

Mecanismos de persistencia de *Phragmites australis* en el manantial de La Mintzita

Ek del-Val[✉], Ana Laura Pacheco, Roberto Lindig-Cisneros

Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta C.P. 58190, Morelia, Michoacán, México.

Resumen

Los humedales mexicanos se encuentran muy amenazados por las actividades antropogénicas. La quema intencional de la vegetación de los humedales para promover forraje fresco para el ganado es recurrente y ha provocado la desaparición de varias especies así como la invasión de otras especies agresivas. *Phragmites australis* ha incrementado sus poblaciones a costa de otras especies nativas. En particular, en el manantial de La Mintzita en las cercanías de Morelia, se ha identificado un crecimiento desmedido de esta especie. El presente trabajo investigó posibles mecanismos responsables de la expansión de *P. australis*. Particularmente se realizaron mediciones de crecimiento en campo de plantas quemadas y plantas control; posteriormente se llevó a cabo un experimento en condiciones controladas para evaluar el crecimiento de *P. australis* en condiciones de estrés lumínico (70% de sombra). Los resultados de la investigación muestra que *P. australis* puede crecer sin ninguna limitante después de haber sido quemada, sin embargo los resultados del experimento de estrés lumínico mostraron que *P. australis* se ve afectada por la sombra y no puede crecer a la misma tasa (en términos de altura y número de tallos) que las plantas control. En este trabajo corroboramos que el fuego forma parte importante de los factores que promueven la invasión por *P. australis* en La Mintzita gracias a que la planta puede rebrotar fácilmente después de haber sido quemada, mientras que la tolerancia a la sombra no es una característica que presente la especie y por lo tanto parece no ser un factor que promueva la invasión.

Abstract

Wetlands in Mexico are very vulnerable to human intervention. Intentional fires to promote fresh forage for cattle are common practice in these ecosystems and they have caused a shift in plant species composition, including the appearance of aggressive exotic species. *Phragmites australis* has increased its populations at the expense of other native species. In particular, La Mintzita wetland close to Morelia city, has an increasing population of this species. The present work investigated the possible mechanisms responsible for *P. australis* expansion. In particular we measured *P. australis* growth in plants that were burned compared with control plants. Afterwards we started a four-month experiment in a shade house where we assessed *P. australis* performance under low light conditions (70% shade). Results from our investigations showed that *P. australis* can regrow with no limitation after being burned. However the results from the shade-house experiment demonstrated that *P. australis* is negatively affected by shade, in terms of height increase and number of shoots. In this investigation we corroborated that fire is an important factor promoting *P. australis* invasion at La Mintzita thanks to its ability to regrow after being burned, while shade tolerance is not mechanism observed in this species.

Introducción

Las especies invasoras son la segunda causa de pérdida de biodiversidad en el mundo (Vitousek *et al.* 1996, Leung *et al.* 2002) debido a que tienen efectos múltiples sobre las especies y los ecosistemas, notablemente, alterando los ciclos de nutrientes y perturbando los regímenes de disturbio natural, trastornando las relaciones entre especies, consumiendo excesivas cantidades de agua, luz, y oxígeno, incrementando recursos limitados, promoviendo o suprimiendo el fuego, y promoviendo la erosión (Foxcroft 2008, Mack *et al.* 2000, Pimentel *et al.* 2005). En el medio acuático las especies invasoras además pueden causar la desecación de los cuerpos de agua debido a sus altas tasas de transpiración, disminuyen en el oxígeno disuelto, y su proliferación sirve como reservorio para insectos vectores de enfermedades humanas, por lo que afectan drásticamente la

ecología de los paisajes y de los ambientes locales (Ashton *et al.* 1989, D'Antonio 2000, Martínez-Jiménez 2010).

Los estudios con plantas invasoras han documentado que algunas características fisiológicas promueven o hacen más factible que una especie se convierta en problemática. En particular destacan especies con crecimiento rápido, alta producción de propágulos, gran capacidad de rebrote, y tolerantes a condiciones de estrés ambiental, todas estas características confieren ventajas adaptativas a las especies invasoras ya que son capaces de invadir rápidamente un nuevo ambiente (i.e. muchos semillas o capacidad de reproducirse vegetativamente) o invadir sitios con características ambientales adversas (Claridge y Franklin 2002, Noble 1989, Nuzzo 1999, Rejmánek 2000).

