



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIHUAHUA**  
**FACULTAD DE ZOOTECNIA Y ECOLOGÍA**  
**SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

---



**ÁREAS VULNERABLES A INVASIÓN DE GRAMÍNEAS EXÓTICAS INVASORAS EN  
MÉXICO EN ESCENARIOS CLIMÁTICOS ACTUALES Y FUTUROS**

**POR:**

**BIOL. PABLO SILLER CLAVEL**

**TESIS PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO  
DE MAESTRO EN CIENCIAS EN EL DE ÁREA RECURSOS NATURALES**

**CHIHUAHUA, CHIH., MÉXICO**

**NOVIEMBRE 2021**



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE  
CHIHUAHUA

Áreas vulnerables a invasión de gramíneas exóticas invasoras en México en escenarios climáticos actuales y futuros. Tesis presentada por Pablo Siller Clavel como requisito parcial para obtener el grado de Maestría en Ciencias, ha sido aprobada y aceptada por:

Ph.D. Carlos Ortega Ochoa  
Director de la Facultad de Zootecnia y Ecología

D.Ph. Agustín Corral Luna  
Secretario de Investigación y Posgrado

Ph.D. Iván Adrián García Galicia  
Coordinador Académico

Dra. Nathalie Socorro Hernández Quiroz  
Presidente

Dr. Ernesto Iván Badano  
Co-Director

11 noviembre del 2021  
Fecha

Comité:  
D.Ph. Alfredo Pinedo Álvarez  
Dr. Gilberto Sandino Aquino de los Ríos  
Ph.D. Federico Villarreal Guerrero

© Derechos Reservados  
AUTOR: PABLO SILLER  
CLAVEL  
DIRECCIÓN: PERIFÉRICO  
FRANCISCO R. ALMADA  
KM.1, CHIHUAHUA, CHIH.,  
MÉXICO C.P. 31453  
NOVIEMBRE 2021

## **AGRADECIMIENTO**

Agradezco la formación científica y académica brindada por los asesores, así como las experiencias y conocimientos compartidos. En especial agradezco el conocimiento, dirección y el compromiso de la Dra. Nathalie S. Hernández Quiroz, quien además de orientarme durante esta investigación, me enseñó nuevas habilidades y herramientas que, sin duda, me servirán en el futuro. También a las amistades encontradas quienes me apoyaron, acompañaron y de las cuales aprendí mucho.

Finalmente agradezco a CONACYT por la beca otorgada CVU: 1027072, de enero 2020 a julio 2021, y al proyecto de PRODEP UACH-EXB-250 medio por el cual fue posible llevar a cabo este proceso de formación académica y científica.

Esta investigación de tesis también fue financiada por Fondo Sectorial de Investigación Ambiental SEMARNAT-CONACYT mediante el proyecto “Modelos de distribución y protocolos experimentales para analizar el efecto del cambio climático sobre la distribución de plantas invasoras en México”, con clave FSSEMARNAT01-C-2018-1-A3-S-80837, a cargo del Dr. Ernesto I. Badano.

## **CURRICULUM VITAE**

El autor nació el 26 de septiembre de 1992 en la Ciudad de México, México.

- |                   |   |
|-------------------|---|
| 2012 – 2016       | Estudios de Licenciatura en Biología en la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco.   |
| 2017 - 2019       | Técnico operativo de conservación y manejo de áreas naturales protegidas en la Reserva de la Biosfera Banco Chinchorro.                           |
| 2019 – a la fecha | Estudios de Maestría en Ciencias en el área de Recursos Naturales en la Facultad de Zootecnia y Ecología de la Universidad Autónoma de Chihuahua. |

## RESUMEN

### AREAS VULNERABLES A INVASION DE GRAMINEAS EXOTICAS EN MEXICO EN ESCENARIOS CLIMÁTICOS ACTUALES Y FUTUROS

POR:

Biol. PABLO SILLER CLAVEL

Maestría en Ciencias en Recursos Naturales

Secretaría de Investigación y Posgrado

Facultad de Zootecnia y Ecología

Universidad Autónoma de Chihuahua

Presidente: Dra. Nathalie Socorro Hernández Quiroz

Las invasiones biológicas y el cambio climático representan dos de los principales riesgos para los ecosistemas, la biodiversidad y el desarrollo humano. Contar con información sobre áreas con condiciones climáticas favorables para especies exóticas invasoras, permite mejorar la toma de decisiones. El objetivo fue determinar áreas vulnerables, actuales y futuras (2041-2060), a invasión de gramíneas exóticas en México. Además, se determinó el efecto del cambio climático sobre la probabilidad de presencia de estas especies para dicho periodo, en dos escenarios climáticos futuros. Se empleó el modelo de máxima entropía Maxent y el Modelo Climático Global CanESM5. Se modeló el nicho ecológico de 32 gramíneas con información climática actual y dos escenarios climáticos (SSP 2.6 y SSP 8.5) con distintos valores de forzamiento radiativo. Los datos de presencia y las variables bioclimáticas oscilaron entre 34 y 299, y entre 4 y 9 respectivamente. Los modelos mostraron excelente capacidad predictiva. De las especies modeladas, 16 presentan una disminución, estadísticamente

significativa, en la probabilidad de presencia en ambos escenarios climáticos futuros. En cambio, 16 especies no presentan cambios. La distribución potencial de las 32 especies abarca en promedio 303,949 km<sup>2</sup> (15.7 % de México) en condiciones climáticas actuales. Esto disminuye a 279,121 km<sup>2</sup> (14.4 %) en el escenario SSP 2.6 y hasta 262,102 km<sup>2</sup> (13.6 %) en el escenario SSP 8.5. Las zonas del este del Eje Neovolcánico Transversal y sur de la Sierra Madre Oriental en los estados de Puebla, Oaxaca y Veracruz son las de mayor número de especies exóticas invasoras.

## **ABSTRACT**

### **VULNERABLE AREAS TO THE INVASION OF INVASIVE EXOTIC GRASSES IN MEXICO UNDER CURRENT AND FUTURE CLIMATE SCENARIOS**

**BY:**

**PABLO SILLER CLAVEL**

Biological invasions and climate change represent two of the main threats to ecosystems, biodiversity, and for human development. Thus, information regarding areas with climatic conditions favorable for invasive exotic species is valuable for better decision-making. The objective was to determine the current and future (2041-2060) vulnerable areas to invasion of exotic grasses in Mexico. In addition, the effect of climate change on the probability of presence of these species was determined for the same period, under two future climate scenarios. The Maxent algorithm and the Global Climate Model (CGM) CanESM5 were used. The ecological niche of 32 exotic grasses was modeled with current climate and two climate scenarios (SSP 2.6 and SSP 8.5) with different values of radiative forcing. The presence data and the bioclimatic variables, ranged from 34 to 299, and from 4 to 9, respectively. The generated models presented a high predictive capacity. From the modeled species, 16 present a statistically significant decrease in the probability of presence in both future climate scenarios. In contrast, the remaining 16 species do not show changes. The potential distribution of the 32 species covers an average of 303,949 km<sup>2</sup> (15.7 % of Mexico) under current climatic conditions. This decreases to 279,121 km<sup>2</sup> (14.4 %) under SSP 2.6 scenario and up to 262,102 km<sup>2</sup> (13.6 %) under SSP 8.5 scenario. The eastern areas of the Eje Neovolcanico Transversal and the



southern of the Sierra Madre Oriental in the states of Puebla, Oaxaca and Veracruz showed the highest number of invasive exotic species.

## CONTENIDO

RESUMEN.....	v
ABSTRACT .....	vii
LISTA DE CUADROS .....	xi
LISTA DE GRÁFICAS .....	xii
LISTA DE FIGURAS.....	xiii
INTRODUCCIÓN.....	1
REVISIÓN DE LITERATURA .....	3
Especies Exóticas Invasoras.....	3
Gramíneas .....	6
Cambio Climático .....	8
Modelos de Nicho Ecológico .....	12
Áreas Vulnerables a Invasión.....	15
MATERIALES Y MÉTODOS.....	17
Área de Estudio.....	17
Obtención de Datos .....	17
Variables Ambientales Actuales y Futuras .....	18
Selección de Variables.....	18
Confección de los Modelos de Nicho Ecológico .....	20
Probabilidad de Presencia y Distribución Potencial Actual y Futura .....	21

Áreas Vulnerables a Invasión de Gramíneas Exóticas .....	22
Áreas Naturales Protegidas .....	22
RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	24
Probabilidad de Presencia y Distribución Potencial Actual y Futura .....	27
Áreas Vulnerables a Invasión de Gramíneas .....	49
Áreas Naturales Protegidas .....	56
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES .....	61
LITERATURA CITADA .....	63

## LISTA DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Variables bioclimáticas empleadas.....	19
2	Especies modeladas con número de registros de presencia, valor de AUC y variables bioclimáticas empleadas.....	25
3	Superficie de distribución potencial de gramíneas exóticas invasoras en escenarios climáticos actuales y futuros .....	47
4	Número de especies de gramíneas exóticas invasoras en condiciones climáticas actuales y futuras.....	50

## LISTA DE GRÁFICAS

Gráfica		Página
1	Análisis de regresión lineal de las especies: <i>Agrostis gigantea</i> , <i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Aira elegans</i> , <i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Anthraxon hispidus</i> , <i>Arundo donax</i> .....	28
2	Análisis de regresión lineal de las especies: <i>Bothriochloa pertusa</i> , <i>Bromus Rubens</i> , <i>Bromus tectorum</i> , <i>Cenchrus ciliaris</i> , <i>Coix lacryma-jobi</i> , <i>Cortaderia selloana</i> .....	29
3	Análisis de regresión lineal de las especies: <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Dactyloctenium aegyptium</i> , <i>Digitaria sanguinalis</i> , <i>Eleusine indica</i> , <i>Elymus, repens</i> , <i>Eragrostis curvula</i> .....	30
4	Análisis de regresión lineal de las especies: <i>Hordeum murinum</i> , <i>Hyparrhenia rufa</i> , <i>Imperata cylindrica</i> , <i>Ischaemum rugosum</i> , <i>Melinis minutiflora</i> , <i>Melinis repens</i> .....	31
5	Análisis de regresión lineal de las especies: <i>Panicum repens</i> , <i>pennisetum clandestinum</i> , <i>Pennisetum purpureum</i> , <i>Pennisetum setaceum</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Polypogon monspeliensis</i> .....	32
6	Análisis de regresión lineal de las especies: <i>Rottboellia cochinchinensis</i> , <i>Stenothaphrum secundatum</i> .....	33
7	Análisis de regresión lineal de número de especies de gramíneas exóticas invasoras.....	57

## LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: <i>Agrostis gigantea</i> , <i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Aira elegans</i> .....	35
2	Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: <i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Anthraxon hispidus</i> , <i>Arundo donax</i> .....	36
3	Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: <i>Bothriochloa pertusa</i> , <i>Bromus rubens</i> , <i>Bromus tectorum</i> .....	37
4	Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: <i>Cenchrus ciliaris</i> , <i>Coix lacryma-jobi</i> , <i>Cortaderia selloana</i> .....	38
5	Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Dactyloctenium aegyptium</i> , <i>Digitaria sanguinalis</i> .....	39
6	Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: <i>Eleusine indica</i> , <i>Elymus repens</i> , <i>Eragrostis curvula</i> .....	40
7	Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: <i>Hordeum murinum</i> , <i>Hyparrhenia rufa</i> , <i>Imperata cylindrica</i> .....	41
8	Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: <i>Ischaemum rugosum</i> , <i>Melinis minutiflora</i> , <i>Melinis repens</i> .....	42
9	Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: <i>Panicum repens</i> , <i>pennisetum clandestinum</i> , <i>Pennisetum purpureum</i> .....	43
10	Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: <i>Pennisetum setaceum</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Polypogon monspeliensis</i> .....	44
11	Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: <i>Rottboellia cochinchinensis</i> , <i>Stenothaphrum secundatum</i> .....	45

12	Número de especies de gramíneas exóticas en condiciones climáticas actuales.....	51
13	Número de especies de gramíneas exóticas invasoras en escenario climático SSP 2.6.....	52
14	Número de especies de gramíneas exóticas invasoras en escenario climático SSP 8.5.....	54
15	Número de especies de gramíneas exóticas invasoras en áreas naturales protegidas en condiciones climáticas actuales.....	57
16	Número de especies de gramíneas exóticas invasoras en áreas naturales protegidas en escenario climático SSP 2.6....	58
17	Número de especies de gramíneas exóticas invasoras en áreas naturales protegidas en escenario climático SSP 8.5....	59

## INTRODUCCIÓN

El conocimiento y prevención de áreas vulnerables a invasión de especies exóticas invasoras es esencial para afrontar una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y daños en los ecosistemas (Cardinale *et al.*, 2012; Mollot *et al.*, 2017; Harfoot *et al.*, 2018). Las invasiones biológicas no solo son un fenómeno natural, también son impulsadas por el ser humano (Botkin, 2001; Wilson *et al.*, 2016). La escala, la frecuencia y la cantidad de invasiones han crecido enormemente como consecuencia de las actividades antrópicas (Mack *et al.*, 2000; Hooper *et al.*, 2005). Además, dichas actividades también han interferido con el sistema climático (Working Group I, 2021), lo cual plantea riesgos para los ecosistemas naturales y urbanos (Cardinale *et al.*, 2012). Se predice que, para mediados del siglo XXI, la temperatura global podría alcanzar niveles superiores a 1.5 °C por encima de los niveles preindustriales (Working Group I, 2021). Además, se prevén cambios globales en los procesos climáticos y biogeoquímicos, en mayor o menor proporción, dependiendo de la trayectoria socioeconómica compartida que se plantee. (Flato, 2011; Myhre y Shindell, 2013).

Por lo antes expuesto, el cambio climático aumenta el riesgo y vulnerabilidad de los ecosistemas (Hobbs y Huenneke, 1992; Dukes y Mooney, 1999; Mack *et al.*, 2000; Low, 2008). Para algunas especies vegetales, estos cambios en el clima podrían tener efectos positivos o negativos sobre la amplitud de sus rangos de distribución, ya que el clima es uno de los principales factores que influyen sobre el establecimiento y supervivencia de las plantas (Estrada-Contreras *et al.*, 2015). Por tal motivo, el estudio de las invasiones biológicas



vegetales y el efecto que el cambio climático podría tener sobre ellas, es fundamental para comprender sus efectos sobre la biodiversidad y de la salud de los ecosistemas.

Con relación a lo anterior, los Modelos de Nicho Ecológico (MNE), son herramientas que permiten generar representaciones cartográficas del espacio idóneo que una especie puede ocupar en función de variables climáticas (Mateo *et al.*, 2011). Así, los Modelos de Nicho Ecológico en conjunto con el uso de Modelos Climáticos Globales (MCG), permiten realizar estimaciones sobre la distribución potencial de especies exóticas invasoras e identificar el efecto que el cambio climático podría tener en su distribución. Además, al modelar diversas especies, permite conjuntar los mapas resultantes y de esta manera, analizar zonas donde convergen múltiples especies exóticas invasoras y determinar áreas vulnerables a invasión.

Por lo cual, el objetivo fue determinar las áreas vulnerables, actuales y futuras (2041-2060), a invasión de gramíneas exóticas en México. Además, de estimar el efecto del cambio climático sobre la probabilidad de presencia de estas especies para el periodo 2041-2060 en dos escenarios climáticos futuros.

## REVISIÓN DE LITERATURA

### Especies Exóticas Invasoras

Las invasiones debidas a especies exóticas son una amenaza seria a la diversidad biológica (Mack *et al.*, 2000). Es importante mencionar, que este fenómeno no es nuevo; las invasiones y colonizaciones biológicas son parte fundamental en los procesos de los ecosistemas (Hobbs y Huenneke, 1992; Wilson *et al.*, 2016). Los ecosistemas naturales están en constante cambio, sin existir un estado estático o único (Botkin, 2001). Los organismos se dispersan o viajan a nuevos sitios ya sea por sus propias capacidades de movilidad, por agentes de dispersión bióticos, como interacciones mutualistas entre especies, o bien por vectores abióticos, como el viento y agua. Esta dispersión ha sido un factor esencial para la distribución y el intercambio genético y, por lo tanto, para la persistencia y diversidad de las especies (Botkin, 2001; Cadotte, 2006). Sin embargo, esta dispersión natural se dio sin la intervención del ser humano hasta hace relativamente poco tiempo (Wilson *et al.*, 2016).

A lo largo de la historia, un sinnúmero de casos de colonización e invasión de ecosistemas no habrían sido posibles sin el ser humano y sus migraciones alrededor del mundo. Al manejar activamente los recursos bióticos, el ser humano ha trasladado especies por el planeta facilitando su dispersión y modificando su distribución original (Lodge, 1993). En el proceso actual de globalización, las actividades antrópicas han alterado la frecuencia y dinámica de las invasiones biológicas, facilitando la introducción, tanto involuntaria como intencional, de especies a nuevos ecosistemas (Mack *et al.*, 2000).

La introducción de una especie puede darse mediante seis mecanismos diferentes: liberación de la especie de manera deliberada, escape accidental de especies sometidas a cautiverio, importación de un producto que contenga a la especie, transporte de la especie mediante un vector y propagación natural desde un sitio donde la especie exótica ya está establecida a otro aledaño (Hulme *et al.*, 2017). Asimismo, las principales vías de introducción debidas a actividades humanas son la importación de productos para alimentación, recreación y ornato (Alfaro *et al.*, 2014).

La definición de especie exótica invasora es compleja, ya que este concepto varía dependiendo del grupo taxonómico y los criterios empleados, así como el interés del grupo de análisis que lo define (Argüelles-Capdevila *et al.*, 2006). Aun así, existe una distinción importante entre especie exótica y especie invasora. Una especie exótica es aquella que se encuentra en una región o hábitat donde son ajenas a la biota nativa, sin que necesariamente se propague desde los sitios en que reside hacia nuevos hábitats. En cambio, las especies invasoras son considerada como un subconjunto de las especies exóticas, pero a diferencia de estas últimas, se dispersan y colonizan, muchas veces de forma agresiva, diferentes hábitats de la región donde fueron introducidas (Vargas y León, 2009).

Una propuesta ampliamente aceptada (Colautti y MacIsaac, 2004; Wilson *et al.*, 2016) y que resulta útil para definir a las especies invasoras, es la de Richardson *et al.* (2000). Estos autores proponen un concepto de invasión desde el enfoque ecológico, basado en la identificación de los procesos y las etapas de la invasión. De este modo, estos organismos se pueden clasificar en tres

categorías. Se denomina especies introducidas o exóticas a aquellos organismos que superan dos filtros de invasión. Un primer filtro es el geográfico, caracterizado por barreras físicas o rasgos hidrográficos que restringen su distribución natural, el cual es superado por acción del hombre cuando transporta a esas especies de una región a otra. El segundo filtro es ambiental, condicionado por las características fisiológicas de la especie que le permiten sobrevivir bajo las condiciones bióticas y abióticas del sitio al que arriba (Williamson y Fitter, 1996; Hamilton *et al.*, 2005). No obstante, la reproducción es fundamental para considerar que una especie pasa de ser introducida a naturalizada, ya que esta última condición ocurre cuando la especie logra establecer poblaciones viables en el sitio de introducción. Finalmente, una especie naturalizada pasa a ser invasora cuando se dispersa y coloniza áreas distantes a la de su introducción.

Algunas investigaciones argumentan que las especies exóticas capaces de establecerse en un ecosistema natural tienen un impacto negativo sobre las especies nativas (Paolucci *et al.*, 2013; Bellard *et al.*, 2016; Buckley y Catford, 2016; Wilson *et al.*, 2016). Esto principalmente se debe a que sus individuos o poblaciones se reproducen rápidamente, siendo capaces de competir fuertemente con especies nativas por recursos como alimento, agua y espacio. Incluso, pueden llegar a causar la extinción de poblaciones de especies nativas. Asimismo, tienen una alta capacidad de inducir cambios en los ecosistemas alterando la provisión de servicios ecosistémicos y los ciclos biogeoquímicos (IUCN/SSC, 2000; Pimentel *et al.*, 2001; CANEI, 2010). Sin embargo, también existen ejemplos de introducción de especies exóticas utilizadas en la agricultura, la restauración de paisajes, control de plagas, deporte, mascotas, comida y

ornamentales, sin causar mayores efectos. Incluso existen especies exóticas (ej., *Chrysolina ssp.*, *Alosa sapidissima*, *Tamarx ssp Procambarus clarkii*) que han contribuido en tareas de conservación (Schlaepfer *et al.*, 2011). Por ello, es importante considerar los efectos de estas especies desde perspectivas ecológicas, socio-económicas y sanitarias.

