

Relación entre la Invasión de *Acacia dealbata* Link (Fabaceae: Mimosoideae) y la Riqueza de Especies Vegetales en el Centro-Sur de Chile.

Relationship between the Invasion of Acacia dealbata Link (Fabaceae: Mimosoideae) and Plant Species Richness in South-Central Chile.

ANDRÉS FUENTES-RAMÍREZ^{1,3}, ANÍBAL PAUCHARD^{2,3}, ALICIA MARTICORENA¹ & PAULINA SÁNCHEZ³

¹Departamento de Botánica, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción; ²Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción; ³Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB) andresfuentes@udec.cl

RESUMEN

La invasión de árboles puede generar cambios en la composición de las comunidades vegetales y reducciones en el número de especies nativas. *Acacia dealbata* Link (aromo) fue introducida en Chile con fines ornamentales. Esta especie originaria de Australia y Tasmania, ha sido documentada como invasora en diversos ecosistemas a nivel mundial. En Chile, *A. dealbata* se asocia fuertemente a caminos, corredores ribereños y perturbaciones antrópicas, comportándose como invasora en ecosistemas naturales y semi-naturales. Sin embargo, sus impactos a nivel comunitario han sido poco estudiados, permaneciendo aun inciertos. Con el objetivo de establecer la relación entre la invasión de *A. dealbata* y la riqueza y la composición de especies vasculares en comunidades naturales del centro-sur de Chile, registramos la composición de plantas vasculares en tres condiciones de estudio: en un rodal invadido por aromo, en un bosque nativo contiguo y en el borde entre ambas condiciones. Para ello, seleccionamos cinco sitios de estudio cercanos a Concepción (37° S). En cada condición realizamos tres transectos de 20 x 2 m², teniendo un total de 15 transectos para cada condición de estudio. Los resultados mostraron que la riqueza total de especies se ve reducida significativamente dentro de rodales de *A. dealbata* respecto al borde y el bosque nativo. La riqueza de especies nativas es significativamente mayor en el bosque nativo y la riqueza de especies introducidas es significativamente más alta en el borde. La composición florística también cambia en presencia de *A. dealbata*. Este estudio demuestra la relación positiva entre la presencia de rodales de *A. dealbata* y la disminución de la riqueza de especies en la zona centro-sur de Chile.

PALABRAS CLAVE: Invasiones de plantas, bosque nativo, diversidad vegetal, riqueza de especies.

ABSTRACT

Tree invasions can lead to changes in the plant community composition and reductions in the number of native species. *Acacia dealbata* Link (silver wattle) was introduced to Chile as an ornamental. This species originated in Australia and Tasmania has been documented as invader in several ecosystems in the world. In Chile, this species is strongly associated to roads, rivers and human disturbances, performing as an invader in natural and semi-natural ecosystems. However, *A. dealbata* impacts at community levels have been scarcely studied. In order to determinate the relationship between *A. dealbata* invasion and the species richness and composition of vascular plants in natural communities of south-central of Chile, we recorded the the vascular plant composition in three study conditions: under *Acacia* canopy, inside an adjacent native forest and in the edges between both conditions. We selected five study sites near to Concepción, Chile (37° S) and in each condition we surveyed three transects of 20x2 m² with a total of 15 transects at the three conditions. Results showed that the total species richness is significantly lower under *Acacia* canopy compared with the stand edge and native forest. Native species richness is higher within native forest and alien species richness is significantly higher in the stand edge. Plant composition also changes in the presence of *A. dealbata*. This study demonstrates the positive relationship between the presence of *A. dealbata* stands and the reduction of plant diversity in the south-central area of Chile.

KEYWORDS: Alien plant invasions, native forest, plant diversity, species richness.

INTRODUCCION

La invasión de especies arbóreas ha sido documentada en algunos ecosistemas (Richardson *et al.* 1989, Etienne 2001), donde generan problemas de conservación, tales como cambios en la composición de las comunidades vegetales, una reducción en la tasa de regeneración de especies arbóreas nativas y alteraciones de la fisionomía del paisaje (Di Castri *et al.* 1981, Groves & Di Castri 1991, Richardson *et al.* 1996, Richardson 1998, Etienne 2001, Becerra 2006). Un ejemplo de esta situación se observa con *Acer platanoides* L., cuyos impactos afectan negativamente la diversidad nativa y desempeño ecológico de especies de bosques secundarios en New Jersey, USA, y *Ligustrum lucidum* W.T.Aiton que está cambiando la estructura del paisaje en la zona central de Argentina (Aragón & Groom 2003, Galbraith-Kent & Handel 2008). Sin embargo, la evidencia de los diferentes impactos de árboles invasores y su relación con algunos patrones comunitarios (e.g. riqueza de especies) ha sido escasamente abordada en la literatura, permaneciendo aun incierta para varios géneros arbóreos invasores.

Acacia es un género que ha sido reportado en varias partes del mundo como invasor. Pertenece a la familia Fabaceae (subfamilia Mimosoideae) e incluye unas 1.300 especies entre árboles y arbustos, de las cuales alrededor de 950 son originarios de Australia (Maslin 2001, Miller & Bayer 2001). Henderson (1995, 2007) y Carnevale (1968) citan algunas especies australianas del género como invasoras para Sudáfrica, destacando a *A. melanoxylon* R.Br., *A. mearnsii* D.Wild. y *A. dealbata* Link, por sus efectos negativos sobre ensambles de insectos, de briófitos, el ciclo hidrológico y de nutrientes, así como la regeneración de especies nativas (Witkowski 1991, Musil 1993, Le Maitre *et al.* 2002, Samways & Taylor 2004, Turner & Pharo 2005, Coetzee *et al.* 2007). A su vez, en Isla Reunión (Océano Índico), Tassin *et al.* (2006) establecen que *A. mearnsii* tiene una alta capacidad invasora, generando grandes impactos en las sucesiones vegetales y en la utilización de recursos en áreas naturales. En Europa meridional, algunas especies de este género se han naturalizado llegando a ser invasoras en climas mediterráneos y atlánticos desde Portugal a Italia (Sheppard *et al.* 2006). En el noreste de España (Galicia) diferentes especies de *Acacia* han invadido el bosque natural y tierras de labranza abandonadas, donde afectan los cursos de agua, dañan la flora nativa y se han convertido en un serio problema ambiental (Carballeira & Reigosa 1999).