Plantas invasoras en México

En México la problemática de las especies invasoras ha pasado desapercibida por mucho tiempo (Koleff *et al.* 2010), sin embargo hay esfuerzos recientes para identificarlas y estimar los daños que están causando en el país. Un listado preliminar estima un total de 800 especies invasoras en México, que

✉ Autor de correspondencia: Ek del-Val; email: ekdelval@oikos.unam.mx. Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta C.P. 58190, Morelia, Michoacán, México. Tel: +52-443-322-27-04, Fax: +52-443-322-27-19

incluyen a 665 plantas (CONABIO 2009). A esta cifra habría que sumarle el número de especies invasoras que, sin estar aún verificadas con presencia en territorio nacional, representan un serio riesgo por tener ocurrencia en países y regiones vecinas, además de las que ya se encuentran en el país y no han sido evaluadas (March y Martínez 2007). Por otro lado, para cubrir cabalmente esta problemática también se deben monitorear las especies nativas que por la modificación de los ecosistemas se vuelven invasoras y aumentan su distribución desplazando otras especies nativas.

Los estudios que se refieren a la distribución de plantas exóticas y sus efectos sobre los ecosistemas en México son escasos (Villaseñor y Espinosa-García 2004). La mayoría de los estudios son de carácter agronómico relacionados al control y manejo de las especies introducidas consideradas como plaga en la agricultura; y menor número, de carácter biológico y ecológico que más bien se tratan aspectos florísticos (Espinosa y Sarukhán 1997, Villaseñor y Espinosa-García 2004). El escaso conocimiento de las plantas invasoras exóticas en México y la necesidad de manejarlas o de impedir su expansión y/o entrada al país, hace necesario trabajo básico de inventario y de distribución de las especies exóticas que ya han entrado al país.

Especies invasoras en humedales

La introducción de especies acuáticas exóticas invasoras ha sido identificada como uno de los riesgos ambientales más críticos, y se está asociada con la extinción del 54% de las especies de fauna acuática nativa mundial, del 70% de los peces de Norteamérica y 60% de los peces mexicanos (March y Martínez 2007). Los gastos de erradicación de estas especies acuáticas son en muchos de los casos de gran magnitud (Pimentel *et al.* 2005). Por otro lado, plantas acuáticas invasoras como el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) y diversas especies de *Salvinia*, tienen efectos devastadores en cuerpos de agua y humedales en todas las regiones de invasión.

Los ecosistemas acuáticos que han sido perturbados por actividades humanas parecen ser particularmente vulnerables a las invasiones (Ashton y Mitchell 1989). La probabilidad de una invasión exitosa parece ser crucial dependiendo de la extensión y tipo del disturbio, del número de propágulos de especies no nativas, y de que tanto la comunidad es expuesta a la importación de propágulos (Elton 1959, Rejmánek 1989, Sax *et al.* 2007).

El carrizo común (*Phragmites australis*) (Cav.) Trin. ex Steudel es una gramínea de gran tamaño, perenne y provisto de un gran rizoma leñoso que presenta una distribución mundial en aguas dulces y salobres (Gleason y Cronquist 1963). Recientemente se ha vuelto muy común en cuerpos de agua modificados por el hombre (Ailstock *et al.* 2001, Marks *et al.* 1994, Saltonstall 2002). Estudios en otras latitudes han sugerido que *P. australis* se ha convertido en especie invasora, a pesar de ser nativa, cuando existen cambios inducidos en los patrones de disturbio, particularmente cambios en el régimen hidrológicos, de salinidad y de nutrientes (Chambers *et al.* 1999, Marks *et al.* 1994). En Estados Unidos es considerada como una especie problemática desde 1940 debido a que

