



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**  
FACULTAD DE CIENCIAS  
ECOLOGÍA

**EVALUACIÓN DE RIESGO DE INVASIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS EN MÉXICO,  
CON BASE EN DATOS ESPACIALMENTE EXPLÍCITOS**

**TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA:

**Anais Julieta Salomé Díaz**

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. JORDAN KIRYL GOLUBOV FIGUEROA**  
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA XOCHIMILCO  
**COTUTORA DE TESIS: M. EN C. IRENE PISANTY BARUCH**  
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO, FACULTAD DE CIENCIAS  
**COMITÉ TUTOR: PATRICIA KOLEFF OSORIO**  
COMISIÓN NACIONAL PARA CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD

Ciudad Universitaria, CD. MX. Marzo, 2018



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.





**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**  
FACULTAD DE CIENCIAS  
ECOLOGÍA

**EVALUACIÓN DE RIESGO DE INVASIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS EN MÉXICO,  
CON BASE EN DATOS ESPACIALMENTE EXPLÍCITOS**

**TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA:

**Anais Julieta Salomé Díaz**

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. JORDAN KIRYL GOLUBOV FIGUEROA**  
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA XOCHIMILCO  
**COTUTORA DE TESIS: M. EN C. IRENE PISANTY BARUCH**  
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO, FACULTAD DE CIENCIAS  
**COMITÉ TUTOR: PATRICIA KOLEFF OSORIO**  
COMISIÓN NACIONAL PARA CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD

Ciudad Universitaria, CD. MX. Marzo, 2018



POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS  
FACULTAD DE CIENCIAS  
DIVISIÓN ACADÉMICA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

OFICIO FCIE/DAIP/87/2018

ASUNTO: Oficio de Jurado

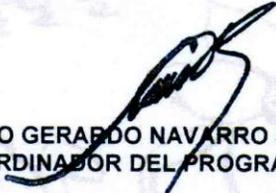
Lic. Ivonne Ramírez Wence  
Directora General de Administración Escolar, UNAM  
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **28 de agosto de 2017** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **Ecología** del (la) alumno(a) **SALOMÉ DÍAZ ANAIS JULIETA** con número de cuenta **306313703** con la tesis titulada **"Evaluación de riesgo de invasión de especies exóticas en México, con base en datos espacialmente explícitos"**, realizada bajo la dirección del (la) **DR. JORDAN KYRIL GOLUBOV FIGUEROA**:

Presidente: DRA. EK DEL VAL DE GORTARI  
Vocal: DRA. HEIKE DORA MARIE VIBRANS LINDEMANN  
Secretario: DRA. PATRICIA KOLEFF OSORIO  
Suplente: DR. ANDRÉS LIRA NORIEGA  
Suplente: DR. ENRIQUE MARTÍNEZ MEYER

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

**ATENTAMENTE**  
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"  
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 7 de febrero de 2018

  
DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA  
COORDINADOR DEL PROGRAMA



AGNS/VMVA/ASR/grf\*

## **Agradecimientos institucionales**

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Al CONACyT (Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología) por haberme otorgado la beca de maestría durante el periodo 2015-2017.

Al mi tutor principal, el Dr. Jordan Golubov, y los miembros de mi comité tutor, la M. en C. Irene Pisanty y la Dr. Patricia Koleff, por el apoyo recibido durante el desarrollo de este trabajo.

## **Agradecimientos a título personal**

Primeramente gracias a mi comité tutor. Jordan, has sido un excelente tutor, gracias por todo el apoyo en lo académico y las enseñanzas en lo personal. La atención oportuna y tu disponibilidad a pesar de la distancia hicieron posible que este trabajo se concluyera exitosamente. Irene, apoyaste muchísimo mi trabajo, eres un ejemplo a seguir como persona y como investigadora. Gracias por facilitarme las instalaciones para desarrollar este trabajo. Paty Koleff, enriqueciste de una forma magnífica esta investigación, gracias por la dedicación con la que atendiste esta tesis semestre a semestre; tus aportaciones son invaluable y el rigor que con el que me motivaste a seguirlo desarrollando fue crucial para alcanzar su estado actual.

A lo largo de los dos años que duró este proyecto he contado con el apoyo y la compañía de grandes personas. Mariana Hernández gracias por el apoyo técnico y por ser una gran enciclopedia de ecología general, mis dudas conceptuales siempre encontraban una respuesta a tu lado. Israel Solano, gracias por el apoyo técnico y por permitirme intercambiar contigo nuestras dudas del SIG, me sacaste de muchos apuros y me ayudaste a entender mejor lo que hacía.

Al Dr. Pedro Mendoza, por el apoyo técnico y la facilitación del material de las instalaciones del laboratorio.

A los integrantes del laboratorio especializado de ecología, Irene, Mariana Hernández, Mariana Rodríguez, Gonzalo, Israel, Consuelo, Tere, Pedro, Bruno, Jaime, Selene y todos los demás, en ustedes encontré una gran familia postiza, siempre dispuesta a discutir mis dudas; gracias por todos los consejos y momentos de ocio y diversión. A la gente del laboratorio de taxonomía vegetal de la UAM-X, gracias por el apoyo técnico.

Algunos investigadores tuvieron un papel importante en el desarrollo de esta investigación. Gracias a la CONABIO y todos los investigadores que han colaborado en el Sistema de Información de Especies Invasoras, por generar y compartir la información necesaria para el desarrollo de este trabajo. A la Dra. Tania Urquiza por facilitarme la información del Mexbio cuando se le solicitó. A la Dra. Melanie Kolb, gracias por ayudarme a comprender los conceptos de la huella humana y del Mexbio. A Juan Carlos Martínez Vazquez por haberme ayudado los aspectos matemáticos de este trabajo.

Gracias a mis amigos, que siempre están a mi lado cuando los necesito. Magda, tus palabras de aliento en el momento adecuado supieron aminorar mis penas cuando sentía que iba a tirar la toalla. Jazmín Sánchez, como siempre, tu ayuda facilita cualquier tarea por imposible que parezca.

A mi familia. Leo, he aquí un pequeño paso más en nuestro largo andar. Gracias por secundar mis decisiones por descabelladas que parezcan, por ello las grandes decisiones en mi vida las he tomado a tu lado. Gracias por resistir, te amo. Luis y Tona, traen cordura a mi vida, gracias por dale pies y cabeza a este remolino que llamo vida, por marcarme un ritmo de trabajo y por darme los mejores ratos de descanso mientras trabajo siendo mamá.

Ami y Api, ésta también va por ustedes, nunca terminaré de pagar todo lo que han hecho y hacen por mí, incluyendo el haberme sembrado el amor al estudio y el haber respetado este loco amor por la biología. Lila y Kary, siempre me han puesto la vara alta, gracias por ser ejemplos a seguir.

Señora Juanita y señor José, por su apoyo incondicional, por brindarme la confianza de entregarme a mi trabajo y un techo donde vivir, gracias.

A la Facultad de Ciencias, por volver a abrir las puertas de sus aulas, biblioteca, cafetería, laboratorios y demás instalaciones para que yo pasara otros dos fabulosos y fructíferos años

dentro de ella. A la UNAM, por ser nuestra máxima casa de estudios, orgullo de todos los que en ella nos formamos ¡Goya!

# Índice

<b>Abstract</b> .....	1
<b>I. Introducción</b> .....	2
1.1 <i>Importancia de especies exóticas</i> .....	2
1.2 <i>Datos espacialmente explícitos como herramienta para el control de las invasiones biológicas.</i> .....	5
1.3 <i>Evaluaciones de riesgo</i> .....	10
1.4 <i>Mapas de riesgo</i> .....	13
<b>II Objetivos:</b> .....	15
<b>III Método</b> .....	16
3.1 <i>Base de datos</i> .....	16
3.2 <i>Evaluación de Riesgo.</i> .....	16
<b>i) Riesgo por especie (RE).</b> .....	17
<i>i.i Distribución conocida de especies exóticas.</i> .....	19
<i>i.ii Diversidad filogenética</i> .....	19
<i>i.ii Distribuciones potenciales de EE.</i> .....	21
<b>ii) Impacto humano.</b> .....	23
3.3 <i>Simulación de escenarios</i> .....	26
<b>IV. Resultados</b> .....	27
4.1 <i>Distribución conocida de especies</i> .....	27
4.2 <i>Distribuciones potenciales de EE</i> .....	32
4.3 <i>Diversidad filogenética</i> .....	32
4.4. <i>Impacto humano</i> .....	34
4.5 <i>Índice de riesgo de invasión</i> .....	36
5.6 <i>Simulación de escenarios</i> .....	39
<b>V. Discusión</b> .....	41
5.1 <i>Distribución del riesgo</i> .....	41
5.2 <i>Distribuciones potenciales</i> .....	46
5.3 <i>Disturbio antropogénico</i> .....	48
5.4 <i>Diversidad filogenética.</i> .....	49
5.5 <i>Simulación de escenarios</i> .....	52
5.6 <i>Limitaciones del modelo</i> .....	53
5.7 <i>Fortalezas del modelo</i> .....	55

<b>VI. Conclusiones</b> .....	59
<b>Literatura Citada</b> .....	60
<b>Anexo 1</b> .....	69
<b>Anexo 2</b> .....	70
<b>Anexo 3</b> .....	75

## **Resumen**

Las evaluaciones de riesgo de invasión (ERI) son muy útiles en la prevención y manejo de invasiones biológicas. Se componen de: 1) la probabilidad de que la especie invada el lugar y 2) los impactos de la invasión. En este trabajo se propone un método de ERI de Especies Exóticas (EE) para México. Se usó la base de datos del Sistema de información sobre especies invasoras (CONABIO, 2016) y el mapa índice de cartas 1:50,000 como rejilla base para las ERI por celda. Las ERI se elaboraron tomando en cuenta: 1) Riesgo por especie, calculado en función del índice de riesgo de las EE presentes y potencialmente presentes; 2) Diversidad filogenética de la comunidad de EE; 3) Impacto humano (IH), se utilizaron los valores del índice de huella humana (González-Abraham et al. 2015) para México. Se obtuvo el Índice de Riesgo (IR) mediante el logaritmo natural del producto de los componentes. La composición de plantas exóticas constó de 447 especies, 69 familias y 41 órdenes; mientras que la de animales se conformó por 129 especies, 67 familias y 42 órdenes. Se encontraron de cero a 184 EE por celda, con una concentración de especies en el centro del país. El IH varió de manera continua entre valores de cero y 9.73; los valores más altos se presentaron en la Ciudad de México y Baja California Norte. La diversidad filogenética varió entre cero y 516. Los valores más altos de IR fueron calculados para el centro de país y Veracruz, éste último con gran importancia turística y comercial. El IR presentó un patrón descendente del centro hacia el norte. Los valores altos de riesgo se relacionan fuertemente con las vías de introducción de EE, mientras los valores bajos están presentes en sitios con características estresantes del ambiente. La gran

extensión del riesgo de invasión apoya la necesidad de métodos preventivos de invasión biológica.

## **Abstract**

Risk assessments are a useful tools towards the prevention and management of biological invasions. The risk posed by a species can be decomposed into: 1) the probability that the species will invade and 2) the impacts of the invasion. The aim of this work is to propose a risk assessment method for Mexico. We use the Invasive species information system database, and the index map of charts 1: 50,000 as a grid. The variables considered for the risk assessment calculation were: 1) risk by species, which was calculated according to the risk score of the present and potentially present exotic species in each cell; 2) phylogenetic diversity of the community of alien species and 3) human impact, we used the values of the index of human footprint for Mexico. The Risk Index was obtained by the natural logarithm of the multiplication of the components. The composition of exotic plants consisted of 447 species, 69 families and 41 orders; while the exotic animal database contained 129 species, 67 families and 42 orders. We found a range of zero to 183 alien species per cell, with a concentration of species in the center of the country. The human impact varied between zero and 9.73; the highest values were presented in Mexico City and Baja California Norte. Phylogenetic diversity varied between zero and 516. The highest values of the risk index were calculated for the center of country and Veracruz, the latter with significant tourist and commercial importance. The index risk presented a decreasing risk from the center toward the north. High values of risk strongly correlate with pathways for the introduction of exotic species, while lower values were associated with stressful features of the environment. The large size of the risk of invasion supports the need for preventive methods of biological invasion.

## **I. Introducción**

### *1.1 Importancia de especies exóticas*

Los países megadiversos albergan casi el 70% de la diversidad de especies conocidas en el mundo (Sarukhán *et al.* 2009); entre ellos, México cuenta con alrededor del 12% de la flora y fauna mundial. Pese a su riqueza natural, en México se ha documentado una acelerada pérdida de la misma. Al igual que a nivel mundial, entre las principales causas de pérdida de diversidad en México destacan las relacionadas con la introducción de especies exóticas (Vitousek *et al.* 1997), la cual ocupa el cuarto lugar en territorio continental y el primero en el territorio insular (Challenger *et al.* 2009).

Una especie exótica (EE) es aquella que se encuentra fuera de su ámbito de distribución natural. Cuando una especie exótica es capaz de sobrevivir, reproducirse y establecerse en ecosistemas naturales y amenaza aspectos ecológicos, económicos y sociales del lugar de introducción, es considerada como invasora (DOF 2010). Esta definición implica tres componentes importantes: distribución geográfica natural, completar un ciclo de vida y la generación de impactos. Las especies que se encuentran fuera de su distribución geográfica natural pueden ser producto de la introducción intencional o accidental por parte de la actividad humana. El ámbito de distribución natural tiene un componente geográfico y biótico importante ya que hay especies traslocadas<sup>1</sup> que se encuentran fuera de su distribución natural pero que comparten características de hábitat dentro de una misma región (De Moor y Bruton 1988). Así mismo, hay plantas nativas que al presentarse las condiciones adecuadas pueden

---

<sup>1</sup> Especie Traslocada: Especie que, dentro de los límites políticos de su distribución, ha superado barreras naturales con ayuda del hombre para llegar a ecosistemas similares a los que originalmente habitaba.

presentar un comportamiento invasor, al tener crecimientos poblacionales acelerados y generar impactos negativos en el ecosistema en el que se encuentren.

En cuanto al ciclo de vida, una EE puede presentarse como “ocasional” o “efímera” siempre y cuando sobreviva después de su arribo pero no pueda mantener sus poblaciones sin asistencia humana o reintroducciones. En cuanto pueda completar su ciclo de vida en condiciones silvestres pero con dispersión limitada se considera “naturalizada”, y conforme incrementa su capacidad de dispersión se considera “invasora”, cuando la especie es capaz de dispersarse a zonas alejadas del lugar de introducción (Rejmánek 2000) y genera impactos negativos en el lugar de introducción. La medida de impacto ecológico, económico o social es parte central y característica de las invasiones biológicas (p. ej., Pheloung et al. 1999; Kolar y Lodge 2002; Pimentel et al. 2005; Chollet et al. 2015; Juliano y Lounibos 2005).

Los impactos ecológicos generados por las especies exóticas invasoras (EEI) radican principalmente en daños a las poblaciones de especies nativas (Doody *et al.* 2009), así como la pérdida y degradación de la biodiversidad (Simon y Townsend 2003) a nivel de las comunidades (Chollet *et al.* 2015; Cobar-Carranza *et al.* 2014) y de los ecosistemas (Nuñez y Raffaele 2007). A escala poblacional las EE causan decrementos en las densidades poblacionales de especies nativas, así como cambios en su dinámica. Por ejemplo, se ha documentado que la presencia de *Felis catus* (gato doméstico) en islas mexicanas es causa del decremento poblacional de especies nativas de roedores (Rodríguez-Moreno *et al.* 2007). En Australia, donde se compararon las densidades poblacionales de cinco especies de reptiles antes y después de la introducción de *Bufo marinus* encontraron una disminución en la abundancia de *Varanus panoptes*, *V. mitchelli* y *V. mertensi* y un incremento en la población de *Amphibolurus gilberti* (Doody *et al.* 2009). A nivel de comunidad las EEI causan cambios

en su composición y estructura vertical<sup>2</sup> y horizontal<sup>3</sup> (Doody *et al.* 2009; Cobar-Carranza *et al.* 2014). Por ejemplo, en Michoacán, México, la presencia de *Passer domesticus* (gorrión doméstico) representa un impacto negativo en la estructura, diversidad y composición de la comunidad de aves nativas. Su presencia provocó una disminución en la riqueza y la equitatividad de especies en comparación con áreas no invadidas (MacGregor-Fors *et al.* 2009).

A nivel de ecosistemas las EEI provocan múltiples efectos negativos (Ehrenfeld 2003); por su importancia destacan los que tienen que ver con la alteración de los ciclos biogeoquímicos. Entre las especies modificadoras de nutrientes se encuentran aquellas que cambian la disponibilidad de nitrógeno de los ecosistemas, éstas pueden ser fijadoras o limitantes (Richardson *et al.* 2000). Ambos procesos ocasionan modificaciones que repercuten directamente sobre la estructura y diversidad de los ecosistemas. Por un lado, la fijación de nitrógeno en ambientes antes pobres en este recurso ocasiona cambios en la dinámica y composición de los ecosistemas, ya que promueve el crecimiento rápido de especies de plantas, influyendo del mismo modo en la rápida colonización de especies invasoras (Vitousek 1990). Por otro lado, las especies que limitan la presencia de nitrógeno pueden generar la exclusión competitiva de especies en ambientes ya de por sí limitados de nitrógeno (Evans 2001). Al igual que con otros nutrientes, la dirección del cambio es difícil de predecir, pues depende de las características de la especie que llegue al lugar. Una gran cantidad de trabajos demuestran que este cambio es en el sentido de aumentar la disponibilidad de nutrientes, y un

---

<sup>2</sup> Estructura vertical: distribución de las especies vegetales en estratos, dependiendo de su altura.

<sup>3</sup> Estructura horizontal: distribución espacial de las especies vegetales independiente de su altura.

número equivalente de estudios apuntan en el sentido de disminuirlos (ver Ehrenfeld 2003 para una revisión).

Entre los efectos a nivel ecosistémico también figuran el uso excesivo de algún recurso (p. ej., agua, luz, oxígeno); donación de recursos limitantes (p. ej., el mencionado nitrógeno); modificación del régimen de fuego; promoción de la erosión; acumulación de materia orgánica; modificación de carbono en el suelo y modificación de la salinidad (Richardson *et al.* 2000).

Los impactos de las especies invasoras van más allá de los ambientales. Por ejemplo, en 2005 en Estados Unidos se habían registrado 138 especies invasoras y se calcularon, para ese año, pérdidas económicas de alrededor de 120,000 millones de dólares anuales (Pimentel *et al.* 2005). Un cálculo reciente del impacto económico a nivel global de las invasiones de insectos estimó, considerando todos los reportes de estimaciones de bienes y servicios, un costo mínimo de 70 mil millones de dólares por año, y costos anuales asociados sólo a la salud humana que superan los 6.9 mil millones de dólares (Bradshaw *et al.* 2016). Recientemente se desarrolló un marco general de clasificación de impactos, de manera que los componentes de las invasiones caracterizan el efecto de las mismas a nivel general, proveyendo así de una herramienta comparativa entre especies y áreas geográficas (Kumschick *et al.* 2012; Blackburn *et al.* 2014).

### *1.2 Datos espacialmente explícitos como herramienta para el control de las invasiones biológicas.*

La Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras 2010) plantea las acciones a corto, mediano y largo plazo que se deben de seguir para un manejo adecuado de EEI. Sin embargo, para lograr un buen manejo y control es

necesaria una herramienta que conjunte la información sobre la presencia de estas especies, la cual permitiría monitorear la dinámica y distribución las EEI y centrar las acciones correctas en cada lugar y en cada etapa de su establecimiento. En México se están asentando las bases para el manejo y control de las EEI, como la reciente publicación de la lista de especies invasoras (SEMARNAT 2016) y el inicio del diagnóstico de las especies acuáticas por la CONABIO (Mendoza y Koleff 2014).

Debido al impacto de las EEI en las diferentes escalas ecológicas se han planteado tres principales objetivos para su manejo (Rejmánek 2000): 1) la prevención / exclusión (Kolar y Lodge 2002), 2) detección temprana / valoración rápida y 3) control / contención y erradicación. Dada la complejidad del proceso de invasión, para cumplir estos objetivos es necesario conjuntar esfuerzos y herramientas de diferentes disciplinas que nos permitan tener acciones oportunas y atinadas en cada etapa del proceso de invasión para el correcto manejo de estas especies (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras 2010).

Entre las disciplinas que aportan información valiosa para el manejo de EEI se encuentra la biogeografía, que se enfoca en determinar la distribución y dinámica espacial de las especies. Las colecciones de mapas sobre la presencia y en ocasiones abundancia de especies, también llamados atlas, son una herramienta utilizada por la biogeografía para conjuntar los datos de presencia de una o varias especies en un tiempo y área geográfica definida (Robertson *et al.* 2010). La mayoría de los atlas utilizan mapas cuadriculados con rejillas predefinidas para el muestreo, presentan un protocolo de muestreo y un conjunto mínimo de requerimientos para presentar los registros de presencia de las especies (Robertson *et al.* 2010). Estos proyectos se llevan a cabo a partir de una base de datos en la que se registra la presencia, posición geográfica, identificación taxonómica y abundancia de las especies (Henderson 2007).

Estas herramientas tienen múltiples aplicaciones y son útiles para determinar la distribución de una especie o un conjunto de especies, el modelado de nicho, las evaluaciones de impacto ambiental y la planificación de acciones de conservación (Robertson *et al.* 2010). Recientemente se han centrado en la generación de distribuciones potenciales de EEI, proveyendo con esto la base para su manejo y control (Henderson 2011).

Los datos recabados en los atlas ayudan a la planeación del control de especies invasoras, ya que pueden determinar la extensión geográfica y las exigencias ecológicas de estas especies, proyectar su posible dispersión al generar distribuciones potenciales, y proporcionar una alerta temprana de nuevos focos de propagación o focos de reincidencia. Por lo anterior, estos trabajos representan una herramienta importante en la planeación de estrategias de control para EEI, así como en el monitoreo de las acciones de control que se estén implementando sobre las EEI (Henderson 2011). Además, los datos recabados en los atlas pueden ayudar a hacer estimaciones de la abundancia relativa de especies, prominencia de una especie, alcance geográfico de la invasión; así como comparaciones entre áreas geográficas, grupos taxonómicos, grupos funcionales o con la categorización de interés del estudio (Henderson 2007). De la misma manera, son una herramienta útil en la priorización de acciones contra las invasiones, ayudan a transmitir información concreta y clara a tomadores de decisiones y público en general y abonan a la identificación de lagunas de conocimiento (Ramsey *et al.* 2015).

Los diferentes procesos ecológicos se manifiestan y por lo tanto deben de medirse a una escala particular que respete límites biogeográficos y ecológicos. No obstante, cuando el objetivo del trabajo es describir patrones a gran escala, como la distribución geográfica de un fenómeno o taxón, el registro de estos fenómenos con base en rejillas puede ofrecer resultados claros y fácilmente comparables. El uso de este método en el diseño de atlas (Tabla 1) pone

de manifiesto la importancia de conocer los patrones de distribución de un fenómeno a gran escala, lo que nos ofrece un panorama claro del gradiente de invasión en un área geográfica dada y da lugar al cuestionamiento sobre los mecanismos que permiten estos patrones.