En Chile, seis especies del género *Acacia* fueron introducidas con fines ornamentales a mediados del siglo XIX (Philippi 1881). Actualmente, estas especies se distribuyen en Chile continental desde la Región de Atacama hasta Los Lagos y también en el archipiélago de Juan Fernández, la Isla de Pascua y las Islas Desventuradas (Matthei 1995, Zuloaga *et al.* 2008). De ahí, estas especies han derivado a

otros usos, como forestal y forrajero (Pinilla 2000). Una de las especies reconocidas como invasora es *Acacia dealbata* (aromo). Crece abundantemente en terrenos erosionados de la Cordillera de la Costa de la Región del Bío-Bío y está asociada principalmente a caminos, riveras fluviales y sitios sometidos a perturbaciones antrópicas (Matthei 1995, Pauchard & Maheu-Giroux 2007, Peña *et al.* 2007). Se regenera a partir de semillas, pero en mayor proporción por rebrotes vegetativos tras su tala o incendio. Su banco de semillas es persistente, brotando fácilmente luego de un incendio u otro tipo de perturbación (Sanz-Elorza *et al.* 2004, Gómez-Vigide *et al.* 2005). Su distribución se concentra principalmente en la zona centro-sur del país (Teillier 2002, Navarrete 2004), donde es considerada maleza forestal de importancia (Rodríguez *et al.* 2005) además, de ser muy abundante en cuencas pre-andinas de Chile central (Becerra 2006). Sólo en la región del Bío-Bío se estima que la superficie cubierta por *Acacia dealbata* podría llegar a más de 100 mil ha (Jocelyn Esquivel com. pers.), constituidas principalmente por cajones ribereños, cortinas cortaviento y masas forestales derivadas de regeneración natural (Pinilla 2000).

Diversos estudios han documentado el patrón de invasión de *A. dealbata* (e.g. Montenegro *et al.* 1990, Navarrete 2004, Rodríguez *et al.* 2005, Becerra 2006, Nebel & Porcile 2006, Pauchard & Maheu-Giroux 2007, Peña *et al.* 2007). Sin embargo, sus posibles impactos sobre las comunidades naturales aún son desconocidos y difíciles de predecir, más aún cuando gran parte de la distribución de *A. dealbata* en Chile está al interior de un hotspot de biodiversidad (Myers *et al.* 2000), el cual concentra una alta proporción de especies endémicas (Cowling *et al.* 1996, Armesto *et al.* 1998, Arroyo *et al.* 2005). Este trabajo tiene por objetivo evaluar, a escala de rodal, cómo se relaciona la presencia de *A. dealbata* con la composición y riqueza de especies vegetales en un gradiente de invasión en el interior de la Región del Bío-Bío, Chile, poniendo énfasis en la riqueza de especies nativas e introducidas en un frente de invasión (rodal invadido-borde-bosque nativo). Se hipotetiza que la presencia de *A. dealbata* se relacionaría positivamente con la disminución de la riqueza especies vegetales y el cambio de la composición florística en la zona centro-sur de Chile.

MATERIALES Y METODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio está ubicada al interior de la Región del Bío-Bío (36° S; 73° W). El clima corresponde al tipo templado cálido con influencia mediterránea (Csb₂), con lluvias invernales y estación seca prolongada (Köppen 1948). Desde el punto de vista de la vegetación, en esta zona convergerían dos pisos vegetacionales: el bosque esclerófilo psamófilo mediterráneo interior de *Quillaja*

saponaria Molina y *Fabiana imbricada* Ruiz et Pav., y el bosque caducifolio mediterráneo interior de *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. y *Cryptocarya alba* (Molina) Looser (Luebert & Pliscoff 2006). Según González (2000), los fragmentos de bosque nativo del área de estudio presentan un grado de perturbación antrópica media, debido a la alta proporción de flora introducida (>20%), al uso del fuego y a la tala por floreo.

METODOLOGÍA

Durante los meses de Noviembre y Diciembre de 2008 se realizaron muestreos en cinco sitios de estudio cercanos a Concepción: El León, Palomares, Agua Amarilla, Guarilihue y Coelemu (Fig. 1). Estos sitios fueron seleccionados utilizando imágenes satelitales extraídas de Google Earth™ donde se ubicaron fragmentos de bosque nativo de ca. 2 ha, adyacentes a parches con presencia *A. dealbata* de tamaño similar. Se estableció un gradiente de invasión donde se determinó la composición y riqueza de especies

vegetales en tres condiciones de estudio: dentro de un rodal de *A. dealbata*, al interior de un fragmento de bosque nativo contiguo y en el borde entre ambas condiciones (aromo, borde, nativo).

Para determinar la composición florística y riqueza de especies de los sitios de estudio se establecieron tres transectos de 10 x 2 m² en cada condición (rodal de aromo, borde y bosque nativo), teniendo un total de nueve transectos por cada sitio de estudio (45 en total para los cinco sitios). En el caso de los rodales de aromo y fragmentos bosque nativo, los transectos se ubicaron 10 m hacia el interior de los rodales, con el fin de evitar el efecto del borde en el muestreo. En cada transecto se registró la presencia de todas las especies de plantas vasculares. La ubicación taxonómica, nomenclatura y origen fitogeográfico de las especies se obtuvo de Matthei (1995) y Zuloaga *et al.* (2008). Los ejemplares de las especies recolectadas quedaron depositados en el Herbario de la Universidad de Concepción (CONC).

