

REVISTA BIOINVASIONES

*Revista de invasiones biológicas de América Latina
y el Caribe*



Volumen 1- Año: 2018

<http://bioinvasiones.org/>

BioInvasiones publica artículos científicos y revisiones sobre invasiones biológicas en todo tipo de especies y reportes sobre nuevas introducciones e invasiones recientes, en todo tipo de ecosistemas en América Latina y el Caribe. Nos interesa también publicar propuestas sobre prevención, control o políticas para el manejo de invasiones en América Latina y el Caribe. Recibimos también propuestas para publicar números especiales como resultados de simposios, talleres, cursos y grupos de trabajo.

BioInvasiones es la continuación del Boletín de la Red Latinoamericana para el Estudio de Especies Invasoras; este Boletín fue publicado entre los años 2011 y 2014. BioInvasiones estará disponible solo en versión digital. Nuestros artículos estarán disponibles en internet en la página web www.bioinvasiones.org

Comité editorial

- Ileana Herrera
- Ramiro Bustamante
- Philip Hulme
- Martín Núñez
- Aníbal Pauchard
- Daniel Simberloff
- Sergio Castro



**INVASIÓN DE FABÁCEAS EN CHILE:
AVANCES EN EL ESTUDIO DE SUS PATRONES, PROCESOS E IMPACTOS.
(FABCEAE INVASION IN CHILE:
CURRENT PROGRESS, PATTERN, PROCESSES AND IMPACTS)**

^{1,2}Rafael A. García*, ^{1,2} Eduardo Fuentes-Lillo, ^{1,2} Sebastián Carrasco, ¹ Jocelyn Esquivel, J., ³ Andrés Fuentes-Ramírez, A, ⁴ Narciso Aguilera, N. ^{1,2} Aníbal Pauchard.

1. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Chile.

2. Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Santiago, Chile.

3. Laboratorio de Biometría, Departamento de Ciencias Forestales, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile

4. Departamento de Silvicultura. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Chile.

*Autor correspondiente: ragarcia@udec.cl

Resumen

Las invasiones de plantas exóticas constituyen un serio problema y se ha planteado como prioritario de abordar por la comunidad científica. Uno de los grupos de plantas invasoras con mayores impactos a nivel mundial está representado por la Familia Fabaceae (Leguminosas). En Chile, las fabáceas introducidas alcanzan 72 especies y comprenden 42 hierbas, 8 trepadoras, 11 arbustos y 11 árboles. En este artículo se revisa por primera vez el estado del arte de la invasión de especies de Fabaceae en Chile, poniendo especial atención en dos especies ampliamente distribuidas y reconocidas como invasoras en otras partes del mundo: el arbusto *Teline monspessulana* (Retamilla) y el árbol *Acacia dealbata* (Aromo). Sedescriben sus mecanismos de invasión, patrones de distribución y sus impactos ecológicos. Aún existe un déficit de estudios que cuantifiquen y predigan sus impactos.

Esta información será fundamental para generar estrategias de manejo que reduzcan el impacto de estas especies.

Palabras clave: plantas invasoras, *Teline monspessulana*, *Acacia dealbata*

Abstract

Exotic plant invasions is a serious problem worldwide. One of the most prominent groups of invasive plants, with large impacts worldwide is the Fabaceae Family (Legumes). In Chile, the exotic Fabaceae reach the 72 species, comprising 42 herbs, 8 vines, 11 shrubs and 11 trees. In this article we review for the first time the state-of-art of Fabaceae invasion, paying more attention to two widely distributed and well-known invasive species: the shrub *Teline monspessulana* (French broom) and the tree *Acacia dealbata* (Silver wattle). We describe their invasion mechanisms, distribution patterns and the impacts that these species cause on the invaded ecosystems in Chile. We conclude that even when the studies on invasive Fabaceae have increased, there is still a deficit of specific studies dedicated to the quantification and prediction of their impacts. This information will be fundamental to generate appropriate management strategies that reduce the impact of invasive Fabaceae.

Keywords: invasive plants, impacts, Fabaceae, *Teline monspessulana*, *Acacia dealbata*.

Introducción

La invasión de plantas constituye una amenaza creciente a nivel mundial debido a que es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y daño a los servicios ecosistémicos (Vilá *et al.*, 2011; Blackburn *et al.*, 2014). Durante la última década la investigación se ha enfocado en determinar la biología de las especies invasoras y los mecanismos que facilitan la invasión, pero no se han hecho suficientes esfuerzos para entender los posibles impactos que las especies invasoras generan sobre los ecosistemas (Rundell *et al.*, 2014; Pauchard *et al.*, 2016, Kueffer 2017).

En el campo de la ecología de las invasiones biológicas, los impactos son entendidos como los efectos y cambios producidos por los organismos invasores en el ambiente y que pueden relacionarse con su expansión y abundancia (Jaksic & Castro 2014). Las plantas invasoras producen numerosos impactos sobre las comunidades nativas (Mack *et al.*, 2000; Simberloff *et al.*, 2010; Vilá *et al.*, 2011). Entre lo que descantan disminución de la biodiversidad, cambios en las interacciones bióticas, cambios en ciclos biogeoquímicos, cambios en la dinámica poblacional de las especies nativas y desplazamiento de las especies nativas (Ehrenfeld 2003; Castro-Díez *et al.*, 2004; Traveset & Richardson 2006; Gaertner *et al.*, 2009; Vilà *et al.*, 2011; Pysek *et al.*, 2012). La literatura indica que aquellas especies que a través del tiempo alcanzan un dominio espacial, causan cambios estructurales y funcionales en los ecosistemas recipientes (Vitousek *et al.*, 1987; Chesson 2000; Crooks 2002), incluso siendo asociados a la extinción de especies nativas (Wilcove *et al.*, 1998; Ricciardi 2004).

Bajo este contexto de los impactos de especies de plantas invasoras, uno de los grupos más estudiado y que mayores impactos han sido reportados a nivel mundial corresponde a la familia Fabaceae (Liao *et al.*, 2008; Fuentes-Ramírez *et al.*, 2010). La familia fabaceae pertenece al orden Fabales que incluye plantas leñosas y herbáceas que se caracterizan por presentar hojas estipuladas (generalmente compuestas), sus flores están dispuestas en inflorescencias, formando racimos, cimas o espigas (Matthei 1995). Esta familia presenta una distribución cosmopolita, con más de 700 géneros y 19.000 especies (Zuloaga *et al.*, 2008). Una de las principales características que distingue a esta familia es su capacidad de fijar nitrógeno atmosférico y fijarlo en el suelo, debido a las asociaciones simbióticas con

bacterias diazótrofes (p.ej. género *Rhizobium*. Esta característica les permite crecer en ambientes pobres en nutrientes y ser competitivamente exitosas, comparada con especies que no fijan nitrógeno (Liao *et al.*, 2008).