Entre los atlas que se han desarrollado para especies invasoras se encuentra el *Southern African Plant Invaders Atlas* (SAPIA, Henderson 2007), que se desarrolló con datos de observaciones de presencia y abundancia de especies invasoras a orilla de caminos y cuerpos de agua, con el objetivo de proporcionar una visión general de la identidad de la especie, el estado de la invasión, la extensión geográfica y abundancia de plantas exóticas en Sudáfrica durante el periodo de tiempo en el que se desarrolló, basado en rejillas de un cuarto de grado. Este trabajo representó una importante contribución al conocimiento global de estas especies, ya que produjo información indispensable en toma de decisiones respecto a temas que traspasan fronteras geopolíticas como lo son la introducción y el manejo de las EE (Wilson *et al.* 2014; Tabla 1).

Otro gran esfuerzo en la generación de atlas para EEI es el proyecto *Delivering Alien Invasive Species In Europe* (DAISIE), el cual fue creado con el objetivo de generar un inventario de especies exóticas de ambiente terrestre y marino, así como generar información acerca de los impactos ecológicos, económicos y sociales que representan. Al mismo tiempo, dicho proyecto contribuyó a la identificación de lagunas de información y compiló información académica y de contacto de expertos y de programas de investigación en la materia, con el fin de facilitar el trabajo conjunto de los mismo (Hulme *et al.* 2010). Del mismo modo, *The Invasive Plant Atlas of New England* (IPANE) fue creado como un esfuerzo de participación ciudadana para evaluar el estatus y la propagación de las EEI, así como para aumentar la sensibilización del público, establecer métodos de muestreo y difusión de datos y proveer las herramientas para desarrollar capacidades de detección temprana (Bois 2011). Con

la información acerca de la identidad, abundancia, estado reproductivo y especies asociadas a estas especies, los resultados de dicho atlas han sido utilizados con fines educativos, de toma de decisiones con objeto de conservación, así como en el establecimiento de prioridades para el control y manejo de especies invasoras (Bois 2011).

Tabla 1: Ejemplos de los proyectos atlas desarrollados en materia de especies invasoras.

Atlas	Grupo	Resolución	Aplicaciones
SAPIA	Plantas	0.25°	Extensión geográfica, exigencias ecológicas Alerta temprana Visión histórica.
Delivering Alien Invasive Species in Europe (DAISIE)	Todos los grupos	50 km <sup>2</sup>	Crear inventario. Prevención y control Conocer los factores ambientales, sociales, económicos y otros involucrados. Evaluar impacto.
Invasive Plants Atlas of the United States	Plantas	Nacional, estado y condado	Objetivos de conservación y las políticas públicas. Lagunas de conocimiento. Modelado estadístico predictivo.
IPANE	Todos los grupos	Parcelas con 20 metros de diámetro.	Determinar los objetivos de conservación y las políticas públicas. Identificación de lagunas de conocimiento. Modelado estadístico predictivo de los cambios en la distribución de especies y en la dispersión de EE.

La generación de atlas biológicos no se ha restringido a especies invasoras. También se han elaborado atlas con la finalidad de monitorear especies de importancia médica, mantener una vigilancia epidemiológica y así conocer y estratificar el riesgo que contagio, como el caso del *Atlas of Mexican Triatominae (Reduviidae: Hemiptera) and vector transmission of Chagas disease* (Ramsey *et al.* 2015). En este atlas se buscó caracterizar la distribución geográfica de triatóminos mexicanos y sus asociaciones con *Trypanosoma cruzi*

y con la demografía humana, basados en modelos de nicho ecológico para lo cual se utilizaron variables topográficas y climáticas con una resolución de un cuarto de grado.

### *1.3 Evaluaciones de riesgo.*

Entre los métodos utilizados en la gestión y control de especies invasoras están aquellos que tienen como objetivo impedir la llegada de especies potencialmente invasoras al territorio. Estos métodos “pre frontera” (*pre-border*) consisten en evaluaciones que se aplican a las especies antes de que ingresen a un país o área geográfica o cuando se está intentando introducirlos voluntariamente. Estos modelos se asocian a las primeras etapas en el proceso de invasión, el transporte y la introducción (Blackburn *et al.* 2011). Entre estos métodos se encuentran las “listas negras”, que consisten en listas de especies peligrosas o potencialmente invasoras (Por ejemplo, USDA PLANTS Database: <https://plants.usda.gov/java/noxiousDriver>, Gt-ibma; <http://www.gt-ibma.eu/?lang=en>, Invasive Plant Atlas of the United States: <https://www.invasiveplantatlas.org/index.html>). Estos métodos son de gran utilidad ya que invierten poco tiempo y dinero para su elaboración y representan una evaluación rápida, útil y práctica al basarse en pocas variables y en datos muchas veces ya disponibles o fácilmente obtenibles (p. ej. ver Faulkner *et al.* 2014).

Las listas de EEI se generan para la prevención y manejo de las invasiones biológicas. Los criterios de asignación de EEI a estas listas dependen de evaluaciones de riesgo (ER). Estas evaluaciones consisten en un proceso mediante el cual se identifica y mide el riesgo de un suceso. En materia de especies invasoras, las ER se conforman de dos aspectos centrales 1) la probabilidad de que la especie introducida invada el lugar y 2) los impactos resultantes de la invasión (Venette *et al.* 2010); además son métodos multienfoque ya que pueden

realizarse a diferentes niveles, por ejemplo, especie, taxón, región geográfica o ambiente, dependiendo del objetivo y tipo de riesgo que se quiera evaluar.

Las ER específicas para un taxón se emplean para medir la probabilidad de establecimiento y riesgo de impacto de una o varias EE a un área determinada. Para ello se evalúan características del grupo que definan su probabilidad de éxito en cada etapa del proceso de invasión: transporte, establecimiento, abundancia y dispersión, más una medida del impacto (positivo y negativo) potencial que la especie tendría en el área a introducir (Leung *et al.* 2012).

Por otro lado, las ER específicas para un hábitat o región miden la susceptibilidad a la invasión de un área o hábitat de interés, basándose en características bióticas y abióticas que le puedan conferir resistencia ecológica a las invasiones (Lonsdale 1999; Williamson y Fitter 1996). Una de las deficiencias de las ER regionales es que no suelen incluir una medida de impacto de la invasión (Venette *et al.* 2010). Un ejemplo de esto se puede ver en la continua utilización del modelamiento de nicho como método para evaluar riesgo de invasión con enfoque regional. Esta tendencia de modelar la similitud climática se relaciona a que el componente climático es uno de los aspectos centrales que determinan la probabilidad de que una invasión biológica ocurra; sin embargo, estos métodos únicamente integran los componentes climáticos en el riesgo sin considerar el impacto que las invasiones biológicas que puedan tener.

Existen características del ambiente que suelen relacionarse con una resistencia ecológica frente a las invasiones biológicas, ya que representan una limitante para el establecimiento de las especies introducidas (Elton 1958). Entre los factores bióticos que se han relacionado con la resistencia a la invasión se encuentran las interacciones interespecíficas que, de estar presentes (interacciones negativas como competencia y

depredación) o ausentes (como la polinización y dispersión), limitarían el éxito de la invasión (D'Antonio *et al.* 2001). La presencia de estas interacciones se ha relacionado con la diversidad de los ecosistemas, ya que se espera que a mayor diversidad mayor competencia por recursos y por interactuantes mutualistas. Esta relación negativa entre diversidad e invasión ha sido una idea poco demostrada (D'Antonio *et al.* 2001), aunque existen trabajos donde se ha cumplido. Por ejemplo, en México se ha reportado que las EEI representan un factor de cambio menor en sistemas de alta diversidad, mientras que en otros como los sistemas acuáticos e insulares representan el factor de cambio más importante (Challenger *et al.* 2009). Espinosa-García *et al.* (2004) reportaron una correlación positiva entre la riqueza de especies total y la riqueza de EE a nivel de estado en México. En comparación, varios trabajos han demostrado que la probabilidad de invasión depende fuertemente del nivel de disturbio en el ecosistema (Rejmánek *et al.* 2005; Hobbs y Hulme 1992). Por ejemplo, Henderson (2007) encontró un mayor número y abundancia de especies invasoras en regiones agrícolas, silvícolas y con desarrollo urbano.

El colapso de invasión, o *invasional meltdown*, que se refiere a los procesos de facilitación que se dan entre las EE ya presentes en un lugar, han sido recientemente correlacionados con el éxito en las invasiones biológicas. Simberloff y Von Holle (1999) proponen que tras el reciente arribo de una especie a una comunidad con la que no comparte la historia evolutiva, puede haber carencia de los mutualistas necesarios para subsistir o presentar una ventaja sobre las especies nativas. Sin embargo, conforme mayor es el colapso de los ecosistemas naturales locales, mayor es la probabilidad de que al llegar una nueva especie se encuentre en el lugar una especie capaz de entablar una interacción de facilitación o mutualismo con la recién llegada. Otra forma común en que las EE presentes favorecen el establecimiento de especies recién llegadas es la modificación del hábitat, debido a que la

presencia de especies invasoras representa un factor de disturbio en las comunidades naturales, y el disturbio se ha propuesto como factor que disminuye la resistencia ecológica a la invasión, siempre y cuando las especies recién llegadas sean más eficientes en la colonización tras el disturbio (D' Antonio *et al.* 2001). Por ello, al estar presentes especies que representen un cambio negativo para las especies nativas (por ejemplo, herbívoros, compactadores del suelo, acidificadores del suelo etc.) puede verse favorecida la llegada, establecimiento y dispersión de otra especie que pueda aprovechar esta situación de disturbio (Simberloff y Von Holle 1999).

#### *1.4 Mapas de riesgo*

Cuando las ER se refieren a un contexto geográfico, la generación de mapas que representen gráficamente la distribución del riesgo se convierte en una herramienta útil de comunicación visual (Venette *et al.* 2010) que puede ser usada para guiar acciones preventivas urgentes. Del Val *et al.* (2015) propusieron un modelo conceptual y un procedimiento analítico para medir el riesgo de invasibilidad en México a una escala de 0.5°. En este trabajo calcularon el riesgo con base en la presión de propágulos y la invasibilidad de cada celda.

Para evaluar la presión de propágulos calcularon un índice de disponibilidad de propágulos, con base en la densidad poblacional y la densidad carretera, considerando ambas variables como aproximaciones determinantes del transporte voluntario e involuntario de EE invasoras. Para evaluar la invasibilidad, determinaron un índice de condiciones biofísicas, un impacto humano y un índice de riqueza de especies nativas. El índice de condiciones biofísicas fue calculado en función del área cubierta por cada tipo de vegetación, donde a cada uno de ellos le fue asignado un valor de invasibilidad de 1 (baja invasibilidad) a 9 (alta

invasibilidad). El índice de disturbio fue calculado asignando un coeficiente de disturbio entre 1 y 7 a cada tipo de uso de suelo. Por último, el índice de riqueza de especies fue calculado como el número de especies de angiospermas presentes en la celda. Finalmente se normalizó cada índice y se obtuvo un índice de invasión mediante la suma de todos los índices anteriores, en la que no se asignaron pesos diferenciales a cada componente.

Consideramos que en México hay una gran necesidad de contar con el mayor número posible de herramientas que puedan aplicarse a cualquier especie y que apoyen la toma de decisiones y transmisión de información en materia de especies invasoras debido al gran riesgo que representan para la diversidad y el bienestar social. Por ello proponemos una evaluación de riesgo (*sensu* UN/IDSR 2009) con un método y criterios diferentes a los propuestos anteriormente para México. El índice propuesto incorpora en un mismo índice con enfoque regional ambos componentes de las evaluaciones de riesgo, la probabilidad y los impactos de una invasión biológica. Además este índice de riesgo cuenta con una plasticidad inherente a su método que permite considerar cualquier grupo de taxones para su cálculo y, como una característica primordial, permite la adaptación de la escala a la que es calculado, ya que las variables utilizadas para su cálculo pueden ser obtenidas a diferente resolución y por lo tanto puede ser calculado a diferentes escalas geográficas. La escala elegida en el presente trabajo permite la estandarización de la escala geográfica a un estándar nacional con cobertura cartográfica del INEGI, haciéndolo comparable con la información asociada a dichas cartas.

## **II Objetivos:**

### *Objetivo general*

Proponer un método de evaluación del riesgo de invasión, tomando en cuenta la presencia de especies exóticas, su distribución potencial, los impactos humanos como componente de disturbio y la diversidad filogenética como elemento de invasión sucesiva.

### *Objetivos particulares*

- Generar la línea base en la forma de datos primarios espacialmente explícitos de las especies de plantas y animales exóticos en México dentro del Sistema de Información sobre Especies Invasoras propuesto por la CONABIO (2016).
- Generar índices de riesgo de invasión específico de una región para el territorio mexicano.
- Generar un índice de riesgo que compile información sobre la presencia potencial y actual de EE y el impacto que generan.

### **III Método**

#### *3.1 Base de datos*

Se trabajó sobre la base de datos de especies invasoras de la CONABIO, a partir de la cual se determinó la presencia de las EE en México. Esta información consiste en la identidad, fecha y localidad georreferenciada de observación o colecta de especies de plantas y animales exóticos continentales registrados en el Sistema de Información sobre Especies Invasoras (SIEI). Si bien se desconocen los métodos de muestreo utilizados para generar esta base de datos y es muy probable que no sean homogéneos en lo que a esfuerzo de muestreo se refiere, no se puede descartar la importancia de esta información, ya que cuenta con 158,682 registros de 43 órdenes de animales y 45 de plantas exóticas en todo el país. La base de datos cuenta con registros desde 1700 hasta 2013. Para corroborar el estatus de las especies de plantas, se revisaron otras bases de datos y listados publicados sobre especies exóticas (ver anexo 2).

Se utilizó el Mapa Índice de Cartas 1:50,000 (MIC; CONABIO, 1999) como rejilla base para realizar las evaluaciones de riesgo por cuadro de 10 × 15 minutos. Este mapa se encuentra disponible en formato vectorial de polígonos, y divide al país en una rejilla de 2,312 celdas de 10 por 15 minutos (~830 km<sup>2</sup>), cada una correspondiente a una carta topográfica de la colección 1:50,000 del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

#### *3.2 Evaluación de Riesgo.*

Se hicieron las evaluaciones de riesgo por celda del Mapa índice de cartas (MIC) tomando en cuenta dos criterios a los que se asignará igual importancia, el riesgo por especie y el impacto humano.

i) **Riesgo por especie (RE)**. Este componente se calculó en función del riesgo que representan las EE presentes y potencialmente presentes en la celda.

$$RE = (DF_{pres} \sum ER_{pres}) + (sp_{pot} ER_{pot} * \mu) \quad \dots [1]$$

Donde

**$DF_{pres}$**  = Diversidad filogenética de EE presentes en la celda.

**$ER_{pres}$**  = Puntuación de riesgo para cada EE presente en la celda (evaluación rápida según Golubov *et al.* 2014), basados en estatus, invasividad e impactos.

**$sp_{pot}$**  = Número de EE potencialmente distribuidas en cada celda (Considerando distribuciones potenciales realizadas en MaxEnt (Phillips *et al.* 2006, ver *Distribuciones potenciales de EE* en la sección Método).

**$ER_{pot}$**  = Puntuación de riesgo para cada EE potencialmente distribuidas en cada celda (según la evaluación rápida de Golubov *et al.* 2014).

**$\mu$**  = Constante de importancia de las EE potencialmente distribuidas;  $0 < \mu \leq 1$

En la formula [1] el primer término se compone de las evaluaciones de riesgo para todas las EE presentes en una celda. En este caso en particular se trabajó con el Análisis de riesgo multicriterio diseñado por Golubov *et al.* (2014) para evaluar el riesgo de invasión por especie en México. Este índice de riesgo considera aspectos de las especies que corresponden a su estatus y capacidad invasora, así como aspectos relacionados con los impactos que su introducción puede causar en México y la incertidumbre de la

información con base en la cual se construye el índice. Para conseguir el óptimo desempeño del método propuesto en el presente trabajo se deben considerar las evaluaciones de riesgo de todas las EE de cada celda; sin embargo, esto se logrará con las progresivas y necesarias evaluaciones de riesgo de cada una de ellas. En el caso particular de este trabajo se consideraron sólo las puntuaciones del *Análisis de riesgo multicriterio* ya calculadas con anterioridad. En caso de que no se cuente con la evaluación de riesgo de una especie, se le asignó un riesgo de 0.5, siguiendo el principio precautorio.

Conjuntamente, el primer término de la fórmula [1] considera la diversidad filogenética de EE presentes en una celda, esta variable es considerada como una medida aproximada del colapso de invasión del área en cuestión (ver *Diversidad filogenética* en la sección Método para conocer especificaciones sobre su cálculo).

El segundo término se calcula con base en i) el número de EE que, considerando modelos de distribución potencial realizados en MaxEnt (Phillips *et al.* 2006) con variables de temperatura y humedad, podrían establecerse en cada celda (en adelante estas especies se llamarán especies potencialmente presentes), ii) la suma de los puntajes del análisis de riesgo multicriterio para cada una de estas EE potencialmente presente y ii)  $\mu$ , una constante mayor a cero pero menor o igual a uno que determina la importancia del segundo factor de la fórmula con respecto al primero. Esta constante, al multiplicar el segundo término de *RE*, da un valor relativo a las especies potencialmente presentes en comparación con las especies que ya han sido registradas en la celda de interés. Si se le asigna a  $\mu$  un valor de cero, el segundo componente de la fórmula desaparece y *RE* dependería sólo del primer término; en cambio si se le asigna un valor de uno, el segundo término no modifica su valor, por lo que ambos componentes contribuirían de igual forma en el cálculo de *RE*. En este trabajo se calculará un *RE* considerando una constante  $\mu =$

0.5, es decir, asignando a las especies potenciales la mitad de importancia respecto a las presentes.

#### *i.i Distribución conocida de especies exóticas.*

Para calcular el primer término de la fórmula [1] se dividió la base de datos en registros de plantas y animales, dejando de lado los registros pertenecientes a otros reinos. Se buscaron las sinonimias y posibles errores en la nomenclatura de las especies mediante la implementación de los paquetes “Taxonstand” (en el caso de plantas) y “taxize” (para animales) en ambiente R. La función *TPL* del paquete *Taxonstand*, valida una lista de nombres de plantas comparándola con la base de datos de “The Plant List”; mientras que la función *tnrs* del paquete *taxize* valida una lista de especies con una base datos elegida, en este caso “National Center for Biotechnology Information”.

Uniendo el MIC a una capa vectorial en la que cada punto representa un registro de una EE, se obtuvieron datos de las especies presentes en cada cuadro del MIC.

#### *i.ii Diversidad filogenética*

Se calculó la diversidad filogenética a nivel especies en cada celda del MIC. Para ello, se generó un súper-árbol filogenético que contuviera las especies de interés a partir del árbol general “Tree of life”.

Usando la función *tnrs* del paquete “rotl” en ambiente R, se obtuvo una lista de nombres resueltos con *id\_ott* (clave utilizada para identificar especies en el *Tree of life*) para las especies y las familias de la base de datos. En los caso en que el SAEI y el *Tree of life* emplean nombres diferentes para la misma especie (casos enlistados en la tabla

2), se utilizó el sinónimo utilizado por el *Tree of life* con el fin de posibilitar la extracción de los árboles filogenéticos de interés.

Tabla 2: Nombres de especies que fueron cambiados para poder realizar el análisis utilizando la base de datos del *Tree of life*.

<b>Nombre utilizado por CONABIO</b>	<b>Nombre utilizado en <i>Tree of life</i></b>	<b>Nombre utilizado por CONABIO</b>	<b>Nombre utilizado en <i>Tree of life</i></b>
1. <i>Aloe barbadensis</i>	<i>Aloe vera</i>	20. <i>Luffa cylindrica</i>	<i>Luffa aegyptiaca</i>
2. <i>Bromus rigidus</i>	<i>Bromus diandrus</i> var. <i>rigidus</i>	21. <i>Passiflora mollissima</i>	<i>Passiflora tripartita</i> var. <i>mollissima</i>
3. <i>Bryophyllum delagoense</i>	<i>Kalanchoe delagoensis</i>	22. <i>Pennisetum polystachion</i>	<i>Cenchrus polystachios</i>
4. <i>Cerastium viscosum</i>	<i>Cerastium glomeratum</i>	23. <i>Pennisetum purpureum</i>	<i>Cenchrus purpureus</i>
5. <i>Chamomilla recutita</i>	<i>Matricaria chamomilla</i>	24. <i>Pennisetum villosum</i>	<i>Cenchrus longisetus</i>
6. <i>Chamomilla suaveolens</i>	<i>Matricaria discoidea</i>	25. <i>Polygonum amphibium</i>	<i>Persicaria amphibia</i>
7. <i>Chenopodium glaucum</i>	<i>Oxybasis glauca</i>	26. <i>Polygonum lapathifolium</i>	<i>Persicaria lapathifolia</i>
8. <i>Chenopodium murale</i>	<i>Chenopodium murale</i>	27. <i>Ramphotyphlops braminus</i>	<i>Indotyphlops braminus</i>
9. <i>Chrysanthemum coronarium</i>	<i>Glebionis coronaria</i>	28. <i>Rorippa nasturtium-aquaticum</i>	<i>Nasturtium officinale</i>
10. <i>Chrysanthemum morifolium</i>	<i>Chrysanthemum xmorifolium</i>	29. <i>Salsola kali</i>	<i>Kali turgidum</i>
11. <i>Coronopus didymus</i>	<i>Lepidium didymum</i>	30. <i>Schedonorus arundinaceus</i>	<i>Festuca arundinacea</i>
12. <i>Crypsis vaginiflora</i>	<i>Sporobolus niliacus</i>	31. <i>Tilapia rendalli</i>	<i>Coptodon rendalli</i>
13. <i>Eragrostis amabilis</i>	<i>Eragrostis tenella</i>	32. <i>Tilapia zillii</i>	<i>Coptodon zillii</i>
14. <i>Erichthonijs brasiliensis</i>	<i>Erichthonijs brasiliensis</i>	33. <i>Urochloa maxima</i>	<i>Megathyrsus maximus</i>
15. <i>Filago gallica</i>	<i>Logfia gallica</i>	34. <i>Veitchia merrillii</i>	<i>Adonidia merrillii</i>
16. <i>Gyrodactylus neotropicalis</i>	<i>Hemidactylus brookii</i>	35. <i>Vulpia bromoides</i>	<i>Festuca bromoides</i>
17. <i>Lepomis gulosus</i>	<i>Chaenobryttus gulosus</i>	36. <i>Vulpia myuros</i>	<i>Festuca myuros</i>
18. <i>Lithobates catesbeianus</i>	<i>Rana catesbeiana</i>	37. <i>Vulpia octoflora</i>	<i>Festuca octoflora</i>
19. <i>Litopenaeus stylirostris</i>	<i>Penaeus stylirostris</i>		

Los árboles para cada familia se extrajeron usando la función *tol\_subtree* del paquete “rotl”. En el caso de que la familia no estuviera incluida dentro del criterio de clasificación del *Tree of life* se extrajeron los árboles de los nodos más cercanos a las especies representantes de cada familia; en el caso de las familias Aizoaceae (Caryophyllales), Asphodelaceae (Asparagales), Boraginaceae (Boraginales), Molluginaceae (Caryophyllales), Orobanchaceae (Lamiales), Solanaceae (Solanales), Columbidae (Columbiformes), Cyprinidae (Cypriniformes), Gekkonidae (Squamata) Muridae (Rodentia), Psittacidae (Psittaciformes) se utilizó el árbol del orden correspondiente a cada familia (escrito entre paréntesis). En el caso de la familia

Punicaceae se utilizó el árbol de la familia Lythraceae, en la cual el *Tree of life* clasifica a la única especie de la familia; en el caso de la familia Dracaenaceae se eligió el nodo artificial Xanthorrhoeaceae + Amaryllidaceae.

