

# Potencial de invasión de *Phragmites australis* en comunidades dominadas por especies nativas ante disturbios por fuego en condiciones controladas

## Invasiveness of *Phragmites australis* in communities dominated by native species after fire disturbance under controlled conditions

María Elena Páramo Pérez<sup>1</sup>, Roberto Lindig-Cisneros<sup>2</sup> y Patricia Moreno-Casasola<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. Edificio D, primer piso, Circuito de Posgrados, Ciudad Universitaria, Coyoacán, Ciudad de México, 04510. México

<sup>2</sup> Laboratorio de Restauración Ambiental, Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia. Antigua carretera a Pátzcuaro núm. 8701, Morelia, Michoacán, 58190, México

<sup>3</sup> Red de Ecología Funcional. Instituto de Ecología, A.C. Apdo. 63, Xalapa, Veracruz, 91000. México  
e-mail: rlindig@iies.unam.mx

**Recibido:** 05 de diciembre de 2016. **Aceptado:** 11 de mayo de 2018.

Páramo Pérez M. E., R. Lindig-Cisneros y P. Moreno-Casasola. 2018. Potencial de invasión de *Phragmites australis* en comunidades dominadas por especies nativas ante disturbios por fuego en condiciones controladas. *Hidrobiológica* 28 (1): 201-207. DOI: 10.24275/uam/izt/dcbshidro/2018v28n2/Lindig

### RESUMEN

**Antecedentes.** Los humedales son ecosistemas heterogéneos y dinámicos muy susceptibles a sufrir invasiones o extinciones locales por especies invasoras o sobredominantes. La resistencia a la invasión de los humedales ante factores de disturbio como el fuego ha sido poco estudiada. Cuando *Phragmites australis* (carrizo) se encuentra presente, su interacción con factores de disturbio ha llevado a la extinción local de muchas especies nativas. En un estudio anterior se determinó que la cosecha de esta especie es una estrategia efectiva de control. Sin embargo, la remoción de las partes aéreas genera múltiples fragmentos a partir de los cuales se podría propagar la especie. **Objetivos.** Evaluar, ante disturbios ocasionados por el fuego, en condiciones controladas, el potencial de invasión de fragmentos de *Phragmites australis* en comunidades dominadas por especies nativas. **Métodos.** El experimento se efectuó bajo dos quemados en 36 mesocosmos con doseles de *Schoenoplectus americanus* y *P. australis*. **Resultados.** Los resultados establecieron que las plantas de *Phragmites australis* no lograron desarrollarse después de las quemados del dosel de *S. americanus*, debido a la rápida recuperación del dosel de esta segunda especie. Se registró mayor supervivencia y crecimiento en los mesocosmos con bajo disturbio (27.7% y 55.9 cm en el primer ensayo; 9.4% y 60.6 cm en el segundo ensayo) en comparación con los controles (8.5%, 35.3 cm y 7.4% y 86.7 cm), ya que el dosel de *S. americanus* se mantuvo como una barrera al desarrollo de *P. australis* en los controles. Las diferencias en la altura fueron significativas después del primer evento de fuego entre los mesocosmos quemados y los de control ( $p=0.002$ ), pero después de dos años de quema no lo fueron ( $p=0.085$ ), debido a que las pocas plantas que sobrevivieron en los mesocosmos control alcanzaron alturas considerables. **Conclusiones.** Los fragmentos de *P. australis* representan bajo riesgo para sitios con dosel de *S. americanus* después de un año de registrar disturbios como el fuego.

**Palabras clave:** plantas invasoras, dosel, *Phragmites australis*, regeneración, *Schoenoplectus americanus*

### ABSTRACT

**Background.** Wetlands are heterogeneous and dynamic ecosystems, very susceptible to invasions or local extinctions by the effects of invasive or over-dominant plant species. Resistance to invasion in wetlands that suffer disturbances such as fires has not been thoroughly studied. When *Phragmites australis* (common reed) is present, its interaction with disturbance factors has led to local extinction of many native species. In a previous study, it was determined that harvesting is an effective control method for this species. But removal of aerial parts of this species generates many fragments that might propagate the species. **Goals.** Evaluate under controlled conditions the invasive potential of fragments of *Phragmites australis* in plant communities dominated by native plant species that are subjected to frequent human-made disturbances, such as fire, under controlled conditions. **Methods.** We carried out an experiment that consisted of two assays in 36 mesocosms with canopies of *Schoenoplectus americanus*. **Results.** *Phragmites australis* was practically not able to establish itself after the loss of the *S. americanus* canopy following fires, because the canopy of this last species

recovered rapidly. Survival and growth were slightly higher in mesocosms with low disturbance (27.7% and 55.9 cm in the first assay, and 9.4%, and 60.6 cm in the second assay), when compared with controls (8.5% 35.3 cm, and 7.4% and 86.7 cm), because in control units the canopy of *S. americanus* was a permanent barrier to the development of *P. australis*. Height differences among burned and control mesocosms after the first fire event were significant ( $p=0.002$ ) but not after two consecutive years of burning ( $p=0.085$ ), because the few plants that survived in control units reached considerable height. **Conclusions.** The risk of establishment of the fragments of *Phragmites australis* that are generated during harvesting is low even after major disturbances of native vegetation cover.