rápidamente toma ventaja de los nuevos claros abiertos y desplaza a otras especies nativas. Por otro lado, existe evidencia de que genotipos introducidos de Eurasia han hibridizado con genotipos de *P. australis* Norteamericanos resultando en organismos híbridos que están expandiendo su rango de distribución agresivamente (Paul *et al.* 2010). En México no hay estudios ecológicos de *P. australis*, pero se reporta en los estados de Chihuahua, Michoacán, Oaxaca, Quintana Roo, Sinaloa, Veracruz y Yucatán (Mejía-Saulés y Dávila-Aranda 1992). Por otro lado, en algunos humedales del centro de México impactados por actividades antropogénicas (pastoreo, incendios y desechos de aguas domésticas) se ha observado que aumenta su abundancia, lo cual ha implicado la disminución o incluso la desaparición de otras especies nativas (Escutia-Lara *et al.* 2009).

El manantial de La Mintzita ubicado al sur de la ciudad de Morelia está influenciado por descargas de nitrógeno de la cuenca hidrográfica y fósforo proveniente de incendios en campos agrícolas y del propio humedal (Escutia-Lara *et al.* 2009). En los últimos años, *P. australis* ha incrementado su abundancia en el humedal, desplazando a la vegetación nativa y alterando el régimen hídrico. La importancia del humedal de la Mintzita radica, además de la biodiversidad que alberga, en que provee el agua para cerca de 300,000 habitantes de la ciudad de Morelia, por lo que la conservación y restauración del área es necesaria, incluyendo el control de *P. australis*.

Materiales y métodos

Sitio de estudio

El manantial de La Mintzita ubicado en las coordenadas 101°17'47" W, 19°38'43" presenta una vegetación dominante compuesta por *Typha domingensis* Presl. y *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volkart ex Schinz and Keller (Escutia-Lara *et al.* 2009). En esta localidad *P. australis* crece todo el año aunque presenta un pico de crecimiento en el verano y disminuye su actividad entre Octubre y Febrero.

Diseño experimental

En particular para entender las características fisiológicas y ecológicas de *Phragmites australis* que promueven su invasión en el manantial de La Mintzita este trabajo evaluó 1) la capacidad de rebrote de *P. australis* después de un incendio, y 2) en condiciones de casa de sombra, la capacidad de crecimiento de las plantas bajo estrés lumínico, simulando las condiciones de competencia por luz que imperan en el humedal.

Crecimiento de *P. australis* en campo

Se reconocieron dos zonas en el manantial de La Mintzita en donde crecía *P. australis* en abundancia. En una de ellas se había producido un incendio intencional por parte de los pobladores del área; de tal manera que se determinó como la zona incendiada. La segunda de ellas, sin incendio, fue determinada como la zona control. Este factor de variación fue considerado porque otros estudios han considerado que la *P. australis* tiene una ventaja frente a otras especies del humedal porque puede rebrotar después de ser quemada. En cada zona

se marcaron 30 tallos (ramets) de *P. australis* para evaluar la capacidad de rebrote de las plantas, utilizando el incremento en altura (cm) entre febrero y abril 2008.

Crecimiento de *P. australis* en condiciones de estrés lumínico

Para evaluar si la limitación por luz que impera en el humedal (segundo factor de variación), afectaba el desempeño de *P. australis*, se llevó a cabo un experimento en casa de sombra donde se evaluó el crecimiento de *P. australis* en condiciones de luz reducidas. Para ello se colectaron 60 rizomas de *P. australis* del manantial de La Mintzita en abril 2008. Los rizomas fueron plantados en una mezcla de turba (“peatmoss”) y arena contenida en 30 recipientes plásticos tipo charola de tamaño 80 x 50 x 10 cm. En cada recipiente se colocaron dos rizomas, uno fue sometido a condiciones de estrés lumínico y el otro fue considerado como control. Para realizar el tratamiento de estrés lumínico, se utilizó una tela de malla de sombra de 70%, se decidió utilizar este porcentaje de reducción dadas las mediciones previas de incidencia lumínica en los manchones de vegetación del manantial de La Mintzita (datos no publicados). Los mitad de los rizomas (30) fue sometida al tratamiento de estrés lumínico y los restantes 30 rizomas permanecieron en un tratamiento control bajo condiciones de luz natural. Las plantas fueron inundadas para simular el contexto del humedal y fueron regadas constantemente para mantener las condiciones de inundación. Semanalmente se realizaron mediciones de crecimiento: altura total de cada planta, así como el número de vástagos y la longitud de cada uno. El experimento se realizó en una casa de sombra ubicada en el campus UNAM, Morelia.