De acuerdo con March y Martínez (2007), en un inicio, el Sistema Nacional sobre Especies Invasoras de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) identificó de manera preliminar 800 especies invasoras, que incluyen 665 plantas, 77 peces, 10 anfibios y reptiles, 30 aves y 6 mamíferos. En el caso de las plantas, se determinaron 23 especies prioritarias de alto impacto a la biodiversidad de México de acuerdo a tres criterios señalados por la CONABIO. Estos criterios son: a) crecen en ambientes naturales, b) son malezas ambientales nocivas en otros países y c) es viable su erradicación, contención o mitigación. Para el año 2000, se publicó en el Diario Oficial de la Federación la Norma Oficial Mexicana NOM-043-FITO-1999 con un listado de malezas cuarentenarias en México donde se incluyen 23 especies invasoras de la familia Poaceae (NOM-043-FITO-1999). Finalmente, el Diario Oficial de la Federación en 2016 publicó el acuerdo donde se establece una lista de especies exóticas invasoras para México donde se reportaron, entre otras familias y especies, 39 especies de gramíneas de carácter invasor (DOF, 2016).

### **Gramíneas**

La familia Poaceae forma uno de los grupos de plantas más prolíficas y abundantes del planeta. Son la cuarta familia de plantas vasculares con mayor número de especies y es uno de los grupos más diversos entre las angiospermas

(Herrera Arrieta y Cortés-Ortiz, 2009). Esta familia está presente en prácticamente todos los ecosistemas naturales, además de bordes de caminos, carreteras, campos de cultivo y medios urbanizados, desde zonas polares hasta el ecuador, desde el nivel del mar hasta altitudes superiores a los 5,000 msnm (Giraldo-Cañas, 2010). Las gramíneas se dividen en 12 subfamilias, que a su vez se dividen en pastos de climas templados y fríos, de climas tropicales y secos, de climas tropicales húmedos y de climas tropicales templados, entre otros (Sánchez-Ken, 2019). En gran medida, esto es debido a sus capacidades de adaptación para colonizar, persistir y transformar el entorno (Linder *et al.*, 2018).

En el mundo se estiman aproximadamente 702 géneros y entre 10,000 y 11,000 especies. México, considerando su extensión geográfica, es el país con mayor riqueza de especies, incluyendo nativas e introducidas. Además, ocupa el primer lugar en cuanto al número de endemismos (Sánchez-Ken, 2019). Se han reportado 215 géneros y 1,312 especies, de las cuales 1,092 son nativas y 224 son introducidas (Giraldo-Cañas, 2010). De las especies nativas, 304 son endémicas de México.

Las gramíneas aportan una amplia variedad de servicios ecosistémicos, tanto de aprovisionamiento, soporte, regulación como culturales (Dávila-Aranda y Sánchez-Ken, 1996). Como aprovisionamiento, son sustento alimenticio para el ser humano y para diferentes herbívoros, son fundamentales como forraje en la ganadería y algunas especies destacan por su uso en la medicina (Romeu, 1999; Dashora y Gosavi, 2013). Desempeñan un papel fundamental en servicios de soporte como son la retención y mantenimiento del suelo, reservorio de carbono y fotosíntesis. Forman parte de servicios de regulación de los procesos

de los ecosistemas, como la captura y almacenamiento de agua, estabilidad climática, tanto en la regulación del ciclo hídrico como de la temperatura, así como en los ciclos biogeoquímicos. Finalmente, en servicios culturales como en la elaboración de artesanías y otros productos (Davila-Aranda *et al.*, 1993).

Entre otras características ecológicas que poseen los pastos están, una elevada capacidad de dispersión y establecimiento a partir de pequeñas poblaciones fundadoras capaces de modificar el entorno donde se establecen. Además, presentan una extensa flexibilidad ambiental, como es una alta tolerancia a bajas temperaturas. Otro factor importante, es el tipo de fotosíntesis, ya que en general, son plantas con ruta fotosintética C3, generalmente asociada a climas húmedos y templados. Sin embargo, también presentan ruta fotosintética C4, característica de climas cálidos y secos (Linder *et al.*, 2018).

### **Cambio Climático**

En los últimos años, las actividades antropogénicas han interferido con mayor impacto en el sistema climático, provocando cambios notables en el ambiente. El cambio climático se define como la variación en el estado del clima, que persiste durante largos períodos de tiempo (IPCC, 2019). Una definición adicional, es la que se estableció en la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) en 1994, la cual define el cambio climático como alteraciones del clima, atribuidas directa o indirectamente, a las actividades humanas que, además, alteran la composición de la atmósfera global y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables. De este modo, la CMNUCC marca una diferencia entre el cambio

climático y la variabilidad climática, siendo el primer caso, atribuido a las actividades humanas y el segundo a causas naturales.

Estas alteraciones se ven representadas con un aumento de la temperatura de entre 0.8 y 1.2 °C con respecto a los niveles preindustriales del siglo XVII (IPCC, 2019). Asimismo, estos cambios en el clima plantean riesgos significativos para los ecosistemas, tanto naturales como urbanos (Díaz, 2012; IPCC, 2014). Para México se prevé un aumento en la temperatura y disminución en la precipitación (Pérez-Ruiz y Badano, 2018). Se estima que el cambio térmico aumente de 2 a 3 °C para primavera y verano, mientras que para otoño e invierno sea de 1 a 2 °C. (Montero-Martínez *et al.*, 2013). Las mayores reducciones de precipitación se presentarán durante el invierno en la zona occidental del país. En verano, la variación se presentará en menor magnitud (Ruiz-Corral *et al.*, 2016). En general, se predice en México que para mediados y finales del siglo XXI, la temperatura aumente entre 2.5 y 5 °C y la precipitación disminuya entre un 10 y 30 % (Flato, 2011; Fernández-Eguiarte *et al.*, 2015).

El cambio climático implica un surgimiento de nuevos regímenes ambientales a largo plazo, lo que supone un mayor desafío en la sobrevivencia de los organismos en cuanto a su capacidad de responder a estas nuevas condiciones ambientales (Estrada-Contreras *et al.*, 2015). Lo anterior, dependerá en gran medida de la tolerancia fisiológica de las especies ante el nuevo clima (Broennimann *et al.*, 2006), de su capacidad de adaptación a los regímenes de temperatura y precipitación (Vetaas, 2002) y/o de su capacidad de migración hacia hábitats climáticamente adecuados para su desarrollo (Low, 2008). De lo contrario, la extinción local o global es factible para ciertas especies (Cahill *et al.*,



2013). Las especies generalistas con rangos amplios de tolerancia ambiental se reubican rápidamente en respuesta a los cambios en el clima (Parmesan, 2006). Al contrario, gran parte de especies vegetales son incapaces de migrar a la velocidad requerida para afrontar el cambio climático, por lo que sus rangos de requerimientos ambientales, como luz, temperatura y humedad, juegan un papel fundamental para su establecimiento, reproducción y crecimiento (Ramírez-Magil *et al.*, 2020).

Aunado a esto, los ecosistemas son más vulnerables al ser afectados por el cambio climático y, por ende, más susceptibles a invasiones biológicas. El cambio climático y los disturbios antropogénicos, como incendios, inundaciones, cambios hidrológicos, tala excesiva y pastoreo, además de afectar directamente la salud de los ecosistemas favorecen la propagación de hierbas, plagas, y especies invasoras (Mack *et al.*, 2000; Low, 2008), aumentando el impacto de las invasiones en los ecosistemas (Hobbs y Huenneke, 1992; Dukes y Mooney, 1999).

Con relación a lo anterior, los procesos climáticos involucran múltiples componentes. Entre estos están las actividades humanas, las cuales modifican la evolución natural del clima causando alteraciones importantes actuales y a lo largo de las próximas décadas (IPCC, 2014; Escoto-Castillo *et al.*, 2017). Un medio para comprender las interacciones del sistema climático y la influencia de los gases de efecto invernadero, la deforestación y los cambios de uso de suelo, entre otras actividades humanas que influyen en el clima, son los Modelos Climáticos Globales (MCG). Estos modelos son simulaciones del clima altamente detalladas que reproducen matemáticamente los procesos físicos de cinco

componentes del sistema climático: atmósfera, océano, criosfera, geosfera, biosfera y su interacción. Además, estos modelos, incluyen la representación de los ciclos biogeoquímicos como son el del carbono, el sulfuro y el ozono (Flato, 2011).

Estos modelos permiten evaluar la respuesta del sistema climático a distintas alteraciones, indicando el efecto del incremento en concentraciones de gases de efecto invernadero, el uso del suelo, entre otros factores, mediante la estimación del nivel de forzamiento radiativo del planeta. El forzamiento radiativo se define como el cambio en balance de energía en el planeta, expresado en  $\text{Watts/m}^2$  (Myhre y Shindell, 2013). Debido a que son de los principales métodos para medir los conductores que intervienen en el cambio climático, permiten estudiar diversos escenarios climáticos en diferentes periodos temporales con distintos niveles de forzamiento radiativo dependiendo de las trayectorias socioeconómicas compartidas que se planteen (IPCC, 2019).

Los escenarios climáticos son el resultado de trayectorias socioeconómicas compartidas (SSP por sus siglas en inglés) que describen cinco supuestos que muestran el desarrollo social y económico global futuro para lograr mantenerse dentro de las distintas vías de concentración representativas (RCP por sus siglas en inglés; Hausfather, 2018). Estas trayectorias se basan en la capacidad socioeconómica para afrontar, en cuanto a mitigación y adaptación, al cambio climático. En detalle, estas trayectorias plantean los niveles de emisiones de gases de efecto invernadero, la capacidad de respuesta al cambio climático, el nivel de evolución de la economía de los distintos países y el grado de

desigualdad social, así como los avances y cambios tecnológicos que se esperan para las siguientes décadas (Escoto-Castillo *et al.*, 2017).

La primera trayectoria (SSP1 2.6 W/m<sup>2</sup>), se basa en un desarrollo sustentable, con bajos desafíos de mitigación y adaptación. Asume un bajo crecimiento poblacional y un alto desarrollo económico y educativo, gobernabilidad y desarrollo tecnológico de cooperación internacional con conciencia ambiental. Una segunda trayectoria (SSP2 4.5 W/m<sup>2</sup>) supone un desarrollo donde el avance tecnológico hacia las energías limpias es moderado, con patrones económicos y sociales similares a los históricos. La tercera trayectoria (SSP3 7.0 W/m<sup>2</sup>) supone un desarrollo económico bajo, con alto crecimiento poblacional, bajos niveles de educación y de conciencia ambiental, sociedad regionalizada y, por lo tanto, altos desafíos para la adaptación y mitigación. La cuarta trayectoria (SSP4 8.5 W/m<sup>2</sup>) describe una narrativa de desigualdad, donde el desarrollo tecnológico es alto, pero no toda la población es beneficiada. Así, en este último escenario, el uso de combustibles fósiles continúa siendo alto por lo que se presenta una mitigación alta pero baja adaptación (Escoto-Castillo *et al.*, 2017; Riahi *et al.*, 2017; Hausfather, 2018; Meinshausen *et al.*, 2019). Estas trayectorias están diseñadas para cuatro periodos de tiempo, incluyendo 2021-2040, 2041-2060, 2061-2080, 2081-2100.

### **Modelos de Nicho Ecológico**

Los modelos de nicho ecológico surgen del interés por describir, entender y predecir la distribución geográfica y ambiental de las especies. En los últimos años, se han diseñado múltiples métodos para estimar las áreas de distribución de las especies basados en correlacionar presencias conocidas con variables

ambientales (Milesi y Lopez de Casenave, 2005). Aunque existen métodos similares para determinar la distribución de las especies, es primordial definir la teoría detrás de estos, ya que no todos se enfocan en generar el mismo resultado (Maciel *et al.*, 2015). Los modelos de nicho ecológico, tienen como objetivo plasmar las características ambientales que definen la distribución de una especie en el espacio geográfico, generalmente mediante procedimientos estadísticos de aprendizaje automatizado (Peterson y Soberón, 2012).

Los modelos de nicho ecológico están basados en la ecología de las especies y, por lo tanto, en el concepto de nicho (Milesi y Lopez de Casenave, 2005). Un primer factor que define la distribución de las especies es el nicho fundamental, el cual describe un hipervolumen de condiciones y recursos que permiten a la especie sobrevivir (Hutchinson, 1957). Es decir, el nicho fundamental opera bajo el supuesto que todos los climas con condiciones ideales son accesibles para la especie y que las interacciones bióticas no representan una limitante. Se trata así, de la distribución potencial en el espacio geográfico de la especie (Soberón y Peterson, 2005). Los modelos de nicho ecológico están basados en esta caracterización del nicho fundamental (Peterson y Soberón, 2012).

Por lo tanto, estos modelos de nicho ecológico, son representaciones cartográficas del espacio idóneo de una especie en función de las variables ambientales empleadas para generar dicha representación (Mateo *et al.*, 2011). Estos modelos tienen numerosas aplicaciones y, entre los campos más utilizados, son los relacionados con temáticas de riqueza de especies, la distribución de comunidades amenazadas, habiéndose también implementado

en estudios de protección y conservación de especies en riesgo y para identificar la distribución potencial de especies exóticas (Pearson y Dawson, 2003; Philips *et al.*, 2006; Spiers *et al.*, 2018; Townsend, 2019). Además, mediante los modelos de nicho ecológico es posible conocer los posibles efectos del cambio climático sobre las especies (Hernández-Quiroz *et al.*, 2018). Conocer la manera en cómo las variables ambientales influyen sobre la presencia de las especies favorece la exploración de teorías ecológicas y evolutivas, así como en predecir la distribución, tanto de especies nativas como invasoras, bajo diferentes escenarios climáticos (Soberón y Peterson, 2005; Peterson y Soberón, 2012).

Existen diversos algoritmos para generar modelos de nicho ecológico, los cuales se enfocan en clasificar la probabilidad de presencia de determinada especie en función de variables ambientales. Entre estos, los más usados son procedimientos estadísticos como modelos lineales generalizados o modelos generalizados aditivos, o bien modelos basados en aprendizaje automatizado, como lo es el algoritmo de máxima entropía; Maxent, (Mateo *et al.*, 2011). Cada modelo tiene características propias y, por lo tanto, generan resultados distintos. Además, cada algoritmo requiere de ciertos datos de la especie de interés. Algunos algoritmos contrastan sitios donde la especie está presente contra sitios donde está ausente (Plischoff y Fuentes-Castillo, 2011), mientras otros se basan en utilizar únicamente datos de presencia. Un último método son los algoritmos basados en relacionar las características ambientales donde la especie está presente contra el conjunto de condiciones del área de estudio (Philips *et al.*, 2006). Dentro del último conjunto de algoritmos, está el algoritmo de aprendizaje automatizado de máxima entropía (Maxent) que permite realizar predicciones o

inferencias a partir de información incompleta (Philips *et al.*, 2006). Maxent utiliza coordenadas geográficas de los datos de presencia de la especie, con un conjunto de variables ambientales del área de estudio. A partir de esta área, Maxent extrae una muestra de valores de trasfondo, los cuales son contrastados contra los datos de presencia de la especie para generar el modelo (Merow *et al.*, 2013). Maxent presenta ciertas ventajas sobre otros algoritmos, ya que funciona únicamente con puntos de presencia de las especies, sin requerir datos de ausencia. Además, se ha demostrado que Maxent genera modelos predictivos y altamente robustos con más de 30 datos de presencia (Wisz *et al.*, 2008).

### **Áreas Vulnerables a Invasión**

Una manera de estudiar cómo las comunidades están distribuidas y son influenciadas por el ambiente es mediante la ecología de comunidades. Esta rama de la ecología busca, entre otras cosas, describir e identificar patrones espaciales y temporales de las comunidades de especies (Begon *et al.*, 2006). El primer paso, para describir la composición de una comunidad, es mediante un conteo de especies, es decir, la “diversidad alfa”. La diversidad alfa se define como una medida del número de especies que habitan un espacio determinado, ya sea en unidades de centímetros cuadrados o en kilómetros cuadrados (Whittaker *et al.*, 2001). Sin embargo, la temporalidad influye sustancialmente si se toma en cuenta la estabilidad del hábitat y los cambios que este pueda sufrir en el tiempo, afectando la composición de especies o “diversidad beta” (Koleff *et al.*, 2008).

La riqueza de especies (diversidad alfa) y las características funcionales de estas, influye directamente sobre las propiedades del ecosistema. Los

patrones en el uso de recursos de ciertas composiciones de especies son complementarios e incrementan la productividad y retención de nutrientes (Zimov *et al.*, 1995). Además, la composición de especies, así como la alta riqueza de especies está fuertemente relacionada con la susceptibilidad a invasiones por especies exóticas (Scott *et al.*, 2019). Los efectos de la pérdida y de la composición de especies y las propiedades que estas aportan al ecosistema pueden afectar de distinta manera los ecosistemas. Algunos ecosistemas presentan múltiples especies que desempeñan roles funcionales similares o especies que aportan poco a las propiedades del ecosistema por lo que la disminución en diversidad de especies puede no afectar inicialmente (Hooper *et al.*, 2005). Sin embargo, no todos los ecosistemas presentan estas características por lo que la capacidad de resiliencia es baja, así como un alto riesgo a disturbios. En este sentido los patrones de diversidad contribuyen en el análisis de la riqueza de especies, ya sea exóticas o nativas, así como las implicaciones de estas. Además, con el empleo de modelos de nicho ecológico es posible estimar patrones de diversidad ya sea de especies invasoras lo que permite determinar áreas vulnerables a invasión.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Área de Estudio**

El área de interés de esta investigación es el territorio mexicano. Sin embargo, para generar los modelos de nicho ecológico se utilizaron datos de coordenadas geográficas y variables ambientales de norte y centro América, incluyendo Panamá, Costa Rica, Nicaragua, Honduras, El Salvador, Guatemala, Belice, México y Estados Unidos de América. Esto con el fin de tener una mejor representación ambiental del área de estudio, además de la influencia y cercanía que estos países tienen con el área de estudio. Así, aunque los modelos se calibraron con datos de toda esta región, los análisis posteriores están acotados al territorio de México.

### **Obtención de Datos**

Se consideraron 39 especies exóticas invasoras de la familia Poaceae reportadas en el “Acuerdo en el que se establece la lista de especies exóticas para México”, publicado el 7 de diciembre del 2016 en el Diario Oficial de la Federación (DOF) y 23 especies de la misma familia reportadas en la Norma Oficial Mexicana NOM-043-FITO-1999 enfocada en la prevención del establecimiento de malezas de importancia cuarentenaria. En total, se consideraron 62 especies de gramíneas exóticas invasoras. A partir de estos dos listados, se generó una base de datos con las coordenadas geográficas de presencia reportadas para cada especie. Estas, se obtuvieron del portal GBIF (GBIF.org 9 de diciembre del 2019). Se depuró la base de datos mediante el empleo del software ArcGIS 10.5, con el cual se visualizaron los puntos de presencia y se descartaron aquellos datos de presencia ubicados en ciudades,



jardines botánicos, parques y carreteras, ya que estos datos pueden no reflejar los requisitos ambientales de la especie o estar subsidiados por el hombre (Sax *et al.*, 2013; Ramírez-Albores *et al.*, 2016). Además, debido a la resolución espacial que tienen las variables bioclimáticas (~ 4 km), se identificaron aquellos puntos de presencia que estuvieran ubicados a menos de 2.5 km uno de otro para conservar solo uno de ellos (Hernández *et al.*, 2018). Lo anterior, para evitar un sobreajuste en los modelos de nicho ecológico (Elith *et al.*, 2006).

### **Variables Ambientales Actuales y Futuras**

Se utilizó información de variables climáticas para generar los modelos de nicho ecológico actuales como para las proyecciones a futuro (Cuadro 1). Dicha información se obtuvo de 19 variables bioclimáticas, las cuales, se descargaron de las capas que provee el portal WorldClim (Fick y Hijmans, 2017). Los valores climáticos actuales que ofrece el portal son interpolaciones de estaciones meteorológicas con datos desde el año 1970 al 2000. Respecto a las variables climáticas futuras, se obtuvieron del modelo climático global CanESM5 (Swart *et al.*, 2019). Se utilizaron dos trayectorias socio-económicas compartidas (SSP por sus siglas en inglés; Shared Socio-economic Pathways), que representan trayectorias opuestas entre sí. Una primera trayectoria basada en el desarrollo sustentable el cual plantea un nivel de forzamiento radiativo de 2.6 W/m<sup>2</sup> (SSP 2.6) y una segunda trayectoria donde el desarrollo continúa impulsado por los combustibles fósiles alcanzando niveles de forzamiento radiativo de 8.5 W/m<sup>2</sup> (SSP 8.5). Estos escenarios se proyectaron para el periodo 2041-2060.