Generalmente los principales impactos de las especies de la familia Fabaceae radican en una disminución de la diversidad de plantas nativas (Fuentes-Ramírez *et al.*, 2010), cambios en el régimen del fuego (García *et al.*, 2012; Herrero *et al.*, 2016), alteración de la dinámica poblacional (Inderjit 2005), inhibición de la germinación y crecimiento de especies nativas debido a efectos alelopáticos (Aguilera *et al.*, 2015), alteraciones en las condiciones microambientales y la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Kamutando *et al.*, 2017), efectos competitivos por luz y humedad edáfica, alteraciones en las comunidades microbianas (García *et al.*, 2012; Rodríguez *et al.*, 2017), perturbaciones en el ciclo hidrológico (Gorgens & van Wilgen 2004; Pejchar & Mooney 2009). Estos impactos varían en una escala temporal y con el aumento de los niveles de perturbación, pudiendo llegar a reducir la prestación de servicios ecosistémicos claves para el bienestar humano (Le Maitre *et al.*, 2011).

En Chile, existen aproximadamente 743 plantas exóticas, de las cuales cerca de un 10% corresponden a la familia Fabaceae (Fuentes *et al.*, 2013). Un gran porcentaje de estas especies se concentran en regiones bioclimáticas de clima mediterráneo y templado; así como en un amplio gradiente altitudinal, concentrando su distribución en la zona centro-sur de Chile (Fuentes *et al.*, 2013). Algunas de los géneros más representativos encontrados en Chile son *Trifolium* y *Acacia* con 24 especies. Durante los últimos años solo algunas especies han recibido una atención particular debido a los impactos que han generado sobre los ecosistemas, algunos ejemplos son *Acacia dealbata* Link, *Ulex europeus* L, *Medicago sativa* L y *Teline monspessulana* (L.) K. Koch, donde generan impactos tanto en el desplazamiento de especies nativas, inhibición del crecimiento y cambios en el régimen de incendios (García *et al.*, 2012; Aguilera *et al.*, 2015a).

Durante los últimos años ha existido un aumento en el conocimiento de la invasión de especies de la familia fabaceae, debido principalmente al grave impacto que generan las especies de esta familia en los ecosistemas invadidos. Bajo este contexto, el objetivo de este trabajo es evaluar el estado del conocimiento actual de las especies de la familia Fabaceae

en Chile e identificar los mecanismos de invasión y los impactos que estas especies provocan. Se considerarán como casos de estudio, dos de las especies invasoras más representativas que predominan en el centro y sur de Chile que son *Acacia dealbata* y *Teline monspessulana*.

Conocimiento actual sobre la invasión de Fabáceas en Chile.

De acuerdo a la información contenida en la Base de Datos de Plantas Exóticas en Chile del Laboratorio de Invasiones Biológicas (Fuentes *et al.*, 2013), en Chile se encuentran documentadas 743 especies de plantas exóticas, donde un 9,7 % (n=72) de estas especies pertenecen a la familia Fabaceae. Las hierbas son la forma de vida más predominante con un 58,3% del total de especies de fabáceas exóticas en Chile, donde algunos de los géneros más representativos son *Trifolium*, *Medicago*, *Lupinus*, *Galega* y *Lotus*. Las formas de vida arbustos y trepadoras representan más del 26,4% de las especies, donde destacan los géneros *Vicia*, *Lupinus*, *Ulex* y *Cytisus*. En cuanto a la forma de vida árbol, estas solo representan menos del 15,3% donde destacan las especies del género *Acacia*. En cuanto a la procedencia de las especies, un 65,2% tienen su rango nativo en Europa y un 8,3% en África. Otros continentes como Oceanía, Asia y América presentan individualmente menos de un 4% de las especies de fabáceas exóticas presentes en Chile. En cuanto a la abundancia (número de registros de herbario) y la riqueza (número de especies por cada región administrativa) de especies de esta familia, existe un patrón de distribución que se concentra en la zona centro-sur de Chile, correspondiendo a zonas de clima mediterráneo y templado, donde la Región del Biobío concentra la mayor riqueza de especies de esta familia, principalmente de especies de crecimiento herbáceo y arbustivo (Figura 1). Existe una alta concentración de poblaciones de *Ulex europaeus*, *Teline monspessulana*, *Acacia dealbata* y *Cytisus scoparius* en la zona centro-sur, donde se ha observado una asociación entre las plantaciones forestales y la llegada de estas especies exóticas, debido a la alta perturbación humana que está relacionada a esta actividad forestal (Bobadilla 1989). Por otro lado, algunas especies han sido introducidas producto de las actividades agropecuarias. Tal es el caso del género *Trifolium* con 16 especies concentradas en la zona sur de Chile, las cuales han sido utilizadas para enriquecer las praderas que son utilizadas para uso ganadero, principalmente para la alimentación de ovinos y bovinos (Bobadilla 1989).