Análisis estadístico

Para estimar el efecto del fuego sobre la capacidad de rebrote de *P. australis*, se realizó una Anova. Los resultados del experimento de estrés lumínico sobre el crecimiento de *P. australis* se analizaron con un Anova anidado, utilizando el número de planta y el tiempo como factores de anidación. Las variables de respuesta fueron incremento en altura y número de brotes y las

variables explicativas fueron el tiempo y el tratamiento (estrés lumínico y control), así como la interacción tiempo:tratamiento. Los datos de incremento en altura y número de brotes fueron transformados utilizando raíz cuadrada para cumplir con los supuestos de homogeneidad de varianza y la normalidad de los errores. Todos los análisis estadísticos se realizaron en el programa R (R Development Core Team 2010).

Resultados

Crecimiento de *P. australis* en campo

El crecimiento de *P. australis* en el manantial de La Mintzita entre Febrero y Abril de 2008 no fue afectado por el incendio que sufrieron las plantas. Los resultados muestran que no hubo diferencias significativas en el incremento en altura entre plantas quemadas y plantas control (72.8 ± 8.3 cm y 74.6 ± 5.5 cm respectivamente, $F_{(1,58)} = 0.04$, $p = 0.85$).

Crecimiento de *P. australis* en condiciones de estrés lumínico

El experimento en el invernadero donde *P. australis* creció bajo estrés lumínico durante cuatro meses mostró que las plantas control presentaron un crecimiento significativamente mayor en altura con respecto a las plantas bajo estrés lumínico (altura final: 350 ± 50 cm control vs 110 ± 30 cm estresadas, $F_{(1,112)} = 95.7$, $p < 0.001$, **Fig. 1**). La diferencia en el incremento en altura se fue acentuando conforme pasó el tiempo, pues la interacción entre la variable estrés lumínico y el tiempo fue significativa ($F_{(3,112)} = 4.18$, $p = 0.007$, **Fig. 1**) al final del experimento en julio 2008, el incremento en altura de las plantas control fue cuatro veces mayor que el de las plantas bajo estrés lumínico (81.2 ± 11.8 cm vs 19.1 ± 3.5 cm, respectivamente).

El efecto de la falta de luz también fue evidente en la producción de nuevos brotes por planta. Las plantas bajo estrés lumínico produjeron significativamente menos brotes que las control (número de brotes total: 4.1 ± 0.6 plantas con luz y 1.8 ± 0.2 en plantas con sombra, $F_{(1,112)} = 67.5$, $p < 0.001$, **Fig. 2**) y esta diferencia se mantuvo a través del tiempo (interacción tratamiento x tiempo no fue significativa: $F_{(3,112)} = 1.58$, $p = 0.2$).

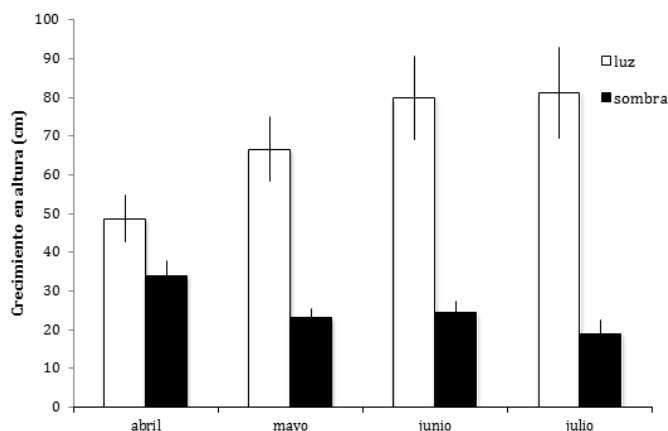


Figura 1. Incremento en altura (cm) de *P. australis* en el experimento de invernadero donde las plantas fueron sometidas a estrés lumínico. Se muestra Media \pm EE del incremento mensual en altura entre abril y julio 2008.