### **Selección de Variables**

Las variables ambientales consideradas para cada especie se eligieron

Cuadro 1. Variables bioclimáticas utilizadas

Variable	Descripción de la variable
Bio1	Promedio anual de temperatura
Bio2	Promedio rango diurno
Bio3	Isotermalidad
Bio4	Estacionalidad de la temperatura
Bio5	Temperatura máxima del mes más cálido
Bio6	Temperatura mínima del mes más frío
Bio7	Rango anual de temperatura
Bio8	Temperatura promedio del trimestre más lluvioso
Bio9	Temperatura promedio del trimestre más seco
Bio10	Temperatura promedio del trimestre más cálido
Bio11	Temperatura promedio del trimestre más frío
Bio12	Precipitación anual
Bio13	Precipitación del mes más lluvioso
Bio14	Precipitación del mes más seco
Bio15	Estacionalidad de la precipitación
Bio16	Precipitación del trimestre más lluvioso
Bio17	Precipitación del trimestre más seco
Bio18	Precipitación del trimestre más cálido
Bio19	Precipitación del trimestre más frío

mediante un análisis de correlación de Spearman en el Software R (versión 3.4). Esto, para no incluir variables redundantes en la confección de los modelos, así como también para evitar sobre predecir la distribución de las especies de gramíneas (Beaumont *et al.*, 2005; Elith *et al.*, 2011). De esta manera de las variables que resultaron correlacionadas se seleccionaron solo aquellas variables que tuvieran mayor influencia sobre la especie.

### **Confección de los Modelos de Nicho Ecológico**

Los modelos de nicho ecológico se generaron mediante el algoritmo de aprendizaje automatizado MaxEnt 3.4. Este algoritmo permite generar modelos robustos al utilizar únicamente datos de presencia de las especies y variables ambientales (Elith *et al.*, 2011). Para el modelo de cada especie, se empleó el 75 % de los datos de presencia para calibrar el modelo y el 25 % restante se usó para la validación del mismo. Se procesaron 100 repeticiones con remuestreo de tipo Bootstrap, para posteriormente generar un modelo promedio. Los modelos son evaluados mediante curvas características operativas del receptor (ROC por sus siglas en inglés) para las cuales se calculó el área bajo las mismas (AUC por sus siglas en inglés). Las curvas ROC indican la fracción de puntos de prueba correctamente clasificados por el modelo contra los puntos de prueba incorrectamente clasificados por el mismo (Hernández *et al.*, 2018). Así, el AUC adquiere valores entre 0 y 1, donde los valores cercanos a 1 indican una alta capacidad del modelo para predecir correctamente la ocurrencia de la especie objeto, mientras que valores por debajo de 0.5 indican que el modelo no diferencia presencias reales de aleatorias (Philips *et al.*, 2006). A la vez, Maxent

realiza un análisis de contribución porcentual de las variables al poder explicativo del modelo.

### **Probabilidad de Presencia y Distribución Potencial Actual y Futura**

Para determinar el efecto que el cambio climático pudiera tener en la probabilidad de presencia de las especies, se realizaron regresiones lineales simples. Para lo anterior, se generaron diez mil coordenadas aleatorias en México, de las cuales se extrajo el valor de probabilidad de presencia bajo el clima actual como bajo las proyecciones climáticas futuras. Estos valores se emplearon para generar regresiones lineales simples donde el valor de probabilidad de presencia actual se usó como variable predictora, mientras que el valor de probabilidad de presencia estimada sobre escenarios futuros se usó como variable de respuesta. En las funciones de regresión, se asume que valores de intercepto cercano a cero y pendiente cercana a uno indican que el cambio climático no alterará sustancialmente la probabilidad de presencia de la especie. Por el contrario, Hernández *et al.* (2018) siguieren se esperan cambios en la distribución de las especies atribuibles al cambio climático cuando el valor del intercepto y el de pendiente de la función de regresión se desvían significativamente de los valores teóricos antes mencionados. Para determinar si el cambio en la probabilidad de presencia es significativo, se calcularon los intervalos de predicción al 95% en la función de regresión y se avaló si los mismos contenían o no, los valores teóricos de intercepto = 0 y pendiente = 1.

Posterior a esto, con el fin de obtener una mejor visualización y estimar el área de la distribución potencial actual y futura, los modelos de nicho ecológico se visualizaron geográficamente en ArcMap 10.5 como un mapa de

probabilidades de presencia con rangos de valores de 0 a 1. Estos mapas se reclasificaron para establecer el área de distribución potencial a partir de valores superiores a 0.5 de probabilidad de presencia.

### **Áreas Vulnerables a Invasión de Gramíneas Exóticas**

A partir de los mapas de distribución potencial se determinaron aquellos sitios en los cuales coincide la distribución potencial de diferentes especies de gramíneas invasoras. Para esto, se añadió una cuadrícula UTM de 27.7 \* 32.5 km, la cual corresponde al índice de cartas topográficas de INEGI las cuales dividen el territorio nacional mexicano en 2,312 celdas. Sobre estas celdas se sobrepusieron los 32 modelos de distribución reclasificados. Luego se contabilizó el número de gramíneas exóticas que solapaban sus rangos de distribución en cada cuadrante para estimar el número de especies que pueden converger en un sitio (áreas vulnerables). Este mismo procedimiento se realizó para las proyecciones futuras. Adicionalmente, se estimó, mediante regresiones lineales simples la probabilidad de cambios en el número de especies en los escenarios futuros. Finalmente, para presentar la información de diversidad en los mapas, actuales y futuros, se establecieron 5 categorías de vulnerabilidad por cantidad de especies (1-5, 6-10, 11-15, 16-20, 21-25).

### **Áreas Naturales Protegidas**

Sobre los mapas de áreas vulnerables a la invasión por gramíneas se agregaron los polígonos de las 182 áreas naturales protegidas (ANP) del país. Esto se realizó para determinar cuáles de éstas pudieran presentar, potencialmente, mayor número de especies invasoras. Esta aproximación tuvo el

objetivo de establecer un fundamento para el manejo de especies invasoras bajo el clima actual, como también realizar estas estimaciones con miras al futuro.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se modeló el nicho ecológico de 32 especies de gramíneas exóticas invasoras en Norteamérica (Cuadro 2). Estas especies se seleccionaron a partir de las 62 especies de la familia Poaceae reportadas como exóticas invasoras en México (NOM-43-FITO-1999; DOF, 2016). Dichas especies seleccionadas conservaron más de 30 registros de presencia al filtrar y depurar los datos. Por otra parte, para las especies que presentaron un gran número de ocurrencias dentro del área geográfica seleccionada, se conservó un máximo de 300 registros para evitar sobreajustes del modelo. Así, las especies se modelaron con el número de registros recomendados para generar modelos de nicho climático robustos y predictivos, que oscila entre 30 y 300 (Wisz *et al.*, 2008; Elith *et al.*, 2011; Manzoor *et al.*, 2018; Draper *et al.*, 2019; Wan *et al.*, 2019). Las especies con mayor cantidad de puntos de presencia fueron *Agrostis gigantea*, *Agrostis stolonifera*, *Bromus rubens*, *Bromus tectorum*, *Dactylis glomerata*, *Digitaria sanguinalis*, *Elymus repens*, *Hordeum murinum*, *Melinis repens*, *Poa pratensis*, *Polypogon monspeliensis*. Por su parte, las que menos puntos conservaron fueron *Aira elegans*, *Cortaderia selloana*, *Panicum repens* y *Ischaemum rugosum*.

Los modelos resultantes indicaron que las 32 especies analizadas cuentan con condiciones ambientales favorables en México. No obstante, al ser especies originarias de distintas zonas del planeta, las variables climáticas empleadas para la calibración de sus modelos de nicho ecológico variaron considerablemente.

Las variables bioclimáticas seleccionadas se muestran en el Cuadro 1.

Cuadro 2. Especies modeladas con número de registros de presencia, valor de AUC y variables bioclimáticas empleadas

Especie	No. de registros	Valor AUC	Variables bioclimáticas															
			Bio 2	Bio 3	Bio 4	Bio 5	Bio 6	Bio 7	Bio 8	Bio 9	Bio 10	Bio 11	Bio 12	Bio 15	Bio 16	Bio 17	Bio 18	Bio 19
<i>Agrostis gigantea</i>	299	0.864						18.0		40.0	23.8			7.7	4.6		5.9	
<i>Agrostis stolonifera</i>	299	0.873		32.2					27.2	21.2	15.4				4.0			
<i>Aira elegans</i>	34	0.952	2.4							12.1		24.4			41.5		19.5	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	250	0.915	9.0						17.8	11.0	20.1				38.5		3.5	
<i>Arthraxon hispidus</i>	180	0.935	5.7					37.5	3.5		15.9					1.8	35.6	
<i>Arundo donax</i>	297	0.928	3.7							2.1		82.0				6.2	6.0	
<i>Bothriochloa pertusa</i>	106	0.974						56.0				19.2			7.6	14.6	2.6	
<i>Bromus rubens</i>	299	0.974						6.0	14.5	27.0					18.3	34.1		
<i>Bromus tectorum</i>	299	0.950		13.5				4.5	20.7			32.4			10.3	18.6		
<i>Cenchrus ciliaris</i>	297	0.949						23.0		19.3	5.7			31.3	4.0			16.8
<i>Coix lacryma-jobi</i>	180	0.976						67.0			3.8				24.3	2.6	2.3	
<i>Cortaderia selloana</i>	43	0.939	3.8					5.6		4.9		42.4		13.5			20.9	8.9
<i>Dactylis glomerata</i>	299	0.900						6.8	14.2		14.2	34.6			5.7	6.5		17.9
<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	294	0.941						62.7			20.2				5.7	11.4		
<i>Digitaria sanguinalis</i>	299	0.887	4.8							5.1	57.6		16.6				4.8	11.1
<i>Eleusine indica</i>	298	0.941			83.7					2.8					12.2	1.4		
<i>Elymus repens</i>	299	0.854		6.0							48.0	20.6	10.6	5.0			3.1	6.7
<i>Eragrostis curvula</i>	197	0.931	6.9					1.3	5.2	4.1	4.5	51.1	13.3				6.2	7.5
<i>Hordeum murinum</i>	299	0.968	1.1	2.1						0.8	4.9		28.7				50.4	12.0
<i>Hyparrhenia rufa</i>	275	0.960						80.8			2.7				11.7	3.3	1.5	
<i>Imperata cylindrica</i>	52	0.968	1.9			4.6				10.1		38.3	45.1					
<i>Ischaemum rugosum</i>	46	0.979				4.3		55.2	5.7						32.0		2.9	
<i>Melinis minutiflora</i>	149	0.976						73.7			11.9						12.3	2.2
<i>Melinis repens</i>	299	0.945	4.6	72.0		1.1						8.9			9.3	4.1		
<i>Panicum repens</i>	43	0.967	2.7								11.7	45.5					37.4	2.6
<i>Pennisetum clandestinum</i>	53	0.975		44.8				14.3			24.1	13.1				2.1		1.6
<i>Pennisetum purpureum</i>	194	0.971		19.6				68.3			1.9						9.0	1.2
<i>Pennisetum setaceum</i>	111	0.938	3.7	1.3							3.0	36.9				29.1	26.0	
<i>Poa pratensis</i>	299	0.927		34.7			11.4		19.8		8.1				8.5	2.5		15.0
<i>Polypogon monspeliensis</i>	299	0.935	2.5							2.9	1.4	58.1		8.3		16.0	3.6	7.3
<i>Rottboellia cochinchinensis</i>	77	0.972	2.7								1.6	56.7			14.6	3.5	6.3	14.7
<i>Stenotaphrum secundatum</i>	53	0.945	3.3					69.5			7.2						15.6	4.5



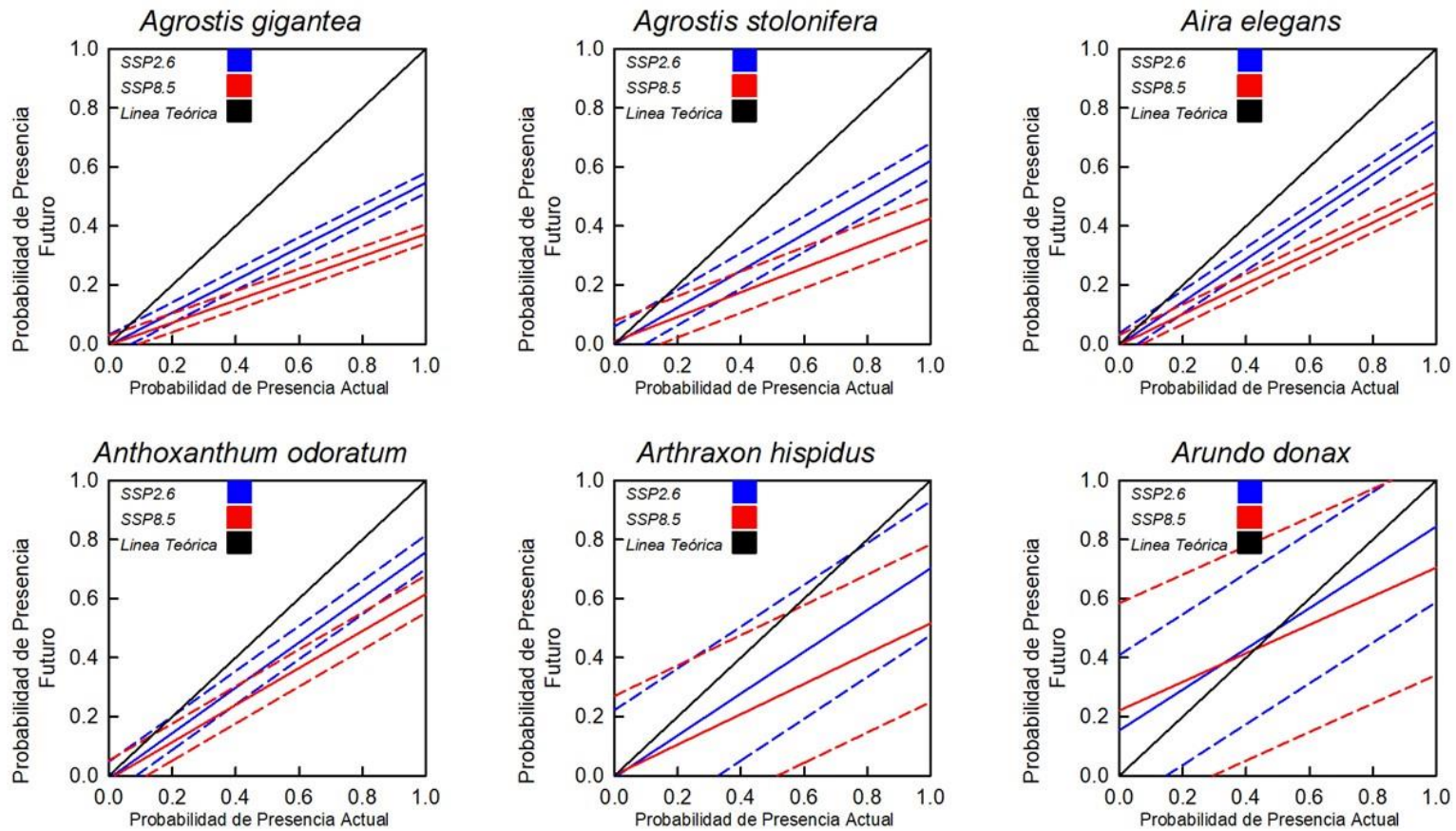
Es importante mencionar que la temperatura media anual (Bio1), la precipitación del mes más lluvioso (Bio13) y la precipitación del mes más seco (Bio14) no se incluyeron en ninguno de los modelos dado que presentan correlaciones con la mayoría de las demás variables bioclimáticas. Las especies que incluyeron mayor cantidad de variables bioclimáticas fueron *Eragrostis curvula* con 9 variables, *Polypogon monspeliensis* con 8 variables y *Cortaderia selloana*, *Dactylis glomerata*, *Elymus repens*, *Hordeum murinum*, *Poa pratensis*, *Rottboellia cochinchinensis* con 7 variables cada una. Por el contrario, las que menos variables bioclimáticas incluyeron para los modelos fueron *Dactyloctenium aegyptium* y *Eleusine indica* con 4 variables cada una. Las variables predominantes en los modelos fueron: la temperatura promedio del trimestre más cálido (Bio10; en el 72 % de los modelos), la precipitación del trimestre más cálido (Bio18 66 % de los modelos), el rango anual de temperatura (Bio7; 56 % de los modelos), la precipitación del trimestre más húmedo (Bio16; 53 % de los modelos), la temperatura promedio del trimestre más frío (Bio11; 50 % de los modelos) y la precipitación del trimestre más seco (Bio17 50 % de los modelos). Sin embargo, las variables de temperatura mostraron ser de mayor importancia en los modelos, en comparación con las de precipitación, al ser un parámetro altamente correlacionado con el desarrollo de las gramíneas (Clayton, 1981). Asimismo, la precipitación en el trimestre más cálido del año y en el trimestre más húmedo tuvieron un aporte considerable en más de la mitad de los modelos.

De manera general, los modelos mostraron altos valores de AUC (> 0.8), lo que indica una alta capacidad predictiva, ya que clasificaron de manera

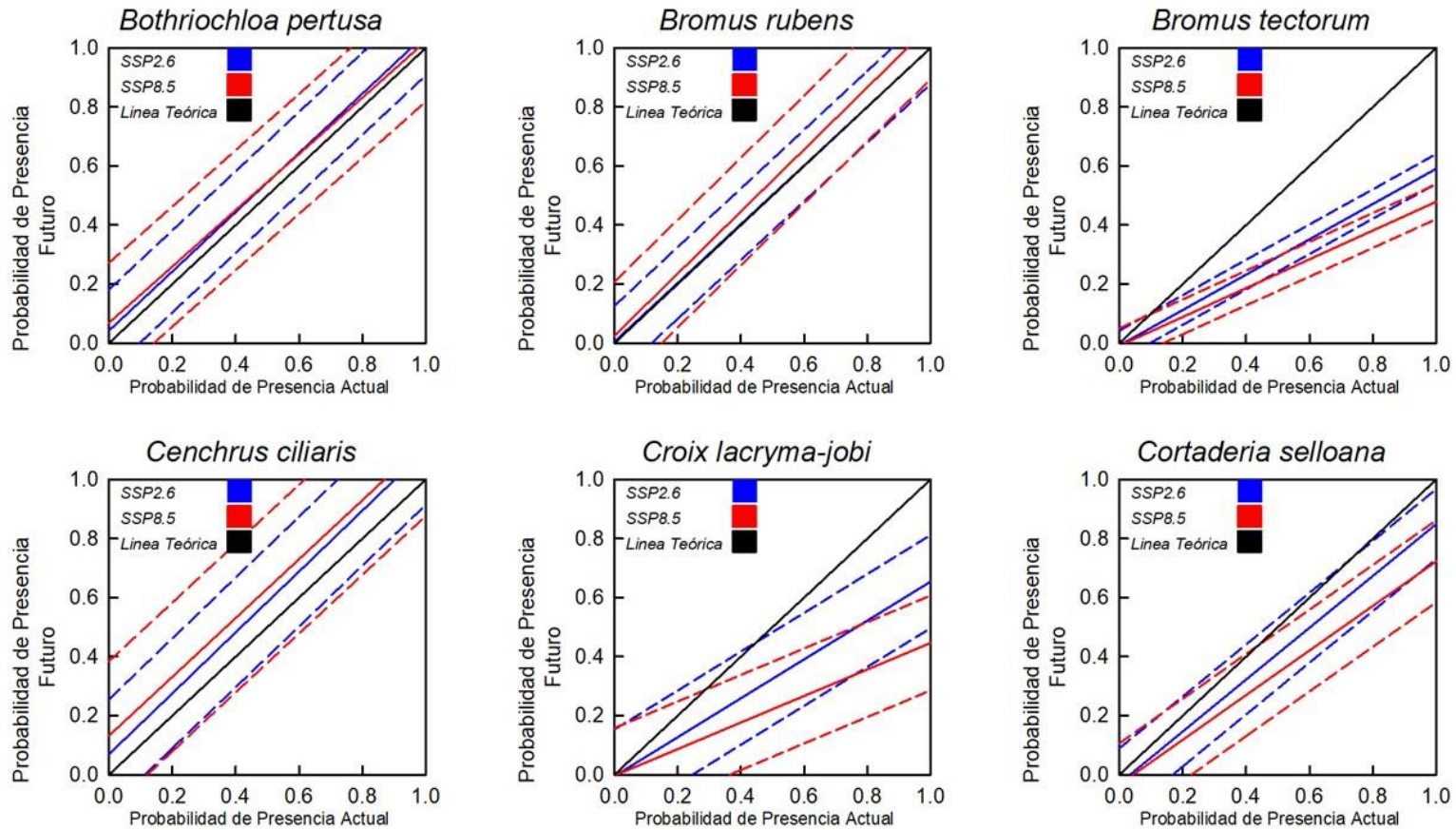
satisfactoria los datos de prueba asignados para cada uno de ellos. El 60 % de los modelos presentan valores de AUC superiores a 0.938 (Cuadro 1). No obstante, los valores de AUC más bajos corresponden a *Elymus repens* (0.854), *Agrostis gigantea* (0.864) y *Agrostis stolonifera* (0.873). Por otro lado, los valores más altos de AUC corresponden a las especies *Ischaemum rugosum* (0.979), *Melinis minutiflora* (0.976) y *Coix lacryma-jobi* (0.976).

