

BOLETÍN
DE LA



RED LATINOAMERICANA PARA EL ESTUDIO DE PLANTAS INVASORAS

Volumen 1, número 1



Boletín de la Red Latinoamericana para el Estudio de
Plantas Invasoras
Volumen 1, Número 1
Octubre 2011

Editores

Ileana Herrera

Ramiro Bustamante

Mark Gardener

Foto de la portada: Plántulas de la invasora *Kalanchoe daigremontiana* (I. Herrera)

Depósito Legal (en trámite)

Invasión de coníferas: ejemplos del Sur de Chile

BÁRBARA LANGDON F.

Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Universidad de Concepción Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB)

Las coníferas han sido ampliamente reportadas como invasoras en el mundo, pero principalmente en el hemisferio sur (Richardson *et al.* 1994, Richardson 2006, Ledgard *et al.* 2001, Simberloff *et al.* 2010, Peña *et al.* 2008, Langdon *et al.* 2010, Bustamante y Simonetti 2005, Nuñez y Pauchard 2010). Su alto potencial invasor se ha explicado a través de ciertos atributos de las especies, a la liberación de enemigos naturales y a la amplia tolerancia climática que poseen (Rejmanek y Richardson 1996).

El proceso de invasión de las especies de coníferas es similar en todo el mundo al ser en su mayoría especies dispersadas por anemocoría. La dispersión de semillas ocurre a corta y larga distancia (Higgins y Richardson 1999, Richardson 2001, Ledgard 2003) lo que origina olas en el proceso de invasión (Figura 1). La dispersión a corta distancia forma olas de invasión con un frente que avanza a medida que los nuevos individuos alcanzan la madurez reproductiva. Por otro lado, los eventos aislados de dispersión a larga distancia generan nuevos focos de invasión (Langdon *et al.* 2010, Peña *et al.* 2008, Ledgard 2001).

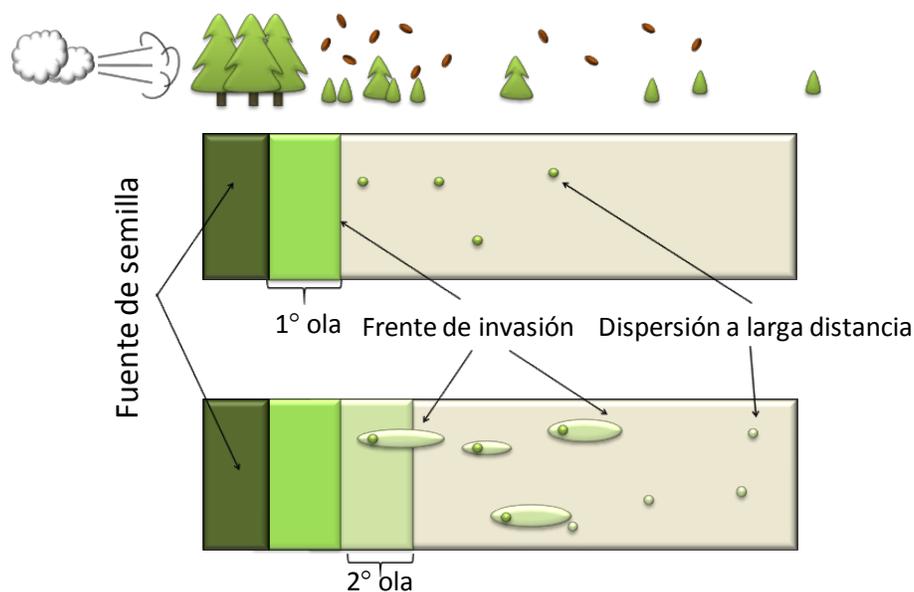


Figura 1. Diagrama del proceso de invasión generado por coníferas. Fuente: Langdon *et al.* 2010.

Dado que la mayor parte de las invasiones de coníferas se producen en ambientes abiertos y perturbados, los impactos generados se deben a la presencia de una cobertura arbórea antes inexistente (Richardson *et al.* 1994, Richardson y Higgins 1998). Ecosistemas invadidos por coníferas podrían presentar cambios en el régimen del fuego, reducción de la diversidad local por competencia, impactos económicos en los ecosistemas de praderas y cambios en el valor escénicos, entre otros (Pauchard *et al.* 2011).