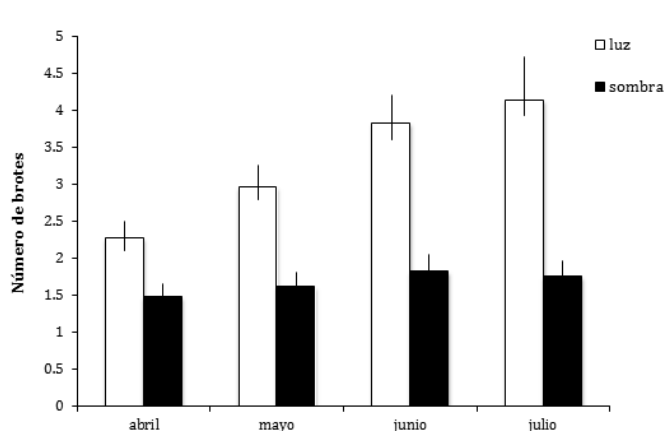


Figura 2. Número de brotes de *P. australis* por mes en el experimento de invernadero donde las plantas fueron sometidas a estrés lumínico. Se muestra Media \pm EE del número de brotes.

Discusión

Las plantas de *P. australis* analizadas en este trabajo mostraron que el fuego no es un factor limitante para su crecimiento, puesto que son capaces de rebrotar y crecer a la misma velocidad que las plantas que no fueron quemadas. Esta capacidad de crecimiento después de haber sido quemadas, se ha reportado como una de las características que permite que las especies exóticas sean exitosas en los nuevos sitios distribución (Elton 1958, Rejmánek 2000, Williamson y Fitter 2006) y probablemente esté favoreciendo a *P. australis* frente a sus competidoras en el manantial de La Mintzita. Dado que la quema en México es una práctica recurrente para promover la producción de forraje fresco para el ganado (Nicholson *et al.* 1995), inclusive en los humedales, esta especie presenta las características ideales para aumentar su abundancia e incluso incrementar su rango de distribución a costa de las especies nativas que son menos tolerantes a los incendios y están disminuyendo sus poblaciones (Escutia-Lara *et al.* 2009). En estos humedales donde los incendios no forman parte de los disturbios naturales, la proclividad a ser invadidos por especies resistentes al fuego es muy alta (D'Antonio 1999, Foxcroft 2008, Mack *et al.* 2000, Pimentel *et al.* 2005). Nuestros resultados concuerdan con otros trabajos realizados en Estados Unidos con *P. australis* en los cuáles esta especie se vuelve invasora cuando se promueven cambios en los patrones de disturbio, en este caso el cambio en el régimen de manejo fue la promoción del fuego en el humedal (Chambers *et al.* 1999, Marks *et al.* 1994).

Por otro lado, el mecanismo de invasión e incremento de la abundancia de *P. australis* en La Mintzita no parece estar relacionado con la capacidad de crecer bajo estrés lumínico como se ha descrito para otras especies invasoras (Nuzzo 1999), a pesar de que dentro de la vegetación del humedal la disponibilidad de luz es baja, puesto que las plantas experimentales bajo estrés lumínico crecieron menos. Esto se demostró en el experimento de la casa de sombra donde la mitad de las plantas de *P. australis* fueron sometidos a una disminución considerable de la radiación, y al evaluar su desempeño (en términos de crecimiento en altura y número de brotes nuevos) fue significativamente menor que las plantas control. Al mismo tiempo cuando comparamos el incremento en altura de las plantas en el campo (tanto las quemadas como las control: 72.8 ± 8.3 cm y 74.6 ± 5.5 cm respectivamente) con las plantas del invernadero que crecieron con luz normal (80.8 ± 10.1 cm) en un periodo de 3 meses, observamos un crecimiento similar ($p > 0.05$), por lo tanto a pesar de que hay una disminución en la incidencia de luz en La Mintzita probablemente las plantas no estén sufriendo por estrés lumínico, de tal manera que no tienen limitación por este factor abiótico para continuar su expansión. Para corroborar estos resultados sería importante medir el crecimiento de las plantas en el centro de los manchones de *P. australis* en el humedal de La Mintzita.