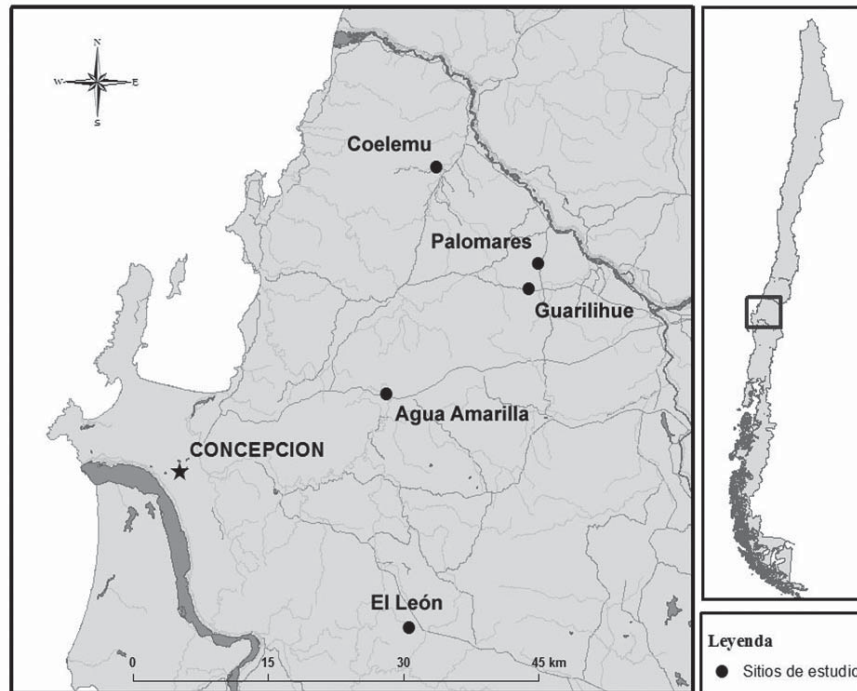


FIGURA 1. Área de estudio y sitios de muestreo en la Región del Bío-Bío, Chile.

FIGURE 1. Study area and sampling points in the Bío-Bío Region, Chile.

ANÁLISIS DE DATOS

Para determinar la influencia de los sitios y condiciones de estudio en el número total de especies se utilizó un diseño en bloque y una ANOVA de dos vías (sitio y condición). Posteriormente se realizó un test de Tukey para identificar las diferencias entre tratamientos. Para la estimación de la riqueza total esperada en cada condición, se utilizó el método no paramétrico Jackknife de primer orden, que estima el número máximo de especies a partir del esfuerzo de muestreo realizado y de la acumulación de nuevos taxones que van apareciendo en la muestra (Moreno 2001). Finalmente, realizamos un análisis de ordenación MDS y calculamos el índice de diversidad de Shannon-Wiener en cada condición de estudio. Los análisis estadísticos fueron realizados utilizando SPSS 10.0, EstimateS 8.0 (Colwell 2005) y Primer 6.0 (Clarke & Gorley 2006).

RESULTADOS

Se determinó un total de 176 especies, 127 géneros y 63 familias, de las cuales dos especies corresponden a la clase Bryopsida, seis a Filicopsida, una a Pinopsida, 120 a Magnoliopsida y 47 a Liliopsida. La distribución de la riqueza taxonómica, en función de las condiciones de estudio, revela que los rodales con presencia de *A. dealbata* tienen menor cantidad de familias, géneros y especies comparados con el borde y el bosque nativo (Tabla I). En relación al origen fitogeográfico, 100 especies corresponden a nativas y 76 a introducidas, representando un 57% y 43%, respectivamente.

Las familias más representadas en número de especies en las tres condiciones de estudio son en orden decreciente: Poaceae (30), Asteraceae (27), Fabaceae (12), Rosaceae (6), Apiaceae (6), Dioscoreaceae (5), Adiantaceae (4) y Myrtaceae (4). Estas ocho familias representan más del 51% del total de la flora registrada. Poaceae, Asteraceae y Fabaceae son más frecuentes en el borde y en el rodal de *A. dealbata*, mientras que Apiaceae, Dioscoreaceae, Adiantaceae y Myrtaceae son más frecuentes dentro del bosque nativo (Fig. 2).

La riqueza total de especies por condición (rodal de aroma, borde, bosque nativo) es significativamente más baja dentro de los rodales con presencia de *A. dealbata* respecto del borde y el bosque nativo ($p < 0,001$), mientras que entre borde y bosque nativo no se observan diferencias significativas (Fig. 3a). Esta tendencia se mantiene en la riqueza total esperada (Jackknife) para todo el esfuerzo de muestreo: 112 especies al interior de rodales de *A. dealbata*, 132 en el borde y 138 en el bosque nativo. La riqueza de especies nativas es significativamente más alta en el bosque nativo comparada con el borde y el rodal de aroma ($p < 0,0001$); entre éstas dos últimas condiciones no encontramos diferencias (Fig. 3b). Respecto de la riqueza de especies introducidas, ésta es significativamente más alta en el borde respecto del rodal de aroma y bosque nativo ($p < 0,0001$) (Fig. 3c). De acuerdo al ANOVA, esta variación en riqueza responde a la condición y no al sitio (Tabla III). No se encontraron diferencias significativas para la riqueza de especies en los distintos sitios de estudios (El León 19 spp., Palomares 17 spp., Agua Amarilla 17 spp., Guarilhue 17 spp. y Coelemu 15 spp.).