**Keywords:** canopy, invasive control, *Phragmites australis*, regeneration, *Schoenoplectus americanus*

## INTRODUCCIÓN

Los humedales son ecosistemas que abarcan diversos tipos de vegetación con una gran biodiversidad; sus características hidrobiológicas dan lugar a lagunas someras, humedales herbáceos de agua dulce, marismas, manglares, pantanos y selvas inundables, entre otros (Moreno-Casasola *et al.*, 2010). Todos estos tipos de humedales han sido alterados drásticamente alrededor del mundo, lo cual ha causado pérdidas de biodiversidad y de servicios ecosistémicos (Constanza *et al.*, 1997; MEA, 2005; Korsgaard & Schou, 2010). Landgrave y Moreno-Casasola (2012) reportan en México una pérdida o degradación de humedales del 62.1%.

Las comunidades vegetales con una fisonomía particular que conforman estos ecosistemas, además de ser el componente biótico distintivo de los humedales, hacen posible el funcionamiento ecosistémico que los distingue de los ecosistemas terrestres (Mitsch & Gosselink, 2000; Moreno-Casasola *et al.*, 2010), ya que participan como base de la cadena alimentaria y proporcionan el hábitat para una variedad de organismos acuáticos, anfibios y terrestres, que incluye macroinvertebrados, bacterias epifitas, perfiton, aves, peces, reptiles, anfibios y aves (Zedler & Kercher, 2005; Mitsch & Gosselink, 2000). La vegetación influye en el régimen hidrológico, los procesos de sedimentación y la dinámica de los nutrientes (Zedler & Kercher, 2005; Korsgaard & Schou, 2010).

Entre los diferentes disturbios naturales que los impactan, el fuego se considera generalmente infrecuente, debido a los altos niveles de humedad y a las diferencias en los potenciales combustibles respecto a los ecosistemas terrestres (Miller *et al.*, 1998; Bisson *et al.*, 2003; Pettit & Naiman, 2007). Sin embargo, los rayos (Bisson *et al.*, 2003), la combustión espontánea (Miller *et al.*, 1998; Bisson *et al.*, 2003) y los incendios naturales en las partes altas de los ecosistemas pueden propagarse hacia los humedales y hacer posible la presencia del fuego en algunos de ellos, o bien aumentar su extensión e intensidad en aquéllos con un régimen natural de incendios (Pettit & Naiman, 2007; Norton & De Lange, 2002; Miller *et al.*, 1998). Asimismo, diversos humedales son sometidos a regímenes de disturbio por fuego provocados por el ser humano (Bixby *et al.*, 2015).

Un disturbio como el fuego modifica la composición y estructura de las comunidades vegetales a través de las respuestas y características funcionales de las especies presentes en el sitio. Además, el fuego interacciona con otros tipos de disturbio, como cambios en el hidropereodo o la introducción de especies exóticas (Zedler & Kercher, 2004; López Rosas & Moreno-Casasola, 2012).

En las comunidades vegetales se ha documentado la modificación de las interrelaciones entre las especies como uno de los efectos del disturbio por fuego. Por ejemplo, en los Everglades, en los Estados Unidos, donde coinciden *Typha domingensis* Pers. y *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Stuedel, la primera puede llegar a desplazar a la segunda –al menos temporalmente– en zonas con un régimen de fuegos que presentan alteraciones en su hidrología (Newman *et al.*, 1996; David, 1996; Miller *et al.*, 1998; Rice *et al.*, 2000; Pettit & Naiman, 2007). En otros casos, la combinación de inundación y aumento en la salinidad tras un incendio puede disminuir significativamente la cobertura de *P. australis* (Rice *et al.*, 2000; Bart & Hartam, 2003). Diversos estudios en humedales riparios han demostrado que *P. australis* y *Tamarix ramosissima* Ledeb crean una sinergia con el fuego debido a que acumulan una gran cantidad de materia orgánica en pie que favorece incendios de alta intensidad con un mayor tiempo de residencia, lo cual deposita mayor cantidad de fósforo en el agua y, por lo tanto, elimina a otras especies vegetales más sensibles al fuego (Mitsch & Gosselink, 2000; Zedler & Kercher, 2005; Pettit & Naiman, 2007). Lo anterior indica que la respuesta de la vegetación y de las especies de los humedales al fuego es idiosincrática, lo que obliga a estudiar la relación de este con cada tipo de humedal.

En un estudio anterior realizado por Escutia-Lara *et al.* (2012) fue posible determinar que la cosecha de *Phragmites australis* puede ser una medida efectiva de control, particularmente útil en sitios en donde el uso de herbicidas no es recomendable. Sin embargo, la cosecha produce múltiples fragmentos de longitudes pequeñas que no es posible retirar del sitio y que pueden dar origen a nuevos individuos y propagar la especie a zonas no invadidas dentro del humedal manejado. Debido a esto, se llevó a cabo un experimento en mesocosmos, con el objetivo de cuantificar el éxito en el establecimiento de fragmentos de *P. australis* bajo doseles de *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volkart ex Schinz & R. Keller (una especie dominante de humedales del occidente de México) sometidos al efecto del fuego. En él se buscó comprobar si el fuego es un factor que favorece el establecimiento de *P. australis*, al reducir la competencia con *Schoenoplectus americanus*.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Descripción del sistema de referencia y las especies utilizadas.** Los propágulos de *Phragmites australis* fueron colectados en el manantial de la Mintzita, sitio RAMSAR (101° 17'47"O 19° 38'43"N), ubicado al sur de la ciudad de Morelia, Michoacán, México, cuyo ecosistema está dominado por *Typha domingensis* y *Schoenoplectus americanus* (Hall *et al.*, 2008; Escutia *et al.*, 2009; del Val *et al.*, 2012). Este humedal se ve afectado por fuertes presiones de actividad humana: provee alrede-