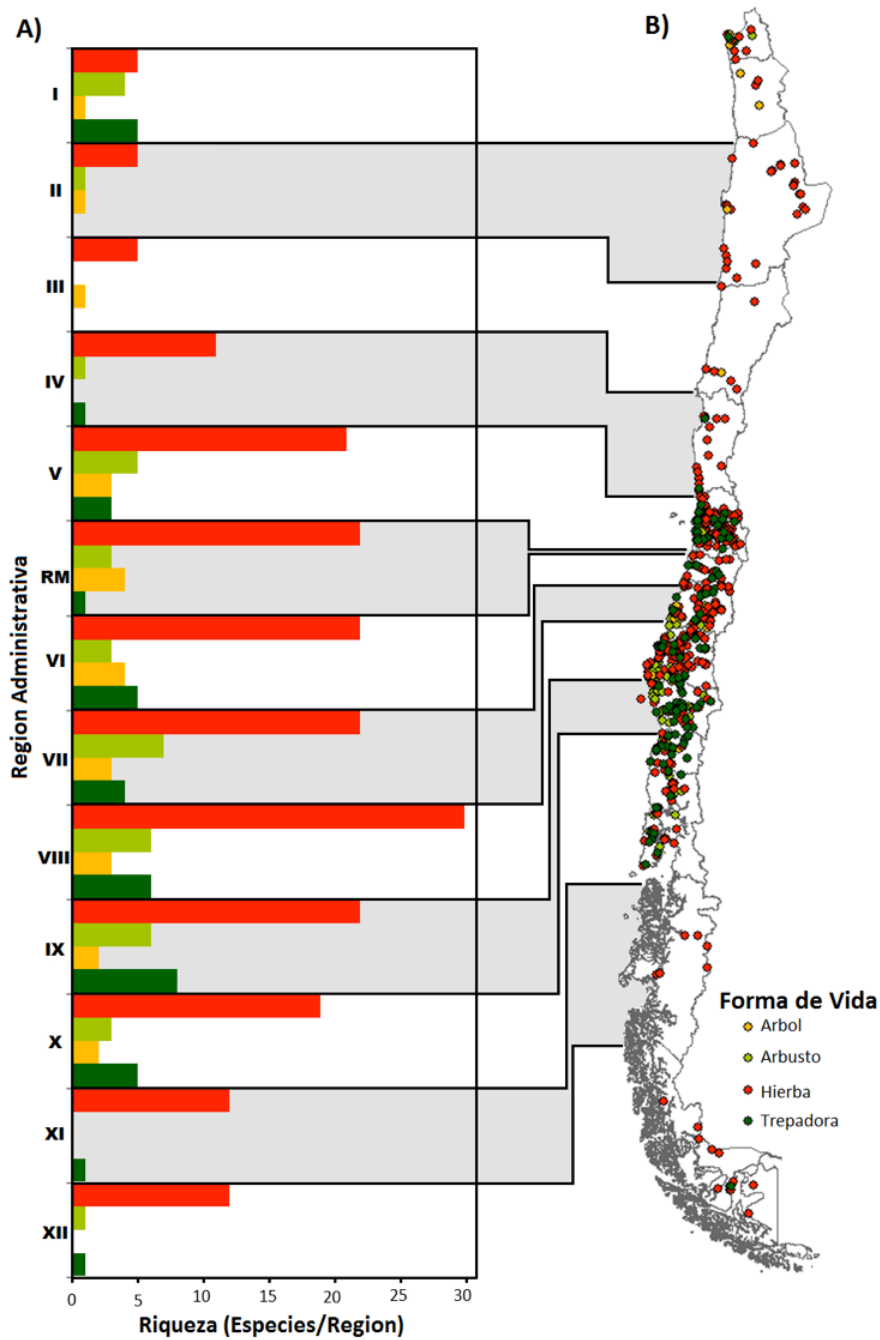


Figura 1. A) Riqueza de especies de Fabaceae presentes en cada región administrativa de Chile. B) Abundancia (en base al número de registros en los principales herbarios de Chile, Fuentes et al., 2013) por forma de vida para las especies de fabáceas distribuidas en las 13 regiones administrativas de Chile continental. Debido a la naturaleza de los datos, se trabajó con los límites regionales previos a la creación de las Regiones de Arica y Parinacota y de Los Lagos en 2007.

Medicago sativa fue la única especie cuya presencia ha sido registrada en el total de las regiones administrativas de Chile, desde los 18° a los 55° latitud sur.

En cuanto a la investigación desarrollada sobre este grupo de especies, se encontraron 83 artículos para las 74 especies consideradas invasoras para Chile. 67,7% de los artículos estaban orientados a identificar los posibles mecanismos de invasión de estas especies; un 11,9% de los artículos estaban relacionados a los patrones de distribución de las especies de la familia Fabaceae; un 8,3 y 5,95% correspondían a estudios sobre los impactos de las especies exóticas y manejo de estas especies respectivamente. Un 84,3% de los estudios están enfocados en especies arbóreas y arbustivas. Cabe destacar que el 54% de las fabáceas exóticas registradas para Chile no han sido incluidas en ningún artículo publicado y su información solo está restringida a registros en herbarios. Dentro de las especies con mayor cantidad de trabajos publicados para Chile, destacan *Ulex europaeus* con 16 estudios, *Acacia dealbata* con nueve estudios y *Teline monspessulana* con 8 estudios.

La relación entre el proceso de invasión y el cambio climático ha sido abordado de manera tangencial solo en algunos estudios y solo el estudio de Hernández-Lambráño *et al.*,(2017) para *U. europaeus*, modela un escenario futuro de la invasión bajo las nuevas condiciones ambientales que esperan para Chile. En este escenario se espera un aumento significativo en la expansión de la invasión de *U. europaeus* en la zona sur de Chile principalmente asociado a los aumentos de temperatura (Hernández-Lambráño *et al.*, 2017).

Solo un pequeño grupo de especies exóticas en Chile de la familia Fabaceae han sido ampliamente estudiadas, principalmente leñosas. Aún existe unas 39 especies de las cuales se desconocen sus mecanismos de invasión, tampoco existe información sobre cuáles son los patrones actuales de distribución y cuál será el efecto del cambio climático sobre la redistribución de las especies en sus ecosistemas de introducción. Más estudios son necesarios para determinar si estas especies exóticas están actualmente generando algún impacto sobre los ecosistemas invadidos.

Invasión de *T. monspessulana* y *A. dealbata*, mecanismos e impactos sobre ecosistemas del centro-sur de Chile.

Actualmente dos de las especies que mayores impactos causan sobre los ecosistemas del centro y sur de Chile son *T. monspessulana* y *A. dealbata*, ambas especies presentan mecanismos de invasión similares que son facilitados por los procesos antrópicos que afectan a estos ecosistemas, además de tener grandes impactos que se traducen tanto en pérdida de biodiversidad como también pérdidas a nivel económico, principalmente para la industria forestal. A continuación, se describirá más a fondo los mecanismos asociados a la invasión de ambas especies, su relación con los regímenes del fuego y los principales impactos que estas especies generan en los ecosistemas chilenos.

***Teline monspessulana* (L.) K. Koch**

Un foco importante de estudio dentro de las Fabáceas ha recaído sobre un grupo de arbustos invasores denominados “retamos” en donde destacan los géneros *Cytisus*, *Genista*, *Ulex* y *Teline* (e.g. Sheppard & Hosking 2000, Valderrabano *et al.*, 2000, Buckley *et al.*, 2003). Una de las principales características de este grupo de plantas es su habilidad de formar grandes bancos de semillas (Sheppard *et al.*, 2002, Alexander & D’Antonio 2003^a, García *et al.*, 2010) y su capacidad de rebrote (Reyes *et al.*, 2009) que las hace particularmente difíciles de remover una vez que han ocupado un nuevo sitio (Alexander & D’Antonio 2003^b, Baesa & Roy 2008). *Telinemonspessulana* (Syn. *Genista monspessulana*; French Broom) es una especie de retamo originaria de Europa con una amplia distribución en Chile donde alcanza un gradiente latitudinal cercano a los 1000 km. con presencia incluso en el Archipiélago de Juan Fernández, concentrándose en los territorios con clima mediterráneo y templado (Matthei 1995; Quiroz *et al.*, 2009). Varias son las razones que explican la alta concentración de especies naturalizadas en la zona centro-sur de Chile, entre ellas, mayores niveles de perturbación antrópicas, la actividad agrícola y ganadera y una larga historia de asentamientos humanos (Matthei 1995; Arroyo *et al.*, 2000; Jiménez *et al.*, 2008; Figueroa *et al.*, 2011). Así, en la Región del Biobío su invasión se concentra en la zona costera donde la precipitación es más abundante y se encuentra una mayor concentración de plantaciones forestales y asentamientos humanos, con las perturbaciones

asociados a dicho fenómeno antrópico (e.g., alta densidad de caminos, mayor frecuencia de incendios forestales (García *et al.*, 2013).

La invasibilidad de los diferentes usos de suelos preponderantes en la zona centro-sur de Chile varía ampliamente. Plantaciones forestales y áreas de matorral son más propensas a ser invadidas por *T. monspessulana* (García *et al.*, 2013; 2014); las primeras principalmente por las constantes perturbaciones asociadas al cultivo intensivo de especies forestales y en el caso de los matorrales, que en su mayoría corresponden a áreas de bosque nativo fuertemente degradadas o a sitios forestales abandonados que han recobrado en parte su cobertura arbórea, con un alto grado de erosión y extracción de especies para la producción de leña y carbón. Las praderas, artificiales en su mayoría, presentan un grado menor de invasión principalmente debido a una densa capa de hierbas y pastos que impiden la germinación de las semillas de *T. monspessulana* y la presencia de ganado que elimina en parte a los individuos que son capaces de establecerse (García *et al.*, 2012; 2013). En áreas de borde de bosques nativos es posible encontrar individuos reproductivos de *T. monspessulana*. Sin embargo, la gruesa capa de hojarasca y la cobertura de copas impiden la germinación y establecimiento de plantas en su interior (García *et al.*, 2014). Al interior de cultivos agrícolas, en su mayoría anuales, la presencia de este arbusto es prácticamente nula, principalmente por el intenso control químico y mecánico de malezas realizado al interior de zonas agrícolas (García *et al.*, 2013; 2014).