No se extrajeron los árboles filogenéticos de las familias correspondientes a los órdenes antes mencionados: Amaranthaceae (Caryophyllales), Cactaceae (Caryophyllales), Caryophyllaceae (Caryophyllales), Lamiaceae (Lamiales), Nyctaginaceae (Caryophyllales), Portulacaceae (Caryophyllales), Verbenaceae (Lamiales), Poeciliidae (Cypriniformes), Sturnidae (Passeriformes).

La diversidad filogenética se calculó como un conteo de nodos del camino de mínima extensión entre todas las especies del sitio (celda del mapa base) dentro del árbol filogenético total (Faith 1992). Para ello se asignó el valor de uno a cada rama (de nodo a nodo) y se calculó la diversidad filogenética (DF) utilizando la función *pd* (algoritmo que suma las longitudes de ramas del árbol filogenético correspondiente al conjunto de especies de una muestra) del paquete “Picante” sin incluir la raíz del árbol en el cálculo, ya que incluiría un nodo más de manera artificial.

### *i.ii Distribuciones potenciales de EE.*

Se eligió a la familia Poaceae para ejemplificar el cálculo del riesgo por especie potencialmente presente y generar el segundo término de la ecuación [1]. Dicha familia fue elegida debido a que es la familia de plantas con mayor número de EE presentes en México y a nivel mundial (Espinosa-García *et al.* 2004, Pysek *et al.* 2017), además de ser la familia que presenta mayor cantidad de registros en la base de datos. Para generar los modelos de distribución se usaron las presencias de las especies con más de 20 registros,

y para aquellas especies de las que se tenían más de 300 registros se aleatorizó una muestra de 300 para evitar el sobreajuste de los modelos.

Al generar los modelos, se consideró a todo el territorio nacional como área accesible en las distribuciones potenciales (área accesible *sensu* Soberón y Peterson 2005). Los modelos de distribución se generaron para especies exóticas potencialmente invasoras, en la mayoría de los casos presentes en cultivos de importancia comercial y transportadas por humanos como polizones con los cargamentos dichos cultivo. Por ello, se espera que la dispersión no sea una limitante y que su región de accesibilidad sea cercana a la región donde se encuentran las condiciones ambientales favorables. Bajo esta consideración, el área de distribución de estas especies sería muy cercana al área geográfica representada por su nicho fundamental (considerando al nicho fundamental como el conjunto de variables ambientales bajo las cuales una especie puede sobrevivir, Hutchinson 1957).

Se generaron modelos de distribución potencial para 59 especies exóticas de la familia Poaceae presentes en los registros, utilizando el programa de predicción MaxEnt (Phillips *et al.* 2006). Dicho software determina la relación entre las variables climáticas y los registros de presencia de las especies (Guisan y Thuiller 2005), a partir de las cuales genera datos de pseudoausencia.

Las variables climáticas de los puntos de presencia se obtuvieron de la base de datos de WORLDCLIM (<http://www.worldclim.org>), asumiendo que los valores de las variables climáticas en los puntos de presencia de una especie son representativas del intervalo de tolerancia ambiental de estas especies. Se utilizaron capas ambientales con una resolución espacial de 30 arcos de segundo (aproximadamente 1 km), en formato bil, con datos de precipitación medidos en milímetros y de temperaturas medidas en grados

centígrados multiplicado por 10 (lo cual permite utilizar los datos de temperatura como variable entera, y agilizar los procesos computacionales). Para generar los modelos de distribución potencial se utilizaron 14 variables ambientales (basados en Mgidi *et al.* 2007 y Marcer *et al.* 2012) que representan condiciones anuales y condiciones extremas que definen las tolerancias fisiológicas de las especies (Tabla 3).

Los modelos de distribución se generaron utilizando los *Auto features*, Se generaron cinco modelos de distribución para cada especie y se eligió el que presentara mayor AUC (*Area Under the Curve*). A partir de las distribuciones de probabilidad de presencia generadas por MaxEnt se realizaron mapas binarios (presencia/ausencia) de distribución para cada especie usando el umbral de corte que maximiza la sensibilidad y la especificidad del modelo de cada especie.

Tabla 3: Variables ambientales utilizadas en las distribuciones potenciales de pastos exóticos. Entre paréntesis se muestran los códigos que la capa ambiental según BIOCLIM.

Variables de temperatura (°C×10)	Variables de precipitación (mm)
Media anual (BIO1).	Promedio anual (BIO12).
Máxima del mes más cálido (BIO5).	Total del mes más cálido (BIO13).
Mínima del mes más frío (BIO6).	Total del mes más seco (BIO14).
Media del trimestre más húmedo (BIO8).	Total del trimestre más húmedo (BIO16).
Media del trimestre más seco (BIO9).	Total del trimestre más seco (BIO17).
Media del trimestre más cálido (BIO10).	Total del trimestre más cálido (BIO18).
Media del trimestre más frío (BIO11).	Total del trimestre más frío (BIO19).

**ii) Impacto humano.** La huella humana (“*Human footprint*”) es una representación gráfica, en un mapa, de la influencia humana sobre la superficie terrestre (Sanderson *et al.* 2002). Esta influencia se determina por medio de un índice de impacto humano (o índice de huella humana) que se calcula como la suma de las puntuaciones de diferentes aspectos

antropológico (p. ej., densidad poblacional, infraestructura, uso de suelo; Sanderson *et al.* 2002) en un área determinada.

En este trabajo, como una medida de impacto humano, se utilizaron los valores del índice de huella humana calculado por González-Abraham *et al.* (2015) para México, los cuales fueron determinados con base en los tipos de asentamientos humanos (rural y urbano), presencia de cultivos (forestal, agricultura y pastizal) y presencia de caminos (caminos y carreteras).

Debido a que el índice de huella humana de González-Abraham *et al.* (2015) fue calculado con una resolución de 500 m<sup>2</sup> y se encontraba disponible en formato vectorial (shp) de polígonos, fueron necesarias algunas transformaciones. Primero, el archivo fue transformado a formato raster usando un tamaño de celda de 0.002 grados, utilizando el método “mayoría de área”, que asigna a cada celda del raster de salida el valor del polígono que cubre la mayor parte. Esto nos proporcionó un archivo raster de gran similitud al archivo vectorial original.

Después se calcularon estadísticas de zonas del raster 0.002 grados, utilizando como capa de zonas el MIC, lo cual generó un valor promedio de HF para cada celda de MIC.

La media del índice de impacto humano (en adelante referida como índice de impacto humano), se calculó usando:

$$\overline{HF} = \frac{\sum HF}{n} \quad [2]$$

Donde

$HF$  = Valores del índice huella humana por cuadro de 500 m<sup>2</sup>.

$n$  = número de cuadros de 500 m<sup>2</sup> contenidos en cada celda de 15 x 20 minutos.

(González-Abraham *et al.* 2015; Leu *et al.* 2008)

Debido a que la geometría de ambos mapas no es idéntica, el valor de  $n$  puede variar en cada celda. En el caso de los cuadros costeros sólo se consideraron las celdas correspondientes al área continental.

Finalmente, se obtuvo el Índice de Riesgo (IR) mediante la multiplicación de los valores de cada componente:

$$IR = \ln[(RE * \overline{HF}) + 1] \quad [3]$$

Donde

$RE$  = índice de riesgo por especie.

$\overline{HF}$  = impacto humano.

Se considera que a mayor número de especies presentes, potencialmente presentes y con mayor índice de impacto, el riesgo de invasión de una celda es mayor. Así, el índice de riesgo [3] de una celda dada está definido como el logaritmo natural del producto entre el índice de impacto humano [2] y el riesgo por especie [1]. A su vez, el riesgo por especie se define en función de la diversidad filogenética y las evaluaciones de riesgo de cada una de las EE que se han registrado en la celda; así como las evaluaciones de riesgo de las especies que, aunque no se han registrado en la celda, encontrarían ahí las condiciones adecuadas para establecerse.

### 3.3 Simulación de escenarios

Con el fin de conocer el comportamiento del modelo bajo cambios hipotéticos en las variables, se hicieron simulaciones de escenarios en ambiente R.

Primero, se eligieron los valores calculados en una de las celdas como escenario base (especies potencialmente presentes = 10, diversidad filogenética = 80, impacto antropogénico = 5 y  $\mu = 0.5$ ). Esta celda fue elegida por presentar valores intermedios de todas las variables del modelo de riesgo.

Después, partiendo del escenario base, se generaron cinco escenarios hipotéticos, cada uno correspondiente a cada componente del índice de riesgo. En cada escenario se calcularon valores de IR bajo variaciones de la variable en cuestión. Los valores máximos y mínimos de las variaciones fueron diferentes para cada variable, ya que se establecieron como los valores máximos y mínimos obtenidos por celda para cada una de ellas (Fig.1).

En el primer escenario se modificaron los valores del índice de impacto humano, estableciéndole valores entre uno y diez. Los valores de especies potencialmente presentes (10), diversidad filogenética (80) y  $\mu$  (0.5) se mantuvieron constantes.

En el segundo escenario se modificaron los valores de diversidad filogenética, asignándole valores entre cero y 300. Se mantuvieron constantes los valores de especies potencialmente presentes (10), impacto humano (5) y  $\mu$  (0.5).

Para el tercer escenario se modificaron los valores de especies potencialmente presentes entre valores de cero y 50. Se mantuvieron constantes los valores impacto humano (5) diversidad filogenética (80) y  $\mu$  (0.5).

En el cuarto escenario se modificaron los valores de  $\mu$  entre cero y 1. Los valores de impacto humano (5) diversidad filogenética (80) y especies potencialmente presentes (10) se mantuvieron constantes.

Los valores de IR resultantes de cada modificación fueron plasmados como curvas en un plano cartesiano, con eje horizontal correspondiente a valores de las evaluaciones de riesgo por especie (que fueron generalizadas para el total hipotético de especies utilizadas en estas modelaciones) y eje vertical correspondiente al continuo de valores que IR puede tomar.

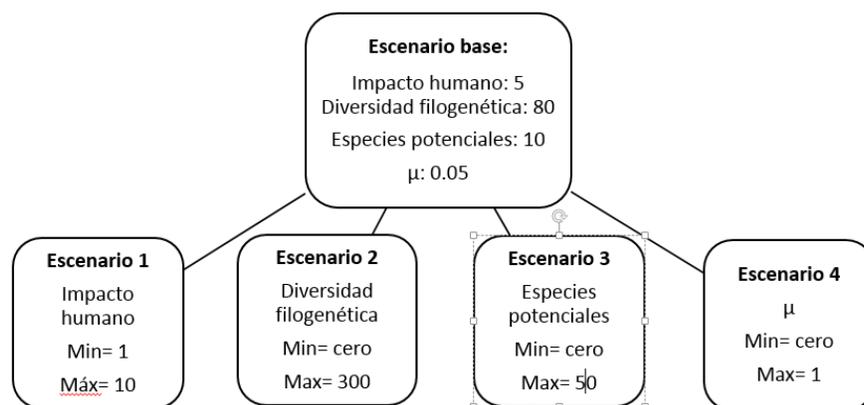


Figura 1. Escenarios simulados del índice de riesgo de invasión propuesto en el presente trabajo. El escenario base corresponde con los valores calculados en una de las celdas. En cada escenario se mantuvieron fijos todos los valores del escenario base, excepto el que se indica en cada recuadro. Los valores máximos y mínimos asignados a las variables en cada escenario corresponden a los valores máximos y mínimos calculados en las celdas para cada variable.

## IV. Resultados

### 4.1 Distribución conocida de especies

Los registros de animales exóticos corresponden a 129 especies pertenecientes a 67 familias y 42 órdenes. No se encontró ninguna sinonimia dentro de los registros de animales de la

base de datos del SIEI. Para el cálculo del índice se excluyeron los registros pertenecientes a las divisiones Annelida, Porifera y Cnidaria por tener sólo representantes marinos.

La clase Decapoda fue más diversa a nivel familia (6 familias) con sólo una o dos especies representantes de cada familia. Por su parte, la familia Cyprinidae (Clase Cypriniformes) fue la más diversa a nivel especie, con 6 especies representantes (Tabla 4).

Las especies de animales con presencia en más celdas (más de 1,000) fueron *Passer domesticus* (Passeridae), *Bubulcus ibis* (Ardeidae), *Columba livia* (Columbidae), *Streptopelia decaocto* (Columbidae), *Sturnus vulgaris* (Sturnidae), *Aedes aegypti* (Culicidae).

Se incluyeron 446 especies de plantas exóticas pertenecientes a 68 familias. Se detectaron 25 sinonimias en la base de datos utilizada; de las cuales sólo se reemplazaron aquellas para las que también había registros con el nombre aceptado (ver anexo1). El orden más diverso a nivel familia fue Caryophyllales con 7 familias representantes. Sin embargo, el orden Poales, con sólo una familia (Poaceae), fue el más diverso a nivel especie con 135 especies representantes (Tabla 5). Las cinco especies de plantas con presencia en más celdas (más de 300 celdas) fueron *Echinochloa colona*, *Cynodon dactylon*, *Eleusine indica*, *Sorghum halepense*, *Sonchus oleraceus*, todas pertenecientes a la familia Poaceae.

Las celdas de 10' × 15' presentaron de cero a 184 EE por celda, con una concentración de especies en el centro del país y una tendencia decreciente hacia el norte (Fig. 2). Del total de celdas, 226 celdas presentaron sólo una especie, mientras que 65 cuadros tuvieron presencia de más de 50 especies, con un promedio de 10.7 especies por celda (Figs. 2 y 3).

Tabla 4. Composición de los registros de animales excluyendo a las divisiones Annelida, Porifera y Cnidaria. Entre paréntesis se muestra el número de especies que presenta cada familia registrada.

Orden	Familia	Orden	Familia
<b>Amphipoda</b>	Ampeliscidae (1)	<b>Isopoda</b>	Ligiidae (1)
	Ampithoidae (2)		Sphaeromatidae (2)
	Ischyroceridae (1)	<b>Ostreoida</b>	Gryphaeidae (1)
<b>Anura</b>	Eleutherodactylidae (1)	<b>Passeriformes</b>	Estrildidae (2)
	Ranidae (1)		Passeridae (1)
<b>Artiodactyla</b>	Bovidae (1)		Sturnidae (1)
	Cervidae (1)	<b>Pelecaniformes</b>	Ardeidae (1)
<b>Atheriniformes</b>	Atherinopsidae (2)	<b>Perciformes</b>	Centrarchidae (5)
<b>Calanoida</b>	Temoridae (1)		Cichlidae (13)
<b>Capitellida</b>	Capitellidae (1)		Moronidae (2)
<b>Carnivora</b>	Felidae (2)	<b>Perissodactyla</b>	Equidae (2)
<b>Clupeiformes</b>	Clupeidae (1)	<b>Plagiorchiida</b>	Heterophyidae (1)
<b>Coleoptera</b>	Scarabaeidae (2)		
	Scolytidae (2)		
<b>Columbiformes</b>	Columbidae (4)	<b>Psittaciformes</b>	Psittacidae (1)
<b>Cyclopoida</b>	Cyclopidae (3)	<b>Rodentia</b>	Muridae (3)
<b>Cypriniformes</b>	Cyprinidae (6)		
<b>Cyprinodontiformes</b>	Fundulidae (1)		
	Poeciliidae (2)	<b>Salmoniformes</b>	Salmonidae (1)
<b>Dactylogyridea</b>	Dactylogyridae (5)		
<b>Decapoda</b>	Cambaridae (2)	<b>Sessilia</b>	Balanidae (3)
	Glyptograpsidae (1)	<b>Siluriformes</b>	Ictaluridae (1)
	Hippolytidae (1)		Loricariidae (2)
	Panopeidae (1)		
	Penaeidae (1)	<b>Squamata</b>	Gekkonidae (4)
	Porcellanidae (1)		Sphaerodactylidae (1)
	Portunidae (1)		Typhlopidae (1)
<b>Diptera</b>	Culicidae (3)	<b>Testudines</b>	Chelydridae (1)
<b>Galliformes</b>	Phasianidae (1)	<b>Veneroida</b>	Corbiculidae (1)
<b>Gyrodactylidea</b>	Gyrodactylidae (2)		Dreissenidae (1)
<b>Hymenoptera</b>	Formicidae (1)		Mactridae (1)

Tabla 5. Composición de los registros de plantas. Entre paréntesis se muestra el número de especies que presenta cada familia registrada.

<b>Orden</b>	<b>Familia</b>	<b>Orden</b>	<b>Familia</b>
<b>Alismatales</b>	Hydrocharitaceae (3)	<b>Myrtales</b>	Lythraceae (1)
<b>Apiales</b>	Apiaceae (12)		Melastomataceae (1)
	Araliaceae (1)		Myrtaceae (2)
<b>Arales</b>	Araceae (1)		Onagraceae (1)
<b>Arecales</b>	Arecaceae (6)		Punicaceae (1)
<b>Asparagales</b>	Asphodelaceae (2)	<b>Najadales</b>	Potamogetonaceae (1)
	Dracaenaceae (1)	<b>Papaverales</b>	Papaveraceae (1)
<b>Asterales</b>	Asteraceae (51)	<b>Plantaginales</b>	Plantaginaceae (6)
<b>Campanulales</b>	Sphenocleaceae (1)	<b>Poales</b>	Poaceae (135)
<b>Capparales</b>	Brassicaceae (31)	<b>Polygonales</b>	Polygonaceae (11)
	Resedaceae (1)	<b>Pontederiales</b>	Pontederiaceae (1)
<b>Caryophyllales</b>	Aizoaceae (5)	<b>Primulales</b>	Primulaceae (1)
	Amaranthaceae (14)	<b>Ranunculales</b>	Ranunculaceae (1)
	Cactaceae (1)	<b>Rosales</b>	Crassulaceae (2)
	Caryophyllaceae (12)		Pittosporaceae (2)
	Chenopodiaceae (3)	<b>Rubiales</b>	Rosaceae (4)
	Molluginaceae (1)	<b>Salicales</b>	Rubiaceae (1)
	Nyctaginaceae (1)	<b>Sapindales</b>	Salicaceae (1)
<b>Casuarinales</b>	Casuarinaceae (2)		Anacardiaceae (1)
<b>Commelinales</b>	Commelinaceae (1)		Meliaceae (1)
<b>Cyperales</b>	Cyperaceae (7)		Rutaceae (2)
<b>Ebenales</b>	Sapotaceae (1)		Sapindaceae (1)
<b>Euphorbiales</b>	Euphorbiaceae (9)		Zygophyllaceae (1)
<b>Fabales</b>	Leguminosae (49)	<b>Scrophulariales</b>	Acanthaceae (4)
<b>Gentianales</b>	Apocynaceae (6)		Bignoniaceae (1)
<b>Geraniales</b>	Balsaminaceae (1)	<b>Solanales</b>	Convolvulaceae (1)
	Geraniaceae (5)		Solanaceae (2)
	Oxalidaceae (1)	<b>Theales</b>	Theaceae (1)
<b>Haloragales</b>	Haloragaceae (1)	<b>Urticales</b>	Urticaceae (1)
<b>Lamiales</b>	Boraginaceae (1)	<b>Violales</b>	Cucurbitaceae (8)
	Lamiaceae (2)		Passifloraceae (1)
	Verbenaceae (2)		Tamaricaceae (4)
<b>Liliales</b>	Orchidaceae (1)		Violaceae (1)
<b>Magnoliales</b>	Annonaceae (1)	<b>Zingiberales</b>	Zingiberaceae (1)
<b>Malvales</b>	Malvaceae (1)		

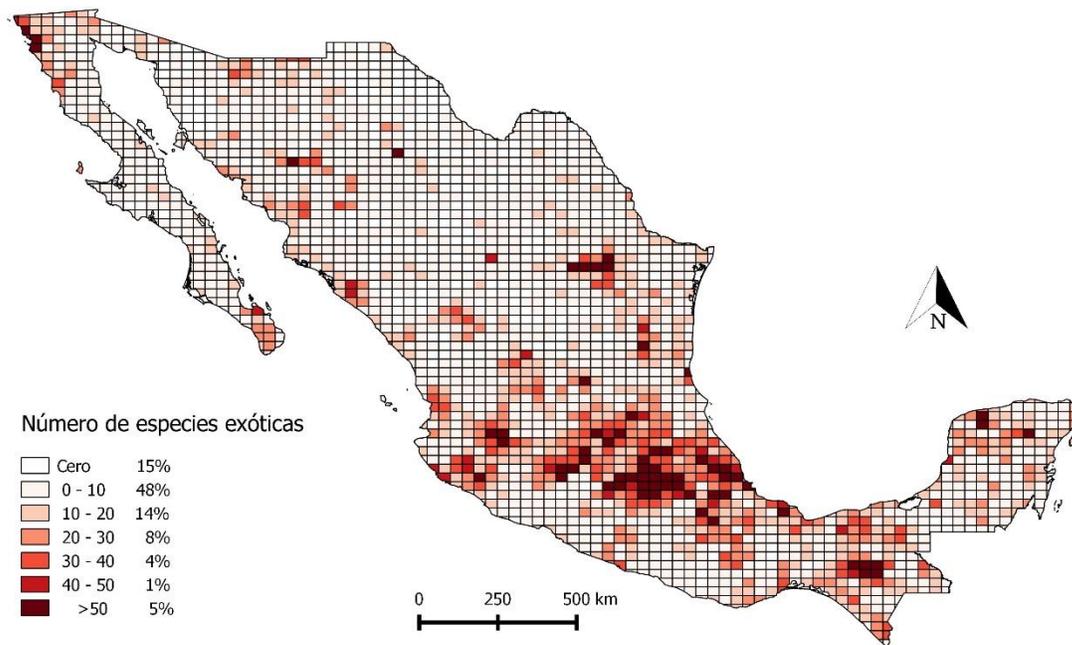


Figura 2. Número de especies exóticas por cuadro de  $10' \times 15'$  en una rejilla de 2,312 celdas.