### **Probabilidad de Presencia y Distribución Potencial Actual y Futura**

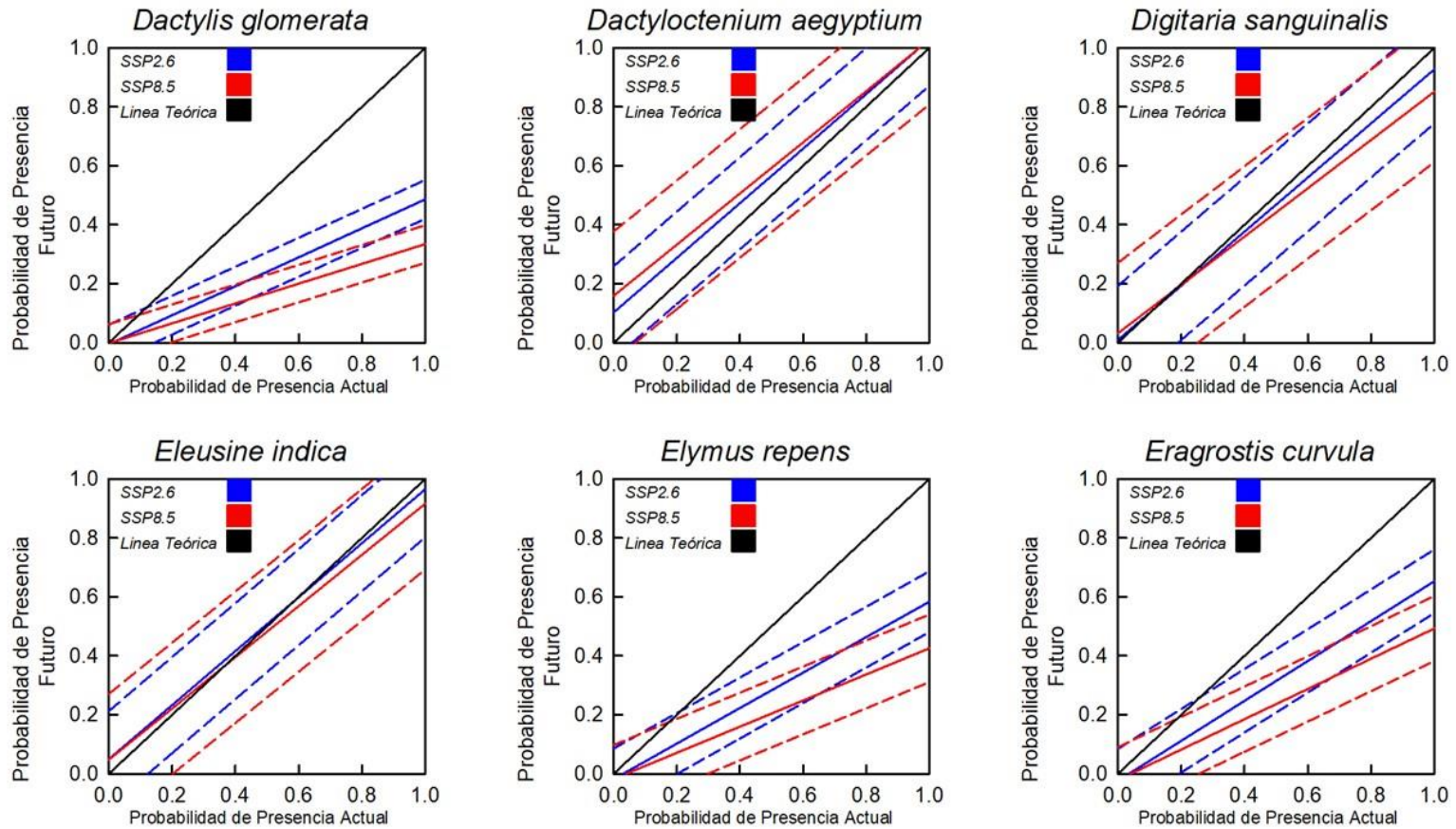
El análisis estadístico de los cambios en la probabilidad de presencia de las especies en los escenarios climáticos futuros se muestra en las Gráficas de la 1 a la 6. El análisis de regresión lineal estimó que para 16 especies es probable que presenten cambios significativos en su probabilidad de presencia a futuro. Para cada una de estas especies, se prevé que disminuya su probabilidad de presencia en México, en especial en el escenario SSP 8.5. Las especies para las que se estiman mayores efectos negativos ante el cambio climático, tanto en SSP 2.6 como SSP 8.5, son *Agrostis gigantea*, *Bromus tectorum*, *Dactylis glomerata*, *Elymus repens* y *Poa pratensis*. Estas especies reducen considerablemente su probabilidad de presencia a futuro. Por ejemplo, para las especies mencionadas, cuando los valores de probabilidad de presencia actual son de 0.5, en los escenarios futuros resultan valores inferiores a 0.3 de probabilidad de presencia. Por otra parte, para las 16 especies restantes, si bien no muestran cambios significativos, si se observa se mantienen cercanos a la línea teórica con intervalos de predicción de 95 %.



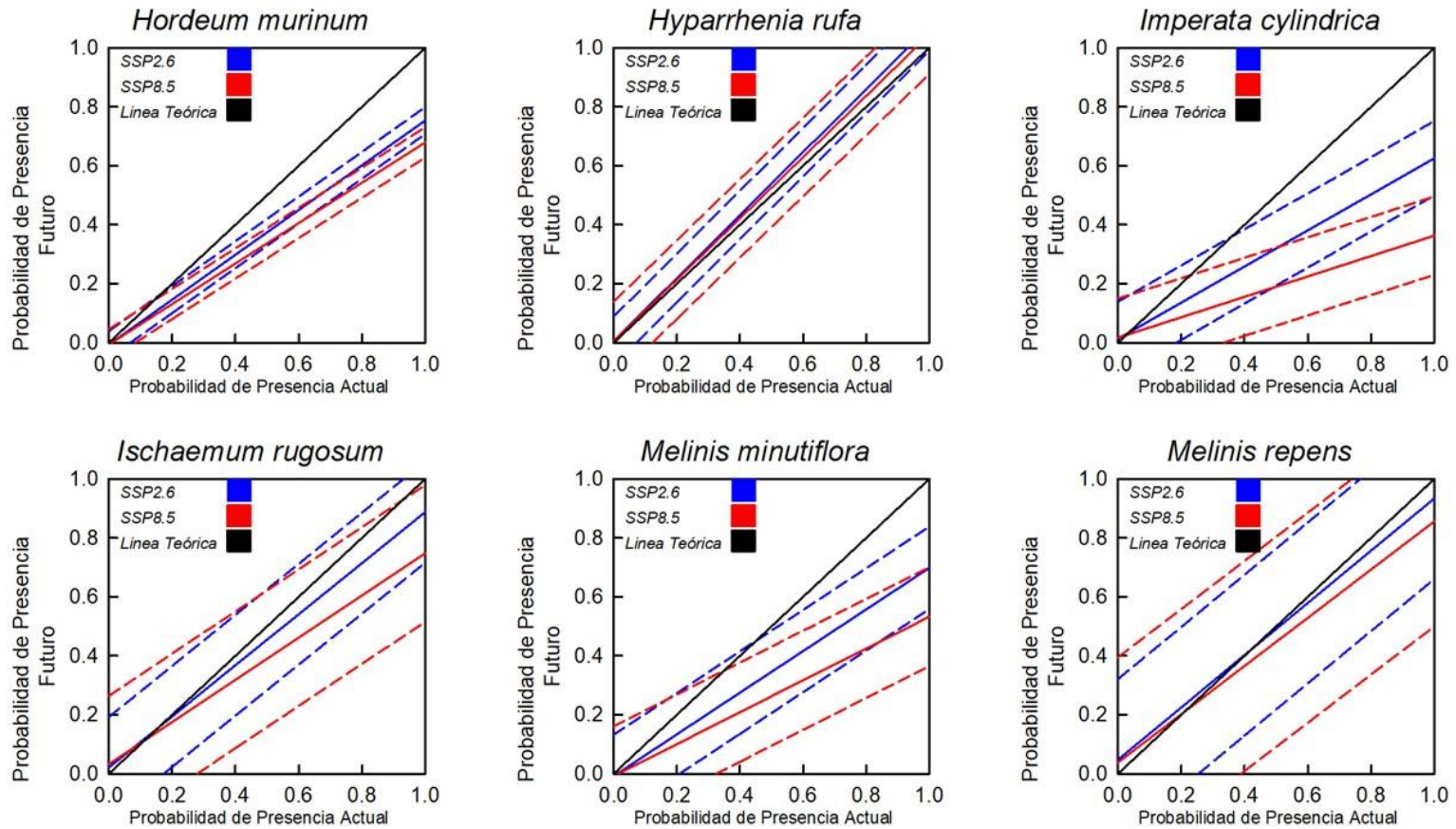
Gráfica 1. Análisis de regresión lineal de las especies: *Agrostis gigantea*, *Agrostis stolonifera*, *Aira elegans*, *Anthoxanthum odoratum*, *Arthraxon hispidus*, *Arundo donax*.



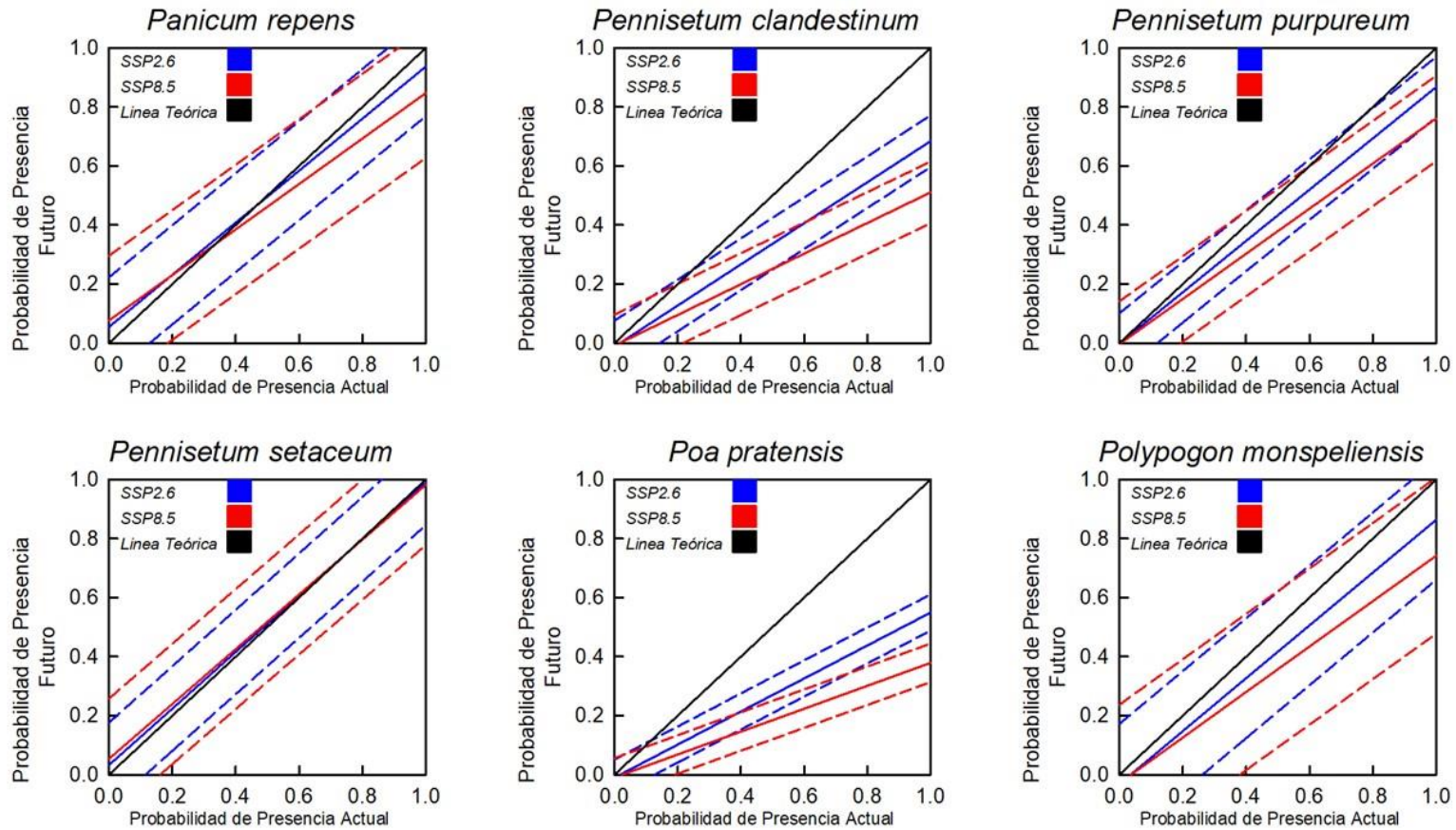
Gráfica 2. Análisis de regresión lineal de las especies: *Bothriochloa pertusa*, *Bromus Rubens*, *Bromus tectorum*, *Cenchrus ciliaris*, *Coix lacryma-jobi*, *Cortaderia selloana*.



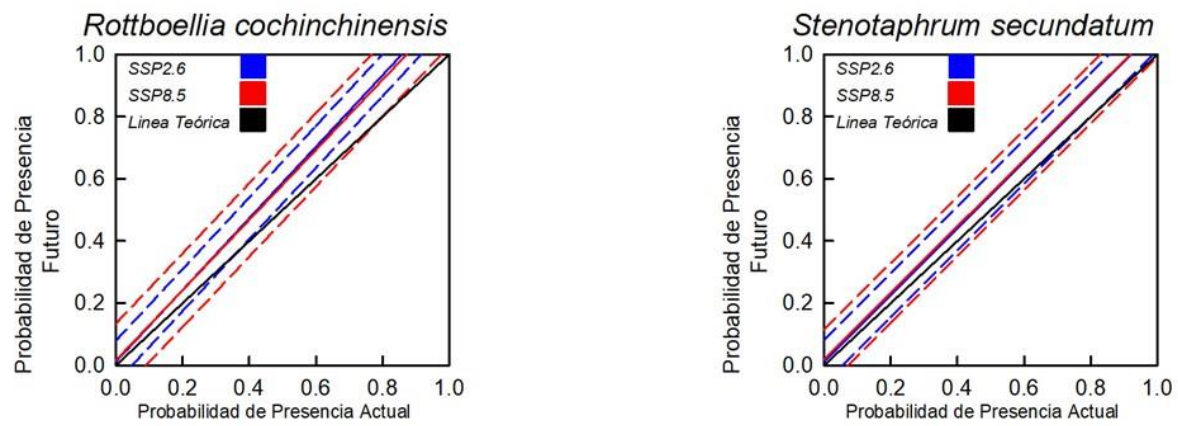
Gráfica 3. Análisis de regresión lineal de las especies: *Dactylis glomerata*, *Dactyloctenium aegyptium*, *Digitaria sanguinalis*, *Eleusine indica*, *Elymus repens*, *Eragrostis curvula*.



Gráfica 4. Análisis de regresión lineal de las especies: *Hordeum murinum*, *Hyparrhenia rufa*, *Imperata cylindrica*, *Ischaemum rugosum*, *Melinis minutiflora*, *Melinis repens*.



Gráfica 5. Análisis de regresión lineal de las especies: *Panicum repens*, *pennisetum clandestinum*, *Pennisetum purpureum*, *Pennisetum setaceum*, *Poa pratensis*, *Polypogon monspeliensis*.



Gráfica 6. Análisis de regresión lineal de las especies: *Rottboellia cochinchinensis*, *Stenotaphrum secundatum*.



Lo anterior indica que, el cambio climático no tendrá efectos importantes la disponibilidad de hábitats para estas especies ya que principalmente pertenecen a subfamilias características de climas tropicales húmedos y templados.

Los mapas de distribución potencial de las especies modeladas se presentan en las Figuras 1 a la 11. Las especies que mostraron cambios significativos en la probabilidad de presencia en escenarios futuros indicaron una distribución potencial actual limitada dentro del territorio mexicano, lo que sugiere un nicho fundamental reducido, con requerimientos climáticos específicos (Slatyer *et al.*, 2013). Estos requerimientos climáticos son escasos en México y, por lo tanto, los cambios en el clima afectan con mayor intensidad su distribución potencial. Adicionalmente, el aumento esperado en la temperatura (Flato, 2011; Fernández-Eguiarte *et al.*, 2015), afecta con mayor intensidad a especies reportadas como especies de climas templados fríos (Sánchez-Ken, 2019).

De manera general, las especies sin cambios significativos en los escenarios futuros muestran una amplia superficie de distribución potencial sobre el territorio mexicano e, incluso, en ciertas especies se observa un aumento en los escenarios futuros, aunque estadísticamente no es significativo. Estos organismos generalistas encuentran condiciones climáticas favorables en gran parte del territorio, lo que indica una amplia tolerancia ambiental.

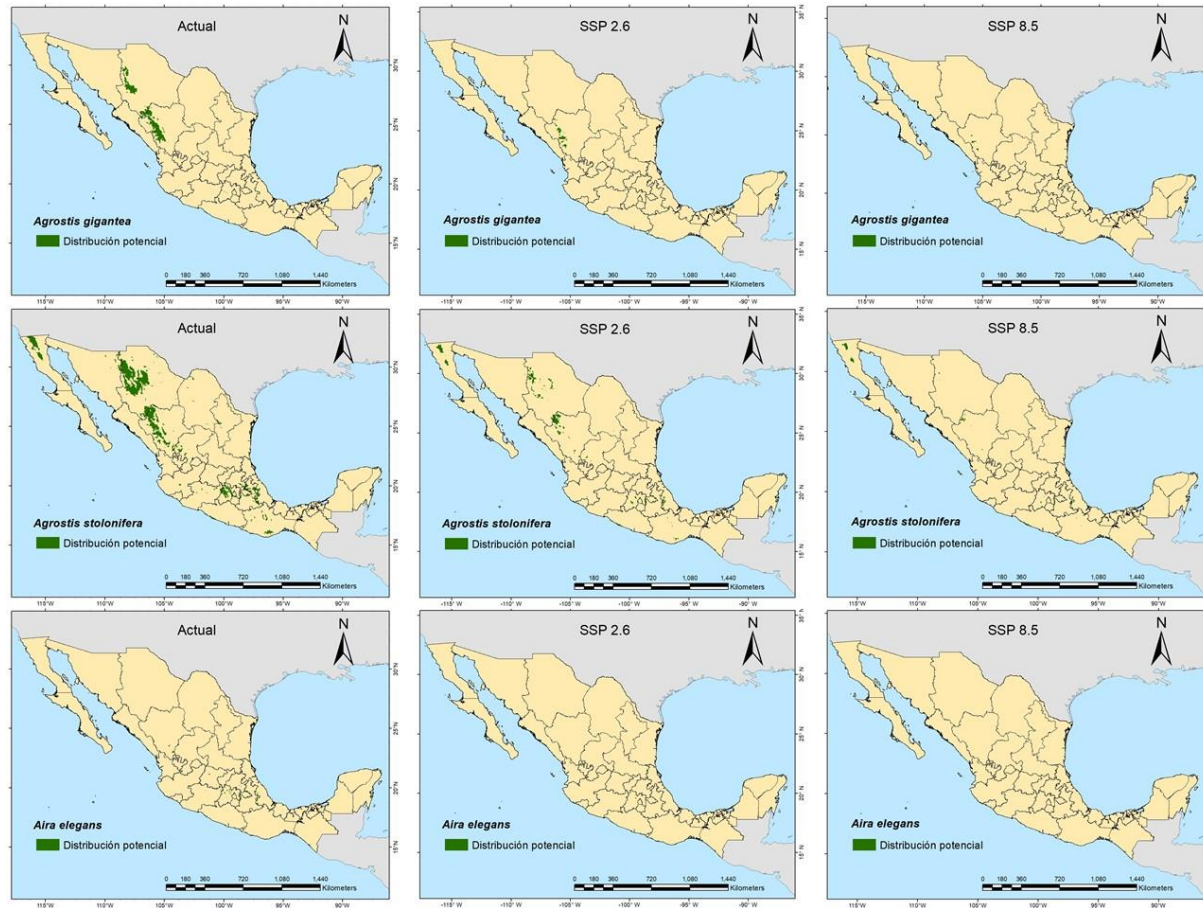


Figura 1. Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: *Agrostis gigantea*, *Agrostis stolonifera*, *Aira elegans*.