En Chile se han reportado al menos seis especies de coníferas invasoras: *Pinus radiata*, *Pinus contorta*, *Pinus sylvestris*, *Pinus ponderosa*, *Pinus pinaster* y *Pseudotsuga menziesii*. Estas especies han sido introducidas con fines ornamentales, productivos o de protección de suelos. A continuación presento en forma breve el estado de invasión de dos de estas especies: *P. menziesii* y *P. contorta*.

Pseudotsuga menziesii ha sido reportada como invasora en Argentina, Chile, Austria, Bulgaria, España y Gran Bretaña. Esta especie, al ser tolerante a la sombra, no sólo ha sido reportada invadiendo en matorrales y praderas, sino que también es capaz de establecerse y crecer bajo una cobertura arbórea, convirtiéndose en una verdadera amenaza para el bosque nativo. En Chile se han realizado estudios tanto en áreas protegidas (Figura 2) (Teillier *et al.* 2003, Peña *et al.* 2004, Langdon *et al.* no publicado), como en áreas privadas (Pauchard *et al.* 2008). Estos estudios han determinado que esta especie se encuentra invadiendo ecosistemas chilenos, aunque de manera incipiente. Es fundamental continuar con el estudio del potencial invasor de esta especie, dados los impactos que podría generar sobre la biodiversidad nativa.



Figura 2. Invasión de *P. menziesii* en la Reserva Nacional Mañihuales, Región de Aysén.

Pinus contorta es considerada una de las especies más invasivas a nivel mundial (Benecke 1967, Ledgard 1988 y 2001, Richardson y Bond 1991, Rejmánek y Richardson 1996, Higgins y Richardson 1998, Despain 2001), reportada como invasora en Argentina, Australia, Chile, Irlanda, Nueva Zelanda, Suecia y Estados Unidos (fuera de su área natural de distribución).

En el sur de Chile, fue introducida en la década del 70 con el fin de controlar la erosión de suelos. Hoy en día, se encuentra invadiendo en al menos dos localidades: la Reserva Nacional Malalcahuello (Región de la Araucanía), donde existen al menos 78 ha afectadas por la especie (Peña *et al.* 2008); y en los alrededores de Coyhaique (Región de Aysén) (Figura 3). En esta última zona, aunque no se conoce la superficie total afectada por la invasión de *P. contorta*, se encuentra invadiendo en numerosos sectores. Langdon *et al.* (2010) determinaron que en ecosistemas de praderas artificiales (dominadas por especies exóticas), *P. contorta* presenta menores densidades que en el ecosistema de estepa. En este último alcanza densidades de 13.000 individuos por hectárea. En ambos ecosistemas la densidad poblacional continúa en aumento, ya que la tasa de repoblación, aunque variable, es continua. Por otro lado, con base en patrones espaciales, Langdon *et al.* (no publicado) demostraron que existen interacciones positivas entre la regeneración de *P. contorta* y la especie nativa *Baccharis magellanica*. Estudios aún en desarrollo evalúan si la interacción influencia también el crecimiento de la especie o sólo favorece su establecimiento.



Figura 3. Invasión de *P. contorta* en el sector de Coyhaique Alto, Región de Aysén.

Comparado con la situación de otros países como Nueva Zelanda, el estado de la invasión de coníferas en Chile es incipiente. Sin embargo, en algunos años se podrían alcanzar los mismos niveles de invasión que en países como Nueva Zelanda, Australia o Sudáfrica. Aunque las coníferas presentan un patrón de invasión similar en todas las regiones, este patrón no es completamente predecible. Las características del proceso varían en función de la especie invasora y el ecosistema invadido. En general, ecosistemas abiertos serán más susceptibles a la invasión, pero un aumento en la presión de propágulos podría gatillar el proceso en ecosistemas más resistentes. Se recomienda, por lo tanto, monitorear aquellas especies con mayor potencial invasor y comenzar a trabajar en métodos de control en aquellas áreas que se encuentren afectadas por la invasión.