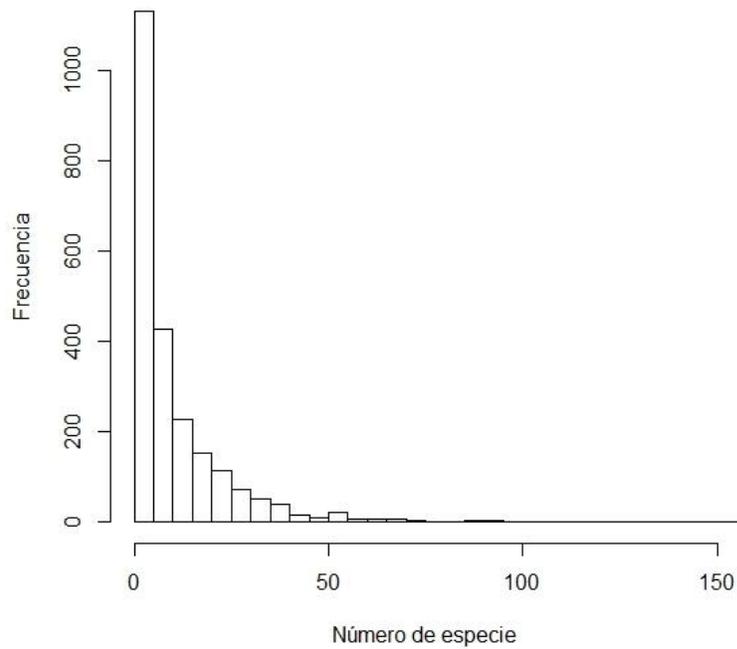


Figura 3. Distribución de frecuencias del número de especies por celda de  $10' \times 15'$   $n = 2,312$  celdas.

#### 4.2 Distribuciones potenciales de EE

Se presentaron de 0-50 especies de la familia Poaceae potencialmente presentes por celda, con una media de 19 y una mediana de 16 (Fig. 4).

Las especies *Arundo donax*, *Bothriochloa ischaemum*, *Cenchrus ciliaris*, *Digitaria sanguinalis*, *Eragrostis cilianensis*, *Eragrostis pilosa* y *Melinis repens* fueron las que presentaron una distribución potencial más amplia en el territorio, con más de 1300 celdas. De ellas, *Bothriochloa ischaemum* presentó una distribución potencial en 1,822 celdas, correspondiente a 79% de las celdas del territorio.

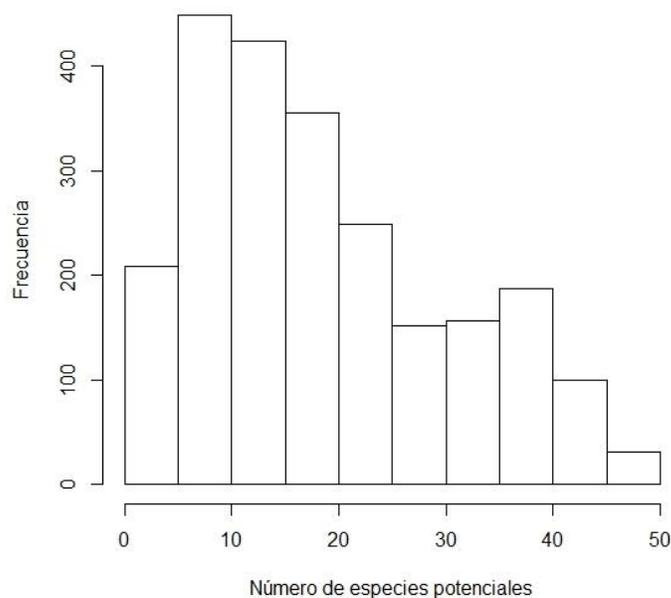


Figura 4. Distribución de frecuencias de la presencia potencial de 59 especies de la familia Poaceae, por celda de  $10' \times 15'$   $n = 2,312$  celdas.

#### 4.3 Diversidad filogenética

La diversidad filogenética mostró valores entre cero, en las celdas que sólo se han registrado una o ninguna especie, y 516 nodos. El valor más alto se calculó en la misma celda en la que

se encontró la mayor riqueza y el mayor número de registros, que se localiza en el área correspondiente a la Ciudad de México (Figs. 5 y 6). A las celdas que sólo presentaron una especie se le asignó a la diversidad filogenética un valor de cero.

Los valores altos se concentraron en el centro del país. También se presentaron valores altos en muchas de las celdas contenidas en los estados de Chiapas, Baja California, Sonora y Nuevo León. Los valores más bajos se encontraron en el Norte del país, dentro de los estados de Sonora, Coahuila, Chihuahua y Durango.

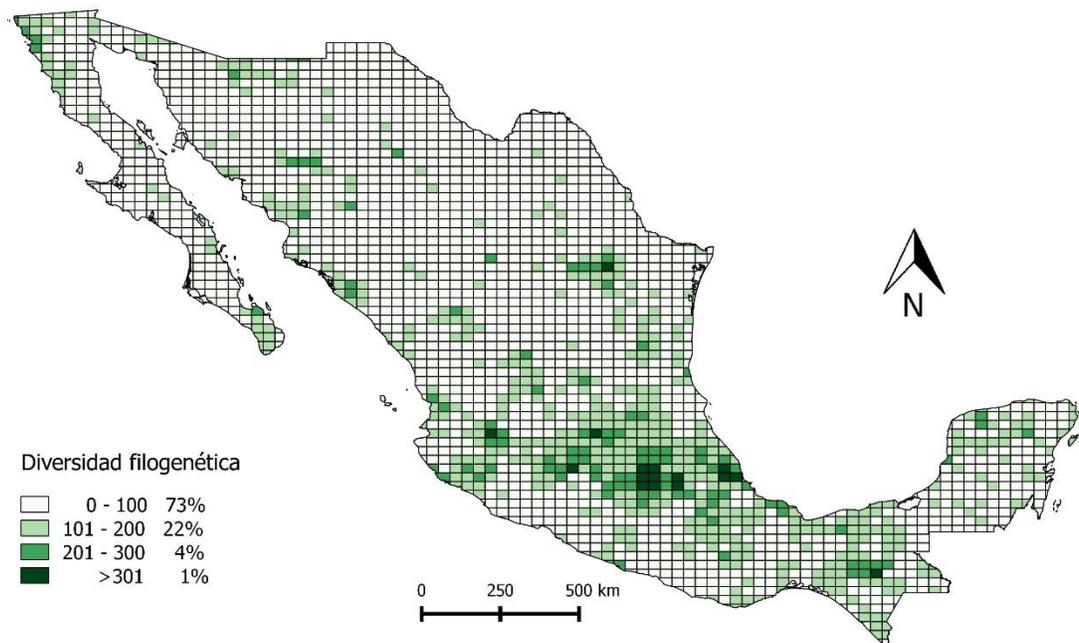


Figura 5: Valor de diversidad filogenética por cuadro de 10' × 15' en una rejilla de 2,312 celdas.

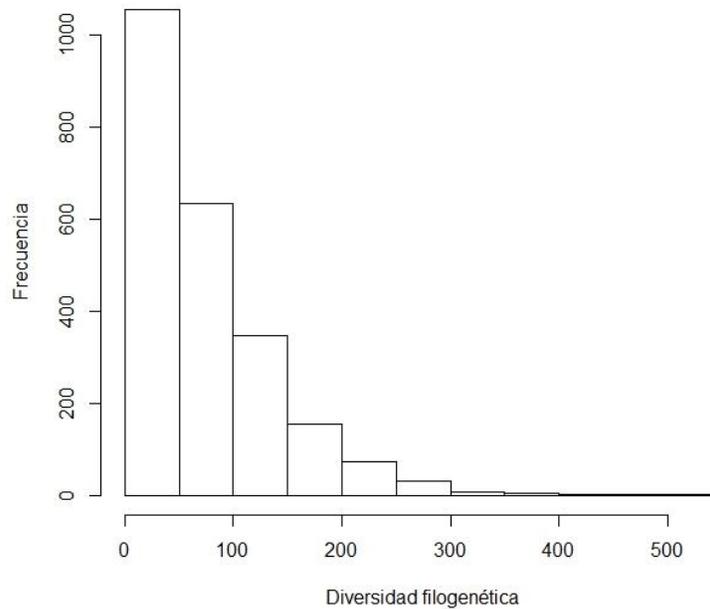


Figura 6: Distribución de frecuencias de la diversidad filogenética de especies por celda de  $10' \times 15'$   $n = 2,312$  celdas.

#### 4.4. Impacto humano

El índice de impacto humano varió de manera continua entre valores de 0.0 y 9.73.

Treinta y siete celdas mostraron valor de cero impacto humano; sin embargo, sólo cinco de dichas celdas están totalmente contenidas dentro del territorio continental; el resto corresponde a celdas costeras, fronterizas o insulares. Los valores más altos de impacto humano se presentaron en la Ciudad de México y Baja California Norte (Tijuana). Otros valores altos se concentraron en el centro del país, Tamaulipas, Veracruz y en las costas de Sinaloa y Sonora. Siguiendo la clasificación de impacto alto, medio y bajo de González-Abraham *et al.* (2015) 76% de las celdas presentaron un valor de impacto bajo, 17% un impacto medio y 7 % un impacto alto (Figs. 7 y 8).

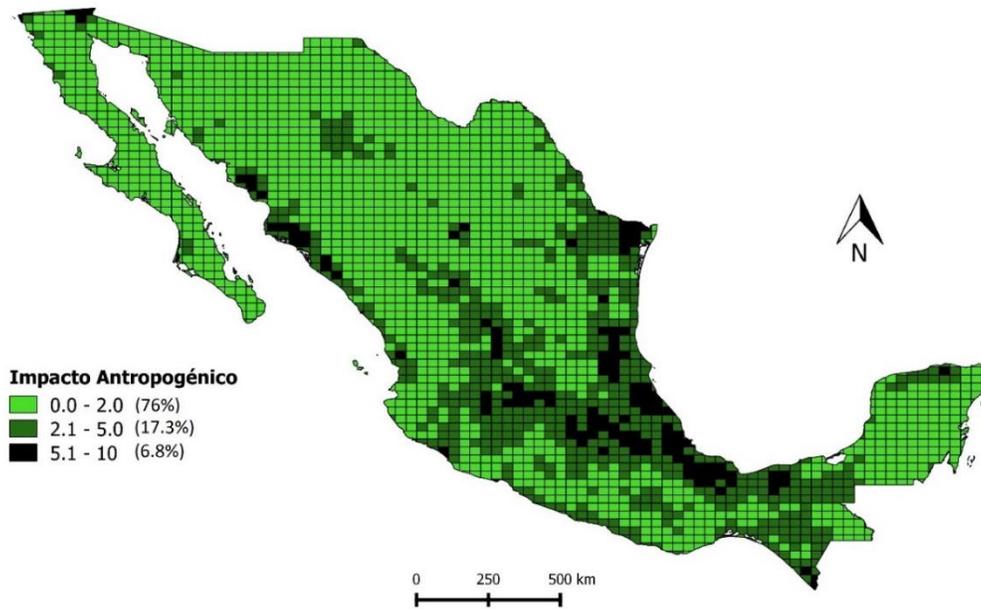


Figura 7. Impacto humano por cuadro de 10' × 15' en una rejilla de 2,312 celdas (algunas celdas con valor de 0.0 son imperceptibles por ser fronteras, costeras o insulares).

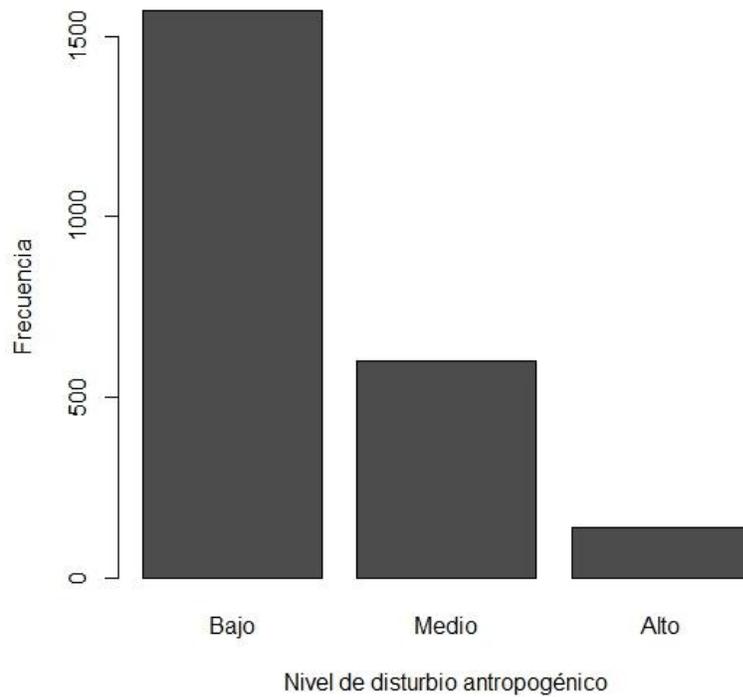


Figura 8. Frecuencia de las categorías de disturbio antropogénico (bajo < 2, medio >2<5, alto > 5) por celda de 10' × 15' n = 2,312 celdas.

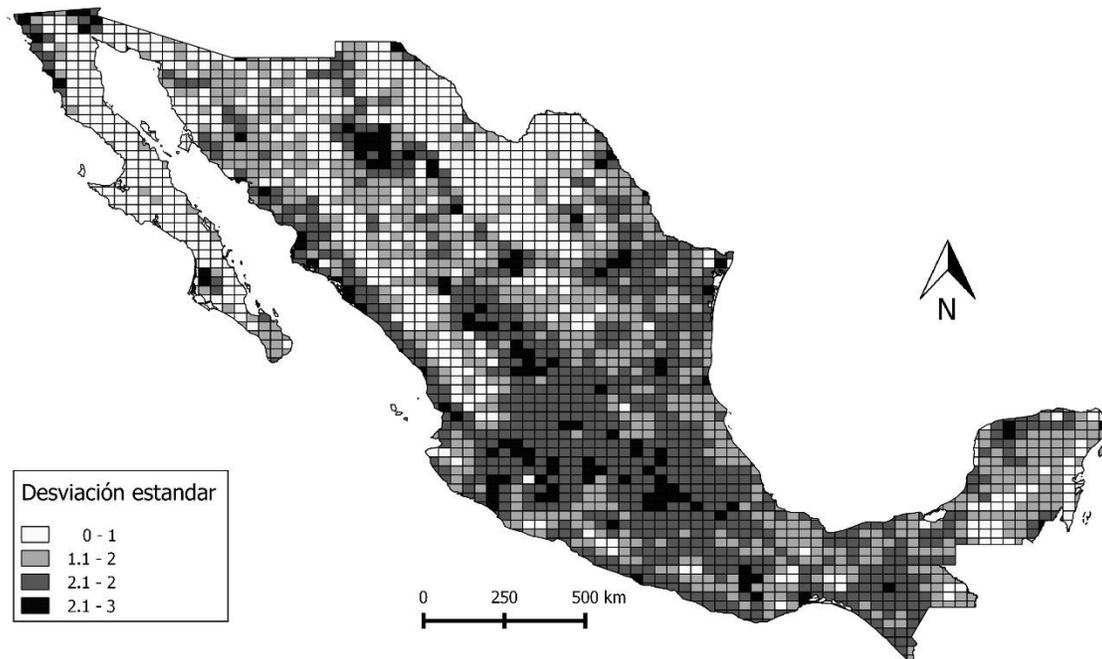


Figura 9. Desviación estándar del impacto humano por cuadro de  $10' \times 15'$  en una rejilla de 2,312 celdas.

#### 4.5 Índice de riesgo de invasión

Pese a que el valor de cada una de las variables que se utilizó para el cálculo de la evaluación de riesgo fue el valor exacto calculado para cada celda, en todas las figuras se ilustra el valor de las variables por intervalos.

Para calcular el RE se revisaron 243 evaluaciones de riesgo por especie, de las cuales sólo 137 de estaban presentes en la base de datos utilizada en el presente trabajo. Al carecer de evaluaciones de riesgo para el resto de las especies, y siguiendo en principio precautorio, se asignó una puntuación de riesgo 0.5 a cada una de las especies que carecen de evaluación de riesgo, así mismo.

El índice de riesgo de invasión por celda calculado en este trabajo, tomó valores entre 0.0 y 13.3. Basado en un criterio de corte de intervalos iguales, se consideraron como sitios

con "muy bajo riesgo" a todos aquellos con valores menores a 1.0, como "bajo" a todos aquellos con valores entre 1.1 y 3.0, como "medio" a los valores entre 3.1 y 7.5, "alto" a todos los valores entre 7.6 y 10.5 y como "muy alto" aquellos con valores mayores a 10.5. Bajo estos criterios de clasificación, 47.6% de las celdas presenta valores de riesgo de invasión bajo o muy bajo, 38.3% valores de riesgo medio y 14% valores de riesgo alto o muy alto.

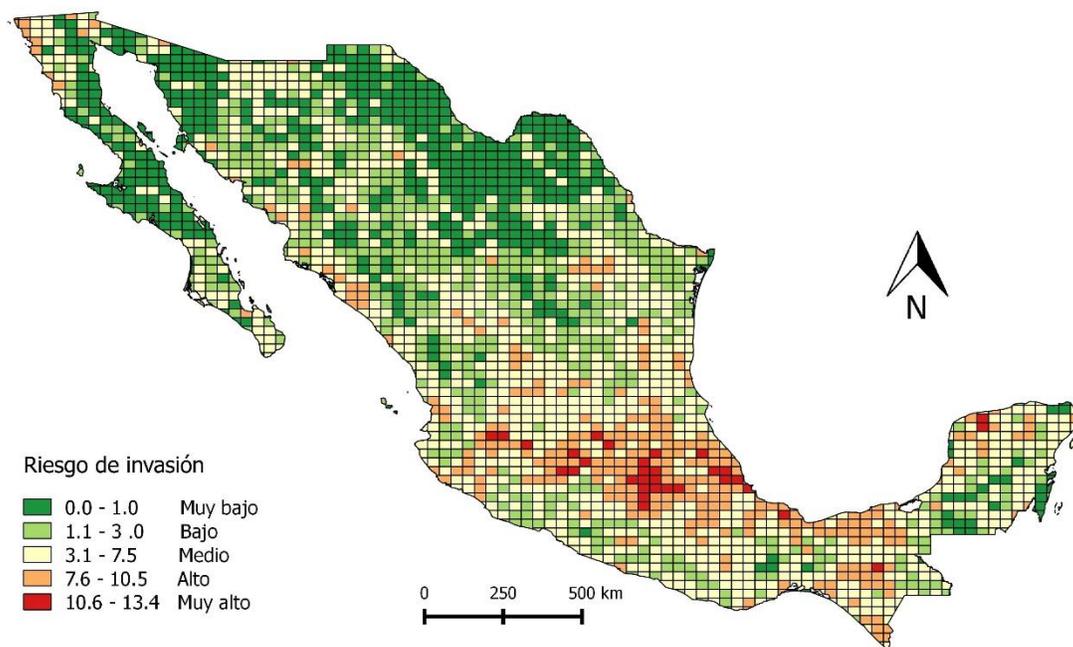


Figura 10. Distribución de las categorías de Riesgo de invasión en 10' × 15' en una rejilla de 2,312 celdas.

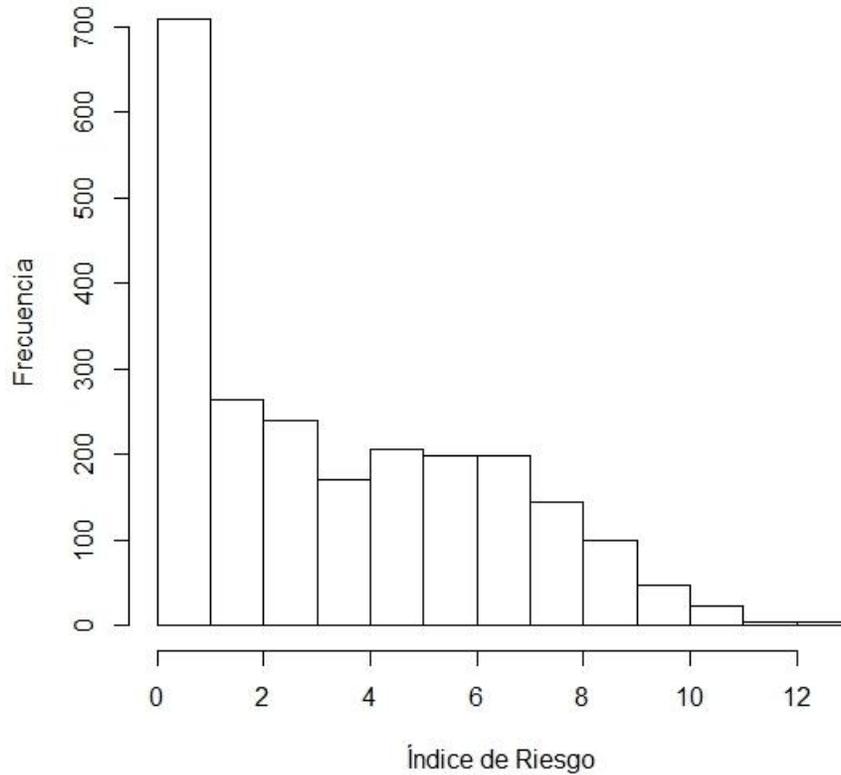


Figura 11. Distribución de frecuencias del índice de riesgo de invasión por celda de  $10' \times 15'$   $n = 2,312$  celdas.

Los valores altos se distribuyeron principalmente en el centro, sur y oeste del país. Los valores más altos de riesgo de invasión fueron obtenidos en celdas coincidentes con la localización de la Faja Neovolcánica Transversal (Figs. 10 y 11), en los estados de Jalisco, Michoacán, Estado de México, Morelos, Puebla, Veracruz, Hidalgo, Tlaxcala, Querétaro y Guanajuato. También se calcularon muy altos índices de riesgo en celdas pertenecientes a Chiapas y Yucatán.

Los valores más bajos corresponden a las zonas áridas del norte de México, principalmente en los estados de Sonora, Chihuahua y Coahuila. Gráficamente se puede observar un patrón de riesgo decreciente del centro hacia el norte, y del centro hacia el este del país.

## 5.6 Simulación de escenarios

Para llevar a cabo las simulaciones de diferentes escenarios del índice de riesgos propuesto, se estableció el mismo valor de riesgo por especie tanto para especies presentes como para especies potencialmente presentes. Por ello, en celdas con valor de riesgo por especie igual a cero, el valor del índice se vuelve cero, al volverse cero uno de los dos factores de la multiplicación de la fórmula final.

El índice también se vuelve cero en celdas con valor de impacto humano igual a cero. Los cambios en las variables “impacto humano” y “diversidad filogenética”, representaron un cambio más conspicuo sobre el índice de riesgo final (Fig. 12 a, b). Por otro lado, la variación en las variables “especies potencialmente presentes” y “ $\mu$ ” se traducen en una menor variación en el índice final de riesgo (Fig. 12 c, d).