T. monspessulana se encuentran asociada a zonas de sotobosque, bosques degradados y en áreas muy perturbadas donde desplaza a las especies nativas (Pauchard *et al.*, 2008). Algunas de las características que hace que esta especie sea un buen colonizador de ambientes perturbados y de bajo contenido de nutrientes es su capacidad de fijar nitrógeno (García *et al.*, 2012). La persistencia de su banco de semillas se debe principalmente a la presencia de una cutícula gruesa que permite a las semillas mantener su viabilidad durante años (Pauchard *et al.*, 2008), esta misma característica le permite la acumulación de grandes bancos de semillas que contienen más de 10.000 semillas/m² (Alexander & D'Antonio 2003). Las semillas de *T. monspessulana* se ha documentado que son capaces de soportar temperaturas que alcanzan los 140°C e incluso aumentan significativamente su

germinación cuando son expuestas a temperaturas cercanas a 100°C. Por lo que, la acción de incendios podría favorecer la germinación de estas especies (García *et al.*, 2010; 2012).

Además de las características intrínsecas de los individuos de *T. monspessulana* para adaptarse y colonizar hábitat degradados, los incendios forestales promueven la invasión de *T. monspessulana* mediante la modificación de las características del ecosistema residente (García *et al.*, 2007, 2015). En la figura 2 se esquematiza el proceso general mediante el cual los incendios forestales e invasión de *T. monspessulana* generan una interacción positiva. Cuando estas áreas se ven afectadas por incendios forestales su susceptibilidad a la invasión aumenta, permitiendo la recolonización o el establecimiento de nuevas plantas de *T. monspessulana* a partir de propágulos provenientes de áreas invadidas aledañas. En el caso de áreas invadidas, además del recambio de las plantas adultas, existe un avance radial de la invasión ya que las semillas pueden encontrarse hasta a 4 m de las plantas madres (Zouhar 2005). La temprana producción de semillas y el rápido crecimiento de las plantas de *T. monspessulana*, le darían una ventaja competitiva que le permitiría ocupar rápidamente los sitios quemados y soportar incendios con periodos de retorno cada vez menores (García *et al.*, 2007; 2010, 2015).

Uno de los principales impactos sobre los ecosistemas que produce la presencia de *T. monspessulana* estaría en la propagación de incendios forestales. Debido a que al interior de las poblaciones de *T. monspessulana* se acumula gran cantidad de combustible fino, principalmente de diámetros pequeños (<25 mm) y con alta inflamabilidad (García *et al.*, 2015). Estas características del combustible pueden generar incendios con un mayor impacto en el ecosistema y de mayor extensión, además de aumentar de forma significativa su velocidad de propagación. Sin embargo, la ignición de un fuego al interior o en zonas aledañas a una población de *T. monspessulana* sigue estando supeditada a la acción humana.

Los atributos que aumentan la frecuencia y/o intensidad de los incendios forestales pueden ser adaptativos cuando el fuego da a las plantas inflamables una ventaja competitiva (Brooks *et al.*, 2004; Schwilk & Ackerly 2001). Además, esta interacción positiva fuego-invasor podría generar cambios comunitarios para los ecosistemas nativos de Chile, ya que un importante número de especies de hierbas, exóticas y nativas, responden favorablemente

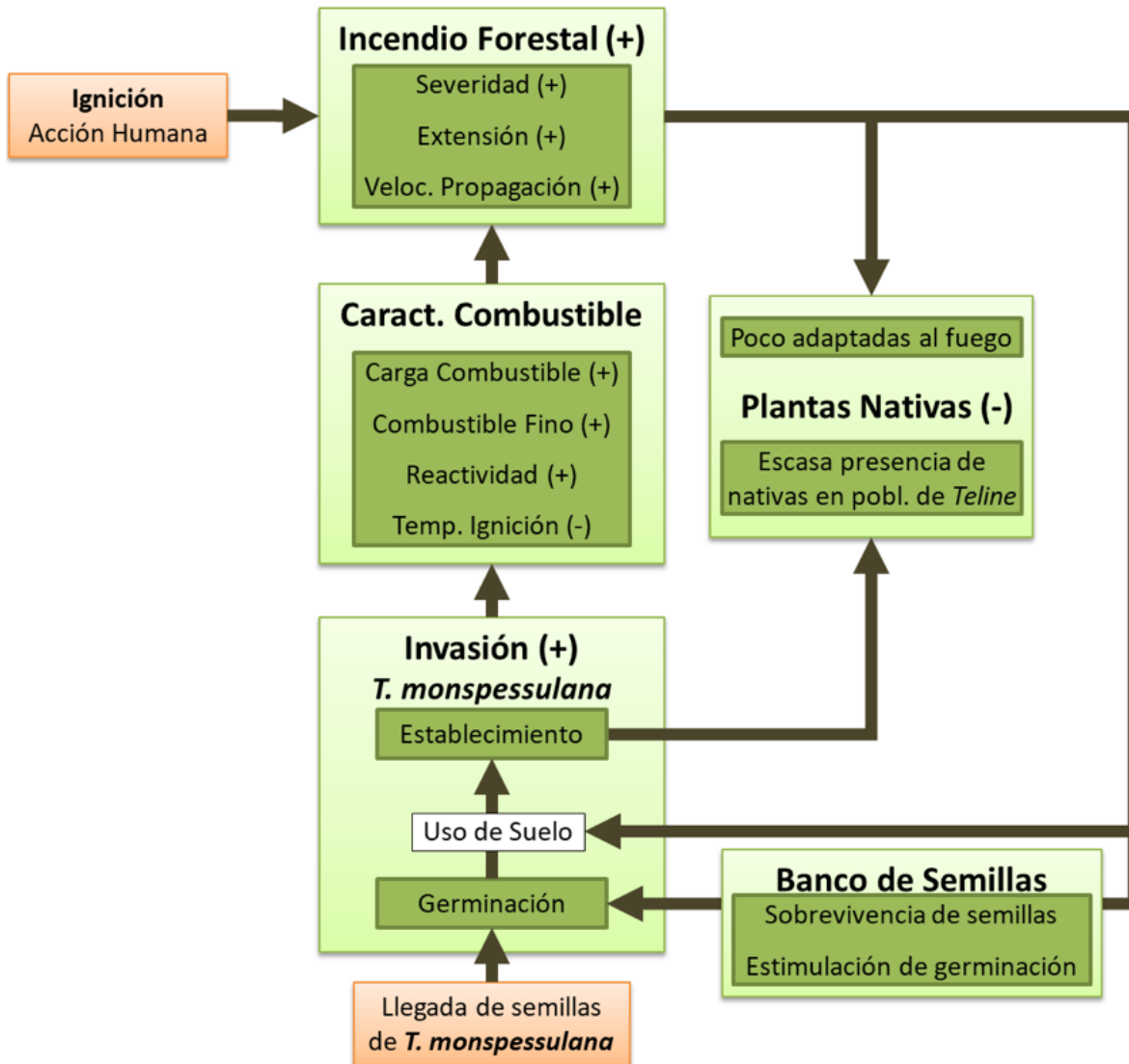


Figura 2. Esquema general del proceso de invasión de *T. monspessulana* en un ambiente con presencia de incendios forestales. Las semillas de *T. monspessulana* son capaces de soportar la acción del fuego y su germinación se ve estimulada con elevadas temperaturas, mientras que las especies nativas están poco adaptadas al fuego y a establecerse bajo las densas poblaciones de *T. monspessulana*. Además, el comportamiento del fuego se vería modificado por la elevada carga de combustible al interior de las poblaciones del invasor y gran proporción de combustible fino.

a la acción del (Gómez-González & Cavieres 2009; Gómez-González *et al.*, 2011) y en el caso de las semillas de los arbustos del matorral chileno la estimulación directa del fuego es poco frecuente (Muñoz & Fuentes 1989; Gómez-González & Cavieres 2009). En este escenario, la resiliencia de estos ecosistemas dependerá largamente del grado de adaptación de sus especies, exóticas y nativas, a los incendios forestales (Pausas *et al.*, 2014).