dor del 35% de la totalidad de agua de la ciudad, presenta procesos de eutrofización, ramoneo de la vegetación por ganado y disturbio por fuegos que escapan de campos de cultivo aledaños (Escutia *et al.*, 2009; Escutia *et al.*, 2012). Asimismo, las especies nativas sufren la presión de plantas invasoras como *Phragmites australis*, pues éstas han empezado a formar manchones que dominan algunas partes del humedal.

Las especies dominantes en este sistema son comunes para la mayoría de los humedales templados de México. En las partes menos profundas se encuentra *Schoenoplectus americanus* (de la familia Cyperaceae), que es una planta perenne rizomatosa con un tallo erecto triangular que mide hasta 1.5 m de altura. Esta especie se distribuye en las regiones templadas desde Estados Unidos hasta Venezuela y Chile (Moreno-Casasola *et al.*, 2010; Zedler & Kercher, 2005). En el sitio de colecta de plántulas –que hemos estudiado por más de diez años– se encuentra regularmente más cerca a la orilla del humedal, en donde el agua se encuentra por debajo de la superficie del suelo (Escutia *et al.*, 2009; Escutia *et al.*, 2012).

Por otro lado, *Phragmites australis* es una planta de la familia Poaceae con una amplia distribución geográfica, desde zonas templadas a tropicales. Crece de dos a cuatro metros de altura y presenta hojas lisas y planas de 1 a 5 cm de ancho. Además, se propaga fácilmente por medio de estolones, rizomas y fragmentos de tallos (Escutia-Lara *et al.*, 2012; Bart & Hartman, 2003) y forma conjuntos densos que excluyen a otras especies vegetales (Swearingner & Saltonstall, 2010)

**Diseño experimental. Construcción de los mesocosmos.** Se construyeron 36 mesocosmos con tinas de plástico de 210 L de capacidad (100 x 68 x 40 cm) con un área superficial de 0.58 m<sup>2</sup>. Cada mesocosmo fue llenado con una mezcla de turba comercial y suelo de la localidad (tipo arcilloso) con una proporción de 1:1 (0.1 m<sup>3</sup> por material) (Fig. 1). El sistema de riego mantenía un nivel constante de agua, 5 cm por

debajo de la superficie del sustrato. Los mesocosmos se encontraban al aire libre, sometidos a las variaciones naturales del clima

**Fase 1. Plantado y desarrollo del dosel.** Se efectuó el plantado de fragmentos de rizoma de *Schoenoplectus americanus* en los mesocosmos (16 por mesocosmo), y se dejó desarrollar un dosel de esta especie durante dos años, de 2011 a 2012 (Fig. 1). Este periodo de acondicionamiento permitió validar que no hubo diferencias entre los 36 mesocosmos en la densidad de tallos de *Schoenoplectus americanus* al final del periodo de acondicionamiento ( $p > 0.05$ ).

**Fase 2. Primera aplicación de fuego en el bioensayo.** El primer tratamiento de quemado se aplicó durante la primera semana del mes de abril del 2013 a 18 unidades experimentales (la mitad) seleccionadas al azar. Cada mesocosmo fue asignado a un tratamiento por medio de una tabla de números aleatorios (Fig. 2). Una vez quemados los doseles de los mesocosmos asignados a este tratamiento, se trasplantaron dos segmentos vegetativos de *Phragmites australis* en cada uno de los 36 mesocosmos, con un total de 72 fragmentos. Los fragmentos, que eran de 30 cm de longitud y  $8 \pm 2$  mm de diámetro cada uno, fueron enraizados previamente en agua corriente en las instalaciones del Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad durante 30 días (Fig. 1). Se plantaron en la parte central de cada mesocosmo a una distancia de 36 cm uno del otro por medio de una varilla de metal, a fin de causar el menor daño posible al sistema radicular de las plantas circunstantes

**Fase 3. Segunda aplicación de fuego en el bioensayo.** En el año 2014, durante la primera semana del mes de abril, se quemaron al azar 9 de los 18 mesocosmos que fueron quemados el año anterior (Figs. 1-2). Debido a que se pudo determinar que no había riesgo de competencia entre los segmentos de *Phragmites* durante una sola temporada de crecimiento, para esta aplicación se incluyó un mayor número de segmentos, ya que se pudieron plantar con menor distancia, de tal forma que se pudo incrementar el tamaño de muestra.

