

La investigación sobre invasiones por especies vegetales en la actualidad

Monserrat Vilá

Centre de Recerca Ecològica Aplicacions Forestals
Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra (Barcelona)
montse.vila@uab.es

Palabras clave

Impactos, invasibilidad, perturbaciones, plantas exóticas, presión de propágulos.

Resumen

La mayor parte de la investigación sobre la invasión por especies vegetales exóticas se ha centrado en intentar responder a las siguientes preguntas: (1) ¿qué características poseen las especies invasoras? (2) ¿qué ecosistemas son los más vulnerables a la invasión? y finalmente (3) ¿qué impactos determinan? Que las plantas exóticas puedan comportarse como invasoras depende de que posean buenos atributos como especies colonizadoras y sobre todo que la presión de propágulos sea muy elevada. En general, los ecosistemas perturbados son los más invadidos. La invasión viene facilitada por las interacciones mutualistas con las especies nativas (Ej. presencia de polinizadores y dispersadores de semillas) y la falta de enemigos naturales tales como herbívoros y patógenos específicos existentes en la región de origen. Los impactos ecológicos que pueden ocasionar van desde la competencia con la vegetación nativa hasta modificaciones en el ciclo de nutrientes y en el régimen de perturbación.

Abstract

Most research on plant invasions has focused to answer the following questions: (1) which traits have invasive species? (2) which ecosystems are the most vulnerable to invasion? And finally, (3) which are their impacts? That alien plants behave as invaders depends on plant traits as good colonizers and on propagule pressure. In general, disturbed ecosystems are the most invaded. Invasion is facilitated by mutualistic interactions with native species (e.g. presence of pollinators and seed dispersers) and the lack of natural enemies such as specific herbivores and pathogens existing in the native range. The ecological impacts of plant invaders range from competition with native vegetation to changes of nutrient cycling and disturbance regimes.

INTRODUCCIÓN

La investigación sobre invasiones biológicas tiene como antecedentes el estudio de las malas hierbas y las plagas tanto nativas (muchas veces cosmopolitas) como exóticas. Elton (1958) fue uno de los primeros ecólogos en alertar sobre la magnitud de la introducción de especies exóticas fuera de su área de distribución natural y posterior invasión en espacios naturales causando impactos importantes en la conservación de la biodiversidad. Desde entonces, la investigación se ha encaminado básicamente a resolver las siguientes preguntas:

1. ¿Qué características poseen las especies invasoras?
2. ¿Qué ecosistemas son más vulnerables a las invasiones? y finalmente
3. ¿Qué impactos determinan? En este capítulo se presentan algunas generalidades sobre la investigación que se está llevando a cabo para resolver estas preguntas.

El proceso de invasión se puede dividir básicamente en tres etapas. En primer lugar el transporte y la introducción de nuevas especies puede ser intencionado o no. Por ejemplo, muchas especies invasoras son plantas ornamentales pero otras quizás fueron introducidas entre las semillas de especies de cultivo. Algunas de estas especies introducidas pueden reproducirse en áreas naturales y llegar a formar poblaciones estables sin ayuda del ser humano, en este caso ya hablamos que la especie se ha naturalizado. Finalmente, algunas de estas especies pueden producir descendencia lejos de su área de introducción (más de 100 m) en un periodo relativamente corto de tiempo (menos de 50 años), en este caso ya hablamos de una invasión propiamente dicha (Richardson *et al.*, 2000). Una especie con estas características puede adquirir un gran potencial de expansión, adoptar vínculos estrechos con la comunidad receptora y tener una respuesta evolutiva

rápida a las nuevas condiciones ambientales. (Maron, *et al.*, 2004). En este capítulo nos centraremos en tratar las especies vegetales que han adquirido el status de invasoras.