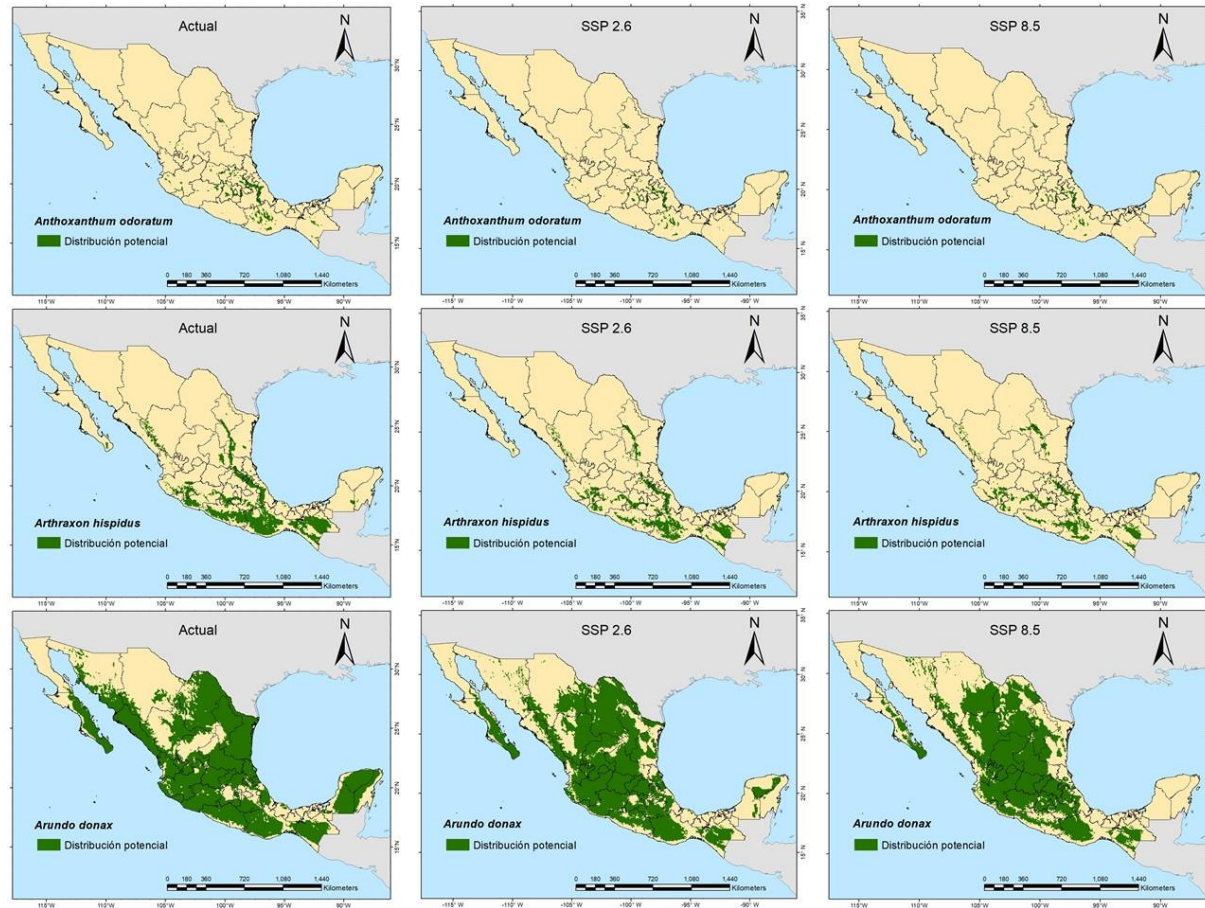


Figura 2. Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: *Anthoxanthum odoratum*, *Arthraxon hispidus*, *Arundo donax*.

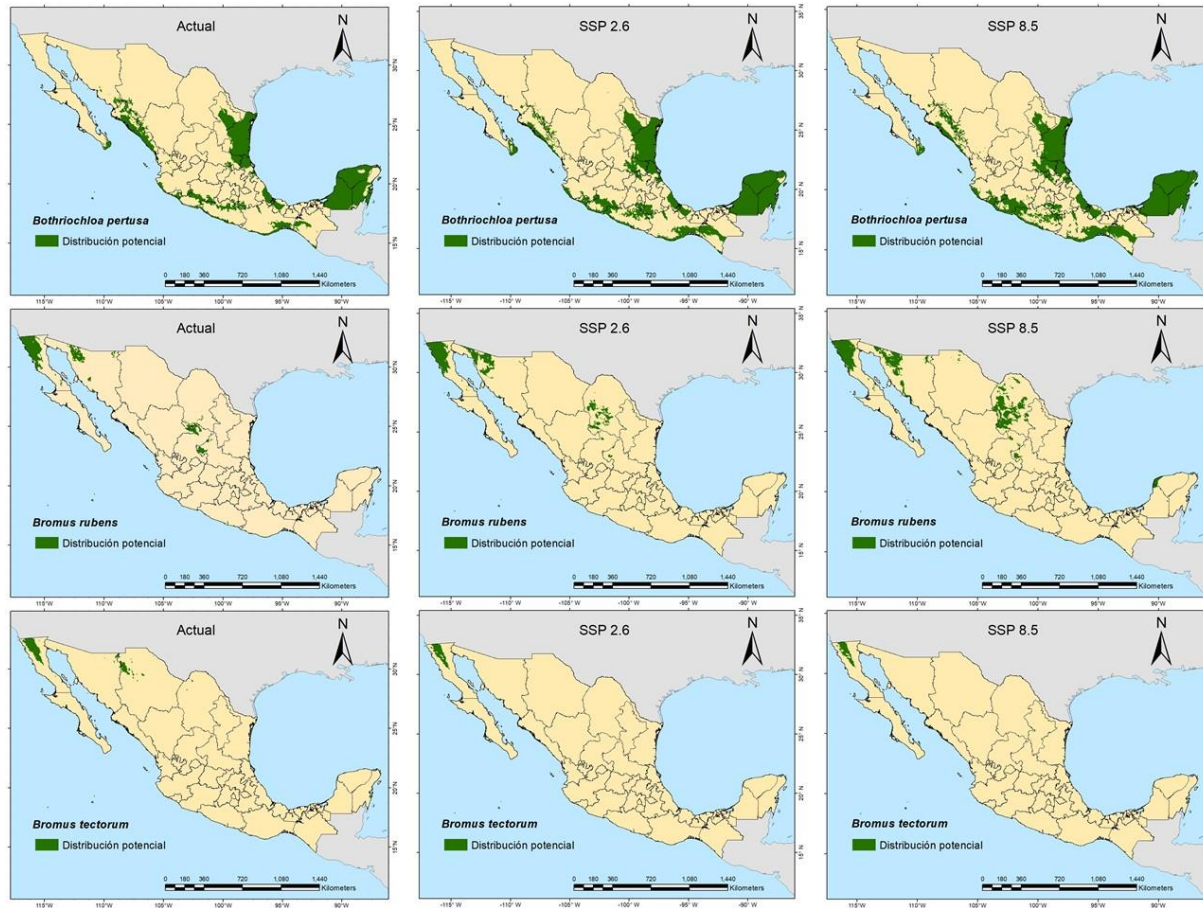


Figura 3. Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales de las especies: *Bothriochloa pertusa*, *Bromus rubens*, *Bromus tectorum*.

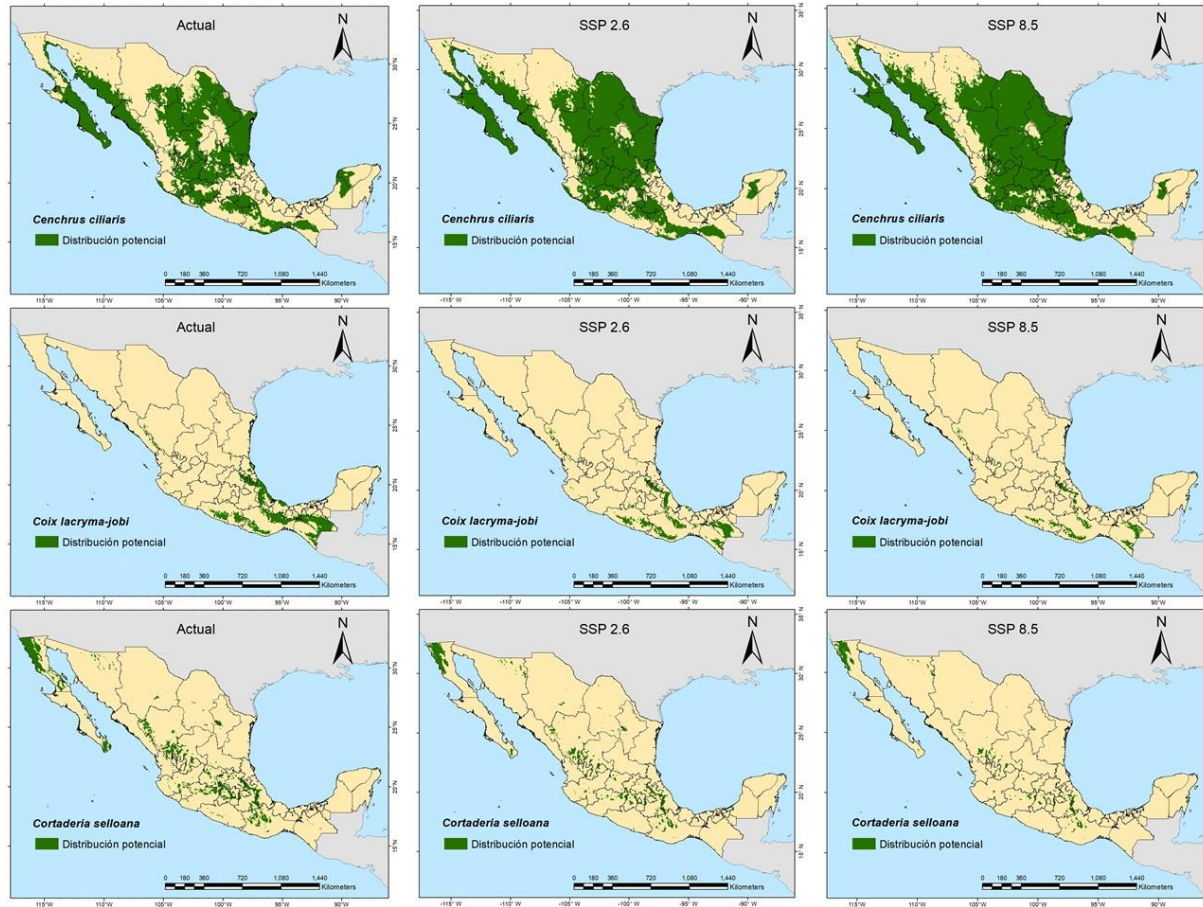


Figura 4. Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros y análisis de regresión lineal de las especies: *Cenchrus ciliaris*, *Coix lacryma-jobi*, *Cortaderia selloana*.

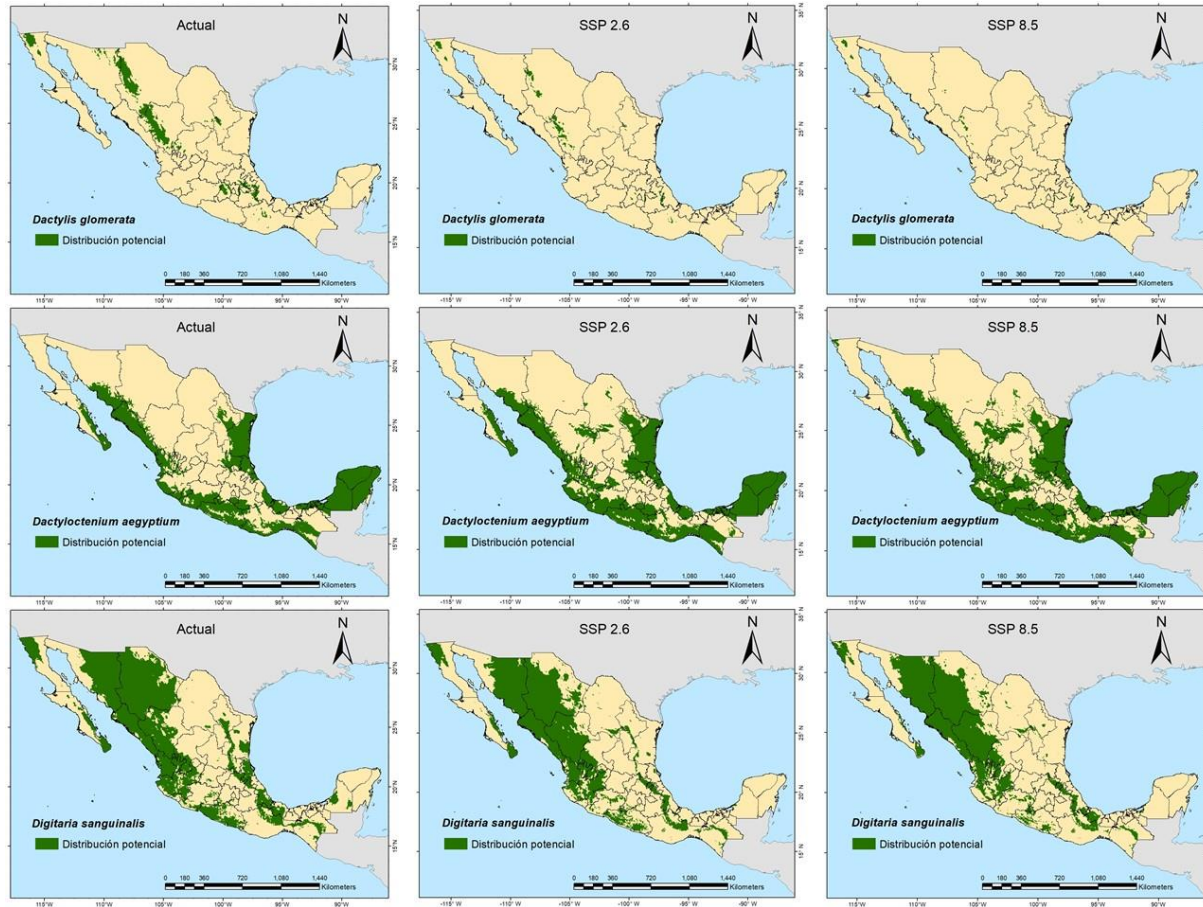


Figura 5. Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: *Dactylis glomerata*, *Dactyloctenium aegyptium*, *Digitaria sanguinalis*.

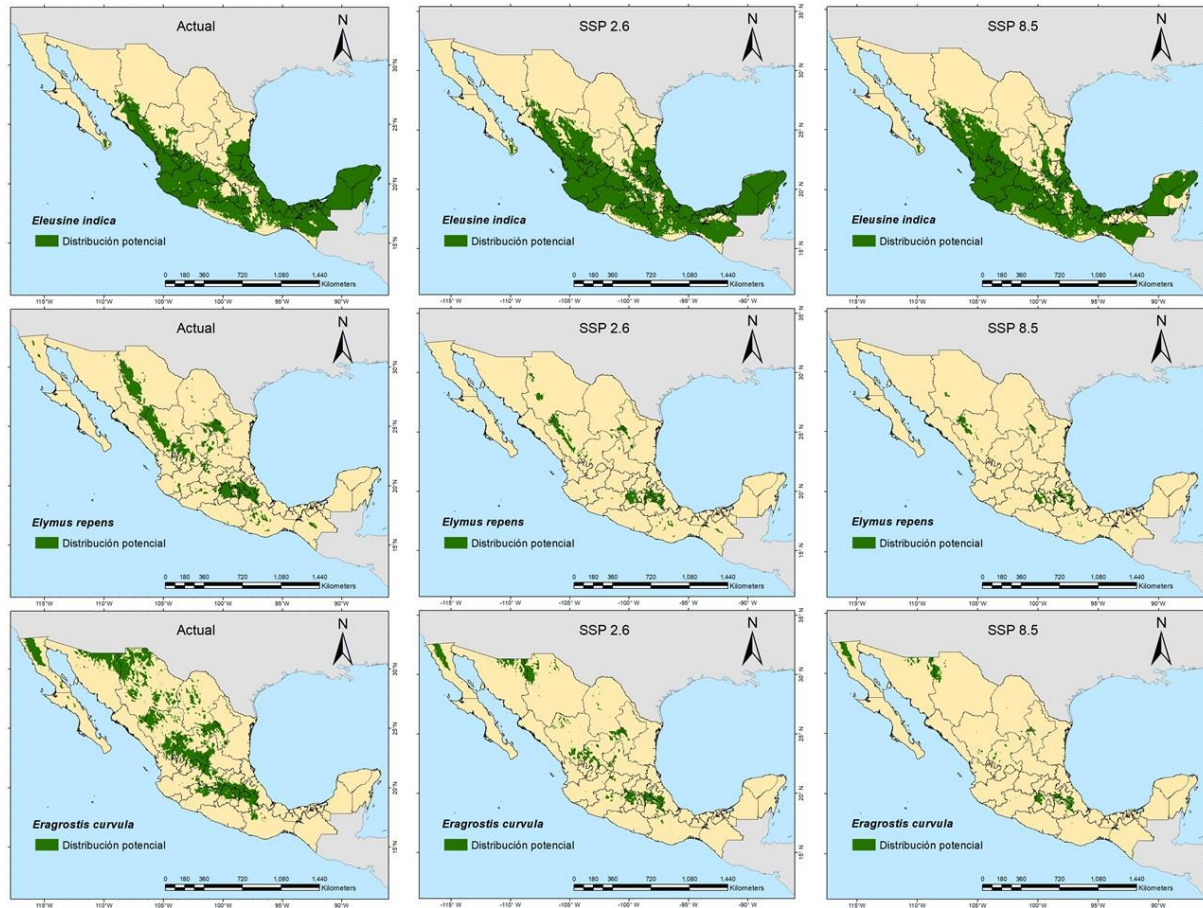


Figura 6. Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: *Eleusine indica*, *Elymus repens*, *Eragrostis curvula*.