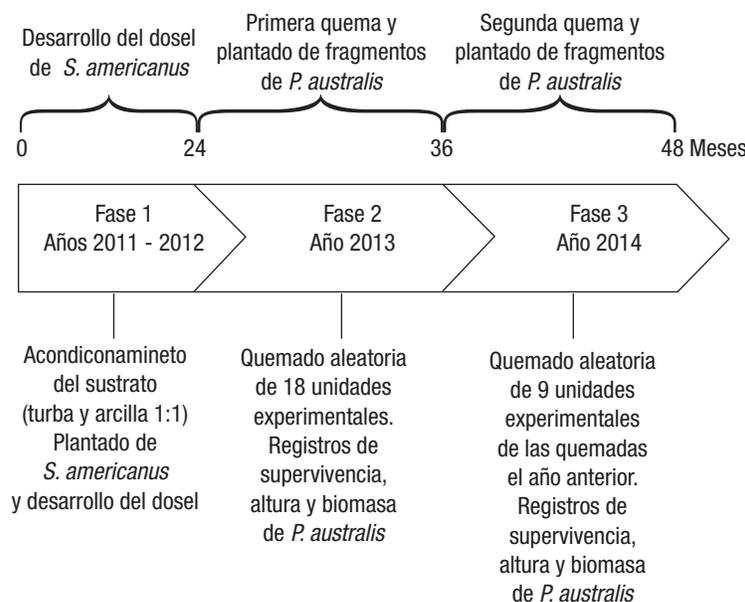


Figura 1. Línea del tiempo con descripción de las fases del experimento del establecimiento de fragmentos de *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Stuedel en un dosel de *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volkart ex Schinz & R. Keller a lo largo de 4 años.

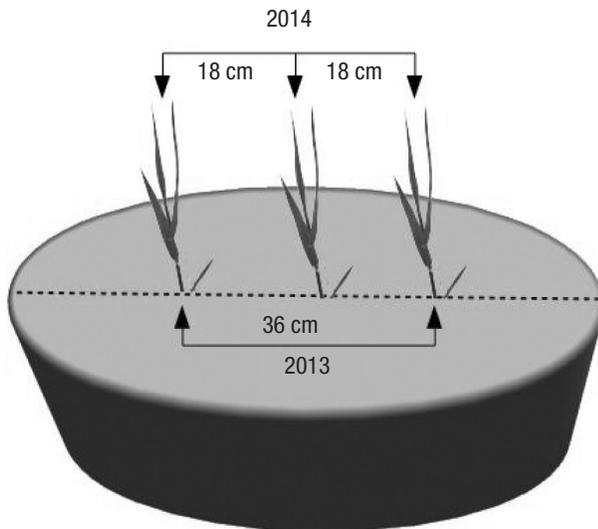


Figura 2. Esquema del plantado de los fragmentos de *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Stuedel los mesocosmos. Para el primer año se plantaron dos individuos por unidad y, al no haber evidencia de interferencia entre las plantas, para el segundo año se plantaron tres.

**Respuesta de *Phragmites australis*: supervivencia, crecimiento y acumulación de biomasa.** En ambas temporadas de crecimiento (de abril a octubre de 2013 y 2014) se registró la supervivencia y la altura máxima de los 36 mesocosmos (se utilizó una regla graduada cada 0.5 cm). Para obtener los datos de biomasa aérea se colectaron los individuos de *Phragmites australis* en la última semana del mes de octubre; se colocaron en un horno de secado (Lumistel HEC-41) a 60 °C, hasta peso constante (lo que para la mayoría de las muestras ocurrió a las 48 horas), y se pesaron en una balanza semianalítica (Ohaus AV53). El dosel de *Schoenoplectus americanus* no se evaluó a lo largo del experimento debido a su rápida recuperación.

**Análisis estadístico.** Los datos fueron analizados por medio de modelos lineales generalizados para supervivencia usando la distribución binomial. Para las variables continuas (altura y biomasa) se utilizó la distribución Poisson (Crawley, 2007), debido a que no cumplían con los supuestos asociados a la distribución normal. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el paquete R (R Core Team, 2017).

## RESULTADOS

Al inicio del experimento los mesocosmos mantuvieron una densidad de  $11.0 \pm 0.6$  tallos/dm<sup>2</sup> de *Schoenoplectus americanus*, antes de efectuar la primera quema ( $p = 0.55$ ), lo que garantizó condiciones ambientales similares en los 36 mesocosmos. Cabe destacar que antes de las quemas todos los mesocosmos presentaron rebrotes de *Schoenoplectus americanus*; el registro de su aparición inició del mes de febrero de cada año y alcanzó la máxima cobertura del dosel en la segunda semana de agosto de 2013, aproximadamente cuatro meses después de aplicar el fuego durante la primera semana del mes de abril.

Posterior a la primera quema, en 2013, la supervivencia de las plantas de *P. australis* fue de 27.8%, mayor a lo detectado en los mesocosmos control, de 8.6%. Después de la segunda quema, en 2014, en los mesocosmos quemados sólo en ese año la supervivencia fue de 7.4%, de 9.4% para los mesocosmos quemados por dos años consecutivos y nula para los mesocosmos control.