***Acacia dealbata* Link**

La mayoría de las especies del género *Acacia* naturalizadas (comúnmente llamados Aromos) fueron introducidas al país con fines ornamentales a mediados del Siglo XIX (Philippi 1881) y en la actualidad se distribuyen ampliamente en Chile continental desde la Región de Arica y Parinacota hasta la Región de Los Lagos (18° a 42° latitud sur). Además, algunas especies introducidas se encuentran presentes incluso en el archipiélago de Juan Fernández, en la Isla de Pascua y en las Islas Desventuradas (Matthei 1995; Zuloaga *et al.*, 2008; Fuentes *et al.*, 2013). El *A. dealbata* es considerado una maleza forestal en el valle central, Cordillera de la Costa, cuencas pre-andinas y en la Cordillera de Andes. Respecto de su abundancia, sólo en la región del Biobío (en Chile central) se estima que su cobertura alcanzaría a más de 100.000 hectáreas, las que estarían constituidas en su mayoría por cajones ribereños asociadas a cauces fluviales, cortinas cortaviento y masas forestales derivadas de regeneración natural (Pinilla 2000; Pauchard & Maheu-Giroux 2007; Betancourt 2012). Dentro de las características más importantes que hacen que *A. dealbata* sea un exitoso invasor destacan (i) Su alta plasticidad fenotípica que le permite adaptarse a una amplia variedad de ecosistemas (Carr 2001; Pholman *et al.*, 2005). (ii) A alta capacidad de regeneración vegetativa por medio de rebrote, especialmente luego de perturbaciones antrópicas (ie. Generación de incendios o cortes para obtención de madera) (Sheppard *et al.*, 2006). (iii) Sus propiedades fitotóxicas, que en ocasiones se ha demostrado que inhibe la germinación y crecimiento de las especies acompañantes (Carballeira & Reigosa 1999; Lorenzo *et al.*, 2008, Aguilera 2015a). (iv) Finalmente la correlación positiva entre las perturbaciones antrópicas, considerada el factor más importante que determina el éxito invasor de *A. dealbata*, la cual facilita la dispersión de la especie y su establecimiento y posterior expansión (Cheal 2002; Spooner 2005; Lorenzo *et al.*, 2010).

En Chile central, por ejemplo, en zonas de clima mediterráneo, donde los veranos son extremadamente secos y calurosos, *A. dealbata* tiene la particularidad de resistir de buena

forma la sequía extrema por un tiempo prolongado, presentando así una alta tasa de supervivencia y crecimiento en estos ambientes (Fuentes-Ramírez *et al.*, 2011). Otorgándole una ventaja competitiva frente a otras especies nativas menos tolerantes a la sequía a la hora de competir por recursos en el suelo y espacio (Rodríguez-Echeverría *et al.*, 2013). Por otro lado, *A. dealbata* es capaz de establecerse en zonas de baja intensidad lumínica como también ambientes abiertos a la luz solar como también al interior de rodales de bosque nativo, en ambientes de sombra y semi-sombra (Fuentes-Ramírez 2011). Estas características (alta supervivencia y rápido crecimiento) pueden potenciar aún más la invasión de *A. dealbata* en la zona centro-sur de Chile (Figura 3).

Desde el punto de vista estructural, los rodales de *A. dealbata* están generalmente formados por individuos jóvenes (diámetro a la altura del pecho, DAP <15 cm), con una densidad media de 2.072 individuos ha⁻¹ (Novoa 2013). Al interior de los rodales de *A. dealbata* se puede observar que los individuos adultos (de mayor altura y diámetro) tienden a estar ubicados más hacia el centro del rodal, actuando de esta forma como árboles semilleros. Por el contrario, los individuos más jóvenes (de menor altura y diámetro) tienden a establecerse en mayor proporción hacia el borde del rodal, actuando, así como frente de avance de la invasión (Novoa 2013).

Durante los últimos años se han desarrollado metodologías para el fácil monitoreo de la dinámica temporal de las poblaciones de *A. dealbata* a una escala de paisaje mediante el uso de sensores remotos y fotografías aéreas, donde las poblaciones pueden ser identificadas debido a la intensa coloración amarilla de sus flores durante la época invernal (Pauchard & Maheu-Giroux 2007). Donde la especie se encuentra principalmente distribuida en el borde del camino (Carreteras y caminos secundarios), riveras fluviales y sitios sometidos a perturbaciones antrópicas o suelo erosionado (Matthei 1995, Pauchard & Maheu-Giroux 2007; Peña *et al.*, 2007). A una escala de paisaje en la zona centro-sur de Chile, las mayores coberturas de *A. dealbata* se encuentran en poblaciones cercanas a ríos y en poblaciones próximas a plantaciones forestales (e.g., *Pinus* spp. y *Eucalyptus* spp.), las