CARACTERÍSTICAS DE LAS ESPECIES INVASORAS

Inicialmente, se diagnosticó que las especies invasoras poseían las características típicas de las malas hierbas: gran producción de semillas, reproducción vegetativa, autofecundación, un sistema de polinización generalista (a menudo anemocora), crecimiento rápido y plasticidad fenotípica (Baker, 1974). Podemos decir que en la actualidad, este listado es aún vigente. No obstante, una especie invasora no tiene porqué poseer todas estas características a la vez. Estos estudios deben tener en cuenta las constricciones filogenéticas, es decir, en qué medida las diferencias entre especies son independientes de la taxonomía de las especies. También se debe tener en cuenta las diferencias de los hábitat en los que las especies invasoras o no invasoras se encuentran. En esta línea, en un trabajo reciente se ha encontrado que existe una correlación positiva entre la abundancia regional de especies invasoras en islas mediterráneas con la suculencia en hábitat ruderales, periodos de floración largos en hábitat agrícolas y dispersión por vertebrados en hábitat seminaturales, lo cuál sugiere que la existencia de nichos vacíos, escape de los competidores y utilización de los mutualistas son fenómenos importantes, respectivamente (Lloret *et al.*, 2005). Comparaciones entre especies invasoras y no invasoras de coníferas atribuyen un mayor potencial invasor a las especies que poseen semillas pequeñas (< 50 mg), una etapa juvenil corta (< 10 años) e intervalos de vecería cortos (1-4 años) (Rejmanek y Richardson, 2004).

CARACTERÍSTICAS DE LOS ECOSISTEMAS INVADIDOS

La susceptibilidad de los ecosistemas a la invasión, independientemente de las tasas de introducción, se conoce como invasibilidad y determina el grado en que una especie introducida es capaz de sobrevivir a las nuevas condiciones ambientales y bióticas de la región receptora (Lonsdale, 1999). Los ecosistemas invadidos poseen ciertas características comunes como: el aislamiento histórico y geográfico, un alto nivel de perturbaciones o actividades humanas y la ausencia de enemigos coadaptados (depredadores, herbívoros, parásitos). También es necesario que establezca relaciones mutualistas con las especies con las que convive (polinizadores, dispersores de semillas, micorrizas).

Una gran controversia ha sido si la invasibilidad depende de la diversidad de la comunidad receptora. En la clásica publicación de Elton (1958) se apunta que los ecosistemas más diversos son menos invasibles. Experimentos en los que se ha comparado como el establecimiento de especies exóticas varía en un gradiente de riqueza de especies han demostrado que a escala local, de parcela, esto es cierto debido mayoritariamente a la competencia que ejerce la vegetación nativa (Levine *et al.*, 2003). No obstante, a escala regional no podemos afirmar que ecosistemas más ricos en especies sean menos susceptibles a las invasiones sino al revés debido a que los factores que determinan la diversidad de especies nativas (Ej. heterogeneidad ambiental, clima, régimen de perturbaciones, etc.) también afectan a las especies exóticas (Lonsdale, 1999).

Las diferencias entre ecosistemas en estos factores determinan que unos ecosistemas estén más invadidos que otros. Por ejemplo, las islas poseen una elevada riqueza en especies exóticas. Varias hipótesis no excluyentes explicarían este fenómeno. Por un lado se ha dicho que las islas poseen comunidades simplificadas y por tanto existen nichos vacíos susceptibles de ser colonizados por especies de otras áreas biogeográficas. Esta simplicidad también implica que haya pocos depredadores y competidores que puedan "atacar" o competir con la especie que ha entrado. También se ha postulado que las islas están muy perturbadas. Las perturbaciones reducen la cubierta vegetal y los niveles de competencia entre especies y aumentan la disponibilidad de recursos, sobre todo luz, creando condiciones idóneas para el establecimiento de especies colonizadoras (Hobbs y Huenneke, 1992). Para poder testar estas hipótesis tendríamos que realizar experimentos de introducción en el campo a la vez que manipulamos otros factores ecológicos tanto en islas como en áreas homólogas continentales. Hasta la fecha ninguna investigación ha realizado estos estudios que serían de bastante envergadura por la necesidad de replicar el mismo tipo de experimentos en áreas geográficas alejadas. Además implicarían el transplante de propágulos entre regiones y quizás cierto riesgo de aumentar el impacto de las invasiones.

El que un ecosistema sea más invadido que otro no depende únicamente de la invasibilidad, sino también de la presión de propágulos y de la historia de la invasión. La presión de propágulos se refiere al número y frecuencia en que la especie haya sido introducida. Por ejemplo, los análisis espaciales entre diversidad de especies exóticas y variables de paisaje mediante sistemas de información geográfica (SIG) han permitido averiguar que las áreas más invadidas

son aquellas con más núcleos urbanos, con mayor densidad de población, cercanos a la costa y con una elevada densidad de vías de comunicación (Pino *et al.*, 2004). Sin duda alguna el turismo, el ajardinamiento y la restauración han jugado un papel importante en la entrada de especies exóticas. (Jeanmonod, 1998 y Vilà y Pujadas, 2001).