En términos del incremento de altura de *P. australis*, al final de la temporada de crecimiento posterior a la primera quema, en 2013, el crecimiento en los mesocosmos sometidos al fuego fue de  $55.9 \pm 36.7$  cm, valor promedio mayor a lo detectado en los mesocosmos control, que fue de  $35.3 \pm 6.2$  cm. Estas diferencias fueron validadas mediante un modelo lineal generalizado para los mesocosmos en donde había plantas vivas ( $Z = 3.12$ ;  $p = 0.002$ ;  $n = 13$ ). Para el segundo año de quemas, 2014, el crecimiento de los mesocosmos sometidos al fuego por un solo año dio como resultado alturas promedio de 86.76 cm, valor promedio mayor al de los mesocosmos quemados en dos años consecutivos, que fue de  $60.6 \pm 10.7$  cm en promedio, y no hubo registros de altura para los mesocosmos control debido a que todos los individuos murieron. La diferencia en altura para las plantas de mesocosmos quemados un año y dos años no fue estadísticamente significativa ( $Z = -1.726$ ;  $p = 0.085$ ;  $n = 9$ ) (Fig. 4). Al final de la primera temporada de crecimiento después de la primera quema en 2013, el peso seco presentó el mayor incremento en los mesocosmos sometidos a tratamiento por fuego ( $1.48 \pm 2.03$  g), seguido de los mesocosmos control ( $0.537 \pm 0.11$  g). Al final de la temporada de crecimiento, después del segundo año de quema, el promedio de la producción de biomasa para todos los tratamientos fue superior a la obtenida en la temporada de crecimiento anterior ( $1.79 \pm 0.85$  g); sin embargo, no se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos de quema por una ocasión, dos ocasiones y el control sin quema ( $Z = 1.52$ ;  $p = 0.128$ ;  $n = 13$ ).

## DISCUSIÓN

*Phragmites australis* es considerada como una especie con gran capacidad de invasión de hábitat, pues responde positivamente a incrementos en las concentraciones de nutrientes y de salinidad. Por lo anterior, Price *et al.* (2014) indican que el monitoreo de esta especie es fundamental para el buen manejo de humedales, ya que su capacidad de invasión depende sobre todo de la dispersión de fragmentos (Kettenring *et al.*, 2016). A pesar de lo citado, los resultados de esta investigación indican que incluso después de incendios que eliminan el dosel de especies nativas, la supervivencia y crecimiento de los fragmentos de *P. australis* fue muy baja. Resultados similares fueron reportados por Montejo-Mayo *et al.* (2015).

Cabe mencionar que la mayor parte del crecimiento de *S. americanus* se presentó de mayo a julio, pues en este último mes alcanzó la máxima densidad de toda la temporada al cerrar el dosel y cubrir a *P. australis*. Este proceso de crecimiento de *S. americanus* fue aún más rápido durante el segundo año en que se aplicó el tratamiento de fuego a algunas de las unidades experimentales, lo cual ocasionó que los individuos de *P. australis* presentaran alturas menores que durante el primer año. Respecto a la biomasa, ésta fue similar para los individuos de *Phragmites australis* independientemente de si crecieron en mesocosmos quemados o no quemados, lo que sugiere que las diferencias de altura responden a que las plantas en los mesocosmos control se encontraban etioladas como respuesta al ambiente lumínico (Monsi &