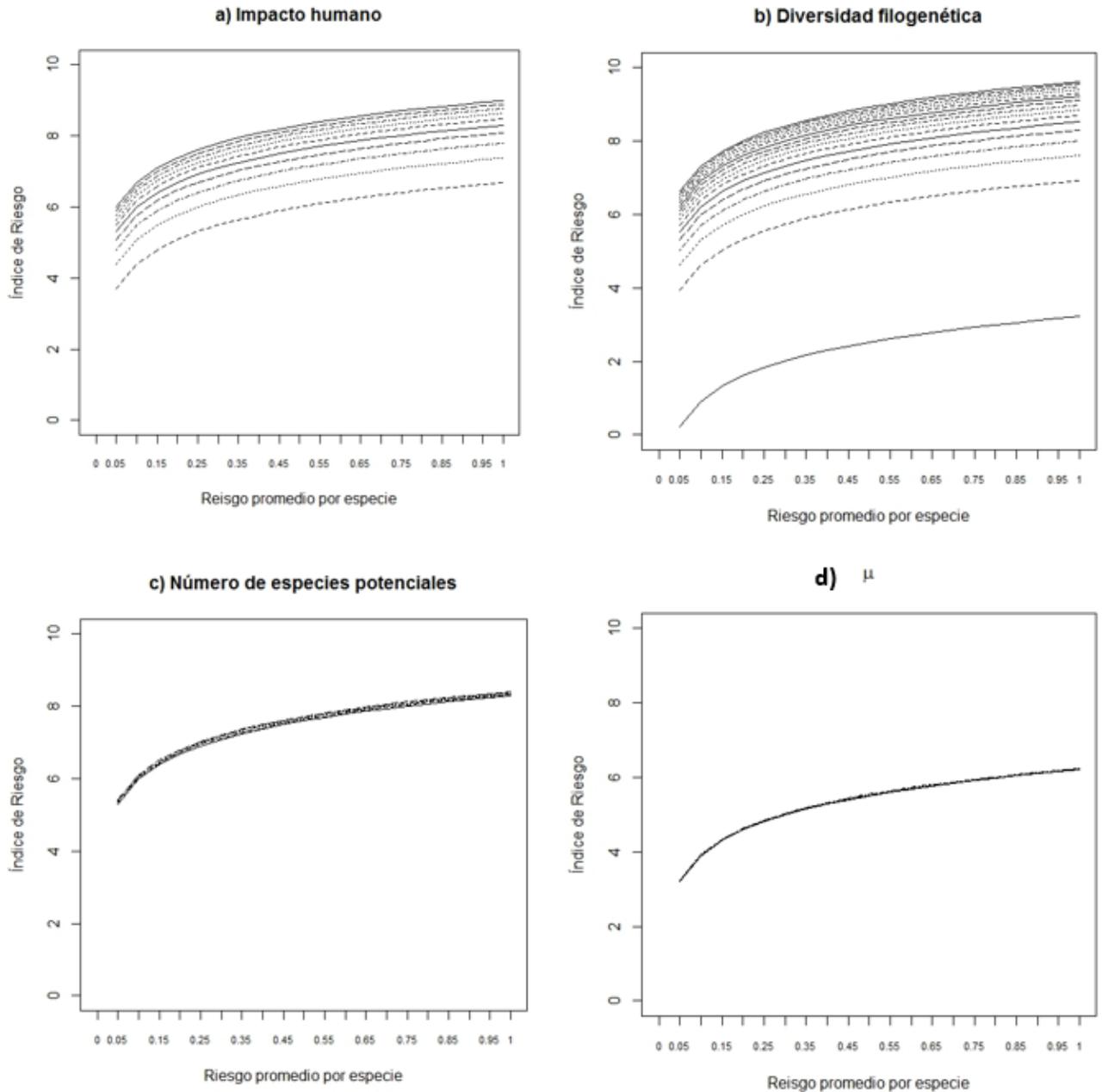


Figura 12. Simulación de escenarios del índice de riesgo propuesto en el presente trabajo. Los escenarios parten de los valores reales calculados en una de las celdas: 10 especies presentes, 10 especies potencialmente presentes, diversidad filogenética de 40, índice de impacto humano de 5,  $\mu$  de 5. Se generaron escenarios modificando la variable que se indica en cada inciso. Los valores se modificaron de la siguiente manera: a) de 1 a 10, cada curva representa un incremento de 1 respecto a la curva inferior; b) de cero a 600, cada curva representa un incremento de 50 respecto a la curva inferior; c) de cero a 50, cada curva representa un incremento de 50 especies respecto a la curva inferior; d) de cero a 1, cada curva representa un incremento de 0.1 respecto a la curva inferior.

## **V. Discusión**

### *5.1 Distribución del riesgo*

La orografía y la ubicación geográfica de México han generado una gran diversidad de ambientes idóneos para el establecimiento de miles de especies de plantas y animales (Challenger y Soberón 2008) por los que ha sido reconocido como un país megadiverso. Esta gran diversidad de ambientes y microambientes también constituye a su vez un gran riesgo en lo que a invasiones biológicas se refiere, ya que se traduce en una idoneidad del medio, al menos físico, para el establecimiento y dispersión de muchas EE (Lonsdale 1999). Aunado a estas características ambientales, el país presenta características económicas, como tasas millonarias de importación y arribo de turistas extranjeros (INEGI 2017), de las cuales pueden valerse múltiples especies para llegar al territorio.

Debido a que la distribución de los factores de riesgo en el país no es azaroso, los resultados del índice de riesgo de invasión biológica calculado en este trabajo presentaron una distribución sesgada, con un claro patrón decreciente del centro hacia el norte, y de igual manera, aunque menos conspicuo, hacia el sur.

Los valores de riesgo más bajo fueron calculados en el norte del país, en el área geográfica correspondientes a las ecorregiones de nivel I “Grandes planicies” y “Desiertos de América” en territorio mexicano, mientras que los valores más altos coincidieron principalmente con las “Sierras templadas” (ecorregión de nivel I) y la “Altiplanicie mexicana”, (ecorregión de nivel II) (Ver figuras 11 y 12 para la distribución de ecorregiones).

Las Grandes planicies, que comprenden parte de Tamaulipas, Nuevo León y Coahuila, presentan un relieve topográfico poco accidentado y un clima que va de subhúmedo a semiárido con sequías y heladas estacionales (CCA 1997). Por otra parte, los

“Desiertos de América del Norte” en México se extienden en Baja California y en el norte central del territorio del país; presentan un clima árido a semiárido con temperaturas extremas.

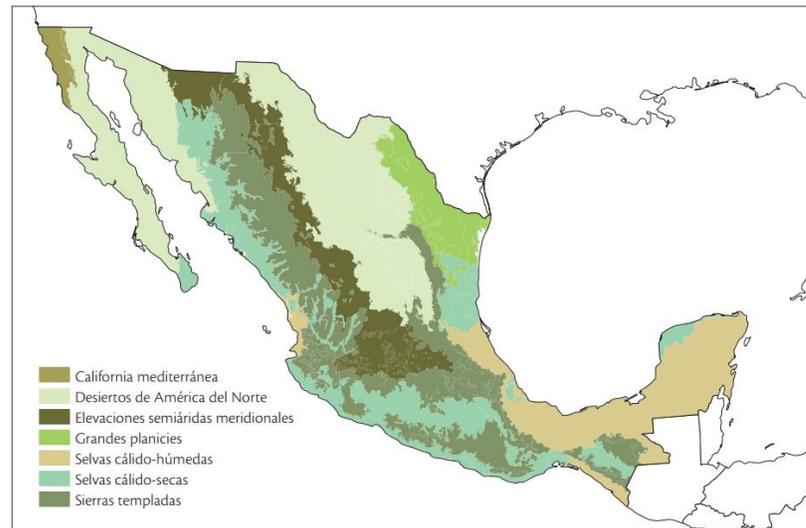


Figura 13. Ecorregiones terrestres de México nivel I. (Fuente: CCA 1997, tomado de Challenger y Soberón 2008).

La baja susceptibilidad a la invasión de estos ambientes podría deberse a dos de sus características: bajo impacto humano y baja disponibilidad de recursos. Por un lado las zonas áridas del país son las que presentan menores índices de impacto humano, lo que quiere decir que presentan baja densidad poblacional y pocas actividades humanas que podrían fungir como rutas de introducción de especies exóticas. Por otro lado, estos ambientes presentan limitación de recursos que condicionan el establecimiento de especies exóticas, por ejemplo el agua. No obstante las restricciones físicas que presentan estos ambientes y las limitadas actividades económicas (en comparación con otras regiones) que en ellas se desarrollan, hay actividades como el pastoreo y la agricultura que pueden liberar recursos que son utilizados

por las EE, generando así ventanas de oportunidad que algunas EE pueden aprovechar para convertirse en invasoras (Davis *et al.* 2000), tal como sucede con múltiples especies de la familia Poaceae (p. ej., *Cenchrus ciliaris*, Burques-Montijo *et al.* 2002, *Avena fatua*, *Cynodon dactylon*, Villaseñor y Espinosa 1998).



Figura 14. Ecorregiones terrestres de México nivel II. (Fuente: CCA 1997, tomado de Challenger y Soberón 2008).

También es importante remarcar que si bien este tipo de ambientes cuenta con características que limitan las oportunidades de éxito de la mayoría de las EE, también se encuentran entre los sistemas naturales con una gran proporción de especies endémicas (Challenger y Soberón 2008). Por esta razón, una invasión biológica podría incrementar el riesgo de muchas especies, tanto por efectos bióticos directos como competencia y depredación, como por efectos indirectos al impactar procesos ecosistémicos como el enriquecimiento o acidificación de suelos. Sin embargo, estos impactos potenciales no fueron contemplados en este estudio, por lo que no tienen un efecto sobre los valores del índice.

Las Sierras templadas de México albergan los principales sistemas montañosos del país, incluyendo la Faja Neovolcánica Transversal a lo largo del cual se distribuyeron la mayoría de los valores altos de riesgo calculados en este trabajo, así como muchas de las principales ciudades del país, como Guadalajara, Morelia, Toluca, Ciudad de México, y Puebla. Además, las Sierras templadas sustentan alrededor de 20% la producción agrícola mexicana, por lo que se estima que al menos 40% de su superficie original ha sido transformada (CCA 1997, Challenger *et al.* 2009). Este tipo de presiones antropogénicas se han visto estrecha y positivamente relacionadas con el estado de invasión de los ecosistemas, ya que promueven las invasiones biológicas ya sea de forma directa, por medio de la introducción o cultivo de estas especies, o de forma indirecta por la modificación de hábitat (véase sección 5.3). Por ello es probable que tales disturbios antropogénicos sean los principales responsables del elevado número de EE presentes y de los altos niveles de riesgo de invasión.

Otra característica a destacar de la ecorregión Sierra templada es que ofrece condiciones variadas que, en caso de disturbio, representarían muchas oportunidades de invasión, mientras que las Grandes planicies de América presentan menos diversidad de

ambientes, por lo que, con los mismos niveles de disturbio antropogénico representan menos oportunidades para invasiones biológicas exitosas. Además, es importante destacar que se trata de ecosistemas mejor representados en los estudios botánicos en comparación con los ambientes áridos (Sosa y Dávila 1994), lo cual podría traducirse en un mayor registro de EE y por lo tanto mayor IR.

Los altos valores de riesgo calculados en la Faja Neovolcánica Transversal coinciden con lo reportado anteriormente por del Val *et al.* (2015) quienes han explicado que la localización de este sistema montañoso, ubicado entre dos de los principales puertos comerciales de México (Manzanillo y Veracruz) lo convierte en una zona muy susceptible a invasiones biológicas. Además, el patrón de riesgo encontrado en este trabajo coincide con lo reportado en otros países en los cuales se ha visto que los pastizales naturales están dentro de los tipos de hábitats menos invadidos, mientras que los bosques de coníferas encabezan las listas de ecosistemas con mayor nivel de invasión junto a las tierras destinadas a la agricultura (Vilà *et al* 2007; Chytry *et al* 2009).

Entre las celdas con alta puntuación de riesgo de invasión que no se localizan dentro de las ya mencionadas ecorregiones se encuentran algunas en la costa de Veracruz y dos más en Yucatán. En ambos casos las celdas podrían deber su alta puntuación de riesgo a la influencia antropogénica que recae en ellas debido a su cercanía a ciudades. En Yucatán la localización de la celda coincide con la ubicación de la capital del estado, por lo que tiene un influencia antrópica importante. En el caso de Veracruz, se trata de una de las costas mexicanas de mayor importancia comercial y turística en México; y considerando que el volumen de importaciones es una de las variables que mejor explican el nivel de invasión (Chapman *et al.* 2017), los valores obtenidos en este trabajo podrían deberse en parte a las actividades económicas que ahí se desarrollan (como turismo y comercio) y que originan un

alto flujo de materiales de importación, así como un constante movimiento tanto carretero como marítimo de personas y mercancías.

Cabe señalar que, al no contar con un muestreo dirigido, nos enfrentamos con un esfuerzo de muestreo heterogéneo y posibles sesgos taxonómicos. Por ello, algunas celdas con mayor número de registros de EE podrían coincidir con la localización de áreas naturales protegidas o estaciones de investigación, y dichos registros podrían deberse sólo a la existencia de censos de la flora y fauna del lugar, más a que una verdadera concentración de EE en comparación con otras áreas. Esto podría explicar el alto valor de riesgo calculado en la celda coincidente con la estación biológica Los Tuxtlas. Sin embargo, en otras áreas geográficas no sucede lo mismo, como en Jalisco, donde la ubicación de la estación biológica Chamela no coincide con valores altos de riesgo. Por otro lado, una concentración de especies exóticas en zonas bien muestreadas también nos estaría hablando también de un submuestreo, y por lo tanto una subestimación de riesgo, en el resto del país.

## *5.2 Distribuciones potenciales*

Las distribuciones potenciales de EE constituyen un método ampliamente utilizado para medir el riesgo de invasión con enfoque regional (Woodbury y Weinstern 2010). En este trabajo hemos incluido este tipo de modelos basándonos en factores limitantes de la distribución de EE. Si bien, resultaría complicado incluir todas las distribuciones potenciales de todas las EE que representan una amenaza para cada región del país, en este trabajo se decidió medir la idoneidad del territorio para las invasiones generadas por especies de la familia Poaceae, una de las familias con mayor número de representantes de invasoras en el mundo y en México.

El histograma del número de especies potencialmente presentes por celda (Fig. 4) nos muestra que la mayoría de las celdas tienen características ambientales adecuadas para el

establecimiento de un número considerable de especies de la familia Poaceae. Si lo comparamos con el histograma de EE presentes (Fig. 3), en el cual observamos que la mayoría de las celdas tiene cinco o menos EE registradas, podemos pensar que existe un gran vacío de información en gran parte de las celdas siendo probable que muchas de ellas tengan un número de EE subestimado. El gran número de especies potencialmente presentes (una media de 19 y un máximo de 50) refuerza lo reportado sobre la importancia de la familia en las EE de México (Villaseñor y Espinosa-García 1998, 2004; Castillo-Agüero *et al.* 2009). Además, resulta alarmante la distribución potencial tan amplia de especies como *Arundo donax*, *Bothriochloa ischaemum* y *Cenchrus ciliaris*, especies que han causado grandes pérdidas económicas y ecológicas en zonas áridas y que tienen el potencial de seguirse distribuyendo por gran parte del territorio mexicano.

Si bien la idoneidad del ambiente es uno de los primeros filtros para el establecimiento de especies en un ecosistema (Gleason 1939, Lonsdale 1999, Rejmánek *et al.* 2005), al considerarla como única medida de riesgo estaríamos asumiendo diversos errores del modelo. Por un lado, dependiendo de la etapa de invasión en la que se encuentre, la distribución conocida en zonas invadidas no necesariamente incluye toda la gama de ambientes que la especie es capaz de invadir (Welk 2004); por ello, los intervalos de los parámetros ambientales considerados para la distribución potencial de las especies no necesariamente incluirían toda la gama de ambientes en los que una especie podría establecerse. Además, se debe de tomar en cuenta que los límites ambientales de distribución nativa conocida no siempre son iguales a los de distribución en zonas invadidas (Rejmánek 2000), lo que dificultaría aún más determinar completamente el intervalo de tolerancia ambiental de las EE. Otro inconveniente de utilizar únicamente las distribuciones potenciales como una medida de riesgo de invasión, es que este enfoque no contempla los impactos que la invasión podría generar al ecosistema,

uno de los principales componentes del riesgo (riesgo *sensu* UN/IDSR 2009). Para subsanar los inconvenientes mencionados anteriormente, se incluyeron otras variables en el cálculo del riesgo de invasión.

### *5.3 Disturbio antropogénico*

En el presente índice de riesgo de invasión se incluyó una medida de disturbio antropogénico como un factor que influye positivamente en la probabilidad de invasión. La importancia asignada a dicha variable es elevada en comparación con otras, como la distribución potencial de especies y la diversidad filogenética, las cuales figuran como subcomponentes de un segundo factor. Se decidió asignar este peso al disturbio antropogénico debido a los múltiples trabajos que correlacionan la probabilidad de establecimiento e invasión de EE con el estado de conservación y la presión de propágulos del ecosistema (p. ej., Rejmánek *et al.* 1989; Lonsdale y Lane 1994; Hodkinson y Thompson 1997; Hobbs 2000; Gelbard y Belnap 2003; D' Antonio *et al.* 2001; Christen y Matlack 2009).

Diversas características de los asentamientos humanos, como el número de habitantes y las actividades económicas que en ellas se desarrollan han sido correlacionadas positivamente con el grado de invasión de los ecosistemas (McKinney 2002). Por ejemplo, se ha comprobado que el disturbio del suelo, el pastoreo, la adición de nutrientes, creación de caminos, entre otras actividades humanas, son factores que favorecen la diversidad y cobertura de EE a través de la dispersión de diásporas, generación de claros y disminución de competencia (Frenkel 1970; Trombulak y Frissell 2000; Jauni *et al.* 2015). Además, las actividades económicas como la agricultura y horticultura han sido relacionadas con la introducción intencional o no intencional de plantas exóticas de importancia económica

(Boutin y Jobin 1998; Reichard y White 2001), al igual que sucede con el comercio internacional (Meyerson y Mooney 2007).

Si bien la relación entre el grado de urbanización y el grado de invasión no han sido cuantificada en México, existen estudios previos que demuestran algún grado de relación positiva entre alguna variable relacionada con el disturbio antropogénico y la presencia o abundancia de alguna especie exótica en el territorio nacional (Schneider 2006; Chávez-Zichinelli *et al.* 2010). Estos estudios aislados sugieren que los mecanismos relacionados con la urbanización que conducen las grandes invasiones en diversos países son los mismos que conducen las invasiones biológicas en el territorio nacional, ya que se ven relacionados con algunas de las rutas de introducción con mayor importancia en México, tanto intencionales, como la agricultura, horticultura y comercio de especies, como no intencionales, como las aguas de lastre, turismo y comercio internacional.

#### *5.4 Diversidad filogenética.*

Las interacciones positivas entre las EE en una comunidad pueden deberse a que las primeras especies en llegar al ecosistema lo modifican, provocando que las especies subsecuentes tengan una mayor facilidad para establecerse; o bien, a que las recién llegadas modifican el sistema, permitiendo a las más viejas expandirse (Grosholz 2005).

Aunque es claro que una especie recién llegada no necesariamente encontrará un interactuante positivo en el ecosistema pese a que haya EE ya presentes, también es intuitivo pensar que la probabilidad de encontrarlo incrementa conforme aumenta el número de EE presentes. Sin embargo, el número de especies no necesariamente refleja la probabilidad de que se establezcan interacciones interespecíficas en un ecosistema. No obstante, esta

probabilidad puede ser mejor estimada con alguna medida de diversidad filogenética (Srivastava *et al.* 2012).

El concepto de diversidad filogenética ha sido recientemente utilizado como una medida aproximada de diversidad funcional, partiendo del supuesto que la diversificación evolutiva ha generado diversificación de rasgos (Flynn *et al.* 2011), por lo que también ha sido considerada como un buen estimador de las interacciones dentro de los ecosistemas (Srivastava *et al.* 2012). Por esta razón, y debido también a que se ha comprobado que algunas interacciones positivas (como la facilitación en plantas) se dan principalmente entre grupos filogenéticamente lejanos (p. ej. Valiente-Banuet y Verdú 2007), en el presente trabajo se incluyó la diversidad filogenética como un indicador del colapso de invasión. Sin embargo, no se debe de perder de vista que aumentar la diversidad filogenética también podría incrementar la probabilidad de que una especie recién llegada encuentre a un interactuante antagónico, por ello, la relación entre la diversidad filogenética y los procesos de facilitación podría no ser directa.

Considerar la diversidad filogenética en un trabajo a tan gran escala conlleva una limitante. Como se mencionó anteriormente, la relación entre la diversidad filogenética y las interacciones ecológicas ha sido probada a nivel de ecosistemas y comunidades, mientras que en este trabajo se utilizó a una escala que supera los límites de estos niveles de organización. Dicha situación implica que, dentro del cálculo de la diversidad filogenética, se están considerando especies de ambientes diferentes que probablemente no estén interactuando, como podría ser el caso de especies acuáticas y especies sésiles que se encuentren alejadas del cuerpo de agua en el que se encuentren dichas especies acuáticas.

Esta limitante se relaciona con la generalización muchas veces necesaria en el diseño de modelos, y se podría subsanar reduciendo la escala a la cual es calculado el índice. No

obstante esta limitante, al incluir la diversidad filogenética como parte del índice, no sólo se está considerando como una medida de la probabilidad de que se establezcan interacciones que positivas entre EE (e.i. colapso de invasión), sino que también se está considerando como una medida de las dificultades que representaría el manejo de invasoras. A mayor diversidad filogenética mayor riesgo de invasión y mayor dificultad de manejo; ya que la planeación e inversión para el manejo de EEI sería menor en ensamblajes monoespecíficos en comparación con ensamblajes diversos.

Aunque existen diversos tipos de diversidad (p. ej. diversidad taxonómica, filogenética, funcional) y diversos índices para calcularla. En este trabajo se eligió a la diversidad filogenética por ser un estimado de las interacciones que se puedan dar entre EE, ser un aproximado de la dificultad de manejo de las EE de un sitio y por presentar factibilidad de cálculo. Sin embargo, bajo diferentes enfoques y a diferentes escalas, se podría considerar la implementación de otros índices de diversidad, siempre que se consideren las limitaciones que cada uno de estos puede tener. Por ejemplo, aunque la diversidad taxonómica puede resultar poco informativa en cuanto a las posibles interacciones en los ensamblajes ecológicos, existen índices de diversidad taxonómica jerárquica (p. ej. Pielou 1975), que mide la diversidad taxonómica a diferentes niveles (géneros, familias, órdenes), y que también podría dar una idea tanto de la dificultad de controlar una comunidad de EE, como de las interacciones ecológicas positivas que se puedan dar entre ellas. Este índice podría ser de gran utilidad en caso de que se cuente con poca información y tiempo para generar un árbol filogenético.

