las especies invasoras) pero muy similar a la riqueza en parches de *Rubus* (75% de las especies invasoras), y en ambos mayor que en parches leñosos nativos (Tabla IV).

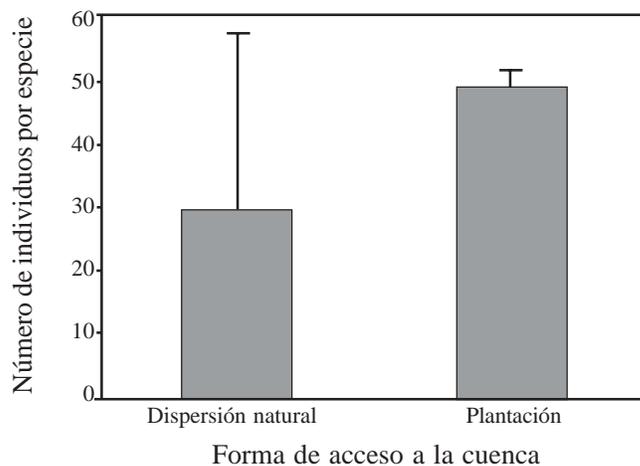


FIGURA 4. Número de individuos regenerados naturalmente de especies invasoras provenientes de dispersión natural y de plantación en la cuenca. Se muestran la media  $\pm$  2 error estándar.

FIGURE 4. Number of individuals naturally regenerated of invasive species coming from the city (natural dispersal) and from plantation in the watershed. Mean  $\pm$  2 standard error is shown.

TABLA IV. Distribución de individuos (originados naturalmente) en hábitats y parches de vegetación. En paréntesis se indica el porcentaje de individuos o de especies.

TABLE IV. Distribution of individuals (naturally originated) through habitats and patches of vegetation. The percentage of individuals or species is indicated in parenthesis.

	Exposición norte	Exposición sur	Fondo quebrada
<i>Acacia dealbata</i>	0	3 (5,8)	49 (94,2)
Abierto	0	3 (5,8)	43 (82,7)
Leñoso nativo	0	0	0
<i>Rubus</i>	-	0	6 (11,5)
<i>Eucalyptus globulus</i>	0	13 (26)	37 (74)
Abierto	0	13 (26)	25 (50)
Leñoso nativo	0	0	2 (4)
<i>Rubus</i>	-	0	10 (20)
<i>E. camaldulensis</i>	0	0	48 (100)
Abierto	0	0	39 (81,3)
Leñoso nativo	0	0	1 (2,1)
<i>Rubus</i>	-	0	8 (16,6)
<i>Ulmus minor</i>	0	31 (36,9)	53 (63,1)
Abierto	0	31 (36,9)	5 (5,9)
Leñoso nativo	0	0	3 (3,6)
<i>Rubus</i>	-	0	45 (53,6)
<i>Populus nigra</i>	0	0	35 (100)
Abierto	0	0	8 (22,9)
Leñoso nativo	0	0	0
<i>Rubus</i>	-	0	27 (77,1)
<i>Ailanthus altissima</i>		1(100)	0
Abierto	0	1 (100)	0
Leñoso nativo	0	0	0
<i>Rubus</i>	0	0	0
<i>Acacia melanoxylon</i>	-	0	3 (100)
Abierto	0	0	2 (66,7)
Leñoso nativo	0	0	0
<i>Rubus</i>	0	0	1 (33,3)
<i>Casuarina equisetifolia</i>	-	0	4 (100)
Abierto	0	0	3 (75)
Leñoso nativo	0	0	0
<i>Rubus</i>	0	0	1 (25)
Riqueza de especies	-	4 (50)	7 (87,5)
Abierto	0	3 (37,5)	7 (87,5)
Leñoso nativo	0	0	3 (37,5)
<i>Rubus</i>	-	1(13,5)	6 (75)