Dada la alta capacidad de rebrote de *P. australis* en condiciones de campo, después de haber sido quemada es recomendable monitorear las poblaciones de esta especie en los humedales mexicanos, en particular en La Mintzita; así mismo se recomienda evitar los incendios para impedir la expansión de este pasto y prevenir el desplazamiento de las especies nativas

de los humedales que se ven perjudicadas por la competencia con *P. australis* y por el fuego.

Agradecimientos

Este proyecto fue financiado parcialmente por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (SEP-CONACYT-2008-101335).

Referencias

- Ailstock MS, Norman CM y Bushmann PJ** (2001) Common Reed Phragmites Australis: control and effects upon biodiversity in freshwater nontidal wetlands. *Restoration Ecology* 9: 49-59.
- Arriaga L, Castellanos AE, Moreno E y Alarcón J** (2004) Potential ecological distribution of alien invasive species and risk assessment: A case study of buffel grass in arid regions of Mexico. *Conservation Biology* 18: 1504-1514.
- Ashton PJ y Mitchell DS** (1989) Aquatic plants: patterns and modes of invasion, attributes of invading species and assessment of control programmes. In Drake JA y HA Mooney (eds.) *Biological invasions: a global perspective*. Scope 37, John Wiley and Sons, Chichester, New York, EUA. p. 111-154
- Búrquez A, Millar M y Martínez-Irizar A** (2002) Mexican grasslands, thornscrub, and the transformation of the Sonoran desert by invasive exotic buffelgrass (*Pennisetum ciliare*). En: B. Tellman (ed.) *Invasive exotic species in the Sonoran región*. University of Arizona Press, Tucson, EUA. pp. 126-146.
- Chambers RM, Meyerson LA, y Saltonstall K** (1999) Expansion of Phragmites australis into tidal wetlands of North America. *Aquatic botany* 64: 261-273.
- Claridge K y Franklin SB** (2002) Compensation and plasticity in an invasive plant species. *Biological Invasions* 4: 339-347.
- CONABIO** (2009) *Sistema de información sobre especies invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. URL: <http://www.conabio.gob.mx/invasoras>
- Cronk JK y Fennessy MS** (2001) *Wetland Plants: Biology and Ecology*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, EUA. 462 p.
- D'Antonio CM** (2000) Fire, plant invasions, and global changes. En: Mooney HA y RJ Hobbs (eds.), *Invasive species in a changing world*, Island Press, Covelo, California, EUA. pp. 65-93
- De Ita GR, Torres GM, Calderón OB, Luna EL y Peralta F** (1992) *Malezas comunes en cultivos agrícolas*. Descripción, distribución, importancia económica y control. Serie Sanidad Vegetal. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, México.
- Dugan P** (1992) *Conservación de humedales: Un análisis de temas de actualidad y acciones necesarias*. Suiza: UICN, Gland, 100 pp.
- Elton CS** (1958) *The ecology of invasions by plants and animals*. John Wiley & Sons. New York, EUA, 181 pp.
- Escutia-Lara Y, Lara Cabrera S y Lindig-Cisneros R** (2009) Efecto del fuego y dinámica de las hidrófitas emergentes en el humedal de la Mintzita, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: 771- 778.
- Espinosa García FJ y Sarukhán J** (1997) *Manual de malezas del Valle de México*. UNAM-Fondo de Cultura Económica, México D.F.
- Foxcroft Llewellyn C, Richardson DM y Wilson JRU** (2008) Ornamental plants as invasive aliens: problems and solutions in