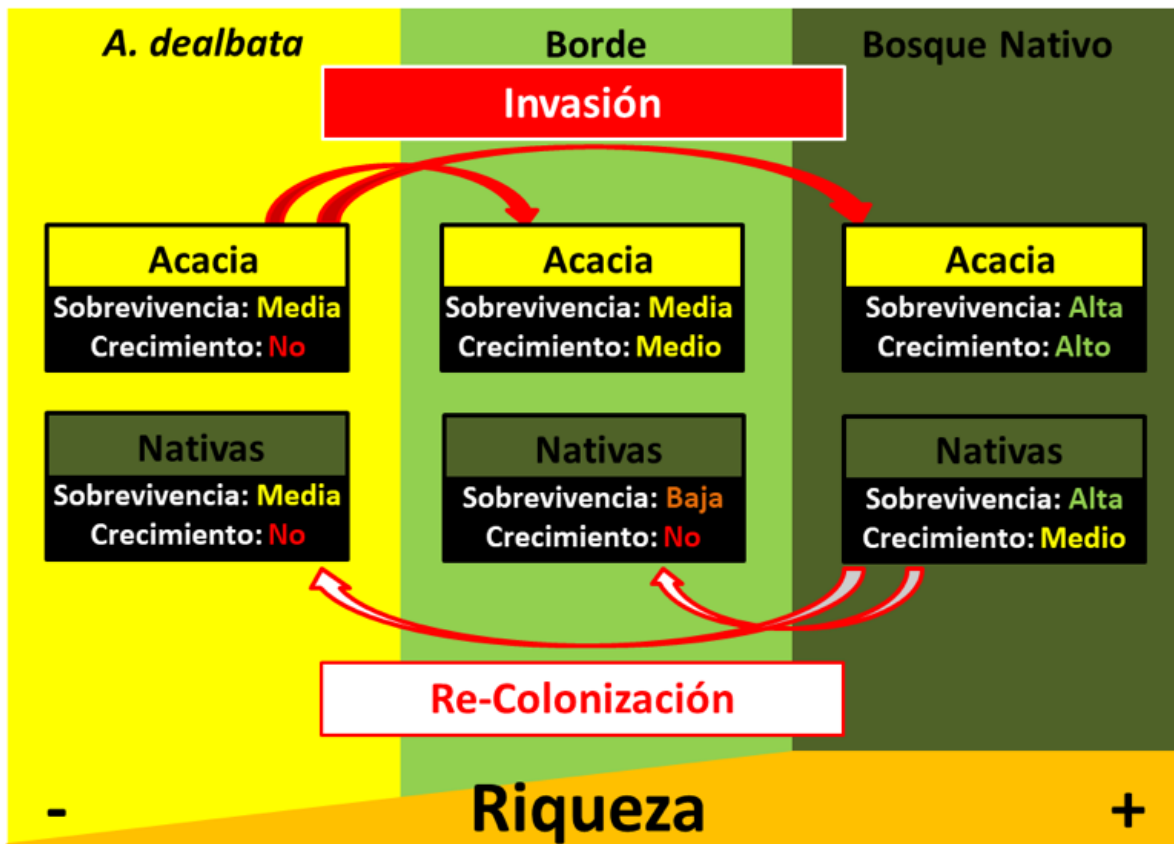


Figura 3. Esquema del proceso de invasión de *Acacia dealbata* y recolonización de especies nativas en tres micro-ambientes distintos: rodal de aroma, borde y bosque nativo, con énfasis en la supervivencia y crecimiento de plántulas. La probabilidad de invasión exitosa hacia el interior del bosque nativo es más alta que la probabilidad de recolonización de las especies nativas (Adaptado de Fuentes-Ramírez et al., 2011). Además, se observa la variación la riqueza de especies de plantas en el gradiente Acacia-borde-bosque nativo (Adaptado de Fuentes-Ramírez et al., 2010).

cuales presentan una fuerte variación temporal en su superficie relativa, que se asocia a las faenas de cosecha y establecimiento de las plantaciones (Betancourt 2012).

Acacia dealbata es una especie que puede llegar a producir grandes impactos negativos sobre las comunidades que han sido invadidas. Uno de los impactos primarios (y el más documentado a escala global) es la disminución de la diversidad de plantas en sitios invadidos (Holmes & Cowling 1997; Holmes *et al.*, 2000). En Chile, también se ha reportado una asociación negativa entre la presencia de *A. dealbata* y la riqueza total de especies de plantas (Fuentes-Ramírez *et al.*, 2010). Así, dentro de rodales de *A. dealbata* la riqueza de especies de plantas es menor comparada, por ejemplo, con una pradera antropogénica aledaña y respecto de fragmentos adyacentes de bosque nativo (Figura 3). Otro aspecto importante de destacar dice relación con alteraciones en el balance de nutrientes del suelo causado por *A. dealbata* (Lorenzo *et al.*, 2010). Aunque en Chile aún falta mucho por dilucidar en esta materia, algunos estudios preliminares han mostrado que efectivamente existe una alteración de nutrientes (principalmente nitrógeno) en suelos invadidos por *A. dealbata* (García *et al.*, 2012). Esta alteración está dada por un aumento de nitrógeno (en forma de amonio NH₄) en suelos invadidos, en comparación con suelos no invadidos de praderas y bosque nativo (García *et al.*, 2012). Otras importantes características del suelo que pueden ser también alteradas son el pH (mediante la acidificación de suelos invadidos por Aromo, (García *et al.*, 2012) y una disminución de la actividad microbiana (bacterias y hongos) del suelo (May & Attiwill 2003; Souza-Alonso *et al.*, 2014), lo que puede tener eventuales consecuencias en todo el ecosistema.

Otra de las causas asociadas a la disminución de la riqueza de especies en los sitios que invade *A. dealbata* es el efecto alelopático que esta especie presenta, en donde se ha observado que libera al ambiente compuestos aleloquímicos como, alcaloides, quinolizidínicos, glucósidos cianógenos, taninos y un amplio espectro de flavonoides y de otros compuestos polifenólicos (Lorenzo & Rodríguez-Echeverría, 2012; Aguilera *et al.*, 2015c, 2017). Presentando efectos nocivos en los principales procesos fisiológicos de las plantas nativas, por ejemplo, inducir cambios en la fotosíntesis neta, tasa de respiración, reducción de la longitud radicular (Aguilera *et al.*, 2015a, 2015c). También se ha observado que genera cambios anatómicos como alterar la rizodermis, inducir alteraciones en los haces vascular de especies como *Quillaja saponaria*, cambios en la organización celular y

ausencia de raíces secundarias de las plantas expuesta a los compuestos liberados por *A. dealbata* (Aguilera *et al.*, 2015d). Estos cambios fisiológicos y anatómicos son los principales responsables del efecto inhibitorio en cuanto a la tasa de crecimiento y sobrevivencia de las plántulas nativas que comparten hábitat con *A. dealbata*.

Estos antecedentes refuerzan la idea de que *A. dealbata* y *T. monspessulana* especies con elevado potencial de colonización, capaces de adaptarse a múltiples condiciones de luz, humedad y nutrientes, lo que les permite invadir nuevas áreas con gran éxito y producir impactos negativos a distintas escalas espacio-temporales en ecosistemas nativos de Chile.

Conclusiones y perspectivas futuras

A pesar del avance significativo en el estudio de los patrones y mecanismos de las invasiones de plantas (a escala global), aún existe un déficit de estudios específicos dedicados a la cuantificación y predicción de los impactos que causan las especies de plantas invasoras en ecosistemas nativos. En la misma línea, resulta prioritario ampliar la investigación para el 54,1% de las especies de la familia Fabaceae de las cuales solo se conoce su presencia en Chile, lo que permitirá entender los mecanismos e impactos que puedan tener las especies de esta familia en Chile. Es necesario avanzar hacia estudios que evalúen el efecto de la presión antrópica y del cambio climático sobre la dinámica poblacional de estas especies, con el fin de predecir futuros aumentos poblacionales y los impactos generados sobre los ecosistemas. Este último punto es fundamental considerando que muchas de las fabáceas exóticas en Chile tienen una importancia económica asociada a actividades silvoagropecuarias y es altamente probable que se sigan estableciendo nuevas poblaciones, aumentando el riesgo de invasión con impactos inciertos para los ecosistemas nativos.

Dentro de las especies más abundantes y estudiadas, *T. monspessulana* y *A. dealbata* resumen varias de las características que hacen de esta familia un grupo con un elevado potencial invasor y con graves impactos a nivel mundial. Estas especies se ven favorecidas por el efecto de la presión antrópica, principalmente por acción del fuego y las perturbaciones antrópicas (i.e construcción de caminos, erosión etc.), factores que facilitan su dispersión, establecimiento y posterior expansión en los ecosistemas que invaden. Bajo

este concepto, reducir los impactos que tiene ambas especies debería estar ligado a reducir la presión antrópica en los sitios con presencia de estas especies para así reducir el avance de la invasión.