## DISCUSION

De las 15 especies alóctonas arbóreas observadas en la cuenca del Río San Ramón, ocho (53%) poseen un carácter de invasora. Entre las ocho especies invasoras, siete se encuentran ya documentadas como invasoras en Chile (Teillier *et al.* 2003, Matthei 1995). Sólo *E. camaldulensis* no había sido documentado aún como árbol invasivo, por lo tanto, es posible incluir a esta especie al listado de especies alóctonas invasoras de Chile, y considerarla como potencial invasora de otras zonas del país. Estos resultados son consistentes con algunos trabajos que sugieren que especies ya catalogadas como invasoras tienen alta probabilidad de serlo en una zona geográfica distinta (Reichard & Hamilton 1997). Por otra parte, un bajo número de especies (13,3 %) son naturalizadas pero no invasoras (*Ficus carica* y *Fraxinus excelsior*). Estas especies han podido generar reclutamiento aunque aún junto a las plantas madres, por lo cual, es posible que restricciones de dispersión o sólo falta tiempo sean las limitantes de su proceso de invasión. Luego, sería apropiado monitorear el desarrollo poblacional de estas especies para detectar si invaden esta cuenca u otras zonas de Chile, aunque éstas no han sido documentadas anteriormente como invasoras en el país (Matthei 1995, Arroyo *et al.* 2000, Teillier *et al.* 2003).

Finalmente, cinco (33%) de las especies alóctonas no han llegado a ser naturalizadas ni invasoras en la cuenca, a pesar de estar produciendo semillas y de que han tolerado las condiciones ambientales por algunos años desde su plantación. Algunas de estas especies ya han sido documentadas como invasoras en otros países, inclusive Chile (Teillier *et al.* 2003). Dado que estas especies presentan individuos adultos vivos (plantados) y con reproducción dentro de la cuenca, es probable que procesos previos a la etapa adulta estén restringiendo su naturalización e invasión. Por ejemplo, depredación de semillas, germinación o sobrevivencia de plántulas pueden estar jugando algún rol (Bustamante *et al.* 2003). También es posible que las semillas simplemente aún no hayan sido dispersadas hacia sitios adecuados (Lonsdale 1999). Entre estas especies, cabe destacar a *Parkinsonia aculeata*, considerada invasora en otros países (Teillier *et al.* 2003) y en especial a *Pinus radiata*, una importante invasora en otras zonas de Chile

(Teillier *et al.* 2003, Bustamante & Simonetti 2005) y otras partes del mundo (Richardson & Brown 1986, Higgins & Richardson 1998, Etienne 2001). *P. radiata* es sombra-intolerante y se regenera principalmente en sitios abiertos con baja cobertura vegetal (Keeley & Zedler 1998). Bustamante & Simonetti (2005) documentan experimentalmente que en ausencia de herbívoros vertebrados *P. radiata* podría invadir sitios con baja cobertura leñosa (como bordes de fragmentos de bosque nativo). En la cuenca estudiada existe un alto porcentaje de superficie sin cobertura leñosa, por lo cual el tipo de hábitats que invade *P. radiata* estaría presente en el área, y la ausencia de invasión se debería a otras causas. Una causa para esta ausencia de *P. radiata* podría estar relacionada a factores determinantes de la germinación. Para varias especies del género *Pinus* se ha documentado una alta relación entre abundancia de individuos invasores y la ocurrencia de incendios (Richardson & Brown 1986, Richardson *et al.* 1990), determinada porque las semillas de algunas especies de *Pinus* requieren la presencia de fuego para abrir los conos y germinar (Agee 1998). Sin embargo, en particular *P. radiata* no requiere estrictamente del fuego para producir la abertura de conos y comenzar el proceso de germinación, aunque éste la facilita, al igual que las altas temperaturas (Agee 1998). Luego, la ausencia de fuego por sí sola no podría explicar la ausencia de regeneración natural en esta especie. Otro factor que podría explicar en parte la ausencia de regeneración natural en *P. radiata* es la herbivoría. En general, la herbivoría ha demostrado ser un importante factor afectando la invasión (D'Antonio 1993, Maron & Vilà 2001, Chaneton *et al.* 2002, Keane & Crawley 2002, Bellinghan & Coomes 2003, Levine *et al.* 2004). En este caso, la herbivoría por conejos (*Oryctolagus cuniculus* (L.)), una especie también introducida, podría ser relevante. Los conejos han sido documentados como un factor importante restringiendo el reclutamiento de especies esclerófilas en Chile central (Jaksic & Fuentes 1980, Fuentes *et al.* 1983). Además, esta especie ya ha sido documentada como fuertemente herbívora de *Pinus radiata* en plantaciones de esta especie en Chile (Muñoz & Murúa 1990). Luego, dado que los individuos plantados en la cuenca de *P. radiata* se reproducen, generan semillas y se encuentran los hábitats para que recluten, la herbivoría por conejos, aunque también la germinación, podrían estar inhibiendo la invasión