Para el cálculo de la diversidad filogenética en el presente trabajo no contamos con la longitud de las ramas del árbol filogenético, por ello se estableció una longitud estándar de uno para cada rama (de nodo a nodo), método con lo que sólo se considera la topología del

árbol. Al utilizar este método estamos maximizando la correlación entre el número de especies y la diversidad filogenética, lo cual puede observarse gráficamente en la similitud de sus histogramas (Figs. 3 y 6). Por ello, y con el fin de contar con información más acertada sobre el colapso de invasión, sería de gran utilidad sustituir el método aquí utilizado por alguna medida de diversidad funcional o por algún índice de diversidad filogenética que contemple la longitud de rama, para lograr así incluir la importancia de las especies filogenéticamente lejanas que han sufrido poca diversificación.

### *5.5 Simulación de escenarios*

En las gráficas de los escenarios simulados podemos observar que las dos variables que más impactan sobre el IR son el impacto humano y la diversidad filogenética de EE. Esto se puede observar en la dispersión de las curvas del IR bajo las variaciones realizadas. Es decir, a cada incremento en la variable en cuestión, el valor de IR aumenta. En cambio, para los escenarios de  $\mu$  y de especies potenciales, no se observa esta dispersión de las curvas.

El IR, al ser el resultado de una multiplicación, se vuelve cero para valores de cero impacto humano. Este comportamiento podría interpretarse como un valor hipotético de ausencia riesgo, debido a que en lugares “prístinos” al no haber influencia del hombre, no hay probabilidad de que llegue una especie exótica transportada por actividades humanas.

Con valores de cero diversidad filogenética se obtienen valores bajos de IR. Esto tiene sentido si consideramos que la ausencia de diversidad filogenética representa ausencia de EE o presencia de una sola especie. Bajo esta circunstancia los valores de IR están determinados únicamente por el nivel de disturbio y las especies potencialmente presentes. Después del primer incremento en diversidad filogenética (incremento de 50 unidades) el riesgo se

dispara; tales valores de diversidad filogenética nos podrían estar hablando de muchas especies filogenéticamente cercanas que representan un disturbio para el ecosistema, o de pocas especies filogenéticamente lejanas capaces de establecer interacciones positivas que faciliten su comportamiento como invasor. Después del sexto incremento en diversidad filogenética los cambios en el IR se hacen menos conspicuos siendo un efecto del logaritmo aplicado a la fórmula.

El comportamiento del índice parece no verse afectado por las variaciones en  $\mu$ , sin embargo, la importancia de dicha constante aumenta conforme disminuye la diversidad filogenética y aumenta el número de especies potenciales. No obstante, esta importancia no se hace notoria en las gráficas de los escenarios simulados ya que ambas variables, diversidad filogenética y número de especies potenciales, se mantienen fijas en las variaciones de  $\mu$ .

### *5.6 Limitaciones del modelo*

Aunque las aplicaciones del modelo son múltiples y giran en torno a la utilización del mismo como guía de priorización geográfica en los esfuerzos de prevención y contención, no ha sido diseñado como una herramienta *pre-border*, por lo que no deberá utilizarse de forma única para decidir si se acepta o rechaza la introducción de especies particulares.

Esta limitante se hace visible en el caso del norte del país, donde el índice calculado indica una baja invasibilidad, pero donde casos importantes de invasiones biológicas, como el zacate buffel (*Cenchrus ciliaris*) y el pino salado (*Tamarix ramosissima*) se han extendido de forma descontrolada, causando pérdidas económicas y graves daños a las funciones ecosistémicas de las regiones áridas (Castellanos *et al.* 2002; Zavaleta 2000), en parte, porque han sido promovidos intencionalmente. Esta situación podría malinterpretarse como un error en el modelo, por lo que se debe de tener precaución con la interpretación del índice.

El presente trabajo propone un método de evaluación del riesgo de invasión en México, entendido en función de la vulnerabilidad y los impactos generados tras la invasión, y considerando a la vulnerabilidad como la predisposición intrínseca del sistema a ser afectado por un peligro (UN/IDSR 2009), en este caso una invasión biológica. Bajo esta consideración, los valores bajos del índice nos indican que el riesgo de invasión es bajo, es decir, hay una baja probabilidad de que una especie exótica cualquiera llegue, se establezca, se vuelva invasora y genere impactos negativos a partir de la invasión. Esto no descarta la posibilidad de que alguna especie en particular que llegue pueda volverse una invasora exitosa, siempre y cuando encuentre en la región un ambiente adecuado para ella, aunque inadecuado para la mayoría de las EE. Debido a esto, y a que el índice calculado no se enfoca a sólo una especie sino que las contempla a todas como una suma de riesgo por especie, el método propuesto nos muestra un panorama del riesgo de invasión en término de diversidad, no de abundancia. Esto lo podemos ver en el Norte del país donde son pocas las especies que han generado invasiones, pero su abundancia se ha hecho tan grande que han provocado daños importantes.

Bajo las consideraciones expuestas en el párrafo anterior, cabe señalar que la decisión de aceptar o rechazar la introducción de una nueva especie es una tarea que debe realizarse de forma conjunta con las evaluaciones de riesgo por especie. Dichas evaluaciones de riesgo contemplan características específicas de cada taxón, que aunadas a las características de la región, darán una idea más clara del potencial de invasión de una especie en cuestión, considerando la invasibilidad de la región.

Anteriormente se han propuesto y llevado a cabo otras evaluaciones de riesgo de invasión. En la mayoría de los casos se trata de métodos con enfoque taxonómico, los cuales, considerando las características de cada especie de interés, evalúan el potencial invasivo de dicha especie. Como ejemplos de estos métodos están el Análisis de riesgo de malezas (*Weed*

*Risk Assessment*) para Australia; el Análisis de riesgo de plantas para Hawaii (*Hawaii Pacific Weed Risk Assessment*), la Herramienta de puntuación de invasividad para peces (*Fish Invasiveness Scoring Kit*) para el Reino Unido y el Método de evaluación rápida de invasividad para especies exóticas en México (Golubov *et al.* 2014), el cual se ha utilizado para actualizar el listado de EE para México (SEMARNAT 2016). Por otro lado, los métodos más utilizados para evaluar el riesgo de invasión con enfoque regional son los modelos de distribución potencial y modelamiento de nicho (Thuiller *et al.* 2005; Mgid *et al.* 2007; Fletcher *et al.* 2016).

En el método propuesto en este trabajo se han incluido ambos enfoque (taxonómico y regional) de manera integrativa, no utilizándolos de forma específica para cada taxón, sino implementándolos para todas las especies de las que se tienen registro dentro de una celda. De esta manera consideramos al conjunto de las características de las EE presentes en un sitio como una característica del sitio, más que del taxón. Bajo estas consideraciones, lo que generamos un índice que mide el riesgo de que una especie cualquiera invada un sitio en particular, mientras que la mayoría de los índices antes propuestos generan una medida del riesgo de que una especie en particular invada un sitio en particular (pero ver del Val *et al.* 2015).

### *5.7 Fortalezas del modelo*

El método propuesto en este trabajo se utiliza bajo una escala estandarizada y ampliamente utilizada, como lo es la rejilla de mapas 1:50,000 de INEGI. Sin embargo, es importante señalar que debido a la naturaleza de sus variables se trata de un método flexible, que permite su empleo a diferentes escalas, incluso a escalas que respeten los límites ecológicos de los ecosistemas, más que límites políticos o arbitrarios como se realizó en este trabajo.

Los inventarios de EE, así como el cálculo de la diversidad filogenética, pueden estimarse a la escala geográfica del interés del investigador. No obstante, se debe tomar en cuenta que el cálculo de la diversidad filogenética depende de la escala a la cual es calculada, y del conjunto de especies considerado para generar el súper-árbol filogenético a partir del cual se calcula la diversidad filogenética de los sitios de interés. Por ejemplo, si considerando el mismo súper-árbol filogenético se calcula la dispersión filogenética de conjuntos de especies a diferentes escalas, los sitios pequeños presentarán mayor dispersión filogenética que la calculada en sitios de mayor tamaño (Swenson *et al.* 2006). Por ello se debe de tener cuidado de mantener congruencia de escalas al hacer comparaciones de riesgo con el índice aquí propuesto.

Por otro lado, las distribuciones potenciales pueden realizarse a diferentes escalas geográficas y con el grupo taxonómico o conjunto de organismos que representen una mayor amenaza en el sistema de estudio. Además, existen herramientas como el índice de Huella Humana (González-Abraham *et al.* 2015) y el mapa Mexbio (Kolb 2016) que evalúan el impacto antropogénico en México considerando diversos factores y han sido desarrolladas a una resolución que permite adaptarse a los intereses de las investigaciones.

La información integrada en los atlas facilita que sea empleada con diferentes fines, tanto en educación ambiental y concientización ciudadana, como en la generación de modelos predictivos, toma de decisiones y priorización de esfuerzos en materia de gestión ambiental (Bois 2011). Por ejemplo, a partir del DAISIE se han identificado centros de alta diversidad de EEI en Europa y se han generado modelos de distribución potencial de especies que permiten predecir la expansión del rango de invasión de algunas EEI bajo escenarios de cambio climático (Ibáñez *et al.* 2009). Del mismo modo, la generación de modelos bajo diferentes políticas de gestión podría ser una herramienta útil para la correcta elección de

estrategias de gestión ambiental (p. ej., Lawler *et al.* 2014). En materia de invasiones biológicas, el presente trabajo provee un escenario de partida para generar dichas simulaciones, trabajo que sería de gran utilidad en un país donde las invasiones biológicas han causado tantos estragos económicos y ecológicos (Aguirre-Muñoz *et al.* 2009).

Una de las aplicaciones del método de evaluación de riesgo propuesto en este trabajo es en la priorización de esfuerzos contra EE. Esta priorización podría hacerse comparando el nivel de riesgo con el nivel de importancia ecológica de los sitios de interés, por ejemplo, con una tabla (Tabla 6) con el diseño de la Tabla de rareza de Rabinowitz (1981).

Riesgo de invasión \ Importancia para la conservación	Alto	Bajo
Alta	* * * *	* * *
Baja	* *	*

Tabla 6. Ejemplo de la combinación del índice de riesgo y la importancia ambiental de una región para determinar el nivel de esfuerzo de manejo (prevención, control, erradicación) de EE. El número de asteriscos corresponde al nivel de esfuerzo.

Así, de acuerdo con los objetivos de cada investigador, se pueden considerar múltiples aspectos de la región en conjunto con la herramienta propuesta en este trabajo. Existen sitios considerados como libres de especies invasoras, en los cuales es de gran importancia la implementación de medidas de prevención (CONABIO *et al.* 2006). Un riesgo de invasión elevado en estos sitios constituiría una evidencia para reforzar las acciones de prevención en materia de EE, tanto en dichos sitios libres de especies invasoras como en sitios vecinos. Así mismo, existen regiones de gran importancia ecológica con presencia de especies invasoras en las cuales es necesario un constante monitoreo e implementación de medidas de control

(CONABIO *et al.* 2006). Estas acciones deberían de multiplicarse en caso de que cuenten con riesgo de invasión medio o alto, como en el caso del valle de Tehuacán-Cuicatlán y el Valle de Cuatrociénegas.

Los impactos de las EE son tales que no podemos esperar a tener toda la información en cada punto del país para comenzar a crear herramientas aplicables para su gestión, pues aunado a los impactos propios de las EEI, la relación entre éstas y otros factores de cambio global, como el cambio de uso del suelo, el cambio climático y la urbanización, hacen posible un efecto sinérgico y devastador sobre los ecosistemas (Vitousek *et al.* 1997; Didham *et al.* 2007; Ricciardi 2007).

Ante un escenario de crecientes tasas de introducción y establecimiento de especies exóticas (Huang *et al.* 2011; Nentwig 2015), frenar su transporte representa un reto cada vez mayor. Sin embargo, las invasiones biológicas son un fenómeno ampliamente extendido, cuyo impacto puede ser considerado un agente de cambio global (Didham *et al.* 2007; Ricciardi 2007), por lo tanto no podemos permanecer apáticos ante ellas. Las evaluaciones de riesgo y de vulnerabilidad, si bien tienen grandes barreras a superar, tienen una utilidad indiscutible, y su costo es mucho menor al de asumir que no existe un riesgo de invasión latente en los ecosistemas (Keller *et al.* 2007). Pese a que el avance en los métodos de evaluación es conspicuo, es de vital importancia seguir generando información acerca del impacto y manejo de EE; así como incluir escenarios de políticas de prevención, control y manejo que permitan acelerar la implementación de las mismas, ayudando con esto a la rápida y correcta aplicación del conocimiento obtenido hasta la fecha, puesto que la magnitud del efecto de las especies invasoras exige un crecimiento paralelo de la ciencia básica y la ciencia aplicada.

## VI. Conclusiones

- El gran número de especies de la familia Poaceae potencialmente presentes (una media de 19 y un máximo de 50 de un total de 59 distribuciones potenciales realizadas), refuerza lo reportado sobre la importancia de la familia en las EE de México.
- La diversidad filogenética tomó valores entre cero y 516, el valor más alto se calculó en la celda correspondiente con la Ciudad de México, que también corresponde con la celda con mayor número de registros y de especies exóticas.
- El índice de riesgo de invasión biológica calculado presentó un patrón decreciente del centro hacia el norte, y de igual manera, aunque menos conspicuo, hacia el sur.
- Los valores de riesgo más bajo fueron calculados en las ecorregiones de nivel I “Grandes planicies” y “Desiertos de América”.
- Los valores más altos coincidieron principalmente con las “Sierras templadas” (ecorregión de nivel I) y la “Altiplanicie mexicana”, (ecorregión de nivel II), con una concentración de los valores más altos en la Faja Neovolcánica Transversal.
- El índice de riesgo representa una medida del riesgo de invasión en relación al número de especies, no respecto a la abundancia.
- El índice de riesgo propuesto consiste en un método flexible que puede emplearse a diferentes escalas.
- 
- 
- 
- 
-

- **Literatura Citada**

- Aguirre-Muñoz, A., R. Mendoza-Alfaro, *et al.* (2009). Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. Pp. 277-318, en: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad., México DF.
- Bois S. T., J.A. Silander y L.J. Mehrhoff (2011). Invasive Plant Atlas of New England: the role of citizens in the science of invasive alien species detection. *Bioscience*, 61: 763-770.
- Boutin C. y B. Jobin (1998). Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. *Ecological Applications*, 8: 544-557.
- Blackburn T.M. F. Essl, T. Evans, P.E. Hulme, J.M. Jeschke, I. Kühn, *et al.* (2014). A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biology* 12: e1001850. doi:10.1371/journal.pbio.1001850
- Blackburn T.M., P. Pysek, S. Bacher, J.T. Carlton, R.D. Duncan, V. Jarosik, *et al.* (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 26: 333-339.
- Bradshaw C.J., B. Leroy, C. Bellard, D. Roiz, C. Albert, A. Fournier, *et al.* (2016). Massive yet grossly underestimated global costs of invasive insects. *Nature Communications*, 7: 12986 doi: 10.1038/ncomms12986.
- Burquez-Montijo A., M.E. Miller y A. Martínez (2002). Mexican grasslands, thornscrub and the transformation of the sonoran desert by invasive exotic buffelgrass (*Pennisetum ciliare*). Pp. 126-146, en: B. Tellman (ed.). *Invasive Species in Sonoran Desert Communities*. University of Arizona Press, Tucson.
- Castellanos A.E., G. Yanes y D. Valdes (2002). Drought-tolerant exotic buffel-grass and desertification. Pp. 99-112, en: Tellman B. (ed.). *Weeds across Borders: Proceedings of a North American Conference held at the Arizona-Sonora Desert Museum*. The Sonora-Arizona Desert Museum, Tucson.
- Castillo-Argüero S., Y. Martínez-Orea, J.A. Meave, M. Hernández-Apolinar, O. Nuñez-Castillo, G. Santibañez-Andrade *et al.* (2009). Flora: susceptibilidad de la comunidad a la invasión de malezas nativas y exóticas. Pp. 107-133, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México DF.
- Challenger A. y J. Soberón (2008). Los ecosistemas terrestres. Pp. 87-108, en: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México DF.
- Challenger A., R. Dirzo, J.C. López, E. Mendoza, A. Lira-Noriega y I. Cruz (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad. Pp. 37-73, en: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. *Capital natural de México vol. II*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México DF.

- Chapman D., B.V. Purse, H.E. Roy y J.M. Bullock (2017). Global trade networks determine the distribution of invasive non-native species. *Global Ecology and Biogeography*, 26: 907-917.
- Chávez-Zichinelli C.A., I. MacGregor-Fors, P.T. Rohana, R. Valdéz, M.C. Romano y J.E. Schondube (2010). Stress responses of the House Sparrow (*Passer domesticus*) to different urban land uses. *Landscape and Urban Planning*, 98: 183-189.
- Christen D.C. y G.R. Matlack (2009). The habitat and conduit functions of roads in the spread of three invasive plant species. *Biological Invasions*, 11: 453-465.
- Chollet S., C. Bergman, A.J. Gaston y J. Martin (2015). Long-term consequences of invasive deer on songbird communities: Going from bad to worse? *Biological Invasions*, 17: 777-790.
- Chytrý M., P. Pyšek, J. Wild, J. Pino, L.C. Maskell y M. Vilà (2009). European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity and Distributions*, 15: 98-107.
- Cóbar-Carranza A. J., R.A. García, A. Pauchard y E. Peña (2014). Effect of *Pinus contorta* invasion on forest fuel properties and its potential implications on the fire regime of *Araucaria araucana* and *Nothofagus antarctica* forests. *Biological Invasions*, 16: 2273-2291.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (1999). Índice de cartas 1:50000 <http://www.conabio.gob.mx>. Fecha de acceso: febrero de 2016.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (CONABIO) (2016). Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Fecha de acceso: diciembre de 2014. URL: <http://www.biodiversidad.gob.mx/invasoras>.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Aridamérica, Grupo de Ecología y Conservación de Islas (GECI), The Nature Conservancy (TNC), (2006). Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad: Prioridades en México. I.J. March y M. Martínez (eds.). México DF. 41 p.
- Comisión Para La Cooperación Ambiental (CCA) (1997). *Regiones ecológicas de América del Norte: hacia una perspectiva común*. Island Press, Washington D.C.
- Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras (2010). Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación.; [www.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/Estrategia\\_Invasoras\\_Mex.pdf](http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/Estrategia_Invasoras_Mex.pdf)
- Davis M.A., J.P. Grime y K. Thompson (2000) Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*. 88: 528-534
- D' Antonio C., J. Levine y M. Thomsen (2001). Ecosystem resistance to invasion and the role of propagule supply: a California perspective. *Journal of Mediterranean Ecology*, 2: 233-246.
- Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. [www.europe-aliens.org/aboutDAISIE.do](http://www.europe-aliens.org/aboutDAISIE.do) Consultada el 30 de octubre de 2015.

- del Val E., P. Balvanera, F. Castellarini, F.J. Espinosa-García, M. Murguía y C. Pacheco (2015). Identifying areas of high invasion risk: a general model and an application to Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86: 208-216.
- De Moor I.J. y M.N. Bruton (1988). *Atlas of alien and translocated indigenous aquatic animals in southern Africa*. South African National Scientific Programmes Report No. 14. Puerto Elizabeth, Sudáfrica.
- Diario Oficial de la Federación (2010). DECRETO por el que se reforman y adicionan diversas disposiciones de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, y de la Ley General de Vida Silvestre. Revisado en <http://dof.gob.mx> el 23 de octubre de 2015.
- Didham, R.K., J.M. Tylianakis, N.J. Gemmill, T.A. Rand y R.M. Ewers (2007). Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology & Evolution*, 22: 489-496.
- Doody J.S., B. Green, D. Rhind, C.M. Castellano, R. Sims y T. Robinson (2009). Population-level declines in Australian predators caused by an invasive species. *Animal Conservation*, 12: 46-53.
- Ehrenfeld J.G. (2003). Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*, 6: 503-523.
- Elton C.S. (1958). *The ecology of invasions by plants and animals*. The University of Chicago Press, Chicago y Londres.
- Espinosa-García F.J., J.L. Villaseñor y H. Vibrans (2004). The rich generally get richer, but there are exceptions: correlations between species richness of native plant species and alien weeds in Mexico. *Diversity and Distributions*, 10: 399-407.
- Evans R.D., R. Rimer, L. Sperry y J. Belnap (2001). Exotic plant invasion alters nitrogen dynamics in an arid grassland. *Ecological Applications*, 11: 1301-1310.
- Faith D.P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation*, 61: 1-10.
- Faulkner K.T., M.P. Robertson, M. Rouget y J.R.U. Wilson (2014). A simple, rapid methodology for developing invasive species watch lists. *Biological Conservation*, 179: 25-32.
- Fletcher D.H., P. K. Gillingham, J.R. Britton, S. Blanchet y R.E. Gozlan (2016). Predicting global invasion risks: a management tool to prevent future introductions. *Scientific Reports*, 6, 26316; doi: 10.1038/srep26316.
- Flynn D.F.B., N. Mirotchnick, M. Jain, M.I. Palmer y S. Naeem (2011). Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity-ecosystem-function relationships. *Ecology*, 92: 573-1581.
- Frenkel R.E. (1970). Ruderal vegetation along some California roadsides. *Publications in Geography*, 21: 1-163.
- Gelbard J.L. y J. Belnap (2003). Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology*, 17: 420-432.

- Gleason H.A. (1939). The individualistic concept of the plant association. *American Midland Naturalist*, 21: 92-110.
- Golubov J., M.C. Mandujano, S. Guerrero-Eloísa, R.M. Alfaro, P. Koleff, A.I. González, *et al.* (2014). Análisis multicriterio para ponderar el riesgo de las especies invasoras. Pp. 123-133, en: R. Mendoza y P. Koleff (coords.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México DF.
- González-Abraham C., E. Ezcurra, P.P. Garcillán, A. Ortega-Rubio, M. Kolb y C.J. Bezaury (2015). The human footprint in Mexico: Physical geography and historical legacies. *PLoS one*, 10: e0121203.
- Grosholz E.D. (2005). Recent biological invasion may hasten invasional meltdown by accelerating historical introductions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102:1088-1091.
- Gt-ibma. <http://www.gt-ibma.eu/?lang=en>. Consultada el 20 de mayo de 2017.
- Guisan A. y W. Thuiller (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993-1009.
- Henderson L. (2007). Invasive, naturalized and casual alien plants in southern Africa: a summary based on the Southern African Plant Invaders Atlas (SAPIA). *Bothalia*, 37: 215-248.
- Henderson L. (2011). Mapping of invasive alien plants: the contribution of the Southern African Plant Invaders Atlas (SAPIA) to biological weed control. *African Entomology*, 19: 498-503.
- Hobbs R.J. y L. Huenneke (1992). Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, 6: 324-337.
- Hobbs R.J. (2000). Land-use changes and invasions. Pp. 55-64, en: H.A. Mooney y R.J. Hobbs (eds.). *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington DC.
- Hodkinson D.J. y K. Thompson (1997). Plant dispersal: The role of man. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1484-1496
- Huang D, R.A. Haack, R. Zhang (2011). Does global warming increase establishment rates of invasive alien species? A centennial time series analysis. *PLoS ONE* e24733. doi:10.1371/journal.pone.0024733
- Hulme P.E., W. Nentwig, P. Pysek y M. Vila (2010). DAISIE: Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. Pp. 134-135 en: J. Settele, L. Penev, T. Giorgiev, R. Grabau, V. Grobelnik, V. Hammen, S. *et al.* (eds.). *Atlas of Biodiversity Risks*. Pensoft Publishers, Sofia, Bulgaria.
- Hutchinson G.E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22: 415-427.
- Ibáñez I, J.A. Silander, A. Wilson, N. LaFleur, N. Tanaka, I. Tsuyama (2009). Multi-variate forecasts of potential distribution of invasive plant species. *Ecological Applications*, 19: 359-375.
- INEGI (2017). Banco de información económica. Revisado el 21 de marzo de 2017. <http://www.inegi.org.mx/sistemas/bie/>.