Finalmente es necesario avanzar hacia una etapa de ejecución de acciones concretas para disminuir el avance y el impacto de estas especies en los diferentes ecosistemas invadidos. Futuros planes de manejo y de control para estas especies deben ser diseñados considerando las particularidades de cada zona y con objetivos claros, con actividades que aseguren el cumplimiento de los objetivos planteados, los que deben ser diferenciados entre los que apuntan a la erradicación de zonas de alto valor para la conservación, contención de la invasión o los que busquen disminuir su interacción con otras perturbaciones (e.g., incendios forestales). Tanto para el control de estas especies, como para la restauración de áreas invadidas, se requiere de más y mejor investigación que profundice los vínculos entre los impactos y las estrategias de restauración a implementar. Además, se requiere mejorar la comunicación entre pares científicos, gestores públicos y privados y responsables políticos en la toma de decisiones en ámbitos de restauración ecológica y conservación de la diversidad biológica.

Agradecimientos

Este trabajo se enmarca en las investigaciones desarrolladas por el Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) financiado por ICM P05-002 y PFB-23. RG agradece a FONDECYT 11170516. AFR agradece a FONDECYT 11150487. Esta publicación es parte de los esfuerzos del Proyecto REDI170025.

Referencias Citadas

Aguilera N *et al.* 2015a. Allelopathic effect of the invasive *Acacia dealbata* Link (Fabaceae) on two native plant species in south-central Chile. *Gayana Botánica* 72: 231-239.

Aguilera N *et al.* 2015b. Does *Acaciadealbata* express shade tolerance in Mediterranean forest ecosystems of South America? *Ecology and Evolution* 5: 3338-3351.

Aguilera N *et al.* 2015c. Effects and identification of chemical compounds released from the invasive *Acaciadealbata* Link. *Chemistry and Ecology* 31: 479-493.

Aguilera N *et al.* 2015d. Morfological effects at radicle level by direct contact of invasive *Acacia dealbata* Link. *Flora- Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 215: 54-59.

Aguilera N *et al.* 2017. Is autotoxicity responsible for inhibition growth of new conspecific seedlings under the canopy of the invasive *Acacia dealbata*? *Gayana Botánica* 74: 1-14.

Arroyo MTK *et al.* 2000. Plant invasions in Chile: present patterns and future predictions. En: Mooney, H.A., Hobbs, R.J. (eds) *Invasive Species in a Changing World*: 385-421. Island Press, Washington DC, USA.

Betancourt R. 2012. Análisis temporal de los patrones de distribución de *Acacia dealbata* Link a escala de paisaje en la Provincia de Ñuble, Chile. Memoria para optar al Título de Ingeniero Forestal. Concepción, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción.

Blackburn TM *et al.* 2014. A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *Plos Biology*. doi:10.1371/journal.pbio.1001850.

Bobadilla CE. 1989. General analysis of weeds associated to insigne pine and eucalyptus in Chile. National Symposium on Forestry Plant Protection Problems in Chile. Acta. pp 49-61, Santiago, Chile.

Brooks ML *et al.* 2004. Effects of invasive plants on fire regimes. *BioScience* 54: 677-688.

Carballeira A, Reigosa M. 1999. Effects of natural leachates of *Acacia dealbata* Link in Galicia (NW Spain). *Botanical Bulletin of Academia Sinica* 40: 87-92.

Carr G. 2001. Australian plants as weeds in Victoria. *Plant Protection Quarterly* 16: 124-125.

Castro-Díez P *et al.* 2014. What explains variation in the impacts of exotic plant invasions on the nitrogen cycle? A meta-analysis. *Ecology Letters* 17: 1-12

Cheal D. 2002. *Acacia obtusifolia*: Introduction and spread in native bush. *The Victorian Naturalist* 119: 231-232.

Chesson P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 343-366.

Crooks JA. 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasion: the role of ecosystem engineers. *Oikos* 97: 153-166.

Ehrenfeld JG. 2003. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6:503-523.

Figueroa JA *et al.* 2011. Diversity patterns and composition of native and exotic floras in central Chile. *Acta Oecologica* 37: 103-109.

Fuentes *Net al.* 2013. A new comprehensive database of alien plant species in Chile based on herbarium records. *Biological Invasions* 15: 847-858.

Fuentes-Ramírez A *et al.* 2011. Survival and growth of *Acacia dealbata* vs. native trees across an invasion front in south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 261: 1003-1009.

Fuentes-Ramírez A *et al.* 2010. Relación entre la invasión de *Acacia dealbata* Link (Fabaceae: Mimosoideae) y la riqueza de especies vegetales en el centro-sur de Chile. *Gayana Botanica* 67: 176-185.

Gaertner M *et al.* 2009. Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: A meta-analysis. *Progress in Physical Geography* 33: 319-338.

García R A *et al.* 2015. Fuel characteristics of the invasive shrub *Teline monspessulana* (L.) K. Koch. *International Journal of Wildland Fire*, 24(3), 372-379.

García RA *et al.* 2012. Effects of two nitrogen-fixing invasive plants species on soil chemical properties in south-central Chile. *Gayana Botanica* 69: 189-192.

García RA *et al.* 2010. El fuego favorece la invasión de *Teline monspessulana* (Fabaceae) al aumentar su germinación. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 443-452

García RA *et al.* 2013. French broom (*Teline monspessulana*) invasion in south-central Chile depends on factors operating at different spatial scales. *Biological Invasions* 16: 113-124.

García RA *et al.* 2007. Banco de semillas, regeneración y crecimiento de *Teline monspessulana* (L.) K.Koch después de un incendio forestal. *Gayana Botanica* 64: 201-210.

Gómez-González S *et al.* 2009. Litter burning does not equally affect emergence on native and alien species of the mediterranean-type Chilean matorral. *International Journal of Wildland Fire* 18: 213-221.

Holmes P, Cowling R. 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 *et al.* 2000. Recovery of South African Fynbos vegetation following alien woody clearing and fire: Implications for restoration. *Austral Ecology* 25: 631-639.

- Jaksic F, Castro S. 2014. Invasiones biológicas en Chile: causas globales e impactos locales. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. 526 pp.
- Jeschke J M *et al.* 2014. Defining the impact of non-native species. *Conservation Biology* 28: 1188-1194.
- Jiménez, A *et al.* 2008. Do climatically similar regions contain similar alien floras? A test from the mediterranean areas of Chile and California. *Journal of Biogeography* 35: 614-624.
- Kamutando CN *et al.* 2017. Soil nutritional status and biogeography influence rhizosphere microbial communities associated with the invasive tree *Acacia dealbata*. *Scientific reports*, 7(1), 6472.
- Kueffer C. 2017. Plant invasions in the Anthropocene. *Science*, 358(6364), 724-725.
- Le Maitre DC *et al.* 2011. Impacts of invasive Australian acacias: implications for management and restoration. *Diversity and Distribution* 17: 1015-1029.
- Liao CZ *et al.* 2008. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. *New Phytologist* 177: 706-714.
- Loockwood JL, Mckinney ML. 2001. Biotic homogenization. Kluwer/Academic Press, New York, USA.
- Lorenzo P *et al.* The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Annals of Forest Science* 67: 101-112.
- Lorenzo P *et al.* 2008. Allelopathic interference of invasive *Acacia dealbata*: Physiological effects. *Allelopathy Journal* 22: 453-462.
- Matthei O. 1995. Manual de las Malezas que crecen en Chile. Alfabeto Impresores. Santiago. Chile. 545 pp.
- Muñoz E. 2009. El espinillo (*Ulex europaeus* L.) un invasor biológico en el sur de Chile: Estado de su conocimiento y alternativas de control. *Gestión Ambiental* 17: 23-44.