Finalmente la historia de la invasión se refiere al tiempo que hace que una especie ha sido introducida. Este dato es en la mayoría de los casos imposible de saber, pero sí es más fácil de conocer el tiempo mínimo de residencia. Por ejemplo, las especies invasoras de España con mayor distribución geográfica son aquellas que se introdujeron como mínimo hace más de 100 años (Sanz-Elorza *et al.*, 2005). Otro aspecto de la historia de la invasión a escala local explicaría porque un antiguo campo agrícola posee adquiere una mayor densidad de especies exóticas con la edad de abandono. El análisis de cronosecuencias del paisaje posee un gran potencial para determinar el papel que la presión de propágulos y la historia juegan en determinar los patrones de invasión.

IMPACTO DE LAS INVASIONES VEGETALES

Comparaciones entre áreas invadidas y no invadidas indican que las especies que invaden espacios naturales tienen el potencial de alterar significativamente la dinámica de las poblaciones, la estructura de las comunidades y los procesos a nivel de ecosistema (Levine *et al.*, 2003). Por ejemplo, pueden modificar el ciclo de los nutrientes, las tasas de erosión o cambiar el régimen hídrico local. También pueden poner en peligro los sistemas económicos humanos como la agricultura (Pimentel *et al.*, 2000) o la salud humana debido al potencial alergogénico de los granos de polen (Belmonte y Vilà, 2004).

Calcular el impacto de una invasión en un ecosistema es complejo puesto que depende tanto de la abundancia de esta especie como de su potencial invasor así como de las características de la comunidad receptora. En la mayoría de los casos las especies con mayor impacto son aquellas que más difieren de las especies nativas en la comunidad receptora en lo que respecta a la capacidad de obtener los recursos (Chapin *et al.*, 1995).

REFERENCIAS

Baker, H. G. 1974. The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **5**: 1-24.
 Belmonte, J. y Vilà, M. 2004. Atmospheric invasion of non-native pollen in the Mediterranean region. *American Journal of Botany*, **91**: 1243-1250.
 Chapin, F. S.; Lubchenco, J. y Renolds, H. L. 1995. Biodiversity and ecosystem functioning: basic principles.

En: *Global biodiversity assessment*. Heywood V. H. (eds.) Cambridge University Press, Cambridge, 289-301.
 Elton, C. S. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London, UK.
 Hobbs, R. J. y Huenneke, L. F. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, **6**: 324-337.
 Levine, J. M.; Vilà, M.; D'Antonio, C. M.; Dukes, J. S.; Grigulis, K. y Lavorel, S. 2003. Mechanisms underlying the impact of exotic plant invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, **270**: 775-781.
 Lonsdale, W. M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, **80**: 1522-1536.
 Lloret, F.; Médail, F.; Brundu, G.; Camard, I.; Moragues, E.; Rita, J.; Lambdon P. y Hulme, P. 2005. Species attributes and invasion success by alien plants on Mediterranean islands. *Journal of Ecology*, **93**: 512-520.
 Maron J.; Vilà, M.; Bommarco, R.; Elmendorf, S. y Beardsley, P. 2004. Rapid evolution of an invasive plant. *Ecological Monographs*, **74**: 261-280.
 Pimentel, D.; Mc Nair, S.; Janecka, J.; Wightman, J.; Simmonds, C.; O'Connell, C.; Wong, E.; Russel, L.; Zern, J.; Aquino, T. y Tsomondo, T. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal and microbe invasions. *Agroecosystems and Environment*, **84**: 1-20.
 Pino, J.; Font, X.; Carbó, J. y Jové, M. 2005 Large-scale correlation of alien plant invasion in Catalonia (NE Spain). *Biological Conservation*, **122**: 339-350.
 Rejmánek, M. y Richardson, D.M. 2004. Invasiveness of conifers: extent and possible mechanism. *Acta Horticulturae*, **615**: 375-378.
 Richardson, D. M.; Pyšek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, M.G.; Panetta, D. y West, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants—concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, **6**: 93-107.
 Sanz-Elorza, M.; Dana, E. D. y Sobrino, E. año *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. En prensa.
 Vitousek, P. M. 1990. Biological invasions and ecosystem processes: Towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos*, **57**: 7-13