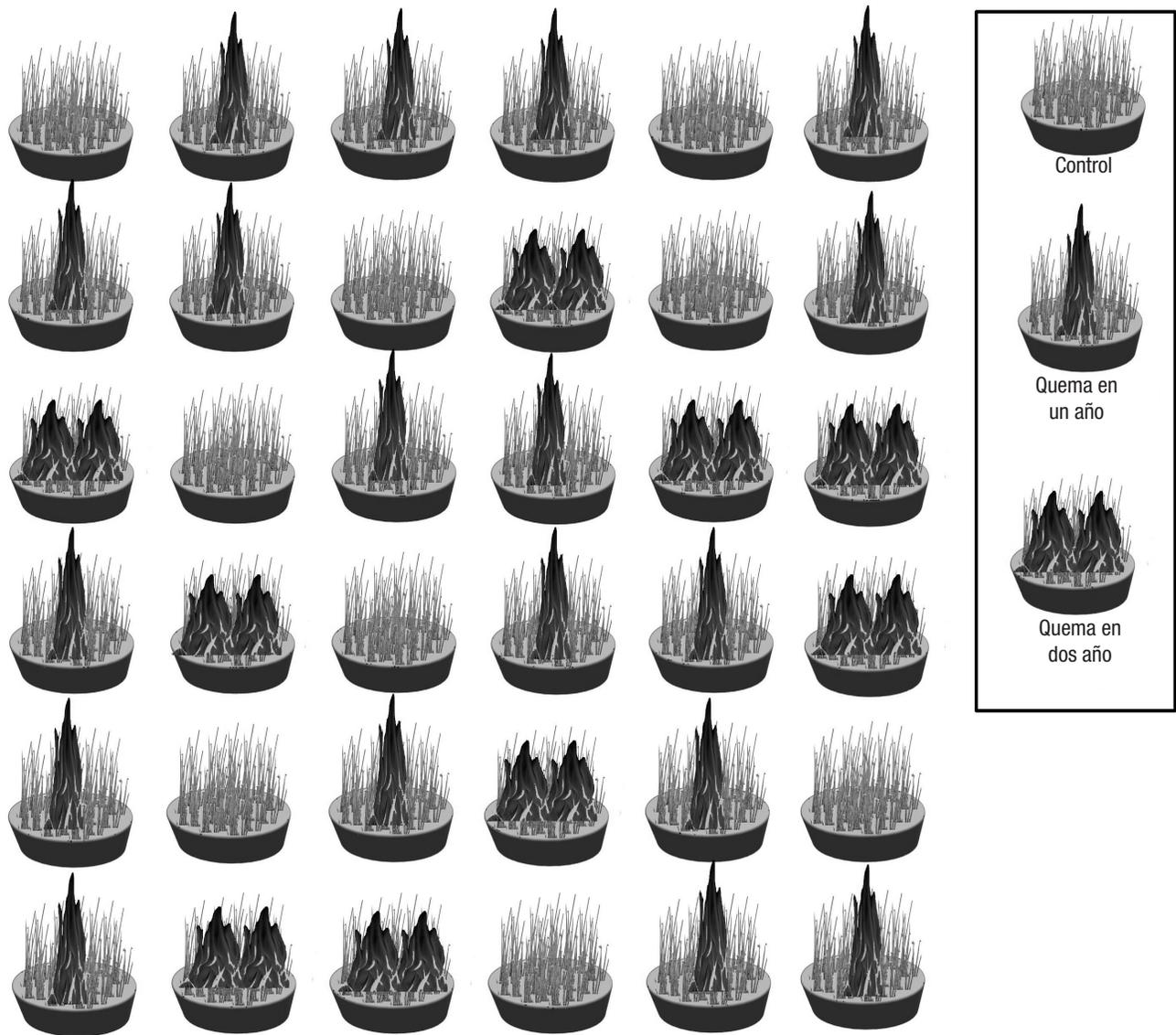


Figura 3. Esquema del experimento completo y la asignación de los mesocosmos a los diferentes tratamientos de fuego en el dosel de *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volkart ex Schinz & R. Keller. Después del segundo año de quema, 18 mesocosmos fueron quemados una sola vez, 9 fueron quemados dos veces y 9 no fueron quemados.

Saeki, 2005). En este experimento, las condiciones más estresantes para la especie invasora, *P. australis*, se dieron en los mesocosmos control, dado que nunca perdieron el dosel. En cambio, en los mesocosmos sometidos a fuego se generó un periodo en el que el dosel estuvo ausente, lo que permitió que al menos unos pocos individuos de *Phragmites australis* se establecieran y lograran desarrollar un tamaño considerable para crecer en mejores condiciones, antes de que se volviera a cerrar el dosel de *S. americanus*.

El presente estudio sugiere que se necesita de más de un evento de disturbio por fuego o una acción combinada con otros tipos de disturbios para alterar la dinámica entre *Schoenoplectus americanus* y *Phragmites australis* y permitir que la segunda se establezca y al-

cance un tamaño que le permita convertirse en dominante. Al parecer, las altas tasas de crecimiento de *S. americanus* y el dosel denso que desarrolla limitan la disponibilidad de luz para el establecimiento de fragmentos vegetativos de *P. australis*. Reducir la disponibilidad de luz mediada por las características del dosel de las especies nativas también reduce el establecimiento de otra especie invasora de humedales como *Phalaris arundinacea* L. (Lindig-Cisneros & Zedler, 2002a; Lindig-Cisneros & Zedler, 2002b).

Cuando se transporta suelo de humedales en donde crece *P. australis*, se puede favorecer la invasión, debido a que los fragmentos se establecen exitosamente en ausencia de competencia con otras especies (Juneau & Tarasoff, 2013). De hecho, aunque en algunos lugares

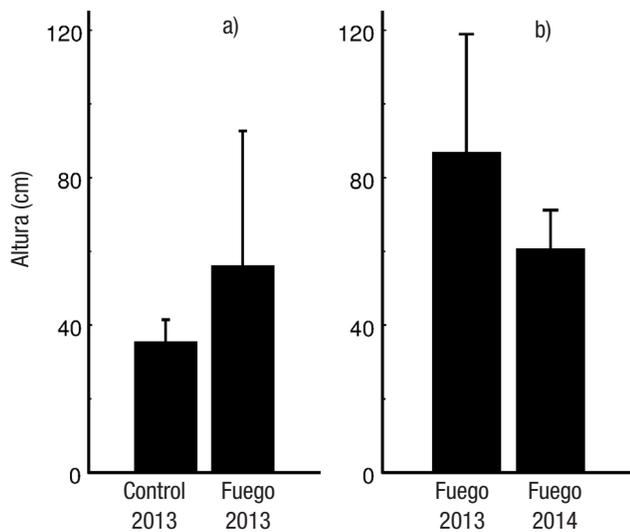


Figura 4a-b. Longitud máxima de la ramificación de *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Stuedel en un experimento de mesocosmos realizado en las instalaciones del Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (Morelia, Michoacán, México) en el que los tratamientos fueron: quema por un año en 2013 (a), o por dos años en 2013 y 2014 (b) durante dos estaciones de crecimiento. Las barras representan la desviación estándar.

las semillas producen un gran número de plántulas, su supervivencia es muy baja y la mayoría de las plantas que sobreviven después de dos años se generan a través de fragmentos (Albert *et al.*, 2015), lo que indica la importancia de controlar su dispersión por este medio.