TABLA I. Distribución taxonómica de las especies registradas para cada condición de estudio.

TABLE I. Taxonomic distribution of the recorded species for every study condition.

	AROMO			BORDE			NATIVO		
	FAMILIAS	GÉNEROS	ESPECIES	FAMILIAS	GÉNEROS	ESPECIES	FAMILIAS	GÉNEROS	ESPECIES
BRYOPSIDA	1	1	1	2	2	2	2	2	2
LYCOPODIOPSIDA	1	1	1	1	1	1	2	2	6
PINOPSIDA	0	0	0	0	0	0	1	1	1
MAGNOLIOPSIDA	26	53	52	29	55	75	33	59	74
LILIOPSIDA	5	16	20	4	18	21	7	15	15
TOTAL	33	71	74	36	76	99	45	79	98

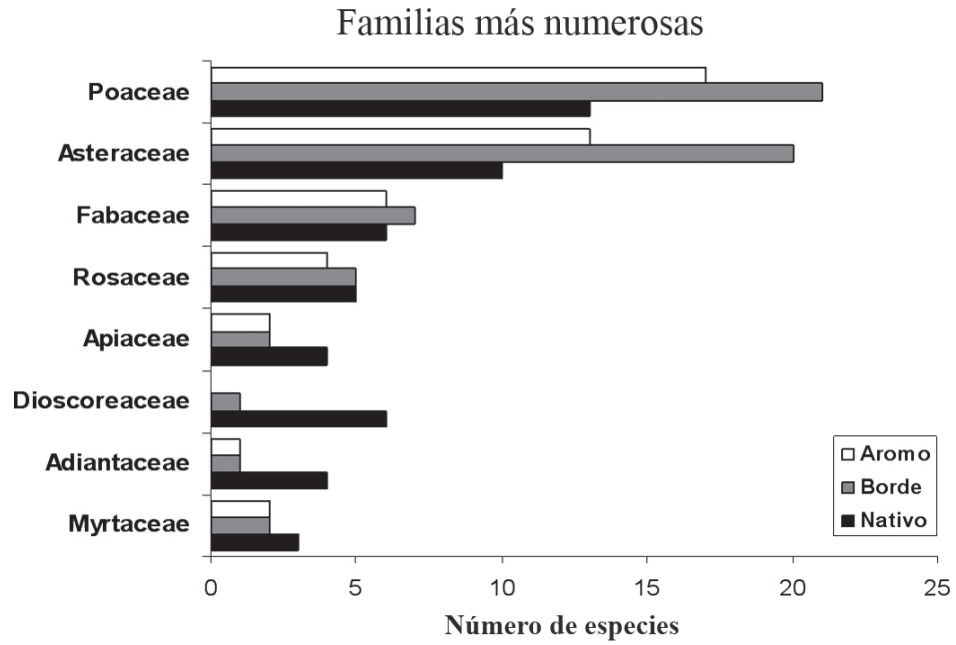


FIGURA 2. Representación numérica de las ocho familias más numerosas en el rodal de aroma, en el borde y dentro del bosque nativo.

FIGURE 2. Numeric representation of the eight most represented families, separated in *Acacia* stands, in the edge and inside of native forest.

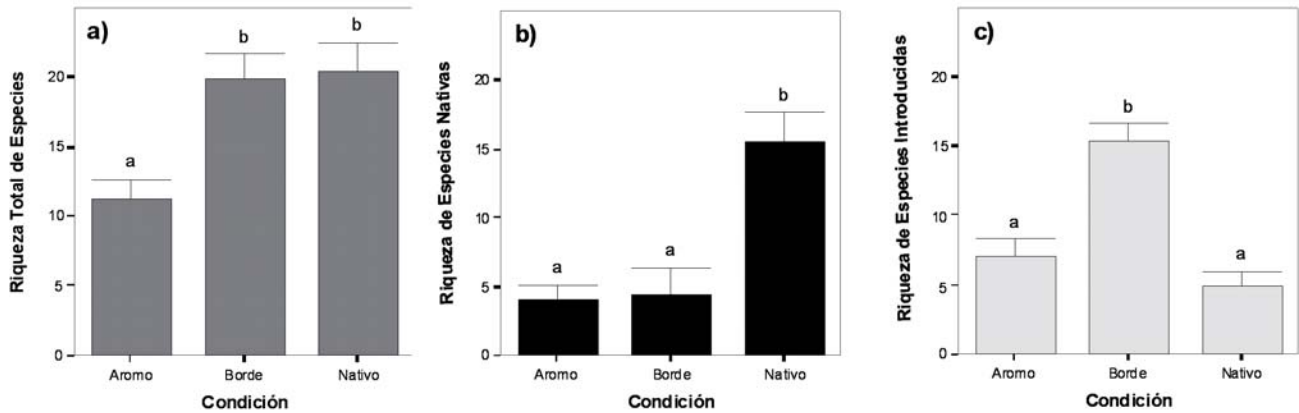


FIGURA 3. Distribución de la riqueza de especies en las tres condiciones estudiadas. a) Riqueza total de especies ($F=8,8$; $p<0,001$; $df=2$). b) Riqueza de especies nativas ($F=22,08$; $p<0,0001$; $df=2$). c) Riqueza especies introducidas ($F=21,7$; $p<0,0001$; $df=2$).

FIGURE 3. Distribution of the species richness in the three studied conditions. a) Total species richness ($F=8.8$, $p<0.001$, $df=2$). b) Native species richness ($F=22.08$, $p<0.0001$, $df=2$). c) Alien species richness ($F=21.7$, $p<0.0001$, $df=2$).