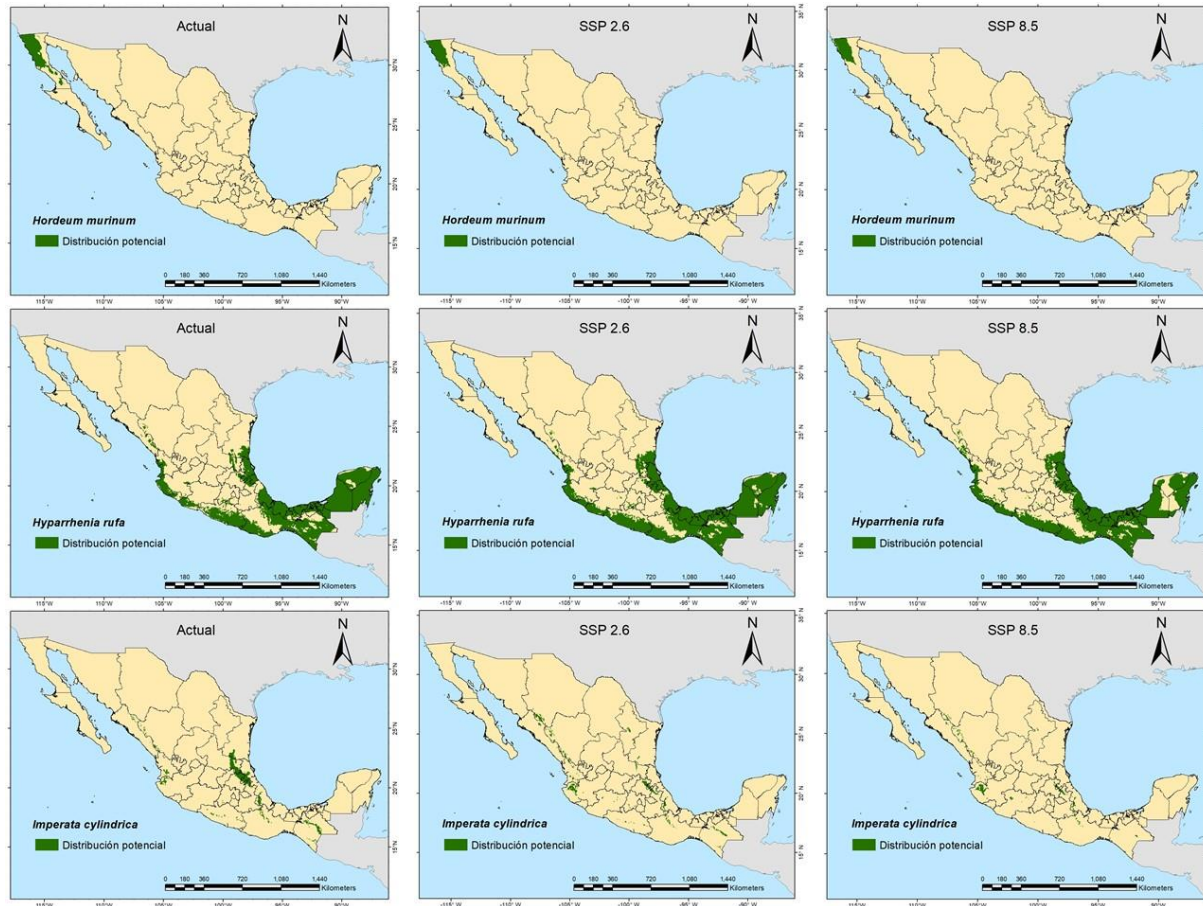


Figura 7. Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: *Hordeum murinum*, *Hyparrhenia rufa*, *Imperata cylindrica*.



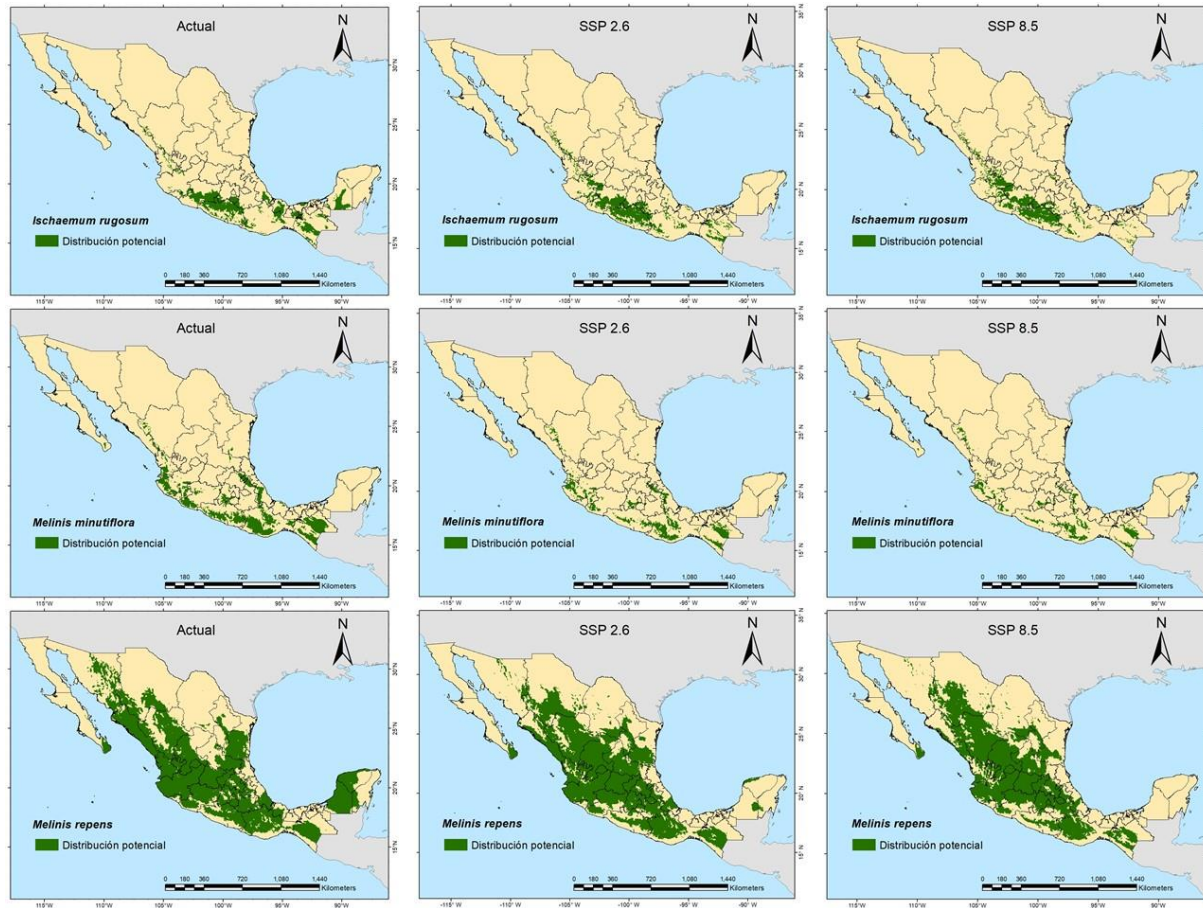


Figura 8. Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: *Ischaemum rugosum*, *Melinis minutiflora*, *Melinis repens*.

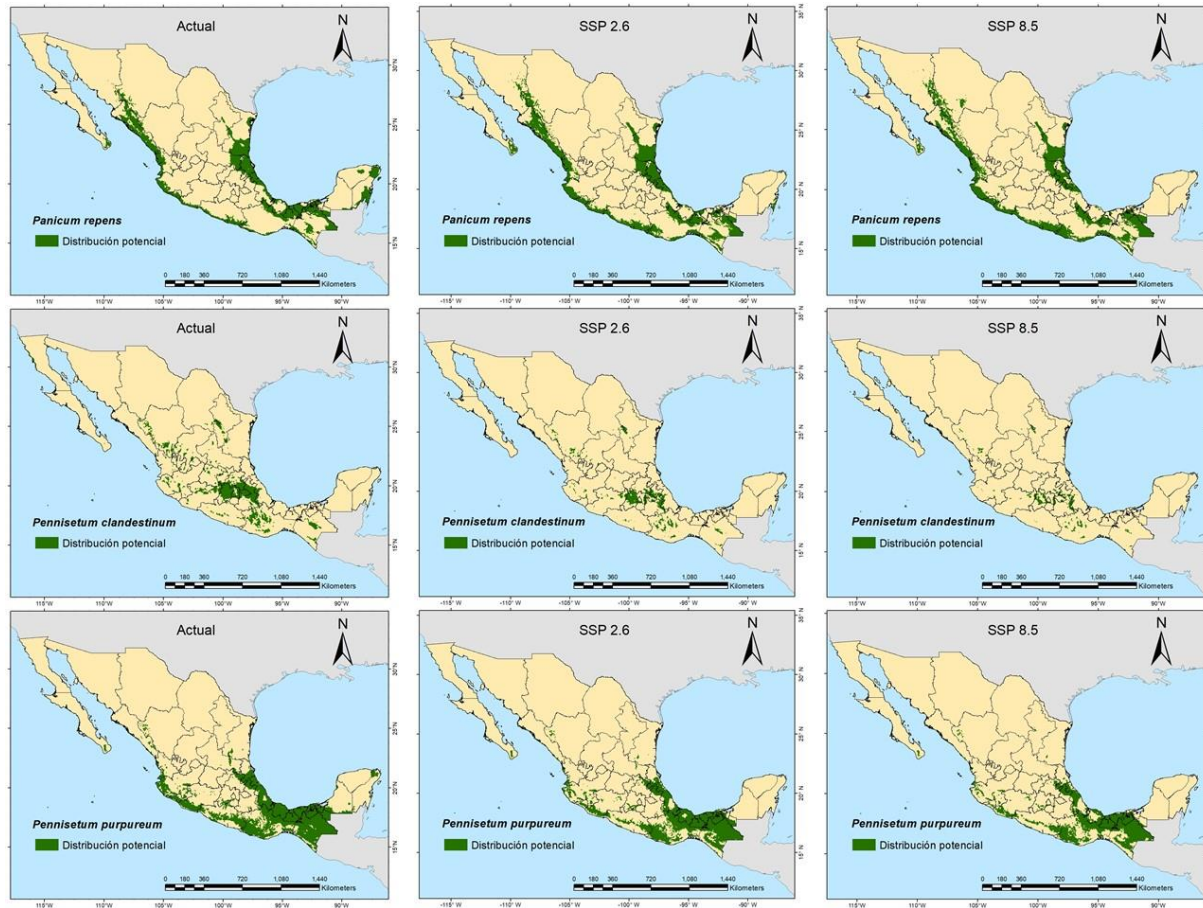


Figura 9. Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: *Panicum repens*, *pennisetum clandestinum*, *Pennisetum purpureum*.

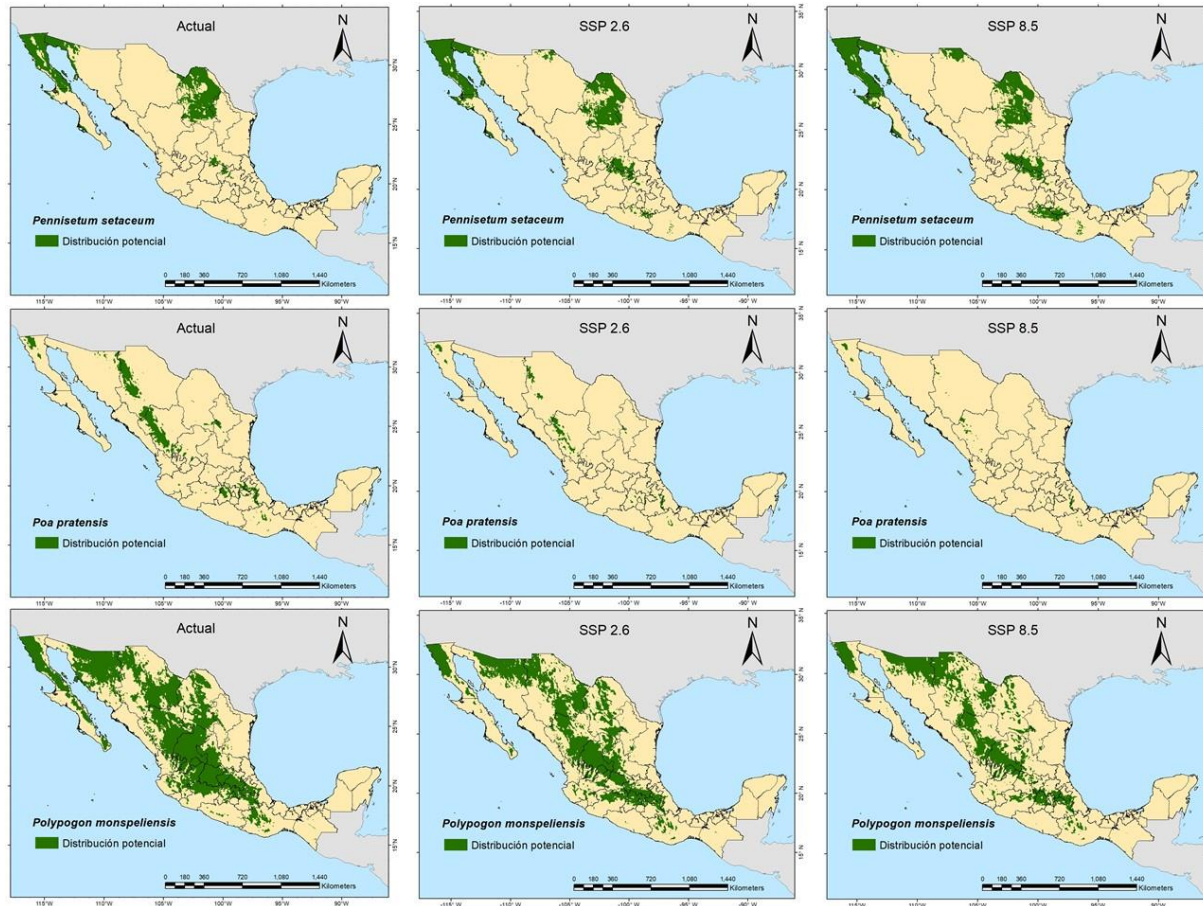


Figura 10. Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: *Pennisetum setaceum*, *Poa pratensis*, *Polygonum monspeliensis*.

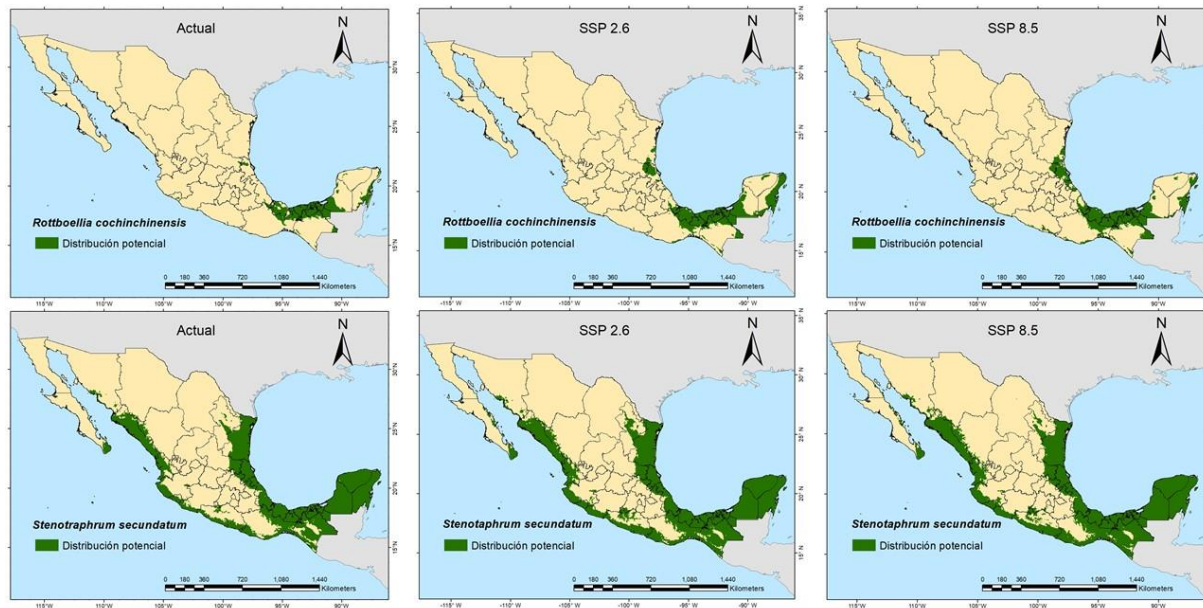


Figura 11. Mapas de distribución potencial en escenarios climáticos actuales y futuros de las especies: *Rottboellia cochinchinensis*, *Stenotaphrum secundatum*

El área de distribución potencial de cada especie se muestra en el Cuadro 3. De acuerdo con la reclasificación de los mapas, en promedio, el área de distribución potencial actual de las especies es 303,949 km<sup>2</sup>, cubriendo el 15.7 % del país. La especie *Arundo donax* presenta la mayor superficie de distribución potencial en las condiciones actuales, abarcando un 58.3 % del territorio mexicano. Es seguida por *Melinis repens*, *Cenchrus ciliaris* y *Digitaria sanguinalis*, las cuales abarcan un 43.8 %, 42.6 % y 40.7 %, respectivamente. La CONABIO (CONABIO, 2015a; CONABIO, 2015b; CONABIO, 2015c; CONABIO, 2015d) reporta a estas gramíneas con un alto riesgo de invasividad debido a que presentan una alta capacidad de colonizar nuevos hábitats, además de características que les confieren una alta capacidad de establecimiento y de dispersión. Se ha reportado que estas especies se encuentran establecidas dentro del país y en proceso de expansión. Muchas de estas especies fueron introducidas a México en décadas anteriores de manera intencional con fines productivos, de conservación de suelos y como ornamentales y recreativos, fomentando así su establecimiento y dispersión. Adicionalmente, al tener más tiempo de establecimiento y naturalización se favorece el proceso de invasión de estas especies (Crooks, 2005; Coutts *et al.*, 2018). Por el contrario, las especies que presentan una menor superficie son: *Aira elegans* (0.2 %), *Bromus tectorum* (1.2 %), *Agrostis gigantea* (1.4 %), *Hordeum murinum* (1.8 %) e *Imperata cylindrica* (1.8 %). La disponibilidad de climas favorables para estas gramíneas se presenta en zonas muy precisas del país; a diferencia de las especies de mayor distribución potencial.

Cuadro 3. Superficie de distribución potencial de gramíneas exóticas invasoras en escenarios climáticos actuales y futuros

Especie	Superficie					
	Actual		SSP 2.6		SSP 8.5	
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
<i>Agrostis gigantea</i> *	27 038	1.4	4 106	0.2	860	0.0
<i>Agrostis stolonifera</i> *	90 672	4.7	19 618	1.0	5 547	0.3
<i>Aira elegans</i> *	3 239	0.2	383	0.0	198	0.0
<i>Anthoxanthum odoratum</i> *	37 852	2.0	21 441	1.1	14 517	0.8
<i>Arthraxon hispidus</i> *	209 360	10.8	133 109	6.9	101 161	5.2
<i>Arundo donax</i>	1125 846	58.3	1 014 299	52.5	885 933	45.9
<i>Bothriochloa pertusa</i>	328 596	17.0	394 063	20.4	424 728	22.0
<i>Bromus rubens</i>	52 499	2.7	67 372	3.5	106 178	5.5
<i>Bromus tectorum</i> *	23 183	1.2	11 856	0.6	10 152	0.5
<i>Cenchrus ciliaris</i>	822 395	42.6	1 020 887	52.8	1 133 209	58.7
<i>Coix lacryma-jobi</i> *	115 090	6.0	67 860	3.5	42 057	2.2
<i>Cortaderia selloana</i> *	126 398	6.5	69 493	3.6	42 442	2.2
<i>Dactylis glomerata</i> *	103 234	5.3	26 649	1.4	7 860	0.4
<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	606 855	31.4	750 319	38.8	840 463	43.5
<i>Digitaria sanguinalis</i>	785 809	40.7	668 188	34.6	592 661	30.7
<i>Eleusine indica</i>	771 207	39.9	847 472	43.9	787 268	40.7
<i>Elymus repens</i> *	179 898	9.3	62 525	3.2	33 867	1.8
<i>Eragrostis curvula</i> *	321 935	16.7	101 585	5.3	47 905	2.5
<i>Hordeum murinum</i> *	35 554	1.8	24 441	1.3	21 546	1.1
<i>Hyparrhenia rufa</i>	415 305	21.5	454 827	23.5	420 963	21.8
<i>Imperata cylindrica</i> *	35 065	1.8	22 503	1.2	12 956	0.7
<i>Ischaemum rugosum</i>	132 473	6.9	123 343	6.4	115 567	6.0
<i>Melinis minutiflora</i> *	157 850	8.2	86 982	4.5	60 673	3.1
<i>Melinis repens</i>	845 807	43.8	772 082	40.0	683 648	35.4
<i>Panicum repens</i>	258 557	13.4	284 634	14.7	277 046	14.3
<i>Pennisetum clandestinum</i> *	114 755	5.9	51 703	2.7	27 749	1.4
<i>Pennisetum purpureum</i>	311 623	16.1	243 115	12.6	199 822	10.3
<i>Pennisetum setaceum</i>	208 340	10.8	248 643	12.9	293 387	15.2
<i>Poa pratensis</i> *	106 947	5.5	32 200	1.7	11 260	0.6
<i>Polypogon monspeliensis</i>	732 076	37.9	534 345	27.7	398 293	20.6
<i>Rottboellia cochinchinensis</i>	95 862	5.0	158 383	8.2	163 894	8.5
<i>Stenotaphrum secundatum</i>	545 042	28.2	613 453	31.8	623 455	32.3

\* Cambios estadísticamente significativos con intervalos de predicción del 95% en la probabilidad de presencia en escenarios climáticos futuros.