en sitios donde esta especie tendría la potencialidad para invadir. No obstante, no es posible descartar que sólo falte tiempo para el comienzo del proceso de invasión de esta especie en esta cuenca.

Cabe mencionar que se observaron otras especies exóticas (*Acer pseudoplatanus*, *Populus alba*, *Cupressus macrocarpa*) sólo con individuos plantados, los cuales eran aún pequeños (menores a 2 m) y no se encontraban en edad reproductiva (no se les observó produciendo semillas durante un año y medio de observaciones), y por lo tanto no podrían estar actualmente en proceso de naturalización e invasión. Sin embargo, todas estas especies son consideradas como invasoras en Chile (Teillier *et al.* 2003), por lo cual, si bien en este momento no se encuentran naturalizándose o invadiendo la cuenca, es probable que en el futuro sí lo hagan, lo cual requiere de un monitoreo de largo plazo.

Las especies invasoras presentaron diferentes números de individuos regenerados naturalmente, generando una baja equidad en este ensamble. Además, la mayoría de las especies invasoras presentaron individuos en etapa de regeneración, indicando que el proceso de invasión se encuentra en pleno desarrollo. Además, las especies con menor abundancia sólo poseen individuos en las primeras etapas de desarrollo, sugiriendo que hay un relativamente continuo proceso de inmigración de especies alóctonas invasoras. Por otra parte, sólo *U. minor* y *P. nigra* presentaron individuos en las clases de tamaño mayores, lo cual sugiere que fueron las primeras especies en acceder e invadir la cuenca. Si esto es así, el hecho de que *U. minor* sea la especie con mayor abundancia en la cuenca sugiere que el momento de llegada a la cuenca puede estar relacionado con la abundancia actual. De hecho, *Ulmus minor* ya fue descrita como invasora en asociaciones vegetales de la cuenca de Santiago hace más de 40 años por Oberdorfer (1960). Una significativa relación entre el momento de llegada a un área y la abundancia y rangos de distribución de especies invasoras ya ha sido documentada antes en Chile (Arroyo *et al.* 2000, Castro *et al.* 2005). Por el contrario, *P. nigra*, que también posee individuos de alto rango de tamaño, posee una baja a mediana abundancia. En este caso las restricciones para incrementar su tamaño poblacional podrían estar dadas por el hecho que esta especie posee en Chile sólo individuos machos, los cuales se reproducen sólo de raíces o por yemas que se separan de los individuos,

se dispersan y enraízan en los sitios donde llegan (Teillier *et al.* 2003).