- IPANE. En: <https://www.eddmaps.org/ipane>. Revisado el 16 de octubre de 2015.
- Invasive Plant Atlas of the United States. <https://www.invasiveplantatlas.org/index.html>. Consultada el 20 de mayo de 2017.
- Jauni M., S. Gripenberg y S. Ramula (2015). Non-native plant species benefit from disturbance: a meta-analysis. *Oikos*, 124: 122-129.
- Juliano S.A. y L.P. Lounibos (2005). Ecology of invasive mosquitoes: effects on resident species and on human health. *Ecology Letters*, 8: 558-574.
- Kavak, S. (2014). *Spergularia bocconeii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T19128012A42324583. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T19128012A42324583.en>. Revisado el 12 de noviembre de 2017.
- Keller R.P., D.M. Lodge y D.C. Finnoff (2007). Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 203-207.
- Kolar C.S. y D.M. Lodge (2002). Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science*, 298: 1233-1236.
- Kolb M. (2016). Mapa de impactos antropogénicos a la biodiversidad. Escala 1: 1000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México DF.
- Kumschick S, S. Bacher, W. Dawson, J. Heikkilä, A. Sendek, T. Pluess, *et al.* (2012). A conceptual framework for prioritization of invasive alien species for management according to their impact. *NeoBiota*, 15: 69-100.
- Lawler J.J., D.J. Lewis, E. Nelson, A.J. Plantinga, S. Polasky, J.C. Withey, *et al.* (2014). Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111: 7492-7497.
- Leu M., S.E. Hanser y S.T. Knick (2008). The human footprint in the west: a large-scale analysis of anthropogenic impacts. *Ecological Applications*, 18: 1119-1139.
- Leung B., N. Roura-Pascual, S. Bacher, J. Heikkilä, L. Brotons, M.A. Burgman, *et al.* (2012). TEASIng apart alien species risk assessments: a framework for best practices. *Ecology Letters*, 15: 1475-1493.
- Lonsdale W.M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80: 1522-1536.
- Lonsdale W.M. y A.M. Lane (1994). Tourist vehicles as vectors of weed seeds in Kakadu National Park, Northern Australia. *Biological Conservation*, 69: 277-283.
- MacGregor-Fors I., L. Morales-Pérez, J. Quesada y Schondube (2009). Relationship between the presence of house sparrows (*Passer domesticus*) and Neotropical bird community structure and diversity. *Biological Invasions*, 12:87-96.

- Marcen A., J. Pino, X. Pons y L. Brotons (2012). Modelling invasive alien species distributions from digital biodiversity atlases. Model upscaling as a means of reconciling data at different scales. *Diversity Distributions*, 18: 1177-1189.
- McKinney M.L. (2002). Influence of settlement time, human population, park shape and age, visitation and roads on the number of alien plant species in protected areas in the USA. *Diversity and Distributions*, 8: 311-318.
- Mendoza R. y P. Koleff (2014). Especies acuáticas invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Meyerson L.A. y H.A. Mooney (2007). Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5: 199-208.
- Mgidi T.N., D.C. Le Maitre, L. Schonegevel, J.L. Nel, M. Rouget y D.M. Richardson (2007). Alien plant invasions-incorporating emerging invaders in regional prioritization: a pragmatic approach for Southern Africa. *Journal of Environmental Management*, 84: 173-187.
- Nentwig W. (2015). Introduction, establishment rate, pathways and impact of spiders alien to Europe. *Biological Invasions*, 17: 2757-2778.
- Núñez M.A. y E. Raffaele (2007). Afforestation causes changes in post-fire regeneration in native shrubland communities of northwestern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science*, 18: 827-83.
- Pheloung P.C., P.A. Williams y S.R. Halloy (1999). A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*, 57: 239-251.
- Phillips S.J.; R.P. Anderson y R.E. Schapire (2006). Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modeling*: 190: 231-259.
- Pielou E.C. (1975). *Ecological diversity*. Wiley, Nueva York.
- Pimentel D., R. Zuniga y D. Morrison (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52: 273-288.
- Pysek P., J. Pergl, F. Essl, B. Lenzner, W. Dawson, H. Kreft, P. *et al.* (2017). Naturalized alien flora of the world: species diversity, taxonomic and phylogenetic patterns, geographic distribution and global hotspots of plant invasion. *Preslia*, 89: 203-274.
- Rabinowitz D. (1981). Seven forms of rarity. Pp. 205-217, en: H. Synge (ed.). *The biological aspects of rare plants conservation*. Wiley, Nueva York.
- Ramsey J.M., A.T. Peterson, O. Carmona-Castro, D.A. Moo-Llanes, Y. Nakazawa, M. Butrick, *et al.* (2015). Atlas of Mexican Triatominae (Reduviidae: Hemiptera) and vector transmission of Chagas disease. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 110: 339-352.
- Reichard S.H. y P. White (2001). Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. *BioScience*, 51: 103-113.

- Ricciardi A. (2007). Are modern biological invasions an unprecedented form of global change? *Conservation Biology*, 21: 329-336.
- Richardson D.M., P. Pysek, M. Rejmánek, M.G. Barbour, F.D. Panetta y C.J. West (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6: 93-107.
- Rejmánek M. (2000). Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecology*, 25:497-506.
- Rejmánek M., D.M. Richardson y P. Pysek (2005). Plant invasions and invasibility of plant communities. Pp. 332-254, en: V.D. Maarel (ed) *Vegetation Ecology*. Blackwell Publishing, Reino Unido.
- Rejmánek M., G.R. Robinson y E. Rejmánková (1989). Weed-crop competition: experimental designs and models for data analysis. *Weed Science*, 37: 276-284.
- Robertson M.P., G.S. Cumming y B.F.N. Erasmus (2010). Getting the most out of atlas data. *Diversity and Distributions*, 16: 363-375.
- Rodríguez-Moreno A., G. Arnaud y B. Tershy (2007). Impacto de la erradicación del gato (*Felis catus*), en dos roedores endémicos de la isla Coronados, Golfo de California, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 23: 1-13.
- Sanderson E.W., M. Jaiteh, M.A. Levy, K.H. Redford, A.V. Wannebo y G. Woolmer (2002). The human footprint and the last of the wild. *BioScience*, 52: 891-904.
- Sarukhán J., et al. 2009. *Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México DF.
- SEMARNAT (2016). ACUERDO por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. Consultado en: <https://www.gob.mx/semarnat/documentos/especies-exoticas-invasoras-atribucion-de-la-semarnat>. Fecha de consulta: febrero de 2017.
- Schneider L.C. (2006). Invasive species and land-use: the effect of land management practices on bracken fern invasion in the region of Calakmul, Mexico. *Journal of Latin American Geography*, 5: 91-107.
- Simberloff D. y B. Von Holle (1999). Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions*, 1: 21-32.
- Simon K.S. y C.R. Townsend (2003). Impacts of freshwater invaders at different levels of ecological organisation, with emphasis on salmonids and ecosystem consequences. *Freshwater Biology*, 48: 982-994.
- Soberón, J. y A.T. Peterson (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2: 1-10.
- Sosa V. y P. Davila, (1994). Una evaluación del conocimiento florístico de México. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 81: 749-757.

- Srivastava D.S., M.W. Cadotte, A.M. MacDonald, R.G. Marushia y N. Mirotnick (2012). Phylogenetic diversity and the functioning of ecosystems. *Ecology Letters*, 15: 637-648.
- Swenson N.G., B.J. Enquist, J. Pither, J. Thompson y J.K. Zimmerman (2006). The problem and promise of scale dependency in community phylogenetics. *Ecology*, 87: 2418-2424.
- Tree of life Project. <http://tolweb.org/tree/> Revisado el 13 de octubre
- Trombulak S.C. y C.A. Frissell (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14: 18-30.
- United Nations Inter-Agency Secretariat of the International Strategy for Disaster Reduction (UN/ ISDR) (2009). *Terminología sobre reducción del riesgo de desastres*. UNISDR, Geneva.
- USDA PLANTS Database. <https://plants.usda.gov/java/noxiousDriver>. Consultada el 20 de mayo de 2017.
- Valiente-Banuet A. y M. Verdú (2007). Facilitation can increase the phylogenetic diversity of plant communities. *Ecology Letters*, 10: 1029-1036.
- Venette R.C., D.J. Kriticos, R.D. Magarey, F.H. Koch, R.H. Baker, S.P. Worner, *et al.* (2010). Pest risk maps for invasive alien species: a roadmap for improvement. *BioScience*, 60: 349-362.
- Vilà M., J. Pino y X. Font (2007). Regional assessment of plant invasions across different habitat types. *Journal of Vegetation Science*, 18: 35-42
- Villaseñor J.L. y F.J. Espinosa-García (1998). *Catálogo de malezas de México*. Universidad Nacional Autónoma de México, Consejo Nacional Consultivo Fitosanitario y Fondo de Cultura Económica, México DF.
- Villaseñor J.L. y F.J. Espinosa-García (2004). The alien flowering plants of México. *Diversity and Distributions*, 10: 113-123.
- Vitousek P.M. (1990). Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *OIKOS*, 7: 7-13.
- Vitousek P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco y J.M. Melillo (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494-499.
- Welk E. (2004). Constraints in range predictions of invasive plant species due to non-equilibrium distribution patterns: purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) in North America. *Ecological Modelling*, 179: 551-567.
- Williamson M. y A. Fitter (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 77: 1661-1666.
- Wilson J.R., P. Caplat, I.A. Dickie, C. Hui, B.D. Maxwell, M.A. Nunez, *et al.* (2014). A standardized set of metrics to assess and monitor tree invasions. *Biological Invasions*, 16: 535-551.
- Woodbury P.B. y D.A. Weinstein (2010). Review of methods for developing regional probabilistic risk assessments, part 2: modeling invasive plant, insect, and pathogen species, Pp. 521-530, en: J.M. Pye, H.M. Rauscher, Y. Sands, D.C. Lee y J.S. Beatty (eds). *Advances in threat assessment and*

*their application to forest and rangeland management.* General Technical Report PNW-GTR-802. Department of Agriculture. Portland.

Zavaleta E. (2000). Valuing ecosystem services lost to Tamarix invasion in the United States. Pp. 261-300, en: H. A. Mooney y R. J. Hobbs (eds.). *Invasive Species in a Changing World*. Island Press, Washington.

## Anexo 1

Sinonimias encontradas en los registros de plantas. Se marca con asterisco aquellos registros que fueron reemplazados por el nombre aceptado según *The Plant List*.

Nombre de registro	Nombre aceptado
<i>Polygonum lapathifolium</i>	<i>Persicaria lapathifolia</i>
<i>Rorippa nasturtium-aquaticum</i>	<i>Nasturtium officinale</i>
<i>Conyza canadensis</i>	<i>Erigeron canadensis</i>
<i>Raphanus sativus</i> *	<i>Raphanus raphanistrum</i>
<i>Taraxacum officinale</i>	<i>Taraxacum campyloides</i>
<i>Chrysanthemum coronarium</i>	<i>Glebionis coronaria</i>
<i>Coronopus didymus</i>	<i>Lepidium didymum</i>
<i>Pseudognaphalium luteoalbum</i>	<i>Laphangium luteoalbum</i>
<i>Chamomilla recutita</i>	<i>Matricaria chamomilla</i>
<i>Kalanchoe pinnata</i>	<i>Bryophyllum pinnatum</i>
<i>Soliva pterosperma</i>	<i>Soliva sessilis</i>
<i>Cerastium viscosum</i>	<i>Cerastium fontanum</i>
<i>Chamomilla suaveolens</i>	<i>Matricaria discoidea</i>
<i>Vicia angustifolia</i> *	<i>Vicia sativa</i>
<i>Urochloa reptans</i>	<i>Brachiaria reptans</i>
<i>Sporobolus jacquemontii</i>	<i>Sporobolus pyramidalis</i>
<i>Urochloa fusca</i>	<i>Brachiaria fasciculata</i>
<i>Schedonorus arundinaceus</i>	<i>Scolochloa festucacea</i>
<i>Urochloa mutica</i>	<i>Brachiaria mutica</i>
<i>Setaria adhaerens</i> *	<i>Setaria verticillata</i>
<i>Eragrostis tenuifolia</i>	<i>Eragrostis patula</i>
<i>Urochloa maxima</i>	<i>Panicum maximum</i>
<i>Urochloa distachya</i>	<i>Brachiaria distachya</i>
<i>Veitchia merrillii</i>	<i>Adonidia merrillii</i>
<i>Aloe barbadensis</i>	<i>Aloe vera</i>

## Anexo 2

Especies de plantas exóticas consideradas en el índice.

### **Acanthaceae**

<sup>1</sup>*Hypoestes phyllostachya*

<sup>1</sup>*Thunbergia alata*

<sup>1</sup>*Thunbergia fragrans*

### **Aizoaceae**

<sup>1</sup>*Carpobrotus chilensis*

<sup>1</sup>*Carpobrotus edulis*

<sup>1</sup>*Lampranthus coccineus*

<sup>1</sup>*Mesembryanthemum crystallinum*

<sup>1</sup>*Mesembryanthemum nodiflorum*

### **Amaranthaceae**

<sup>1</sup>*Achyranthes aspera*

<sup>2</sup>*Amaranthus albus*

<sup>1</sup>*Amaranthus viridis*

<sup>1</sup>*Atriplex canescens*

<sup>1</sup>*Atriplex patula*

<sup>1</sup>*Atriplex rosea*

<sup>1</sup>*Atriplex semibaccata*

<sup>1</sup>*Atriplex suberecta*

<sup>1</sup>*Chenopodium album*

<sup>1</sup>*Chenopodium giganteum*

<sup>1</sup>*Chenopodium glaucum*

<sup>1</sup>*Chenopodium murale*

<sup>1</sup>*Cyathula prostrata*

<sup>1</sup>*Gomphrena globosa*

### **Anacardiaceae**

<sup>1</sup>*Schinus molle*

### **Annonaceae**

<sup>2</sup>*Annona cherimola*

### **Apiaceae**

<sup>1</sup>*Ammi majus*

<sup>1</sup>*Ammi visnaga*

<sup>1</sup>*Apium graveolens*

<sup>1</sup>*Centella asiatica*

<sup>1</sup>*Centella erecta*

<sup>1</sup>*Cicuta maculata*

<sup>1</sup>*Conium maculatum*

<sup>1</sup>*Coriandrum sativum*

<sup>1</sup>*Daucus carota*

<sup>1</sup>*Foeniculum vulgare*

<sup>1</sup>*Petroselinum crispum*

<sup>1</sup>*Pimpinella anisum*

### **Apocynaceae**

<sup>1</sup>*Calotropis procera*

<sup>1</sup>*Catharanthus roseus*

<sup>1</sup>*Cryptostegia grandiflora*

<sup>3</sup>*Cryptostegia madagascariensis*

<sup>2</sup>*Nerium oleander*

<sup>1</sup>*Vinca major*

### **Araceae**

<sup>1</sup>*Zantedeschia aethiopica*

### **Araliaceae**

<sup>1</sup>*Hedera helix*

### **Areceaceae**

<sup>2</sup>*Caryota urens*

<sup>2</sup>*Elaeis guineensis*

<sup>2</sup>*Phoenix canariensis*

<sup>2</sup>*Phoenix roebelenii*

<sup>2</sup>*Syagrus romanzoffiana*

*Veitchia merrillii*

### **Asphodelaceae**

<sup>1</sup>*Aloe barbadensis*

<sup>1</sup>*Asphodelus fistulosus*

### **Asteraceae**

<sup>1</sup>*Ambrosia artemisiifolia*

<sup>1</sup>*Ambrosia trifida*

<sup>1</sup>*Anaphalis margaritacea*

<sup>1</sup>*Anthemis cotula*

<sup>1</sup>*Argyranthemum frutescens*

<sup>1</sup>*Artemisia absinthium*

<sup>1</sup>*Artemisia dracunculus*

<sup>1</sup>*Bellis perennis*

<sup>1</sup>*Calendula officinalis*

<sup>2</sup>*Carduus nutans*

<sup>1</sup>*Carthamus tinctorius*

<sup>1</sup>*Centaurea calcitrapa*

<sup>1</sup>*Centaurea melitensis*

<sup>2</sup>*Centratherum punctatum*

<sup>1</sup>*Chamomilla recutita*

<sup>1</sup>*Chamomilla suaveolens*

<sup>1</sup>*Chrysanthemum coronarium*

<sup>2</sup>*Chrysanthemum morifolium*

<sup>1</sup>*Cichorium intybus*

<sup>1</sup>*Cirsium vulgare*

<sup>1</sup>*Conyza canadensis*

<sup>1</sup>*Cotula australis*

<sup>1</sup>*Cotula coronopifolia*

<sup>1</sup>*Cyanthillium cinereum*

<sup>1</sup>*Cynara cardunculus*

<sup>1</sup>*Emilia fosbergii*

<sup>1</sup>*Emilia sonchifolia*

<sup>2</sup>*Filago gallica*

*Guizotia abyssinica*

*Gynura aurantiaca*

*Helianthus petiolaris*<sup>2</sup>

*Hypochaeris glabra*

*Hypochaeris radicata*

*Lactuca sativa*<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Lactuca serriola*

<sup>1</sup>*Lapsana communis*

<sup>2</sup>*Pseudognaphalium arizonicum*

<sup>2</sup>*Pseudognaphalium luteoalbum*

<sup>1</sup>*Senecio inaequidens*

<sup>1</sup>*Senecio vulgaris*

<sup>1</sup>*Silybum marianum*

<sup>1</sup>*Soliva anthemifolia*

<sup>1</sup>*Soliva pterosperma*

<sup>1</sup>*Sonchus asper*

<sup>1</sup>*Sonchus oleraceus*

<sup>1</sup>*Sonchus tenerrimus*

<sup>1</sup>*Tanacetum parthenium*

<sup>1</sup>*Taraxacum officinale*

<sup>1</sup>*Tragopogon porrifolius*

<sup>1</sup>*Xanthium spinosum*

<sup>1</sup>*Youngia japonica*

### **Balsaminaceae**

<sup>1</sup>*Impatiens walleriana*

### **Bignoniaceae**

<sup>2</sup>*Spathodea campanulata*

Continuación...

**Boraginaceae**

<sup>1</sup>*Cynoglossum amabile*

**Brassicaceae**

<sup>1</sup>*Brassica juncea*

<sup>1</sup>*Brassica napus*

<sup>1</sup>*Brassica nigra*

<sup>1</sup>*Brassica rapa*

<sup>1</sup>*Brassica tournefortii*

<sup>1</sup>*Cakile maritima*

<sup>1</sup>*Camelina sativa*

<sup>2</sup>*Capsella bursa-pastoris*

<sup>1</sup>*Cardamine hirsuta*

<sup>2</sup>*Chorispura tenella*

<sup>1</sup>*Coronopus didymus*

<sup>1</sup>*Diploxaxis muralis*

<sup>2</sup>*Eruca vesicaria*

<sup>1</sup>*Erucastrum gallicum*

<sup>1</sup>*Hirschfeldia incana*

<sup>1</sup>*Lepidium draba*

<sup>1</sup>*Lepidium latifolium*

<sup>1</sup>*Lobularia maritima*

<sup>1</sup>*Matthiola incana*

<sup>1</sup>*Raphanus raphanistrum*

<sup>1</sup>*Raphanus sativus*

<sup>1</sup>*Rapistrum rugosum*

<sup>4</sup>*Rorippa nasturtium-aquaticum*

<sup>1</sup>*Rorippa palustris*

<sup>2</sup>*Sinapis alba*

<sup>2</sup>*Sinapis arvensis*

<sup>1</sup>*Sisymbrium altissimum*

<sup>1</sup>*Sisymbrium irio*

<sup>1</sup>*Sisymbrium officinale*

<sup>1</sup>*Sisymbrium orientale*

<sup>1</sup>*Thlaspi arvense*

**Cactaceae**

<sup>1</sup>*Selenicereus grandiflorus*

**Caryophyllaceae**

<sup>2</sup>*Cerastium glomeratum*

<sup>1</sup>*Cerastium viscosum*

<sup>1</sup>*Polycarpon tetraphyllum*

<sup>1</sup>*Saponaria officinalis*

<sup>1</sup>*Scleranthus annuus*

<sup>1</sup>*Silene antirrhina*

<sup>1</sup>*Silene gallica*

<sup>1</sup>*Spergula arvensis*

<sup>5</sup>*Spergularia bocconeii*

<sup>1</sup>*Stellaria graminea*

<sup>1</sup>*Stellaria media*

<sup>1</sup>*Stellaria nemorum*

**Casuarinaceae**

<sup>2</sup>*Casuarina cunninghamiana*

<sup>1</sup>*Casuarina equisetifolia*

**Chenopodiaceae**

<sup>1</sup>*Bassia hyssopifolia*

<sup>1</sup>*Beta vulgaris*

<sup>2</sup>*Salsola kali*

**Commelinaceae**

<sup>2</sup>*Commelina benghalensis*

**Convolvulaceae**

<sup>2</sup>*Convolvulus crenatifolius*

**Crassulaceae**

<sup>2</sup>*Bryophyllum delagoense*

<sup>3</sup>*Kalanchoe pinnata*

**Cucurbitaceae**

<sup>1</sup>*Citrullus lanatus*

<sup>1</sup>*Cucumis anguria*

<sup>1</sup>*Cucumis dipsaceus*

<sup>1</sup>*Cucumis melo*

<sup>1</sup>*Cucumis sativus*

<sup>1</sup>*Lagenaria siceraria*

<sup>1</sup>*Luffa cylindrica*

<sup>1</sup>*Momordica charantia*

**Cyperaceae**

<sup>1</sup>*Cyperus alternifolius*

<sup>1</sup>*Cyperus difformis*

<sup>1</sup>*Cyperus esculentus*

<sup>1</sup>*Cyperus involucratus*

<sup>1</sup>*Cyperus iria*

<sup>1</sup>*Cyperus oxylepis*

<sup>1</sup>*Cyperus rotundus*

**Dracaenaceae**

<sup>2</sup>*Sansevieria hyacinthoides*

**Euphorbiaceae**

<sup>1</sup>*Acalypha hispida*

<sup>2</sup>*Acalypha indica* \*

<sup>1</sup>*Euphorbia lathyris*

<sup>1</sup>*Euphorbia peplus*

<sup>1</sup>*Euphorbia terracina*

<sup>2</sup>*Hevea brasiliensis*

<sup>2</sup>*Mercurialis annua*

<sup>1</sup>*Phyllanthus acidus*

<sup>1</sup>*Ricinus communis*

**Geraniaceae**

<sup>1</sup>*Erodium brachycarpum*

<sup>1</sup>*Erodium cicutarium*

<sup>1</sup>*Erodium malacoides*

<sup>1</sup>*Erodium moschatum*

<sup>1</sup>*Pelargonium zonale*

**Haloragaceae**

<sup>1</sup>*Myriophyllum aquaticum*

**Hydrocharitaceae**

<sup>1</sup>*Egeria densa*

<sup>2</sup>*Elodea canadensis*

<sup>1</sup>*Hydrilla verticillata*

**Lamiaceae**

<sup>1</sup>*Leonotis nepetifolia*

<sup>1</sup>*Marrubium vulgare*

**Leguminosae**

<sup>1</sup>*Abrus precatorius*

<sup>1</sup>*Acacia melanoxylon*

<sup>2</sup>*Albizia lebbek*

<sup>1</sup>*Alysicarpus ovalifolius*

<sup>1</sup>*Alysicarpus vaginalis*

<sup>1</sup>*Arachis hypogaea*

<sup>2</sup>*Bauhinia variegata*

<sup>1</sup>*Cajanus cajan*

<sup>1</sup>*Cassia fistula*

<sup>1</sup>*Cassia javanica*

<sup>1</sup>*Ceratonia siliqua*

<sup>1</sup>*Chamaecrista absus*

<sup>1</sup>*Cicer arietinum*

<sup>1</sup>*Clitoria ternatea*

<sup>1</sup>*Crotalaria retusa*

Continuación...