*Phragmites australis*, conocida como carrizo común, se considera una especie invasora trasladada y de extensa distribución en el país (Bonilla-Barbosa & Santa María, 2014). Lowe *et al.* (2004) la catalogan entre las 100 especies invasoras más dañinas del mundo. Es una fuerte competidora que elimina a otras especies del humedal, provee poco alimento o refugio para especies silvestres y es capaz de eliminar diversos hábitats en canales y charcas relevantes para invertebrados, peces y aves silvestres. Al descomponerse puede elevar rápidamente el nivel del suelo y reducir la inundación y los nutrientes disponibles, lo cual le da aun mayor superioridad competitiva (U.S. Fish & Wildlife Service, 2016). Por lo anterior, es de gran importancia para la conservación de los humedales del Altiplano mexicano conocer su capacidad de invasión, a partir de fragmentos, y su interacción con las especies nativas hidrófitas.

En términos de manejo, en humedales en donde *Phragmites australis* ya está presente pero que cuentan con una cobertura dominada por especies nativas, la cosecha de esta especie invasora es una estrategia efectiva (Escutia-Lara *et al.*, 2012). De acuerdo con lo anterior y con los resultados obtenidos en este estudio, la cosecha de *P. australis* en sitios que no han sufrido efectos del fuego puede generar fragmentos que prácticamente no tienen posibilidades de establecerse, incluso si la cosecha se lleva a cabo después de eventos aislados o poco recurrentes de fuego, la posibilidad es muy baja.

## AGRADECIMIENTOS

Deseamos agradecer el financiamiento otorgado por la DGAPA-UNAM a través del proyecto PAPIIT IN203316. Ma. E. Páramo-Pérez desea agradecer al Conacyt por la beca otorgada para los estudios de doctorado y al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México. Este estudio es parte de los requisitos de titulación del posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México.

## REFERENCIAS

- ALBERT, A., J. BRISSON, F. BELZILE, J. TURGEON & C. LAVOIE. 2015. Strategies for a successful plant invasion: the reproduction of *Phragmites australis* in north-eastern North America. *Journal of Ecology* 103: 1529-1537.
- BART, D. & J. M. HARTAM. 2003. The role of large rhizome dispersal and low salinity windows in the establishment of common reed, *Phragmites australis*, in salt marshes: New links to human activities. *Estuaries* 26: 436-443. DOI:10.1007/BF02823720
- BISSON, P. A., B. E. RIEMAN, C. LUCE, P. F. HESSBURG, D. C. LEE, J. L. KERSHNER, G. H. REEVES & R. E. GRESSWELL. 2003. Fire and aquatic ecosystems of the western USA: current knowledge and key questions. *Forest Ecology and Management* 178: 213-229. DOI:10.1016/S0378-1127(03)00063-X.
- BIXBY, R., S. D. COOPER, R. E. GRESSWELL, L. E. BROWN, C. N. DAHM & K. A. DWIRE. 2015. Fire effects on aquatic ecosystems: an assessment of the current state of the science. *Freshwater Science* 34: 1340-1350.
- BONILLA-BARBOSA J. R. & B. SANTAMARÍA ARAÚZ. 2014. Plantas acuáticas exóticas y trasladadas invasoras. In: Mendoza, R. y P. Koleff (Coords.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), México. pp. 223-248
- CONSTANZA, R., R. D'ARGE., R. DE GROOT, S. FARBER, M. GRASSO, B. HANNON, K. LIMBURG, S. NAEEM, R. V. O'NEILL, J. PARUELO, R. G. RASKIN, P. SUTTON & M. VAN DER BELT. 1997. The value of the world ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* 1: 335-361.
- CRAWLEY, M. 2007. *The R Book*. John Wiley & Sons Ltd, England. 949 p.
- DAVID, P. 1996. Changes in plant communities relative to hydrologic conditions in the Florida Everglades. *Wetlands* 16: 15-23. DOI:10.1007/BF03160642
- DEL VAL, E., A. L. PACHECO & R. LINDIG-CISNEROS. 2012. Mecanismos de persistencia de *Phragmites australis* en el manantial de La Mintzita. *Biológicas* 14: 18-22.
- ESCUTIA-LARA, Y., S. LARA-CABRERA & R. LINDIG-CISNEROS. 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.
- ESCUTIA-LARA, Y., S. LARA-CABRERA, M. GÓMEZ-ROMERO & R. LINDIG-CISNEROS. 2012. Common reed (*Phragmites australis* Cav. Trin ex. Steud.) harvest as a control method in a Neotropical wetland in Western México. *Hidrobiológica* 22: 125-131