Los reportes de presencia de estas especies son de fechas recientes, como es el caso de *Aira elegans*, *Bromus tectorum*, *Agrostis gigantea* y *Hordeum murinum* (CONABIO, 2015e; CONABIO, 2015f; CONABIO, 2016a; CONABIO, 2016b). Las especies de reciente introducción experimentan una fase de retraso entre la introducción y la expansión de la población (Crooks, 2005; Coutts *et al.*, 2018), además de un proceso de naturalización (Richardson *et al.*, 2000), para establecerse como invasoras. Sin embargo, el método de evaluación rápida de invasividad para especies exóticas en México (CONABIO, 2015) reporta que estas especies tienen un alto o muy alto riesgo de establecimiento y dispersión.

En los escenarios futuros, en promedio, el área de distribución potencial futura de gramíneas invasoras disminuye a 279,121 km<sup>2</sup> (14.45 % de México) para el escenario SSP 2.6 y a 262,102 km<sup>2</sup> (13.37 % de México) para el escenario SSP 8.5. Esto a pesar de que, en ambos escenarios, diez especies muestran un incremento en la superficie de su distribución potencial, entre ellas *Cenchrus ciliaris*, *Dactyloctenium aegyptium*, *Pennisetum setaceum*. Las 22 especies restantes se estima que disminuyan sus rangos de distribución, principalmente *Eragrostis curvula*, *Polypogon monspeliensis* y *Arundo donax*. En el escenario SSP 2.6 coinciden las mismas especies con mayor superficie de distribución potencial que en los modelos actuales, a excepción de *Digitaria sanguinalis*, la cual reduce su superficie de 40.7 % a 34.6 %. Por el contrario, las especies con menor superficie en dicho escenario son *Aira elegans* (0.02 %), *Agrostis gigantea* (0.2 %), *Bromus tectorum* (0.6 %), *Agrostis stolonifera* (1.0 %) y *Anthoxanthum odoratum* (1.1 %). Para el escenario SSP 8.5 se mantienen las mismas especies con mayor superficie de distribución potencial que en el escenario SSP 2.6. Por

otro lado, las especies con menor superficie se mantienen y *Dactylis glomerata* reduce en superficie de 5.3 % a 0.4 %.

### **Áreas Vulnerables a Invasión de Gramíneas**

De manera general, el número total de especies en las celdas se reduce en ambos escenarios futuros, siendo más marcado en el escenario SSP 8.5. El número de especies presentes en la actualidad como en escenarios climáticos futuros se muestran en el Cuadro 4. En particular, el escenario climático actual muestra 13 celdas que contienen más de 20 especies (Cuadro 4). Estas, se presentan en la región este del Eje Neovolcánico, así como al noreste de la Sierra Madre del Sur, al norte de Oaxaca, sureste de Puebla y centro de Veracruz (Figura 12.). De igual manera, se muestran celdas con esta tendencia en la Sierra Madre Occidental, al noroeste del estado de Durango, en zonas con climas de tipo cálido húmedo y subhúmedo, seco cálido y semicálido, semiseco cálido y templado, templado húmedo y subhúmedo. Estos últimos tipos de clima, concuerdan con los climas característicos de las principales subfamilias presentes en el estudio (Panicoideae, Pooideae, Chloridoideae y Arundinoideae) (Sánchez-Ken, 2019). Por el contrario, las celdas que contienen poca diversidad de especies se presentan en el norte del país. En esta categoría se muestran 781 celdas con cinco o menos especies. Además, tres celdas ubicadas en el suroeste de Nuevo León y norte de San Luis Potosí no presentan gramíneas invasoras.

En el caso del escenario SSP 2.6 (Figura 13), las celdas con más de 20 especies aumentan a 16 celdas. No obstante, estas continúan presentes en las mismas zonas que en la actualidad.



Cuadro 4. Número de especies de gramíneas exóticas invasoras en condiciones climáticas actuales y futuras

Clases	Número de especies		
	Actual	SSP2.6	SSP8.5
0	4	3	6
1 - 5	760	871	1018
6 - 10	930	953	910
11 - 15	452	357	280
16 - 20	137	96	68
21 - 25	13	16	14

SSP = trayectorias socioeconómicas compartidas

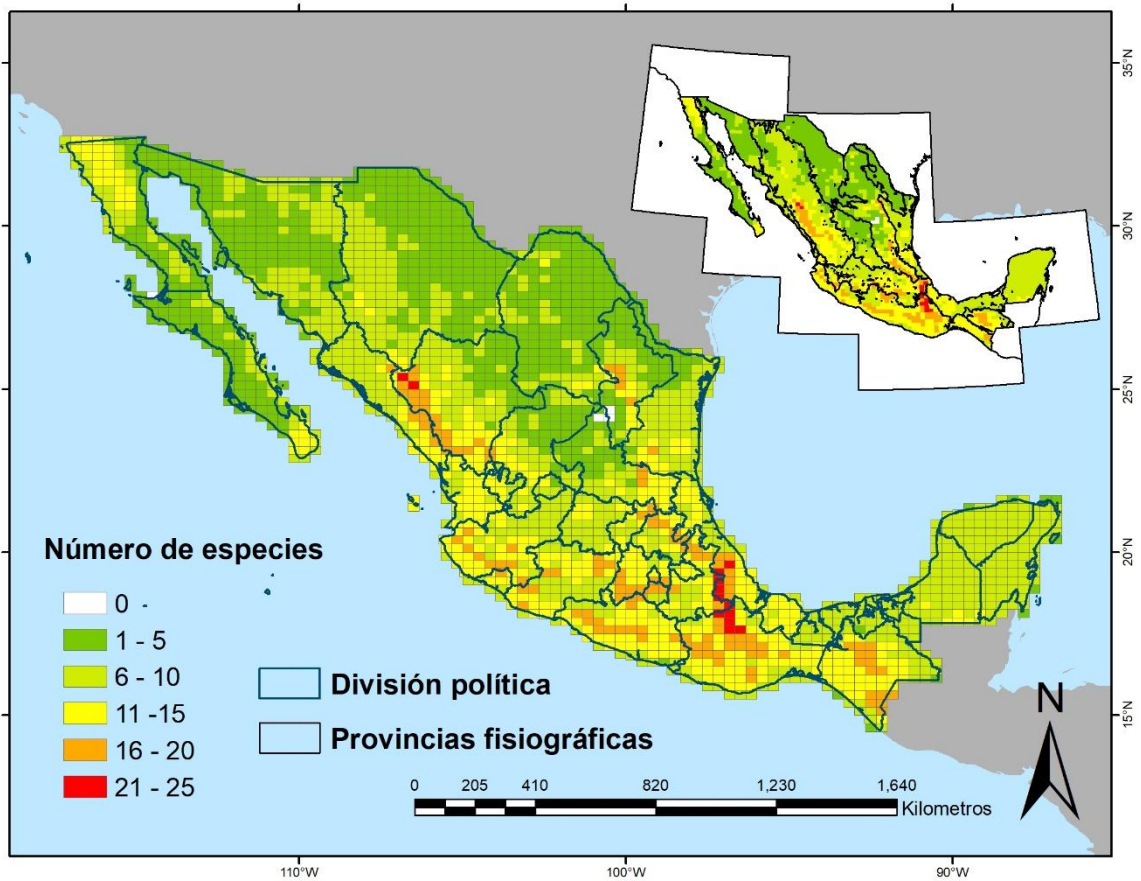


Figura 12. Número de especies de gramíneas exóticas en condiciones climáticas actuales.

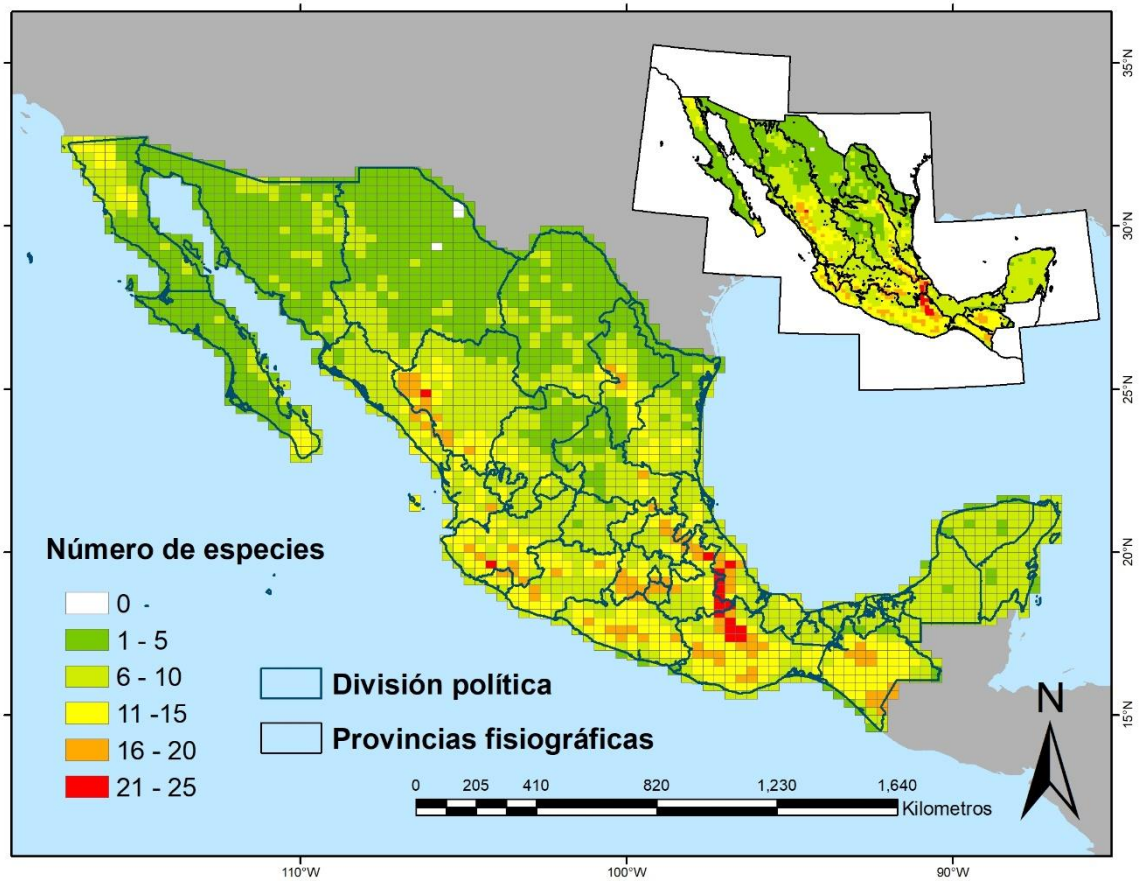


Figura 13. Número de especies de gramíneas exóticas invasoras en escenario climático SSP 2.6.

Así mismo, aumentan las celdas con menos de cinco especies, siendo 871 celdas principalmente distribuidas en los estados del norte del país. El escenario SSP 8.5 (Figura 14) muestra 14 celdas con más de 20 especies distribuidas sobre las regiones anteriormente mencionadas. En cambio, las celdas con menos de 5 especies se reducen a 695. De igual manera, estas están distribuidas en la región norte del país y añadiéndose algunas porciones del sureste entre Campeche, Yucatán y Quintana Roo. Para ambos escenarios, la clasificación de los mapas muestra que las celdas con menor número de especies (1 a 5 especies y de 6 a 10) aumentan en el territorio. Por el contrario, las celdas con mayor número de especies (11 a 15 y 16 a 20), disminuyen en ambos escenarios. Sin embargo, esta pérdida es mayor en el escenario SSP 8.5.

En ambos escenarios climáticos, la mayor disminución sucede principalmente en el norte, centro norte y sureste del país, posiblemente, debido al aumento en la temperatura y disminución en la precipitación esperados para México en las próximas décadas (Working Group I, 2021). Sin embargo, esta reducción en el número de especies no es estadísticamente significativa (Gráfica 7).

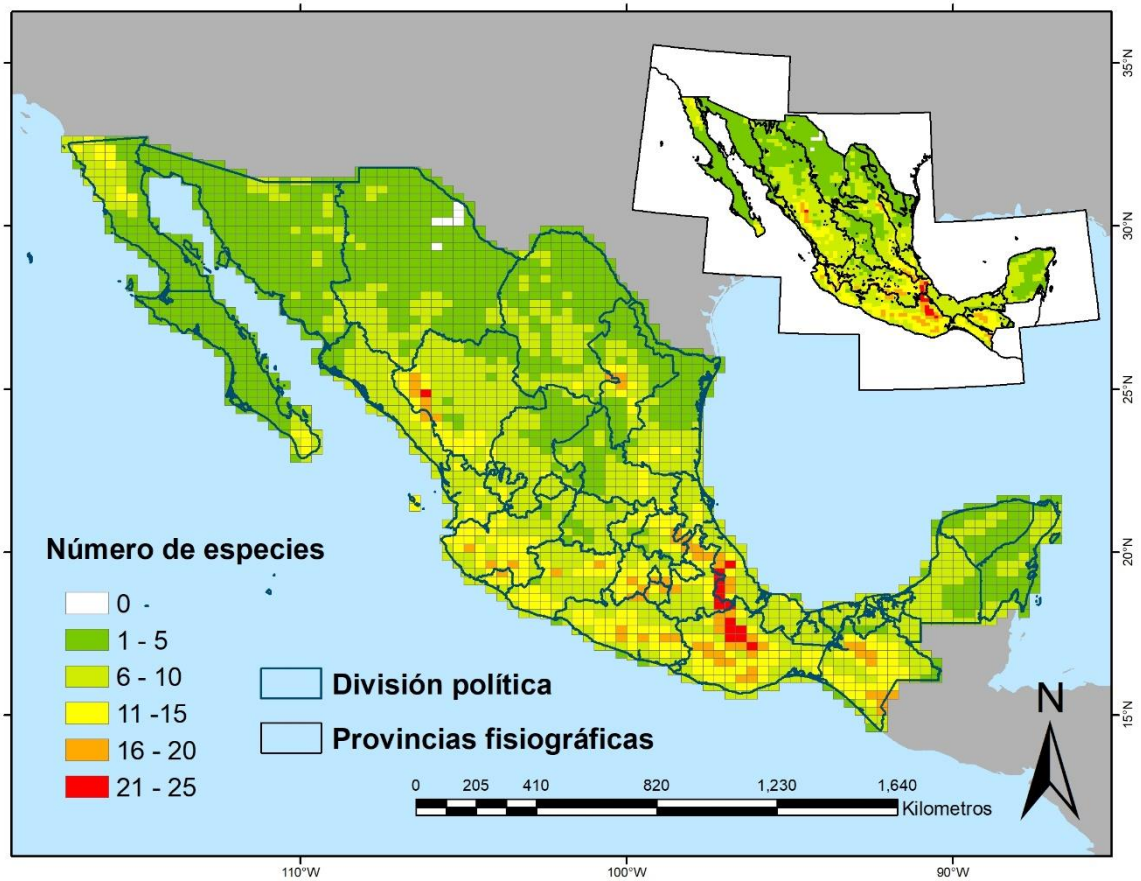
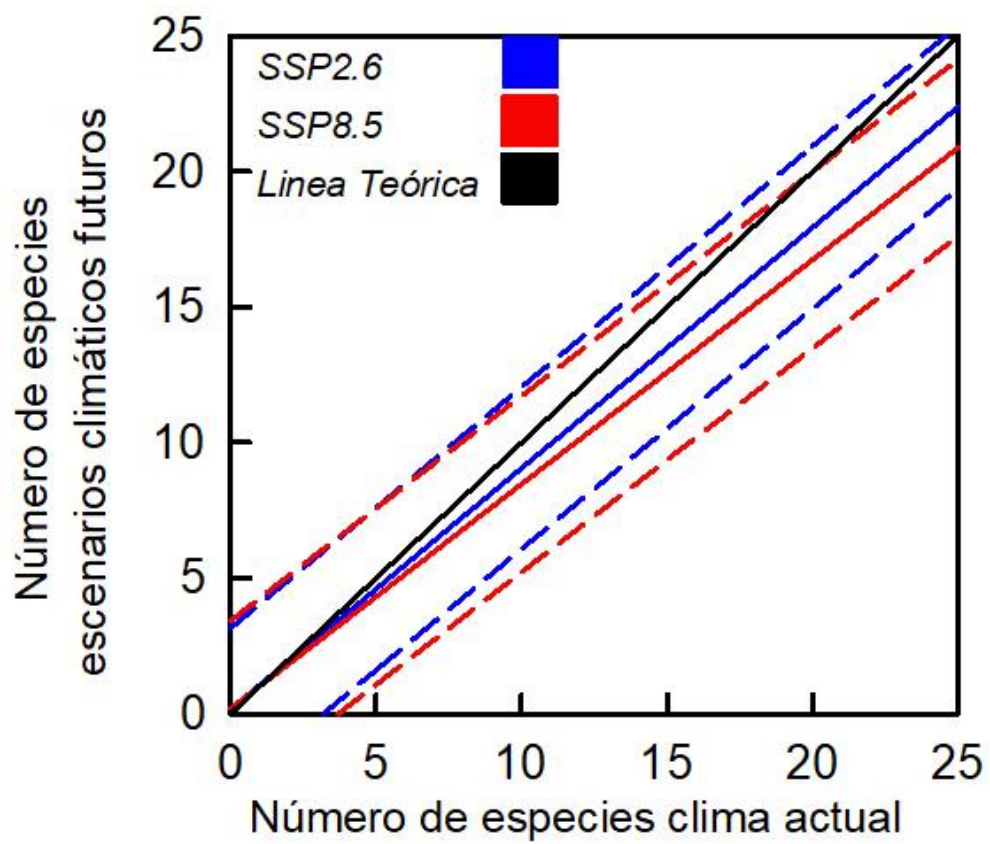


Figura 14. Número de especies de gramíneas exóticas invasoras en escenario climático SSP 8.5.



Gráfica 7. Análisis de regresión lineal de número de especies de gramíneas exóticas invasoras. SSP = trayectorias socioeconómicas compartidas

## **Áreas Naturales Protegidas**

Se identificaron las áreas naturales protegidas con mayor probabilidad de presencia de gramíneas exóticas invasoras a partir de los mapas de riqueza de especies. De las 182 áreas naturales protegidas en el país, para las condiciones climáticas actuales se estima que 37 de ellas cuenten con alrededor de 15 especies de gramíneas invasoras (Figura 15). En cambio, para el escenario SSP 2.6 (Figura 16), este número desciende a 35 y para el escenario SSP 8.5 (Figura 17) desciende a 32. Sin embargo, las áreas naturales protegidas que coinciden con más de 20 especies exóticas invasoras son, bajo el clima actual, 3 parques nacionales y una reserva de la biosfera. En el escenario SSP 2.6 se presentan las mismas ANP y se agrega la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, mientras que en el escenario SSP8.5 se reducen nuevamente a 4 ANP en total. Estas áreas naturales protegidas se ubican principalmente entre los estados de Veracruz, Puebla y Oaxaca. Solo la reserva de la biosfera sierra de Manantlán pertenece al estado de Jalisco y Colima.

Las áreas naturales protegidas con mayor presencia de especies exóticas invasoras están divididas en dos categorías. Por un lado, están los parques nacionales que, de acuerdo con la ley general del equilibrio ecológico, son ecosistemas conservados con características de belleza escénica con valor científico, educativo y de recreo, entre otras. La categoría de parque nacional denota una alta protección, ya que dentro de éstos sólo se permiten actividades de preservación, investigación, recreación, educación y turismo.