El índice de diversidad de Shannon-Wiener es significativamente más bajo en rodales con presencia de *A. dealbata* ($p < 0,01$), mientras que entre el borde y el bosque nativo no existen diferencias. Finalmente, el análisis de ordenación MDS muestra que todos los transectos hechos en cada condición se agrupan entre ellos, con una baja similitud florística entre condiciones (Fig. 4).

DISCUSIÓN

La invasión de *Acacia dealbata* en la zona centro-sur de Chile se asocia positivamente con la disminución de la riqueza de especies y el cambio en la composición florística. En este trabajo, encontramos que la riqueza total de especies se ve reducida significativamente dentro de los rodales de *A. dealbata*, que la riqueza de especies introducidas es mayor en el borde y que la riqueza de especies nativas es mayor dentro del bosque nativo.

En Chile central, las clases botánicas predominantes son Magnoliopsida y Liliopsida y las familias más numerosas, en términos de especies, son Poaceae, Asteraceae y Fabaceae (Marticorena 1991, Flores-Toro & Aguirre-Saavedra 2008). Estas familias son las que aportan la mayoría de los taxa introducidos (Jiménez *et al.* 2008), alcanzando un 63,6% del total de especies introducidas encontradas en todo nuestro estudio y que se asocian principalmente al borde y al rodal de *A. dealbata*. Las especies nativas también se agrupan principalmente en estas tres familias, sin embargo aparecen nuevas familias que en su mayoría aportan taxa nativos: Rosaceae, Apiaceae y Cyperaceae (Rodríguez *et al.* 2008).

González (2000), sobre la base de la proporción de especies introducidas, catalogan el grado de intervención antrópica de una determinada zona. Para esta área de estudio sería alta, ya que el 43% de toda la flora registrada, independiente de la condición y el sitio, es introducida. Este último punto está bien documentado en la Región del Bío-Bío (Matthei 1995, Figueroa *et al.* 2004), fenómeno que podría estar respondiendo a los patrones de uso antrópico del suelo y al régimen de perturbaciones a la que ha sido sometida el área (e.g. fragmentación de bosque nativo, incendios, sobrepastoreo, etc) (Andrés Fuentes-Ramírez com. pers.).

IMPACTO DE LA INVASIÓN DE *ACACIA DEALBATA* EN LA RIQUEZA DE ESPECIES

El impacto de las invasiones de plantas pueden ser evaluadas a distintas escalas (Pauchard & Shea 2006). A escala de rodal y a nivel comunitario, uno de los principales impactos se dan sobre la riqueza de especies, donde las especies invasoras dominan aquellos hábitats que han sido invadidos (Richardson *et al.* 1989, Pysek & Pysek 1995, Daehler 2003). En estos hábitats disminuye la riqueza total de especies, aumenta la homogenización biótica (Castro & Jaksic 2008) y cambia la composición florística (Hejda *et al.* 2009). En nuestro estudio encontramos que la riqueza total de especies presente en un rodal de *A. dealbata*, es significativamente menor que en el borde y dentro del bosque nativo. En el modelo estadístico (Tabla II), se aprecia que estas diferencias están dadas sólo por la condición y no son sitio-dependientes, razón por la cual elegimos sitios similares en tamaño y características florísticas.

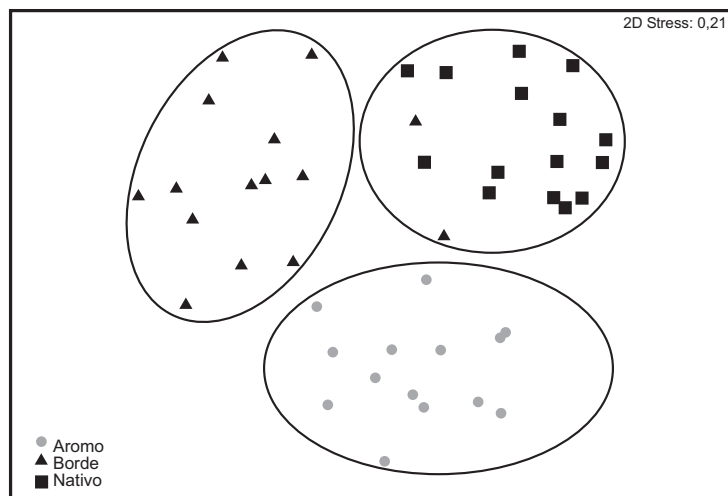


FIGURA 4. Análisis de ordenación MDS. Los círculos muestran la alta similitud entre parcelas dentro de las tres condiciones estudiadas: *Acacia* stands, edge and native forest.

FIGURE 4. MDS ordination analysis. Circles show the high similarity among plots within of three conditions studied: *Acacia* stands, edge and native forest.

TABLA II. Tabla resumen del ANOVA aplicada a cada grupo de especies.

TABLE II. ANOVA summary table applied to each species group.

	FACTORES	DF	SUMA DE CUADRADOS	F-VALUE	P-VALUE
Total de Especies	Sitio	4	61,433	1,05	0,441
	Condición	2	258,276	8,8	0,0095*
	Error	8	117,411	-	-
Especies Nativas	Sitio	4	116,283	3,08	0,0823
	Condición	2	416,897	22,08	0,0006*
	Error	8	75,529	-	-
Especies Introducidas	Sitio	4	26,569	0,95	0,4826
	Condición	2	302,931	21,7	0,0006*
	Error	8	55,835	-	-

En relación al origen fitogeográfico, dentro de los rodales de *A. dealbata* hay cuatro nativas y siete introducidas, en el borde cuatro nativas y 15 introducidas, y en el bosque nativo 15 nativas y cinco introducidas (incluida *A. dealbata*). Por lo tanto podemos concluir en esta parte, que el balance de especies nativas e introducidas cambia dependiendo de la condición, siendo el borde el que concentra mayor número de especies introducidas y el bosque nativo lo mismo, pero con especies nativas. No así el rodal de aramo, que presenta un bajo número total de especies y que tiene la característica de ser denso y homogéneo, factor que podría ser importante en la supresión de la vegetación nativa (Hejda *et al.* 2009). Fuentes-Ramírez *et al.* (en revisión) establecen que al interior de rodales de *A. dealbata*, la supervivencia y crecimiento de especies nativas arbóreas se ven reducidos significativamente, evitando así su re-establecimiento al interior de rodales invadidos. En consecuencia, la invasión de árboles en la zona mediterránea de Chile podría afectar más aún el precario estado de conservación en que se encuentran los escasos remanentes naturales de este tipo de ecosistema en el país (Becerra 2006).