- Kruger National Park, South Africa. *Environmental management* 41: 32-51.
- Franklin KA, Lyons K, Nagler PL, Lampkin D, Glenn EP, Molina-Franer F, Markow T y Huete AR** (2006) Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) land conversion and productivity in the plains of Sonora, Mexico. *Biological Conservation* 127: 62-71.
- Gleason HA y Cronquist A** (1963) *Manual of vascular plants of northeastern United States and adjacent Canada*. D. Van Nostrand Company, New York.
- Howard RJ, SE Travis y BA Sike** (2008) Rapid growth of a Eurasian haplotype of *Phragmites australis* in a restored brackish marsh in Louisiana, USA. *Biological Invasions* 10:369-379
- Koleff P, González AI y Born-Schmidt G** (2010) *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, 110 p.
- Leung B, Lodge DM, Finnoff D, Shogren JF, Lewis MA y Lamberti GA** (2002) An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 269: 2407-2413.
- Lonsdale WM** (1999) Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80:1522-1536.
- Lockwood JL, Hoopes MF y Marchetti MP** (2007) *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing, Oxford, UK, 312 pp.
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M y Bazzaz F** (2000) Biotic invasions: causes epidemiology and control. *Ecological Applications* 10: 689-710.
- March I y Martínez-Jiménez ME** (2008) *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad: Prioridades en México*. IMTA, The Nature Conservancy, Conabio, Aridamérica, GECI. Jiutepec Morelos, México.
- Marks M, Lapin B y Randall J** (1994) *Phragmites australis* (*P. communis*): threats, management, and monitoring. *Natural Areas Journal* 14: 285-294.
- Martínez-Jiménez M** (2010) Impactos de las Malezas acuáticas. En: Koleff P, González AI y G Born-Schmidt (Eds.), *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, p. 57
- Mejía-Saulés MT y P Dávila-Aranda** (1992) *Gramíneas Útiles de México*. Cuadernos No. 16. Instituto de Biología, UNAM, México, 298 p.
- Nicholson CE, Blak RW y Lee DR** (1995) Livestock, deforestation, and policy-making-internsification of cattle production systems in Central America revisited. *Journal of Dairy Science* 78: 719-734.
- Noble IR** (1989) Attributes of invaders and the invading process: terrestrial and vascular plants. En: Drake JR, HA Mooney, F di Castri, RH Groves, FJ Kruger, M Rejmanek y M Williamson (eds.), *Biological invasions: a global perspective*. Wiley & Sons, Chichester, UK. pp. 301-313.
- Nuzzo V** (1999) Invasion patterns of the herb garlic mustard (*Alliaria petiolata*) in high quality forests. *Biological Invasions* 1:169-179.
- Paul J, Vachon N, Garroway CJ y Freeland JR** (2010) Molecular data provide strong evidence of natural hybridization between native and introduced lineages of *Phragmites australis* in North America. *Biological Invasions* 12: 2967-2973.
- Pimentel D, Zuniga R y Morrison D** (2005) Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: 273-288.
- R. Development Core Team** (2010). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. ISBN 3.900051-07-0.
- Rejmánek M** (1989) Invasibility of plant communities. En: Drake JA, HA Mooney, F di Castri, RH Groves, FJ Kruger, M Rejmánek, y M Williamson (eds.), *Biological invasions: A global perspective*. John Wiley and Sons, Chichester, UK. pp. 369-388.
- Saltonstall K** (2002) Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed *Phragmites australis*, into North America. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 99: 2445-2449.
- Sax DF, Stachowicz JJ, Brown JH, Bruno JF, Dawson MN, Gaines SD, Grosberg RK, Hastings A, Holt RD, Mayfield MM, O'Connor MI y Rice WR** (2007) Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 465-471.
- Stonhlgren TJ, Barnett DT, Jarnevich CS, Flather C y Kartesz J** (2008) The myth of plant saturation. *Ecology Letters* 11: 313-326.
- Vitousek PM, D'Antonio CM, Loope LL y Westbrooks R** (1996) Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84: 468-478.
- Villaseñor JL y Espinosa FJ** (2004) The alien flowering plants of Mexico. *Diversity and Distributions* 10: 113-123. 2004.
- Williamson M** (1999) Invasions. *Ecography* 22:5-12.
- Williamson MH y Fitter A** (1996) The characters of successful invaders. *Biological Conservation* 78:163-170.