- ESCUTIA-LARA, Y., S. LARA-CABRERA, M. GÓMEZ-ROMERO & R. LINDIG-CISNEROS. 2012. Dinámica de *Phragmites australis* y *Schoenoplectus americanus* en respuesta a la adición de fósforo y nitrógeno en humedales experimentales. *Botanical Sciences* 90: 459-467.
- HALL, S., R. LINDIG-CISNEROS & J. ZEDLER. 2008. Does harvesting sustain plant diversity in central Mexican wetlands? *Wetlands* 28: 776-792. DOI:10.1672/07-231.1
- JUNEAU, K. J. & C. S. TARASOFF. 2013. The seasonality of survival and subsequent growth of common reed (*Phragmites australis*) rhizome fragments. *Invasive Plant Science and Management* 6: 79-86.
- KORSGAARD, L. & J. S. SCHOU. 2010. Economic valuation of aquatic ecosystem services in developing countries. *Water Policy* 12: 20-31. DOI:10.2166/wp.2009.124
- KOST, M. A. & D. STEVEN. 2001. Plant community responses to prescribed burning in Wisconsin sedge meadows. *Natural Areas Journal* 687: 36-45.
- LANDGRAVE, R. & P. MORENO-CASASOLA. 2012. Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. *Investigación Ambiental* 4 (1): 35-51.
- LÓPEZ-ROSAS, H. & P. MORENO-CASASOLA. 2012. Invader versus natives: Effects of hydroperiod on competition between hydrophytes in a tropical freshwater marsh. *Basic and Applied Ecology* 13: 40-49.
- LINDIG-CISNEROS, R. & J. B. ZEDLER. 2002a. *Phalaris arundinacea* seedling establishment: effects of canopy complexity in fen, mesocosm, and restoration experiments. *Canadian Journal of Botany* 80: 617-624.
- LINDIG-CISNEROS, R. & J. B. ZEDLER. 2002b. Relationships between canopy complexity and germination microsites for *Phalaris arundinacea* L. *Oecologia* 133: 159-167.
- LOWE, S., M. BROWNE, S. BOUDJELAS & M. DE POORTER. 2004. *100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database*. Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), Comisión de Supervivencia de Especies (CSE), Unión Mundial para la Naturaleza (UICN): 1-12.
- MEA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT). 2005. Ecosystems and Human Well-Being. *Synthesis Island Press*: 1-36.
- MILLER, S. J., K. J. PONZIO, M. A. LEE, L. W. KEENAN & S. R. MILER. 1998. The use of fire in wetland preservation and restoration: are there risks? In: Editors: Pruden, T. L. & L. A. Brennan (Eds.). *Fire in ecosystem management: shifting the paradigm from suppression to prescription*. Edition: No.20, Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida, pp. 127-139.
- MITSCH, W. J. & J. G. GOSSELINK. 2000. *Wetlands*. John Wiley and Sons Inc. Nueva York. 920 p.
- MONSI, M & T. SAEKI. 2005. On the Factor Light in Plant Communities and its Importance for Matter Production. *Annals of Botany* 95: 549-56.
- MONTEJO-MAYO, W., E. DEL VAL, M. GOMEZ-ROMERO, E. DE LA BARRERA & R. LINDIG-CISNEROS. 2015. Interactions between dominant hydrophytic species of the wetlands of western Mexico mediated by fire and nitrate concentration. *Polibotánica* 40: 153-161.
- MORENO-CASASOLA, P., E. CEJUDO-ESPINOSA, A. CAPISTRÁN-BARRADAS, D. INFANTE-MATA, H. LÓPEZ-ROSAS, G. CASTILLO-CAMPOS, J. PALE-PALE & A. CAMPOS-CASCAREDO. 2010. Composición florística, diversidad y ecología de humedales herbáceos emergentes en la planicie costera central de Veracruz, México. *Boletín Sociedad Botánica de México* 87: 29-50.
- NEWMAN, S., J. B. GRACE & J.W. KOEBEL. 1996. Effects of nutrients and Hydroperiod on *Thypha*, *Cladium*, and *Eleocharis*: Implications for Everglades Restoration. *Ecological Applications* 6: 774-783.
- NORTON, D. A. & P. J. DE LANGE. 2002. Fire and vegetation in a temperate peat bog: Implications for the management of threatened species. *Conservation Biology* 17: 138-148. DOI:10.1046/j.1523-1739.2003.01131.x
- PETTIT, N. E. & R. J. NAIMAN. 2007. Fire in the riparian zone: characteristics and ecological consequences. *Ecosystems* 10: 673-687. DOI:10.1007/s10021-007-9048-5.
- PRICE, A.L., J.B. FANT & D. J. LARKIN. 2014. Ecology of Native vs. Introduced *Phragmites australis* in Chicago-area Wetlands. *Wetlands* 34: 369-377.
- R CORE TEAM. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RICE, D., J. ROUTH & J. COURT STEVENSON. 2000. Colonization and invasion of *Phragmites australis* in upper Cheasepeake bay tidal marshes. *Wetlands* 2: 280-299. DOI:10.1672/0277-5212(2000)020[0280:CAEOPA]2.0.CO;2
- SWEARINGER, J. & K. SALTONSTALL. 2010. Phragmites field guide: distinguishing native and exotic forms of common reed (*Phragmites australis*) in the United States. Weeds Gone Wild, Plant Conservation Alliance. Disponible en línea en: <http://www.nps.gov/plants/alien/fact/pdf/phau1-powerpoint.pdf> (consultado el 12 de noviembre de 2016).
- U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE. 2016. *Phragmites australis* fact sheet. Disponible en línea en: [http://www.fws.gov/gomcp/pdfs/phragmites-qa\\_factsheet.pdf](http://www.fws.gov/gomcp/pdfs/phragmites-qa_factsheet.pdf) (consultado el 15 de noviembre del 2016).
- ZEDLER, J. B. & S. KERCHER. 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Science* 23: 431-452.
- ZAMAN, B. & M. MCKEE. 2016. Life on the edge: reproductive mode and rate of invasive *Phragmites australis* patch expansion. *Biological Invasions* 18: 2475-2495.
- ZEDLER, J. B. & S. KERCHER. 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources* 30: 39-74.