Para *A. mearnsii*, Holmes & Cowling (1997) reportan una baja en la riqueza de especies presentes en parches invadidos. En estudios posteriores, Holmes *et al.* (2000) muestran nuevamente una baja riqueza y abundancia de especies, especialmente nativas, bajo doseles de *A. saligna* (Labill.) H.L. Wendl. en la provincia del Cabo en Sudáfrica. Musil (1993) por su parte, establece que fuera de los parches invadidos por *A. saligna* la riqueza de especies siempre es más alta, tanto para plantas adultas, como para plántulas. Respecto del banco de semillas de especies nativas, también existe una reducción significativa de su densidad en parches invadidos, lo que trae consigo impactos sobre

la riqueza y abundancia futura del ensamble comunitario (Holmes 2002). Gaertner *et al.* (2009), establecieron que los descensos más significativos en la riqueza de especies nativas en ecosistemas mediterráneos estaba dada por árboles invasores, principalmente del género *Acacia*. *A. dealbata* pareciera tener un impacto similar a otras especies invasoras del género sobre la composición y riqueza de especies nativas en el centro-sur de Chile, las cuales se reducen significativamente en los parches invadidos. Estos antecedentes revelan la existencia de posibles mecanismos que favorecerían la especie invasora: alelopatía, atenuación lumínica, mayor habilidad competitiva de las especies invasoras, reducción de la disponibilidad de agua, uso antrópico del suelo, entre otras (Milton 1981, Witkowski 1991, Lorenzo *et al.* 2008). Las características alelopáticas de *Acacia* parecen ser la hipótesis que más sustenta los efectos negativos sobre la riqueza de especies, inhibiendo o excluyendo su crecimiento (Callaway & Ridenour 2004).

Esta hipótesis fue testada experimentalmente en *A. dealbata* encontrando que el desarrollo radicular fue inhibido en *Lactuca sativa* L. (Carballeira & Reigosa 1999). Posteriormente, Lorenzo *et al.* (2008) encontraron resultados similares para el maíz, adicionando una reducción significativa en la tasa fotosintética de las plántulas germinadas. En Chile, trabajos similares realizados por Becerra *et al.* (com. pers.) muestran que la germinación de especies nativas del matorral de Chile central se ve disminuida al colocar las semillas en un suelo extraído de un rodal de *A. dealbata* y al adicionar hojarasca de aramo al suelo original comparado con el control de suelo original. Estos antecedentes sustentarían la hipótesis de que la presencia de *A. dealbata*, a través de algún mecanismo específico, podría provocar el empobrecimiento en la riqueza de especies, reduciendo

con ello la diversidad local. Sin embargo, un segundo escenario posible sería que el área donde se estableció *A. dealbata* ya contaba con una baja diversidad producto de las perturbaciones previas, lo que favoreció su invasión por ser una especie que se favorece de las perturbaciones y que tiene una alta capacidad competitiva frente a especies nativas (MacDugal & Turkington 2005, Fuentes-Ramírez et al., en revisión).

CONCLUSIONES

La riqueza total de especies se ve disminuida significativamente dentro de los parches con presencia de *A. dealbata*, mientras que entre el borde y el bosque nativo no existen estas diferencias. El borde es el que concentra el mayor número de especies introducidas y el bosque nativo mayor número de especies nativas, ambas en forma significativa. Estas diferencias se explican estadísticamente por la condición de hábitat y no serían sitio-dependientes, aunque a nivel de sitio habría varios factores que podrían explicarlas: atenuación lumínica, reducción de la disponibilidad de agua, enriquecimiento del suelo, alelopatía; siendo ésta última la que más se ha estudiado y que podría explicar las diferencias encontradas en la composición de especies vegetales en este gradiente de invasión.

AGRADECIMIENTOS

Estudio financiado por FONDECYT 1070488, ICM 05-002 y PFB-23. Agradecemos los comentarios de Sergio Castro y un revisor anónimo que ayudaron a mejorar una versión previa del manuscrito. Agradecemos a Martín Núñez por su colaboración en la corrección de versiones anteriores del manuscrito y a Jocelyn Esquivel y a Rafael García por su ayuda en el análisis de datos. Este estudio se enmarca en el trabajo del Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB).