Además del tiempo transcurrido desde que una especie accede a un área, otro de los factores que determinan que una especie de planta se naturalice e invada un área es la lluvia de propágulos en el área, la cual puede estar determinada por la distancia a la fuente de propágulos (Lonsdale 1999, Shea & Chesson 2002). Especies plantadas en la misma área natural, en este caso en la cuenca del Río San Ramón, debieran presentar una mayor abundancia de individuos regenerados naturalmente que especies con fuentes de propágulos más lejanas (Richardson 1998, Lonsdale 1999). Sin embargo, al parecer, la invasión no se ha visto favorecida por la plantación en la cuenca. Sólo el 25% de las especies invasoras fueron plantadas, por lo cual la mayoría de éstas accedió a la cuenca por dispersión propia desde la fuente de propágulos más cercana, en este caso la ciudad, aunque la posibilidad de que los propágulos provengan de otras cuencas no puede ser descartada. Además, las dos especies invasoras plantadas en la cuenca (*Eucalyptus* spp.) no presentaron una abundancia significativamente mayor que las no plantadas, por lo cual la facilitación de acceso a la cuenca por plantación no sería un factor importante en las diferencias de abundancia relativa. Este resultado no sería consistente con otros trabajos que han documentado una alta importancia de la cercanía a la fuente de propágulos en los procesos de invasión (Richardson 1998).

Otros factores que pueden afectar los procesos de invasión de plantas son las características abióticas del hábitat y la vegetación residente en ellos, de tal manera que ambientes menos estresantes y con menor cobertura vegetal favorecerían la invasión (Richardson & Bond 1990, Richardson *et al.* 1990, D'Antonio 1993, Higgins & Richardson 1998, Wiser *et al.* 1998, Lonsdale 1999, Arroyo *et al.* 2000, Mazia *et al.* 2001, With 2001, Rouget *et al.* 2002, Siemann & Rogers 2003). En Chile central en particular, la alta deforestación ha determinado que la vegetación leñosa nativa se presente en parches de variados tamaños y dispuestos alternadamente con parches abiertos, herbáceos o de suelo desnudo (di Castri *et al.* 1981, Fuentes *et al.* 1984). Esta heterogeneidad biótica ha demostrado tener importantes influencias sobre procesos de colonización y sucesión de especies arbóreas nativas de Chile mediterráneo (Armesto & Pickett 1985,

Fuentes *et al.* 1984, 1986, Del Pozo *et al.* 1989). Además, la zona mediterránea de Chile, así como la mayoría de los ecosistemas mediterráneos del mundo, posee una alta heterogeneidad topográfica, generando importantes diferencias ambientales abióticas, principalmente respecto a humedad (di Castri *et al.* 1981, Del Pozo *et al.* 1989). Esto se traduce en contrastes importantes de composición de especies vegetales nativas entre laderas de diferente exposición al sol (Armesto & Martínez 1978). En este estudio, las condiciones de hábitat abiótico y vegetación residente podrían estar jugando un importante rol en la invasión de especies alóctonas arbóreas, puesto que todas las especies presentaron marcados sesgos de distribución. Además, este rol podría ser relativamente similar para todas las especies, debido a que la distribución a través de los hábitats y parches de vegetación fue bastante similar entre ellas. La mayoría de las especies se distribuyó sólo en el hábitat de quebrada, unas pocas también en el de exposición sur y ninguna en el hábitat de exposición norte. Es decir, la invasión sólo se produjo en los hábitats de mayor humedad (Armesto & Martínez 1978). Además, hubo una marcada preferencia por sitios abiertos sin vegetación leñosa nativa y en menor proporción por sitios dominados por *Rubus*. Estos patrones sugieren un alto requerimiento de humedad y luz de los árboles alóctonos. Incluso, es muy probable que los sitios con *Rubus* sean resultantes de deforestación y posterior invasión de este arbusto, relativamente en conjunto (coetáneamente) con la invasión de los árboles alóctonos, generándose así los sitios dominados por *Rubus* con presencia de individuos de árboles alóctonos. Estos resultados son consistentes con otros observados en Chile (Arroyo *et al.* 2000) y en otros países (Richardson & Bond 1990, Richardson *et al.* 1990, Higgins & Richardson 1998, Lonsdale 1999, Mazia *et al.* 2001, Rouget *et al.* 2002) que documentan una mayor riqueza y abundancia de especies de plantas alóctonas en zonas con mayor perturbación y menor cobertura de vegetación nativa.