Literatura citada

Benecke U. 1967. *The weed potential of Lodgepole*. Tussock Grasslands and Mountain Lands Institute "Review". September, N° 13.

Bustamante RO, JA Simonetti. 2005 Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. *Biological Invasions* 7: 243-249.

Despain DG. 2001. Dispersion ecology of Lodgepole Pine (*Pinus contorta* Dougl.) in its native environment as related to Swedish forestry. *Forest Ecology and Management* 141:59-61

- Ledgard N. 1988. The spread of introduced trees in New Zealand's rangelands-South Island high country experience. Review 44. *Journal of the Tussock Grasslands and Mountain Lands Institute*. Pp 1-8.
- Ledgard N. 2001. The spread of Lodgepole Pine (*Pinus contorta* Dougl.) in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 141:43-57.
- Ledgard N. 2003. What's wrong with wilding trees? *New Zealand Tree Grower* 24(1): 18-19.
- Langdon B, A Pauchard, M Aguayo. 2010. *Pinus contorta* invasion in the Chilean Patagonia: local patterns in a global context. *Biological Invasions* 12: 3961- 3971.
- Higgins SI, DM Richardson. 1998. Pine invasions in the southern hemisphere: modelling interactions between organism, environment and disturbance. *Plant Ecology* 135: 79-93
- Higgins SI, DM Richardsdon. 1999. Predicting plant migration rates in a changing world: the role of long distance dispersal. *American Naturalist* 153: 464-475.
- Nuñez M, A Pauchard. 2010. Biological invasions in developing and developed countries: does one model fit all? *Biological invasions* 12: 707-714.
- Pauchard A, B Langdon, E Peña. 2008. *Potencial invasivo de Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) *Franco en bosques nativos del Centro-Sur de Chile: patrones y recomendaciones*. En: Mujica R, Grosse H y B Müller-Using (eds.) *Bosques Seminaturales: una opción para la rehabilitación de bosques nativos degradados*. 171 pág.
- Pauchard A, B Langdon, A Jimenez, L Cavieres, E Peña y MA Nuñez. 2011. *Pináceas invasoras en el sur de Sudamérica: patrones, mecanismos e impactos potenciales*. En: Jaksic F y S Castro (eds). *Invasiones en Chile*, en edición.
- Peña E, A Pauchard, M Hidalgo, M San Martin, A Maturana. 2004. *Evidencias de invasión de especies arbóreas exóticas en Chile*. Segundo Congreso Chileno de Ciencias Forestales. Valdivia, Noviembre 2004. 11p.
- Peña E, M Hidalgo, B Langdon, A Pauchard. 2008. Patterns of spread of *Pinus contorta* Dougl. ex Loud in a Natural Reserve in southern South America. *Forest Ecology and Management* 256:1049-1054.
- Richardson DM, W Bond. 1991. Determinants of plant distribution: Evidence from pine invasions. *The American Naturalist* 137(5): 639-668.
- Richardson DM, PA Williams, RJ Hobbs. 1994. Pine invasion in the southern Hemisphere: Determinants of spread and Invasibility. *Journal of Biogeography* 21: 511-527.
- Richardson D, S Higgins. 1998. *Pines as invaders in the southern hemisphere*. En: Richardson DM (ed) *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Richardson DM. 2001. *Plant Invasions*. En: Levin S (ed) *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego. 4, pp 677-688.

Richardson DM. 2006. *Pinus*: A model group for unlocking the secrets of alien plant invasions? *Preslia* 78:375-388.

Rejmánek M, DM Richardson. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77(6):1655-1661.

Simberloff D, MA Nuñez, NJ Ledgard, A Pauchard, DM Richardson, M Sarasola, B Van Wilgen, SM Zalba, RD Zenni, RO Bustamante, E Peña, S Ziller. 2010. Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology* 35 (5): 489–504

Teillier S, Rodríguez R y MT Serra. 2003. *Lista preliminar de plantas leñosas, alóctonas, asilvestradas en Chile Continental. Chloris Chilensis*. Año: 6. N°: 2.