Muñoz MR, Fuentes ER. 1989. Does fire induce shrub germination in the Chilean matorral. *Oikos* 56: 177-181.

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.

Novoa C. 2013. Patrones temporales y espaciales a escala de paisaje de la especie invasora *Acacia dealbata* Link. en la Región de Biobío, Chile. Tesis presentada a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Concepción para optar al grado de Magister en Ciencias Forestales. Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

Parker IM. *et al.* 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1: 3-19.

Pauchard A. *et al.* 2008. Positive feedbacks between plant invasions and fire regimes: *Teline monspessulana* (L.) K. Koch (Fabaceae) in central Chile. *Biological Invasions*, 10(4), 547-553.

Pauchard A *et al.* 2014. Pináceas invasoras en el sur de Sudamérica: patrones, mecanismos e impactos potenciales. En: *Invasiones Biológicas en Chile. Causas globales e impactos locales*. Jaksic, F., Castro, S. (eds) Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago. pp 283-308.

Pauchard A *et al.* 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.

Pauchard A. *et al.* 2011. Invasiones biológicas en América Latina y el Caribe: tendencias en investigación para la conservación, en *Conservación Biológica: Perspectivas desde América Latina*. Simonetti, J., Dirzo, R. Editorial Universitaria, Santiago Chile. pp 79- 94.

Pejchar L, Mooney H. 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology and Evolution* 24:497-504.

Peña E. *et al.* 2007. Árboles exóticos naturalizados en el bosque nativo chileno. *Bosque Nativo* 40: 3-7.

Peña E, Valenzuela L. 2008. Incremento de los incendios forestales en bosques naturales y plantaciones forestales en Chile. En: González-Cabán A (ed) Memorias del segundo simposio internacional sobre políticas, planificación y economía de los programas de protección contra incendios forestales: una visión global: 595-612. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-208. Departamento de Agricultura de los EE.UU., Servicio Forestal, Estación de Investigación del Pacífico Suroeste. California, USA

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.

Pholman C. *et al.* 2005. Geographic range size, seedling ecophysiology and phenotypic plasticity in Australian *Acacia* species. *Journal of Biogeography* 32: 341-351.

Pinilla J. 2000. Descripción y antecedentes básicos sobre *Acacia dealbata*, *A. melanoxylon* y *A. mearnsii*. Informe Técnico N°147. Instituto Forestal-Corporación de Fomento (CORFO). Santiago, Chile. 49 pp.

Premoli, A.C *et al.* 2011. Genética de la conservación: de poblaciones a filogeografía. En: Simonetti, J. Dirzo, R. (eds) Conservación Biológica: Perspectivas desde América Latina pp. 31-48. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.

Pysek, P *et al.* 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18:1725-1737.

Quiroz C *et al.* 2009. Análisis cuantitativo de la investigación en invasiones biológicas en Chile: tendencias y desafíos. *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 497-505.

Quiroz C. *et al.* 2009. Manual de Plantas Invasoras del Centro-Sur de Chile. Laboratorio de Invasiones Biológicas, Concepción, Chile.

Ramírez C. *et al.* 1988. Estructura y regeneración del matorral de *Ulex europaeus* en Valdivia, Chile. *Medio Ambiente* 1: 143-149.

Ricciardi A. *et al.* 2013. Progress toward understanding the ecological impacts of non-native species. *Ecological Monographs* 83:263–282.

Ricciardi A. 2004. Assessing species invasions as a cause of extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 619.

Richardson DM, Higgins S. 1998. Pines as invaders in the southern hemisphere. En: Richardson D.M. Ecology and biogeography of Pinus. Cambridge University Press. Cambridge.

Richardson DM, Rejmanek, M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species - a global review. *Diversity and Distributions* 17:788-809.

Richardson DM *et al.* Pine invasion in the southern Hemisphere: Determinants of spread and Invasibility. *Journal of Biogeography* 21: 511-527.

Rodríguez J. *et al.* 2017. Different growth strategies to invade undisturbed plant communities by *Acacia dealbata* Link. *Forest ecology and management*, 399, 47-53.

Rodriguez-Echeverria S *et al.* 2013. The effect of soil legacy on competition and invasion by *Acacia dealbata* Link. *Plant Ecology* 214: 1139-1146.

Ruesink J. *et al.* 1995. Reducing the risks of nonindigenous species introductions. *BioScience* 47: 465-477.

Rundel PW *et al.* 2014. Tree invasions into treeless areas: mechanisms and ecosystem processes. *Biological Invasions* 16: 663-675.

Sanz-Elorza M *et al.* 2004. Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. España. 378 pp.

Sax DF, Gaines SD. 2008. Species invasions and extinction: The future of native biodiversity on islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 11490-11497.

Schwilk DW, Ackerly DD. 2001. Flammability and serotiny as strategies: correlated evolution in pines. *Oikos* 94: 326-336.

Scott B. 2005. The temporal effects of *Ulex europaeus* on soil properties and modeling impact of invasive species with respect to time. A thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science, University of Washington, WA, USA.

Sheppard AW *et al.* 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.

Simberloff D *et al.* 2010. Spread and impact of introduced conifers in South America: lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology* 35:489–504.

Simberloff D., Vitule J.R.S. 2014. A call for an end to calls for the end of invasion biology. *Oikos* 123: 408-413.

Souza-Alonso P *et al.* 2014. Soil biochemical alterations and microbial community responses under *Acacia dealbata* Link invasion. *Soil Biology and Biochemistry* 79: 100-108.

Spooner P. 2005. Response of *Acacia* species to disturbance by road-works in roadside environments in southern New Whales, Australia. *Biological Conservation* 122: 231-242.

Suardo AK. 2007. Efectos de la especie exótica *Teline monspessulana* (L.) K. Koch sobre la regeneración de especies nativas en el Bosque Maulino. Tesis para la optar al grado de Magister en ciencias Biológicas con Mención en Ecología y Biología Evolutiva. Facultad de Ciencias. Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Traveset A, Richardson DM. 2006. Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 208-216

Vilá M *et al.* 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14: 702-8

Vitousek PM *et al.* 1987. Biological invasion by *Myrica faya*, alters ecosystem development in Hawaii. *Science* 238: 802-804.

Wilcove DS *et al.* 1998. Quantifying threats to imperilled species in the United States. *BioScience* 48: 607-615.

Zabkiewicz J, Gaskin R. 1977. Seasonal variation of Gorse (*Ulex europaeus* L.) surface wax and trichomes. *New Phytology* 81: 367-373.

Zouhar K. 2005. *Genista monspessulana*. En: Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. URL: <http://www.fs.fed.us/database/feis> (revisado el 20 de Julio de 2009).

Zuloaga FO *et al.* 2008. Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur. Monographs in Systematic Botany 107, Missouri Botanical Garden Press, St. Louis, MO, USA. 3384 pp.