En consecuencia, de acuerdo a los patrones observados, es posible plantear que la invasión de árboles alóctonos en la cuenca del Río San Ramón puede estar regulada por el tiempo de llegada a la cuenca, el hábitat abiótico y por el tipo de parche vegetacional. Además se puede proponer que, de mantenerse las condiciones actuales, la invasión de

éstas y otras especies arbóreas se incrementará, especialmente en el fondo de quebrada y ladera de exposición sur, y principalmente en sitios abiertos sin vegetación leñosa nativa.

#### AGRADECIMIENTOS

El autor es becario Conicyt y agradece al proyecto de tesis doctoral AT-4040210 financiado por Conicyt, a Aguas Andinas S.A. y a CONAF por permitir el acceso y trabajo en la quebrada del Río San Ramón. Además, se agradece la revisión y comentarios de tres revisores anónimos, los cuales ayudaron a mejorar sustancialmente el manuscrito. Convenio IEM P05-002.

#### BIBLIOGRAFIA

- AGEE, J.K. 1998. Fire and pine ecosystems. En: Ecology and Biogeography of *Pinus* (ed. D.M. Richardson). Cambridge University Press. pp. 193-218.
- ARMESTO, J.J. & J. MARTÍNEZ. 1978. Relations between vegetation structure and slope aspect in the Mediterranean region of Chile. *Journal of Ecology* 66: 881-889.
- ARMESTO, J.J. & S.T.A. PICKETT. 1985. A mechanistic approach to the study of succession in the Chilean matorral. *Revista Chilena de Historia Natural* 58: 9-17.
- ARROYO, M.T.K., C. MARTICORENA, O. MATTHEI & L. CAVIERES. 2000. Plant invasions in Chile: present patterns and future predictions. En: Invasive Species in a Changing World (eds. H.A. Mooney & H.A. Hobbs). Island Press, California. pp. 385-421.
- ASCHMANN, H. 1990. Human impact on the biota of Mediterranean-climate regions of Chile and California. En: Biogeography of Mediterranean Invasions (eds. R.H. Groves & F. Di Castri). Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 33-41.
- BELLINGHAM, P.J. & D.A. COOMES. 2003. Grazing and community structure as determinants of invasion success by scotch broom in a New Zealand montane shrubland. *Diversity and Distributions* 9: 19-28.
- BUSTAMANTE, R.O. & J.A. SIMONETTI. 2005. Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in central Chile?, demographic responses in a fragmented forest. *Biological Invasions* 7: 243-249.
- BUSTAMANTE, R.O., I.A. SEREY & S.T.A. PICKETT. 2003. Forest fragmentation, plant regeneration and invasion processes across edges in central Chile. En: How landscape change (eds. G.A. Bradshaw & P.A.