<sup>2</sup> <i>Delonix regia</i>	<b>Meliaceae</b>	<sup>1</sup> <i>Briza minor</i>
<sup>1</sup> <i>Indigofera hirsuta</i>	<sup>2</sup> <i>Melia azedarach</i>	<sup>1</sup> <i>Bromus berterioanus</i>
<sup>1</sup> <i>Indigofera tinctoria</i>	<b>Molluginaceae</b>	<sup>1</sup> <i>Bromus catharticus</i>
<sup>1</sup> <i>Lathyrus latifolius</i>	<sup>1</sup> <i>Mollugo verticillata</i>	<sup>1</sup> <i>Bromus diandrus</i>
<sup>1</sup> <i>Lathyrus tingitanus</i>	<b>Myrtaceae</b>	<sup>1</sup> <i>Bromus hordeaceus</i>
<sup>1</sup> <i>Lens culinaris</i>	<sup>2</sup> <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	<sup>1</sup> <i>Bromus inermis</i>
<sup>1</sup> <i>Medicago lupulina</i>	<sup>1</sup> <i>Eucalyptus globulus</i>	<sup>1</sup> <i>Bromus madritensis</i>
<sup>1</sup> <i>Medicago polymorpha</i>	<b>Nyctaginaceae</b>	<sup>1</sup> <i>Bromus rigidus</i>
<sup>1</sup> <i>Medicago sativa</i>	<sup>2</sup> <i>Bougainvillea glabra</i>	<sup>1</sup> <i>Bromus rubens</i>
<sup>1</sup> <i>Melilotus albus</i>	<b>Orchidaceae</b>	<sup>1</sup> <i>Bromus secalinus</i>
<sup>1</sup> <i>Melilotus indicus</i>	<sup>2</sup> <i>Oeceoclades maculata</i>	<sup>1</sup> <i>Bromus tectorum</i>
<sup>1</sup> <i>Melilotus officinalis</i>	<b>Oxalidaceae</b>	<sup>2</sup> <i>Cenchrus brownii</i>
<sup>2</sup> <i>Peltophorum pterocarpum</i>	<sup>2</sup> <i>Oxalis pes-caprae</i>	<sup>1</sup> <i>Cenchrus ciliaris</i>
<sup>1</sup> <i>Pisum sativum</i>	<b>Papaveraceae</b>	<sup>1</sup> <i>Chloris barbata</i>
<sup>1</sup> <i>Pueraria phaseoloides</i>	<sup>1</sup> <i>Fumaria parviflora</i>	<sup>1</sup> <i>Chloris gayana</i>
<sup>1</sup> <i>Robinia pseudoacacia</i>	<b>Passifloraceae</b>	<sup>2</sup> <i>Coix lacryma-jobi</i>
<sup>1</sup> <i>Securigera varia</i>	<sup>2</sup> <i>Passiflora mollissima</i>	<sup>2</sup> <i>Cortaderia selloana</i>
<sup>2</sup> <i>Senna bicapsularis</i>	<b>Pittosporaceae</b>	<sup>1</sup> <i>Crypsis vaginiflora</i>
<sup>1</sup> <i>Senna didymobotrya</i>	<sup>2</sup> <i>Pittosporum tobira</i>	<sup>1</sup> <i>Cymbopogon citratus</i>
<sup>1</sup> <i>Senna multijuga</i>	<sup>2</sup> <i>Pittosporum undulatum</i>	<sup>1</sup> <i>Cynodon dactylon</i>
<sup>2</sup> <i>Senna polyantha</i>	<b>Plantaginaceae</b>	<sup>1</sup> <i>Cynodon nlemfuensis</i>
<sup>1</sup> <i>Senna siamea</i>	<sup>1</sup> <i>Cymbalaria muralis</i>	<sup>2</sup> <i>Cynodon plectostachyus</i>
<sup>1</sup> <i>Sesbania grandiflora</i>	<sup>1</sup> <i>Digitalis purpurea</i>	<sup>1</sup> <i>Dactylis glomerata</i>
<sup>1</sup> <i>Spartium junceum</i>	<sup>1</sup> <i>Plantago lanceolata</i>	<sup>1</sup> <i>Dichanthium annulatum</i>
<sup>1</sup> <i>Sutherlandia frutescens</i>	<sup>1</sup> <i>Plantago major</i>	<sup>1</sup> <i>Dichanthium aristatum</i>
<sup>2</sup> <i>Tamarindus indica</i>	<sup>1</sup> <i>Plantago ovata</i>	<sup>1</sup> <i>Digitaria bicornis</i>
<sup>1</sup> <i>Trifolium dubium</i>	<sup>1</sup> <i>Veronica arvensis</i>	<sup>1</sup> <i>Digitaria ciliaris</i>
<sup>1</sup> <i>Trifolium pratense</i>	<b>Poaceae</b>	<sup>2</sup> <i>Digitaria milaniana</i>
<sup>1</sup> <i>Trifolium repens</i>	<sup>1</sup> <i>Agrostis stolonifera</i>	<sup>1</sup> <i>Digitaria nuda</i>
<sup>1</sup> <i>Vicia angustifolia</i>	<sup>1</sup> <i>Aira caryophyllea</i>	<sup>1</sup> <i>Digitaria sanguinalis</i>
<sup>1</sup> <i>Vicia faba</i>	<sup>2</sup> <i>Andropogon gayanus</i>	<sup>1</sup> <i>Digitaria setigera</i>
<sup>1</sup> <i>Vicia sativa</i>	<sup>1</sup> <i>Anthoxanthum odoratum</i>	<sup>1</sup> <i>Digitaria ternata</i>
<sup>1</sup> <i>Vicia villosa</i>	<sup>1</sup> <i>Arthraxon hispidus</i>	<sup>1</sup> <i>Digitaria velutina</i>
<sup>1</sup> <i>Vigna unguiculata</i>	<sup>1</sup> <i>Arundo donax</i>	<sup>2</sup> <i>Echinochloa colona</i>
<b>Lythraceae</b>	<sup>1</sup> <i>Avena barbata</i>	<sup>2</sup> <i>Echinochloa crus-galli</i>
<sup>2</sup> <i>Lagerstroemia indica</i>	<sup>1</sup> <i>Avena fatua</i>	<sup>1</sup> <i>Echinochloa pyramidalis</i>
<b>Malvaceae</b>	<sup>1</sup> <i>Avena sativa</i>	<sup>1</sup> <i>Eleusine indica</i>
<sup>2</sup> <i>Hibiscus rosa-sinensis</i>	<sup>2</sup> <i>Bambusa vulgaris</i>	<sup>1</sup> <i>Eleusine multiflora</i>
<b>Melastomataceae</b>	<sup>1</sup> <i>Bothriochloa ischaemum</i>	
<sup>2</sup> <i>Tibouchina urvilleana</i>	<sup>1</sup> <i>Bothriochloa pertusa</i>	

Continuación...

<sup>1</sup> <i>Eleusine tristachya</i>	<sup>1</sup> <i>Paspalum dilatatum</i>	<sup>1</sup> <i>Urochloa reptans</i>
<sup>2</sup> <i>Elymus repens</i>	<sup>1</sup> <i>Paspalum urvillei</i>	<sup>1</sup> <i>Vulpia bromoides</i>
<sup>2</sup> <i>Eragrostis amabilis</i>	<sup>1</sup> <i>Pennisetum clandestinum</i>	<sup>1</sup> <i>Vulpia myuros</i>
<sup>1</sup> <i>Eragrostis atrovirens</i>	<sup>2</sup> <i>Pennisetum polystachion</i>	<sup>1</sup> <i>Vulpia octoflora</i>
<sup>1</sup> <i>Eragrostis bahiensis</i>	<sup>1</sup> <i>Pennisetum purpureum</i>	<sup>1</sup> <i>Zoysia matrella</i>
<sup>1</sup> <i>Eragrostis barrelieri</i>	<sup>1</sup> <i>Pennisetum villosum</i>	<b>Polygonaceae</b>
<sup>1</sup> <i>Eragrostis cilianensis</i>	<sup>1</sup> <i>Phalaris canariensis</i>	<sup>1</sup> <i>Fagopyrum esculentum</i>
<sup>1</sup> <i>Eragrostis curvula</i>	<sup>1</sup> <i>Phalaris minor</i>	<sup>1</sup> <i>Polygonum arenastrum</i>
<sup>2</sup> <i>Eragrostis echinochloidea</i>	<sup>1</sup> <i>Phalaris paradoxa</i>	<sup>1</sup> <i>Polygonum argyrocoleon</i>
<sup>1</sup> <i>Eragrostis lehmanniana</i>	<sup>1</sup> <i>Phleum alpinum</i>	<sup>1</sup> <i>Polygonum aviculare</i>
<sup>1</sup> <i>Eragrostis pilosa</i>	<sup>1</sup> <i>Phleum pratense</i>	<sup>1</sup> <i>Polygonum lapathifolium</i>
<sup>1</sup> <i>Eragrostis superba</i>	<sup>1</sup> <i>Phyllostachys aurea</i>	<sup>1</sup> <i>Rumex acetosella</i>
<sup>1</sup> <i>Eragrostis tenuifolia</i>	<sup>1</sup> <i>Poa annua</i>	<sup>1</sup> <i>Rumex conglomeratus</i>
<sup>1</sup> <i>Euclasta condylotricha</i>	<sup>1</sup> <i>Poa compressa</i>	<sup>1</sup> <i>Rumex crispus</i>
<sup>1</sup> <i>Eustachys petraea</i>	<sup>1</sup> <i>Poa pratensis</i>	<sup>2</sup> <i>Rumex dentatus</i>
<sup>1</sup> <i>Festuca ovina</i>	<sup>1</sup> <i>Polypogon interruptus</i>	<sup>1</sup> <i>Rumex obtusifolius</i>
<sup>1</sup> <i>Festuca rubra</i>	<sup>1</sup> <i>Polypogon monspeliensis</i>	<sup>1</sup> <i>Rumex pulcher</i>
<sup>1</sup> <i>Gastridium ventricosum</i>	<sup>1</sup> <i>Polypogon viridis</i>	<b>Pontederiaceae</b>
<sup>1</sup> <i>Glyceria fluitans</i>	<sup>1</sup> <i>Rottboellia cochinchinensis</i>	<sup>1</sup> <i>Eichhornia crassipes</i>
<sup>1</sup> <i>Hemarthria altissima</i>	<sup>2</sup> <i>Saccharum officinarum</i>	<b>Potamogetonaceae</b>
<sup>1</sup> <i>Holcus lanatus</i>	<sup>1</sup> <i>Schedonorus arundinaceus</i>	<sup>1</sup> <i>Potamogeton crispus</i>
<sup>1</sup> <i>Hordeum murinum</i>	<sup>1</sup> <i>Schismus arabicus</i>	<b>Primulaceae</b>
<sup>1</sup> <i>Hordeum vulgare</i>	<sup>1</sup> <i>Schismus barbatus</i>	<sup>1</sup> <i>Anagallis arvensis</i>
<sup>1</sup> <i>Hyparrhenia bracteata</i>	<sup>1</sup> <i>Secale cereale</i>	<b>Punicaceae</b>
<sup>1</sup> <i>Hyparrhenia hirta</i>	<sup>1</sup> <i>Setaria adhaerens</i>	<sup>2</sup> <i>Punica granatum</i>
<sup>1</sup> <i>Hyparrhenia rufa</i>	<sup>2</sup> <i>Setaria pumila</i>	<b>Ranunculaceae</b>
<sup>1</sup> <i>Hyperthelia dissoluta</i>	<sup>1</sup> <i>Setaria setosa</i>	<sup>2</sup> <i>Ranunculus sardous</i>
<sup>1</sup> <i>Ischaemum rugosum</i>	<sup>1</sup> <i>Setaria sphacelata</i>	<b>Resedaceae</b>
<sup>1</sup> <i>Lamareckia aurea</i>	<sup>1</sup> <i>Setaria verticillata</i>	<sup>1</sup> <i>Reseda luteola</i>
<sup>1</sup> <i>Lolium multiflorum</i>	<sup>1</sup> <i>Setaria viridis</i>	<b>Rosaceae</b>
<sup>1</sup> <i>Lolium perenne</i>	<sup>1</sup> <i>Sorghum halepense</i>	<sup>2</sup> <i>Cydonia oblonga</i>
<sup>1</sup> <i>Lolium temulentum</i>	<sup>1</sup> <i>Sporobolus indicus</i>	<sup>2</sup> <i>Prunus domestica</i>
<sup>1</sup> <i>Melinis minutiflora</i>	<sup>1</sup> <i>Sporobolus jacquemontii</i>	<sup>2</sup> <i>Pyracantha coccinea</i>
<sup>2</sup> <i>Melinis repens</i>	<sup>1</sup> <i>Stenotaphrum secundatum</i>	<sup>2</sup> <i>Pyrus communis</i>
<sup>2</sup> <i>Oryza rufipogon</i>	<sup>1</sup> <i>Tragus berteronianus</i>	<b>Rubiaceae</b>
<sup>1</sup> <i>Oryza sativa</i>	<sup>1</sup> <i>Triticum aestivum</i>	<sup>2</sup> <i>Pentodon pentandrus</i>
<sup>1</sup> <i>Panicum antidotale</i>	<sup>1</sup> <i>Urochloa distachya</i>	<b>Rutaceae</b>
<sup>2</sup> <i>Panicum coloratum</i>	<sup>2</sup> <i>Urochloa maxima</i>	<sup>2</sup> <i>Citrus sinensis</i>
<sup>1</sup> <i>Panicum repens</i>	<sup>1</sup> <i>Urochloa mutica</i>	<sup>2</sup> <i>Murraya paniculata</i>
<sup>1</sup> <i>Parapholis incurva</i>	<sup>1</sup> <i>Urochloa panicoides</i>	

Continuación...

<b>Salicaceae</b>	<b>Tamaricaceae</b>	<sup>2</sup> <i>Lantana scandens</i>
<sup>2</sup> <i>Salix babylonica</i>	<sup>1</sup> <i>Tamarix aphylla</i>	<b>Violaceae</b>
<b>Sapindaceae</b>	<sup>2</sup> <i>Tamarix chinensis</i>	<sup>2</sup> <i>Viola tricolor</i>
<sup>2</sup> <i>Koelreuteria paniculata</i>	<sup>1</sup> <i>Tamarix gallica</i>	<b>Zingiberaceae</b>
<b>Sapotaceae</b>	<sup>1</sup> <i>Tamarix ramosissima</i>	<sup>1</sup> <i>Hedychium coronarium</i>
<sup>1</sup> <i>Chrysophyllum cainito</i>	<b>Theaceae</b>	<b>Zygophyllaceae</b>
<b>Solanaceae</b>	<sup>2</sup> <i>Camellia japonica</i>	<sup>1</sup> <i>Tribulus terrestris</i>
<sup>1</sup> <i>Nicotiana glauca</i>	<b>Urticaceae</b>	
<sup>1</sup> <i>Solanum marginatum</i>	<sup>1</sup> <i>Soleirolia soleirolii</i>	
<b>Sphenocleaceae</b>	<b>Verbenaceae</b>	
<sup>1</sup> <i>Sphenoclea zeylanica</i>	<sup>2</sup> <i>Lantana hirsuta</i>	

<sup>1</sup>Estatus como exótica de México reportado por Villaseñor y Espinosa-García (2004).

<sup>2</sup>Estatus como exótica de México reportado en el listado Plantas exóticas de alto riesgo para México (CONABIO 2016).

<sup>3</sup>Estatus como exótica de México reportado en el compendio de especies invasoras del Centro Internacional para la Agricultura y las Biociencias (CABI, por sus siglas en inglés, disponible en <https://www.cabi.org/isc>)

<sup>4</sup>Distribución nativa revisada en IPANE.

<sup>5</sup>Distribución nativa revisada en Kavak, S. 2014.

\* La especie marcada con este símbolo han sido reportadas tanto como exóticas como nativas de México. El nombre se acompaña de la fuente en la que es reportada como exótica. Debido a sus antecedentes como invasora y siguiendo el principio precautorio, se ha decidido incluirla en este trabajo.

### Anexo 3

Listado de animales considerados en el cálculo del índice de riegos.

<b>Amphipoda</b>	<i>Tampichthys ipni</i>	<i>Lepomis gulosus</i>
<i>Ampelisca abdita</i>	<i>Yuriria alta</i>	<i>Lepomis marginatus</i>
<i>Ampithoe longimana</i>	<b>Cyprinodontiformes</b>	<i>Lepomis megalotis</i>
<i>Ampithoe pollex</i>	<i>Fundulus zebrinus</i>	<i>Morone chrysops</i>
<i>Erichthonius brasiliensis</i>	<i>Poecilia reticulata</i>	<i>Morone saxatilis</i>
<b>Anura</b>	<i>Poeciliopsis gracilis</i>	<i>Oreochromis aureus</i>
<i>Eleutherodactylus planirostris</i>	<b>Decapoda</b>	<i>Oreochromis mossambicus</i>
<i>Lithobates catesbeianus</i>	<i>Callinectes bocourti</i>	<i>Oreochromis niloticus</i>
<b>Artiodactyla</b>	<i>Hippolyte zostericola</i>	<i>Parachromis managuensis</i>
<i>Capra hircus</i>	<i>Litopenaeus stylirostris</i>	<i>Parachromis motaguensis</i>
<i>Cervus elaphus</i>	<i>Orconectes virilis</i>	<i>Petenia splendida</i>
<b>Atheriniformes</b>	<i>Petrolisthes armatus</i>	<i>Pomoxis annularis</i>
<i>Membras martinica</i>	<i>Platychirograpsus spectabilis</i>	<i>Pomoxis nigromaculatus</i>
<i>Menidia beryllina</i>	<i>Procambarus clarkii</i>	<i>Thorichthys callolepis</i>
<b>Calanoida</b>	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	<i>Thorichthys ellioti</i>
<i>Eurytemora affinis</i>	<b>Diptera</b>	<i>Tilapia rendalli</i>
<b>Carnivora</b>	<i>Aedes aegypti</i>	<i>Tilapia zillii</i>
<i>Felis catus</i>	<i>Aedes albopictus</i>	<b>Perissodactyla</b>
<i>Felis silvestris</i>	<i>Anopheles quadrimaculatus</i>	<i>Equus asinus</i>
<b>Clupeiformes</b>	<b>Galliformes</b>	<i>Equus caballus</i>
<i>Dorosoma cepedianum</i>	<i>Phasianus colchicus</i>	<b>Psittaciformes</b>
<b>Coleoptera</b>	<b>Hymenoptera</b>	<i>Myiopsitta monachus</i>
<i>Digitonthophagus gazella</i>	<i>Linepithema humile</i>	<b>Rodentia</b>
<i>Euoniticellus intermedius</i>	<b>Isopoda</b>	<i>Mus musculus</i>
<i>Hypothenemus hampei</i>	<i>Ligia exotica</i>	<i>Rattus norvegicus</i>
<i>Scolytus multistriatus</i>	<i>Paradella diana</i>	<i>Rattus rattus</i>
<b>Columbiformes</b>	<i>Sphaeroma walkeri</i>	<b>Salmoniformes</b>
<i>Columba livia</i>	<b>Ostreoida</b>	<i>Salvelinus fontinalis</i>
<i>Streptopelia chinensis</i>	<i>Hyotissa hyotis</i>	<b>Sessilia</b>
<i>Streptopelia decaocto</i>	<b>Passeriformes</b>	<i>Amphibalanus venustus</i>
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	<i>Lonchura malacca</i>	<i>Balanus trigonus</i>
<b>Cyclopoida</b>	<i>Lonchura punctulata</i>	<i>Megabalanus tintinnabulum</i>
<i>Mesocyclops aspericornis</i>	<i>Passer domesticus</i>	<b>Siluriformes</b>
<i>Mesocyclops thermocyclopoides</i>	<i>Sturnus vulgaris</i>	<i>Ictalurus furcatus</i>
<i>Thermocyclops crassus</i>	<b>Pelecaniformes</b>	<i>Pterygoplichthys multiradiatus</i>
<b>Cypriniformes</b>	<i>Bubulcus ibis</i>	<i>Pterygoplichthys pardalis</i>
<i>Carassius auratus</i>	<b>Perciformes</b>	<b>Squamata</b>
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	<i>Amatitlania nigrofasciata</i>	<i>Gehyra mutilata</i>
<i>Cyprinus carpio</i>	<i>Cichlasoma salvini</i>	<i>Hemidactylus frenatus</i>
<i>Danio rerio</i>	<i>Hemichromis guttatus</i>	<i>Hemidactylus mabouia</i>

Continuación...

*Hemidactylus turcicus*

*Ramphotyphlops braminus*

*Sphaerodactylus argus*

**Testudines**

*Chelydra serpentina*

**Veneroida**

*Corbicula fluminea*

*Mytilopsis adamsi*

*Rangia cuneata*