BIBLIOGRAFIA

- ARAGÓN, R. & M. GROOM. 2003. Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early stage characteristics in different habitat types. *Revista de Biología Tropical* 51: 59-70.
- ARMESTO, J., R. ROZZI, C. SMITH-RAMÍREZ & M.T.K. ARROYO. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. *Science* 282: 1271-1280.
- ARROYO, M.T.K., P. MARQUET, C. MARTICORENA, J. SIMONETTI, L. CAVIERES, F. SQUEO & R. ROZZI. 2005. Chilean winter rainfall-Valdivian forest. In: R.A. Mittermeier, P. Robles-Gil, M. Hoffman, J. Pilgrim, T. Brooks, C. Goettsch-Mittermeier, J. Lamoreux & G.A.B. da Fonseca (eds.), *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most threatened terrestrial ecoregions*. CEMEX. Mexico DF. 98-103.
- BECERRA, P. 2006. Invasión de árboles alóctonos en una cuenca pre-andina de Chile central. *Gayana Botánica* 63(2): 161-174.
- CALLAWAY, R. & W. RIDENOUR. 2004. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology* 2: 436-443.
- CARBALLEIRA, A. & M. REIGOSA. 1999. Effects of natural leachates of *Acacia dealbata* Link in Galicia (NW Spain). *Botanical Bulletin of Academia Sinica*. 40: 87-92.
- CARNEVALE, J. 1968. Árboles forestales: descripción, cultivo y utilización. Buenos Aires, Argentina. Hachette S.A. 687 pp.
- CASTRO, S.A. & F.M. JAKSIC. 2008. Role of non-established plants in determining biotic homogenization patterns in Pacific oceanic islands. *Biological Invasions* 10: 1299-1309.
- CLARKE, K. & R. GORLEY. 2006. Plymouth routines in multivariate ecological research. Primer-E Ltd. Plymouth Marine Laboratory. United Kingdom. 190 pp.
- COETZEE, B., B. VAN RENSBURG & M. ROBERTSON. 2007. Invasion of grasslands by silver wattle, *Acacia dealbata* (Mimosaceae), alters beetle (Coleoptera) assemblage structure. *African Entomology* 15 (2): 328-339.
- COLWELL, R. 2005. Estimates. Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0. User's Guide and application published at: <http://www.viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- COWLING, R., P. RUNDEL, B. LAMONT, M. ARROYO & M. ARIANOUTSOU. 1996. Plant diversity in Mediterranean-climate regions. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 362-366.
- DAEHLER, C. 2003. Performance's comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: Implications for conservation and restoration. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34: 183-211.
- DI CASTRI, F., D. GOODALL & R. SPECHT. 1981. *Mediterranean-Type Shrublands*. Elsevier, Amsterdam. 643 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.
- FLORES-TORO, L. & F. AGUIRRE-SAAVEDRA. 2008. Riqueza florística del santuario de la naturaleza Palmar el Salto, comuna de Viña del Mar, Región de Valparaíso, Chile. *Gayana Botánica* 65: 1-13.
- GAERTNER, M., A. DEN BREEYEN, C. HUI & D. RICHARDSON. 2009. Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis. *Progress in Physical Geography* 33: 319-338.
- GALBRAITH-KENT S. & S. HANDEL. 2008. Invasive *Acer platanoides* inhibits saplings growth in forest understorey communities. *Journal of Ecology* 96: 293-302.
- GÓMEZ-VIGIDE, F., X. GARCÍA, R. PINO, J. GONZALEZ, J. BLANCO-DIOS, J. CAAMAÑO, J. PINO, F. SILVA-PANDO & A. VÁZQUEZ. 2005. Aportaciones a la flora de Galicia VII. *Nova Acta*