- Marquet). Springer-Verlag, Berlin. pp. 145-160.
- CASTRO, S.A., J.A. FIGUEROA, M. MUÑOZ-SCHICK & F.M. JAKSIC. 2005. Minimum residence time, biogeographical origin, and life cycle as determinants of the geographical extent of naturalized plants in continental Chile. *Diversity & Distributions*, 11: 183-192.
- CHANETON, E.J., S.B. PERELMAN, M. OMACINI & R. LEÓN. 2002. Grazing, environmental heterogeneity and alien plant invasions in temperate Pampa grasslands. *Biological Invasions* 4: 7-24.
- CONAF-CONAMA. 1997. Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile. CONAF, Chile. 69 pp.
- COWLING, R.M., RUNDEL, P.W., LAMONT, B.B., ARROYO, M.T.K & ARIANOUTSOU, M. 1996. Plant diversity in Mediterranean-climate regions. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 362-366.
- D'ANTONIO, C.M. 1993. Mechanisms controlling invasion of coastal plant communities by the alien succulent *Carpobrotus edulis*. *Ecology* 74: 83-95.
- D'ANTONIO, C.M. & P.M. VITOUSEK. 1992. Biological Invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annual Review of Ecology and Systematic* 23: 63-87.
- DARWIN, C. 1859. On the origin of species by means of natural selection. Murray, London, UK. 478 pp.
- DEL POZO, A.H., E.R. FUENTES, E.R. HAJEK & J.D. MOLINA. 1989. Zonación microclimática por efecto de los manchones de arbustos en el matorral de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 62: 85-94.
- DI CASTRI, F. & E. HAJEK. 1976. Bioclimatología de Chile. Universidad Católica de Chile, Chile. 128 pp.
- DI CASTRI, F., D. GOODALL & R. SPECHT. 1981. Mediterranean-Type Shrublands. Elsevier, Amsterdam. 643 pp.
- DRAKE, J., H.A. MOONEY, F. DI CASTRI, R. GROVES, F. KRUGER, M. REJMANEK & M. WILLIAMSON. 1989. *Biological Invasions: a global perspective*. John Wiley, Chichester, UK. 528 pp.
- ELTON, C. 1958. The ecology of invasions by plants and animals. Methuen, London, UK. 186 pp.
- ETIENNE, M. 2001. Pine trees - invaders or forerunners in Mediterranean-type ecosystems: a controversial point of view. *Journal of Mediterranean Ecology* 2: 221-231.
- FIGUEROA, J.A., S.A. CASTRO, P.A. MARQUET & F.M. JAKSIC. 2004. Exotic plant invasions to the Mediterranean region of Chile: causes, history and impacts. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 465-483.
- FUENTES, E.R., F.M. JAKSIC & J.A. SIMONETTI. 1983. European rabbits versus native rodents in Central Chile: effects on shrub seedlings. *Oecologia* 58: 411-414.
- FUENTES, E.R., R.D. OTAIZA, M.C. ALLIENDE, A.J. HOFFMANN & A. POIANI. 1984. Shrub clumps of the Chilean matorral vegetation: structure and possible maintenance mechanisms. *Oecologia* 62: 405-411.
- FUENTES, E.R., A.J. HOFFMANN, A. POIANI & M.C. ALLIENDE. 1986. Vegetation change in large clearings: patterns in the Chilean matorral. *Oecologia* 68: 358-366.
- GROVES, R. H. & J. BURDON. 1986. *Ecology of biological invasions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 501 p.
- GROVES, R. H. & F. DI CASTRI. 1990. *Biogeography of Mediterranean Invasions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- HIGGINS, S.I. & D.M. RICHARDSON. 1998. Pine invasions in the southern hemisphere: modeling interactions between organism, environment and disturbance. *Plant Ecology* 135: 79-93.
- HOLMES, P.M. & R.M. COWLING. 1997. The effects of invasion by *Acacia saligna* on the guild structure and regeneration capabilities of South African fynbos shrublands. *Journal of Applied Ecology* 34: 317-332.
- HOLMGREN, M., R. AVILÉS, I. SIERRALTA, A. SEGURA & E.R. FUENTES. 2000. Why have European herbs so successfully invaded the Chilean matorral? Effects of herbivory, soil nutrients, and fire. *Journal of Arid Environments* 44: 197-211.
- JAKSIC, F.M. & E.R. FUENTES. 1980. Why are native herbs in the Chilean matorral more abundant beneath bushes: microclimate or grazing? *Journal of Ecology* 68: 665-669.
- KEANE, R.M. & M.J. CRAWLEY. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 164-169.
- KEELEY, J.E. & P.H. ZEDLER. 1998. Evolution of life histories in *Pinus*. En: *Ecology and Biogeography of Pinus* (ed. D.M. Richardson). Cambridge University Press. pp. 219-250.
- LEVINE, J.M., P.B. ADLER & S.G. YELENIK. 2004. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters* 7: 975-989.
- LONSDALE, W. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80: 1522-1536.
- MARON, J.L. & M. VILÀ. 2001. When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypotheses. *Oikos* 95: 361-373.
- MATTHEI, O. 1995. *Manual de las malezas que crecen en Chile*. Concepción, Chile. 545 pp.
- MAZIA, C.N., E.J. CHANETON, C. GHERSA & R.J. LEÓN. 2001. Limits to tree species invasion in pampean grassland and forest plant communities. *Oecologia* 128: 594-602.
- MOONEY, H.A. & H.A. HOBBS. 2000. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press, California. 472 pp.
- MUÑOZ, A. & R. MURUA. 1990. Control of small mammals in a pine plantation (central Chile) by modification of the habitat of predators (*Tyto alba*, Strigiforme and *Pseudolopex* sp., Canidae). *Acta Oecologica* 11: 251-261.
- OBERDORFER, E. 1960. *Pflanzensoziologische studien in*

- Chile. Verlag Von J. Cramer. 208 pp.
- REICHARD, S. & C. HAMILTON. 1997. Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology* 11: 193-203.
- RICHARDSON, D.M. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology* 12: 18-26.
- RICHARDSON, D.M. & P.J. BROWN. 1986. Invasion of mesic mountain fynbos by *Pinus radiata*. *South African Journal of Botany* 52: 529-536.
- RICHARDSON, D.M. & W. BOND. 1990. Determinants of plant distribution: evidence from pine invasions. *American Naturalist* 137: 639-668.
- RICHARDSON, D.M., R.M. COWLING & D.C. LE MAITRE. 1990. Assessing the risk of invasive success in *Pinus* and *Banksia* in South African mountain Fynbos. *Journal of Vegetation Science* 1: 629-642.
- RICHARDSON, D.M., B.W. VAN WILGEN, S.I. HIGGINS, T.H. TRINDER-SMITH, R.M. COWLING & D.H. MCKELL. 1996. Current and future threats to plant biodiversity on the Cape Peninsula, South Africa. *Biodiversity and Conservation* 5: 607-647.
- RICHARDSON, D.M., P. PYSEK, M. REJMANEK, M.G. BARBOUR, F.D. PANETTA & C.J. WEST. 2000. Naturalization and invasion of Alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107.
- RODRIGUEZ, J.P. 2001. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biodiversity and Conservation* 10: 1983-1996.
- ROUGET, M., D. RICHARDSON, S. MILTON & D. POLAKOW. 2002. Predicting invasion dynamics of four alien *Pinus* species in a highly fragmented semi-arid shrubland in South Africa. *Plant Ecology* 152: 79-92.
- SAX, D.F. 2002. Native and naturalized plant diversity are positively correlated in scrub communities of California and Chile. *Diversity and Distributions* 8: 193-210.
- SHEA, K. & P. CHESSON. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 170-176.
- SIEMANN, E. & W. ROGERS. 2003. Changes in light and nitrogen availability under pioneer trees may indirectly facilitate tree invasions of grasslands. *Journal of Ecology* 91: 923-931.
- TEILLIER, S., R. RODRÍGUEZ & M.T. SERRA. 2003. Lista preliminar de plantas leñosas alóctonas asilvestradas en Chile continental. *Chloris chilensis* 6(2). URL: <http://www.chlorischile.cl>
- WISER, S., R. ALLEN, P. CLINTON & K. PLATT. 1998. Community structure and forest invasion by an exotic herb over 23 years. *Ecology* 79: 2.071-2.081.
- WITH, K. 2001. The landscape ecology of invasive spread. *Conservation Biology* 16: 1.192-1.203.

Recibido: 16.06.06

Aceptado: 24.07.06