- Científica Compostelana (Biología) 14: 57-68. Universidad de Santiago de Compostela. España.
- GONZÁLEZ, A. 2000. Evaluación del recurso vegetal en la cuenca del río Budi: situación actual y propuestas de manejo. Tesis para optar al grado de Licenciado en Recursos Naturales. Facultad de Ciencias. Universidad Católica de Temuco. 110 pp.
- GROVES, R. & F. DI CASTRI. 1991. Biogeography of Mediterranean Invasions. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 504 pp.
- HEJDA, M., P. PYSEK & V. JAROSIK. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* 97: 393-403.
- HENDERSON, L. 1995. Plant invaders of Southern Africa. Plant Protection Research Institute. Handbook 5, Agriculture Research Council, ARC/LNR, Pretoria.
- HENDERSON, L. 2007. Invasive, naturalized and casual alien plants in southern Africa: a summary based on the Southern African Plant Invaders Atlas (SAPIA). *Bothalia* 37: 215-248.
- HOLMES P. & R. COWLING. 1997. The Effects of Invasion by *Acacia saligna* on the guild structure and regeneration capabilities of South African Fynbos shrublands. *The Journal of Applied Ecology* 34: 317-332.
- HOLMES, P., D. RICHARDSON, B. VAN WILGEN & C. GELDERBLOM. 2000. Recovery of South African fynbos vegetation following alien woody clearing and fire: implications for restoration. *Austral Ecology* 25: 631-639.
- HOLMES, P. 2002. Depth distribution and composition of seed-banks in alien-invaded and uninvaded fynbos vegetation. *Austral Ecology* 27: 110-120.
- JIMÉNEZ, A., A. PAUCHARD, L. CAVIERES, A. MARTICORENA & R. BUSTAMANTE. 2008. Do climatically similar regions contain similar alien floras? A comparison between the mediterranean areas of central Chile and California. *Journal of Biogeography* 35: 614-62.
- KÖEPPEN, W. 1948. Climatología. Fondo de Cultura Económica. México. 478 pp.
- LE MAITRE, D., B. VAN WILGEN, C. GELDERBLOM, C. BAILEY, R. CHAPMAN & J. NEL. 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.
- LORENZO, P., E. PAZOS-MALVIDO, L. GONZÁLEZ & M. REIGOSA. 2008. Allelopathic interference of invasive *Acacia dealbata*: Physiological effects. *Allelopathy Journal* 22: 453-462.
- LUEBERT, F. & P. PLISCOFF. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetal de Chile. Editorial Universitaria, Santiago. Chile. 316 pp.
- MACDOUGALL, A. & R. TURKINGTON. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86: 42-55.
- MARTICORENA, C. 1991. Contribución a la estadística de la flora vascular de Chile. *Gayana Botánica* 47: 85-113.
- MASLIN, B. 2001. Introduction to *Acacia*. In: A.E. Orchard & A.J.G. Wilson (eds.), *Flora de Australia*, Vol. 11A, Mimosaceae, *Acacia* part 1; 3-13. Published by ABRIS, Canberra/CSIRO Publishing, Melbourne.
- MATTHEI, O. 1995. Manual de las Malezas que crecen en Chile. Alfabeto Impresores. Santiago. Chile. 545 pp.
- MILLER, J.T. & R.J. BAYER. 2001. Molecular phylogenetics of *Acacia* (Fabaceae: Mimosoideae) based on the chloroplast matK coding sequence and flanking trnK intron spacer regions. *American Journal of Botany* 88: 697-705.
- MILTON, S. 1981. Litterfall of the exotic Acacias in the south Western Cape. *South African Journal of Botany* 47: 147-155.
- MONTENEGRO, G., S. TEILLIER, P. ARCE & V. POBLETE. 1990. Introduction of plants into the mediterranean-type climate area of Chile. In: R.M. Grooves y F. Di Castri (eds.), *Biogeography of Mediterranean Invasions* Cambridge University Press. Part III, Chapter 9: 103-114.
- MORENO, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T Manuales y Tesis. Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA), Zaragoza, España. 83 pp.
- MUSIL, C. 1993. Effect of Invasive Australian Acacias on the Regeneration, Growth and Nutrient Chemistry of South-African Lowland Fynbos. *Journal of Applied Ecology* 30: 361-372.
- MYERS, N., R. MITTERMEIER, C. MITTERMEIER, G. FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- NAVARRETE, D. 2004. Propuesta metodológica para el análisis territorial en la cuenca hidrográfica del estero El Peral, comuna de Carahue, IX Región. Tesis presentada a la Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de Temuco para optar al grado de Licenciado en Recursos Naturales. 145 pp.
- NEBEL, J. & J. PORCILE. 2006. La contaminación del bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. Departamento de bosque nativo, manejo y protección forestal. Uruguay. 27 pp.
- PAUCHARD, A. & K. SHEA. 2006. Integrating the study of non-native plant invasions across spatial scales. *Biological Invasions* 8: 399-413.
- PAUCHARD, A. & M. MAHEU-GIROUX. 2007. *Acacia dealbata* invasion across multiple scales: Conspicuous flowering species can help us study invasion pattern and processes. In: H. Strand, R. Höft, J. Strittholt, L. Miles, N. Horning, E. Fosnight & W. Turner (eds). *Sourcebook on Remote Sensing and Biodiversity Indicators*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series N° 32. 203 pp.
- PEÑA, E., B. LANGDON & A. PAUCHARD. 2007. Árboles exóticos naturalizados en el bosque nativo chileno. *Bosque Nativo* 40: 3-7.
- PHILIPPI, R. 1881. Catálogo de las plantas cultivadas para el Jardín Botánico de Santiago. Imprenta Nacional de Santiago. 55 pp. *Anales de la Universidad de Chile* 59: 19-581.
- PINILLA, J. 2000. Descripción y antecedentes básicos sobre *Acacia dealbata*, *A. melanoxylon* y *A. mearnsii*. Informe Técnico N°147. INFOR-CORFO. 49 pp.
- PYSEK, P. & A. PYSEK. 1995. Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. *Journal of Vegetation Science* 6: 711-718.
- RICHARDSON, D., I. MACDONALD & G. FORSYTH. 1989. Reduction in plant species richness under stands of alien trees and shrubs in fynbos biome. *South African Forestry Journal* 149: 1-8.
- RICHARDSON, D., B. VAN WILGEN, S. HIGGINS, T. TRINDER-SMITH, R. COWLING & D. MCKELL. 1996. Current and future threats to plant biodiversity on the Cape Peninsula, South Africa. *Biodiversity and Conservation* 5: 607-647.

- RICHARDSON, D. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology* 12: 18-26.
- RODRÍGUEZ, R., E. RUIZ & J. ELISSETCHE. 2005. Árboles en Chile. Editorial Universidad de Concepción. 183 pp.
- RODRÍGUEZ, R., J. GRAU, C. BAEZA & A. DAVIES. 2008. Lista comentada de las plantas vasculares de los Nevados de Chillán, Chile. *Gayana Botánica* 65: 153-197.
- SAMWAYS, M. & S. TAYLOR. 2004. Impacts of invasive alien plants on Red-Listed South African dragonflies (Odonata). *South African Journal of Science* 100: 78-80.
- SANZ-ELORZA, M., E. DANA & E. SOBRINO. 2004. Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. España. 378 pp.
- SHEPPARD A., R. SHAW & R. SFORZA. 2006. Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. *Weed Research* 46: 93-117.
- TASSIN, J., J. RIVIERE, M. CAZANOVE & E. BRUZZESE. 2006. Ranking of invasive woody plant species for management on Reunion Island. *Weed Research* 46: 388-403.
- TEILLIER, S. 2002. *Cotoneaster francheti* (Rosaceae) y *Pittosporum undulatum* (Pittosporaceae): dos nuevas especies leñosas alóctonas, asilvestradas para la flora de Chile. *Chloris Chilensis*, Año 5. N° 1. <http://www.chlorischile.cl>.
- TURNER, P. & E. PHARO. 2005. Influence of substrate type and forest age on bryophyte species distribution in Tasmanian mixed forest. *Bryologist* 108: 67-85.
- WITKOWSKI, E. 1991. Effects of Invasive Alien Acacias on Nutrient Cycling in the Coastal Lowlands of the Cape Fynbos. *Journal of Applied Ecology* 28: 1-15.
- ZULOAGA, F.O., O. MORRONE & M. BELGRANO. 2008. Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur. Monographs in Systematic Botany 107, Missouri Botanical Garden Press, St. Louis, Missouri, USA. 3384 pp.

Recibido: 23.12.09
Aceptado: 05.05.10