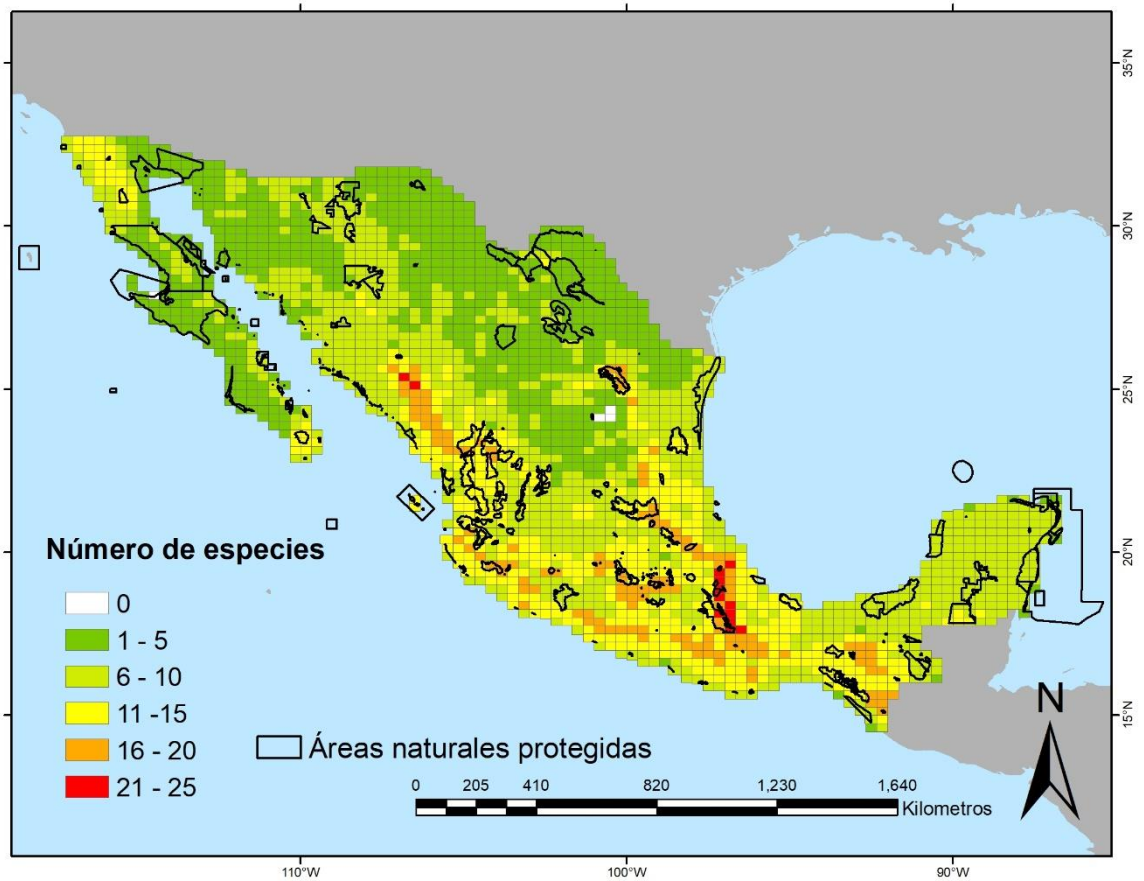


Figura 15. Número de especies de gramíneas exóticas invasoras en áreas naturales protegidas en condiciones climáticas actuales.



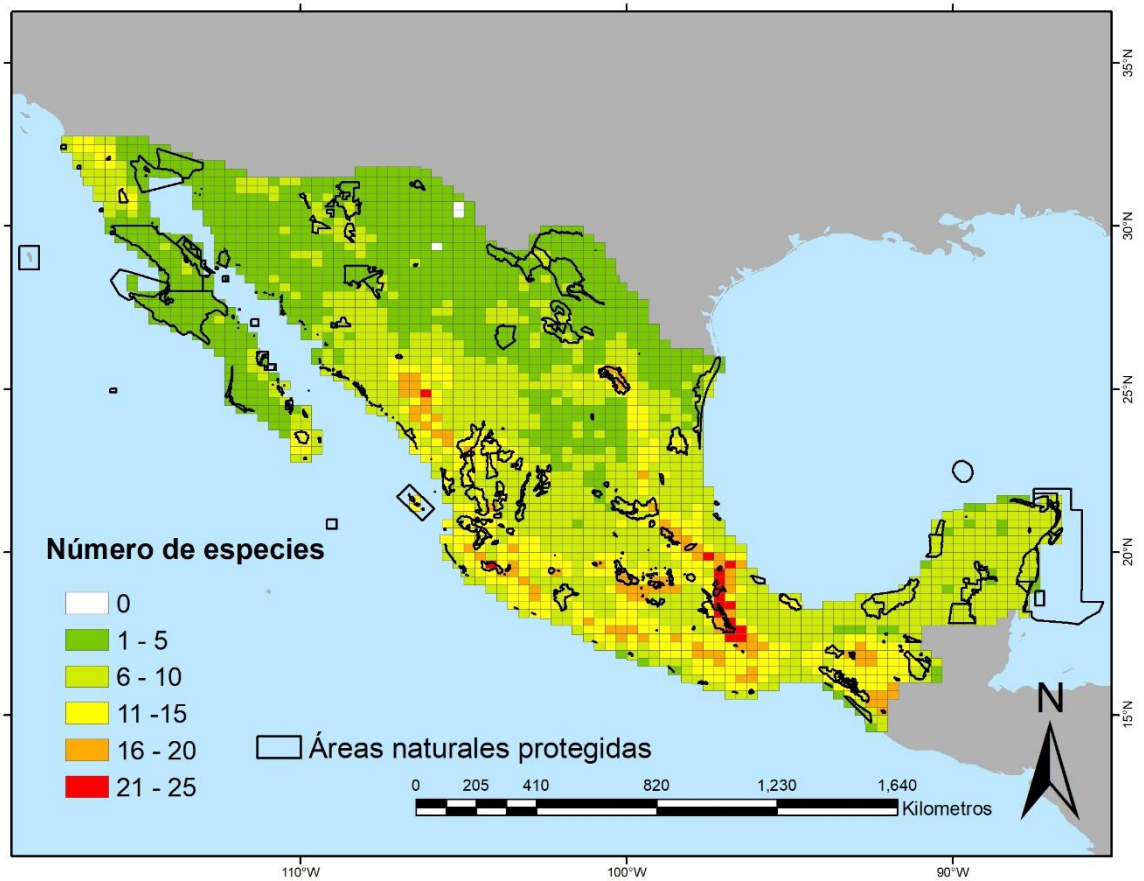


Figura 16. Número de especies de gramíneas exóticas invasoras en áreas naturales protegidas en escenario climático SSP 2.6.

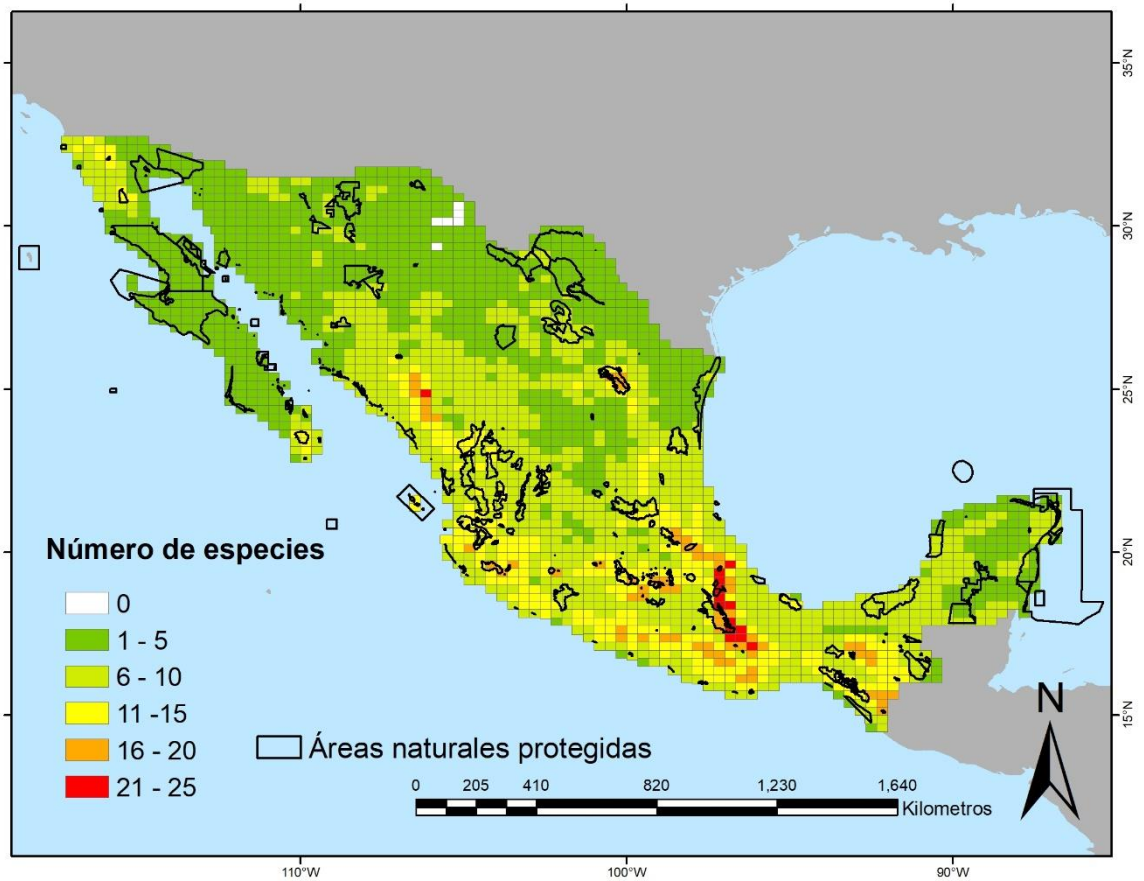


Figura 17. Número de especies de gramíneas exóticas invasoras en áreas naturales protegidas en escenario climático SSP 8.5.

Por otro lado, las reservas de la biosfera que, a pesar de no ser exclusivamente protegidas como los parques nacionales, albergan asentamientos humanos y presentan programas de manejo que regulan las actividades de aprovechamiento del área. Sin embargo, estas áreas naturales protegidas presentan diversas problemáticas, como son la deforestación, la agricultura y la ganadería extensiva, que han sustituido gran parte de sus ecosistemas naturales por pastizales inducidos y terrenos con diferentes grados de degradación (SEMARNAT-CONANP, 2013; SEMARNAT-CONANP, 2015a; SEMARNAT-CONANP, 2015b). Debido a lo anterior, estas áreas son propensas a la invasión por gramíneas exóticas, no solo por las condiciones climáticas idóneas que permiten el desarrollo de estas plantas, sino también, por la degradación ambiental que presentan.

## **CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES**

Los modelos de nicho ecológico permiten caracterizar, mediante variables ambientales, la disponibilidad de climas idóneos para las especies en un determinado territorio. Esto genera información descriptiva sobre la distribución potencial de las especies. Además, esta caracterización permite proyectar el nicho a escenarios climáticos futuros para estimar el efecto del cambio climático. Al unir la información antes mencionada, es posible determinar aquellas zonas que presentan un gran número de especies invasoras, así como las que podrían presentarse a futuro.

Las gramíneas exóticas invasoras encuentran climas disponibles en el territorio mexicano. Por ello, a pesar de que la extensión y el tiempo de introducción varía entre especies, el riesgo de establecimiento e invasión es alto, ya que las gramíneas, además de tener características fisiológicas que permiten su proliferación, en algunos casos son de importancia económica, productiva y ornamental, lo que fomenta su introducción al país.

El cambio climático no presenta un efecto negativo para ciertas gramíneas invasoras debido a características de las especies que les permiten desarrollarse en un amplio rango de climas. No obstante, la persistencia de estas especies plantea una amenaza dentro de la dinámica de los ecosistemas y para la diversidad nativa de México. Por el contrario, hay especies que disminuyen su presencia en México debido al cambio en las condiciones climáticas. Esto puede ser benéfico si se considera como una oportunidad para evitar sus impactos sobre las especies nativas.

Este trabajo representa una línea base para el estudio de la distribución de gramíneas exóticas invasoras en México. Por ello, es importante continuar con este tipo de estudios, ya sea para áreas específicas del país o con otros grupos de especies. Además, es posible profundizar en el análisis incluyendo otras variables como son los tipos y usos del suelo. Por otra parte, un aspecto importante sería validar la información generada mediante experimentos o la verificación visual de la presencia de las especies en las zonas donde se estima su presencia bajo el clima actual.

## LITERATURA CITADA

- Argüelles Capdevila, L., Á. Iglesias García, J. F. Orueta, y B. Zilletti. 2006. *Especies Exóticas Invasoras: Diagnóstico y bases para la prevención y el manejo*. 1ª ed. Organismo Autónomo Parques Nacionales Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España
- Beaumont, L. J., L. Hughes, y M. Poulsen. 2005. Predicting species distributions: Use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecol. Modell.* 186:251–270.
- Begon, M., C. R. Townsend, y J. L. Harper. 2006. *Ecology from ecosystems to individuals*. 4th ed. Blackwell Publishing Ltd. Australia
- Bellard, C., P. Cassey, y T. M. Blackburn. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biol. Lett.* 12. 20150623. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>
- Botkin, D. B. 2001. The naturalness of biological invasions. *West. North Am. Nat.* 61:261–266.
- Broennimann, O., W. Thuiller, G. Hughes, G. F. Midgley, J. M. R. Alkemade, y A. Guisan. 2006. Do geographic distribution, niche property and life form explain plants' vulnerability to global change? *Glob. Chang. Biol.* 12:1079–1093.
- Buckley, Y. M., y J. Catford. 2016. Does the biogeographic origin of species matter? Ecological effects of native and non-native species and the use of origin to guide management. *J. Ecol.* 104:4–17.
- Cadotte, M. W. 2006. Dispersal and Species Diversity: A Meta-Analysis. *Am. Nat.* 167:913.924
- Cahill, A. E., M. E. Aiello-Lammens, M. Caitlin Fisher-Reid, X. Hua, C. J. Karanewsky, H. Y. Ryu, G. C. Sbeglia, F. Spagnolo, J. B. Waldron, O. Warsi, y J. J. Wiens. 2013. How does climate change cause extinction? *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 280: 20121890.
- CANEI. 2010. *Especies Invasoras en México Prevención, Control y Erradicación*. 1st ed. CONABIO. México.
- Cardinale, B. J., J. E. Duffy, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G. M. Mace, D. Tilman, D. A. Wardle, y A. P. Kinzig. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* V:486, 7401, pp 59–67.
- Clayton, W. D. 1981. Evolution and distribution of grasses. *Missouri Bot. Gard.* 68:5–14.
- Colautti, R. I., y H. I. MacIsaac. 2004. A neutral terminology to define “invasive” species. *Divers. Distrib.* 10:135–141.

- CONABIO. 2015a. Método de evaluación rápida para especies exóticas en México (MERI) *Arundo donax*. México DF.
- CONABIO. 2015b. Método de evaluación rápida para especies exóticas en México (MERI) *Melinis repens*. México DF.
- CONABIO. 2015c. Método de evaluación rápida para especies exóticas en México (MERI) *Cenchrus ciliaris*. México DF.
- CONABIO. 2015d. Método de evaluación rápida para especies exóticas en México (MERI) *Digitaria sanguinalis*. México DF.
- CONABIO. 2015e. Método de evaluación rápida para especies exóticas en México (MERI) *Aira elegans*. México DF.
- CONABIO. 2015f. Método de evaluación rápida para especies exóticas en México (MERI) *Bromus tectorum*. México DF.
- CONABIO. 2016a. Método de evaluación rápida para especies exóticas en México (MERI) *Agrostis gigantea*. México DF.
- CONABIO, 2016b Método de evaluación rápida para especies exóticas en México (MERI) *Hordeum murinum*. México DF.
- Coutts, S. R., K. J. Helmstedt, y J. R. Bennett. 2018. Invasion lags: The stories we tell ourselves and our inability to infer process from pattern. *Divers. Distrib.* 24:244–251.
- Crooks, J. A. 2005. Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Ecoscience.* 12:316–329.
- Dashora, K., y K. V. C. Gosavi. 2013. Journal of Medicinal Plants Studies Grasses: An Underestimated Medicinal Repository. *J. Med. Plants Stud.* 1:151–156.
- Dávila-Aranda, P. D., J. G. Sánchez-Ken, y L. I. Cabrera-Martínez. 1993. Las gramíneas: características generales e importancia. *IBUG.* Vol.1:6 397–421.
- Dávila-Aranda, P., y J. Sánchez-Ken. 1996. La importancia de las gramíneas como forraje en México. *Ciencias.* 44:32–34.
- Diario Oficial de la Federación. 2016. Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México SEMARNAT. Ciudad de México, México.
- Díaz, G. 2012. El cambio climático. *Cienc. Soc.* 37:227–240.
- Draper, D., I. Marques, y J. M. Iriondo. 2019. Species distribution models with field validation, a key approach for successful selection of receptor sites in conservation translocations. *Glob. Ecol. Conserv.* 19. e00653

- Dukes, J. S., y H. A. Mooney. 1999. Success of Biological Invaders? *TREE*, Volume 14:4.135-139.
- ECOPAD. 2007. Estrategias para la Conservación de los Pastizales del Desierto Chihuahuense (ECOPAD). 23pp.
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. McC. M. Overton, A. Townsend Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz, y N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography (Cop.)*. 29:129–151.
- Elith, J., S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y. E. Chee, y C. J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Divers. Distrib.* 17:43–57.
- Escoto-Castillo, A., L. Sánchez-Peña, y S. Gachuz-Delgado. 2017. Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP): nuevas maneras de comprender el cambio climático y social. *Estud. Demogr. Urbanos Col. Mex.* 32:3.669.
- Estrada-Contreras, I., M. Equihua, G. Castillo-Campos, y O. Rojas-Soto. 2015. Climate change and effects on vegetation in Veracruz, México: an approach using ecological niche modelling *Acta Bot. Mex.* 112:73–93.
- Fernández-Eguiarte, A., R. Romero-Centeno y J. Zavala-Hidalgo. 2015. Redes de observación atmosférica y ambiental. Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México. Reserva 1–56.
- Fick, S.E. y R.J. Hijmans, 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol* 37 (12): 4302-4315.
- Flato, G. M. 2011. Earth system models: An overview. *Wiley Interdiscip. Rev. Clim. Chang.* 2:783–800.
- GBIF (Global Biodiversity Information Facility). 2019 Occurrence Download. En: <https://doi.org/10.15468/dl.acn5rp> Consultado el 09 de diciembre de 2019.
- Giraldo-Cañas, D. 2010. Distribución e invasión de gramíneas c 3 y c 4 (Poaceae) en un gradiente altitudinal de los Andes de Colombia. *Caldasia*. 32:65–86.
- Harfoot, M. B. J., D. P. Tittensor, S. Knight, A. P. Arnell, S. Blyth, S. Brooks, S. H. M. Butchart, J. Hutton, M. I. Jones, V. Kapos, J. P. W. Scharlemann, y N. D. Burgess. 2018. Present and future biodiversity risks from fossil fuel exploitation. *Conserv. Lett.* 11:1–13.
- Hausfather, Z. 2018. CarbonBrief - Explainer: How “Shared socioeconomic pathways” explore future climate change. En: <https://www.carbonbrief.org/explainer-how->



- Hernández-Quiroz, N. S., 2018 Distribución de las principales especies de encinos (*quercus* spp.) ante escenarios de cambio climático en la república mexicana. Tesis de Doctorado. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica. San Luis Potosí, México.
- Hernández-Quiroz, N. S., E. I. Badano, F. Barragán-Torres, J. Flores, y C. Pinedo-Álvarez. 2018. Habitat suitability models to make conservation decisions based on areas of high species richness and endemism. *Biodivers. Conserv.* 27:3185–3200.
- Herrera Arrieta, Y., y A. Cortés Ortiz. 2009. Diversidad de las gramíneas de durango, México. *Polibotanica.* 49–68.
- Hobbs, R. J., y L. F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conserv. Biol.* 6:324–337.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, And D. A. Vandermeer, J. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *ecol. monogr.* 75:3–35.
- Hulme, P. E., S. Bacher, M. Kenis, I. Kühn, J. Pergl, P. Pyšek, A. Roques, y M. Vilà. 2017. Blurring alien introduction pathways risks losing the focus on invasive species policy. *Conserv. Lett.* 10:265–266.
- IPCC. 2014. Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Ginebra.
- IPCC, 2018: Resumen para responsables de políticas. En: Calentamiento global de 1,5 °C, Informe especial del IPCC sobre los impactos del calentamiento global de 1,5 °C con respecto a los niveles preindustriales y las trayectorias correspondientes que deberían seguir las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero, en el contexto del reforzamiento de la respuesta mundial a la amenaza del cambio climático, el desarrollo sostenible y los esfuerzos por erradicar la pobreza Masson-Delmotte V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor y T. Waterfield eds. IPCC. pp26
- IPCC, 2021: Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T.

- Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou eds. Cambridge University Press. In Press
- IUCN/SSC. 2000. Guidelines for the Prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. IUCN Species Survival Commission. IUCN. Gland, Switzerland
- Journé, V., J. Y. Barnagaud, C. Bernard, P. A. Crochet, y X. Morin. 2020. Correlative climatic niche models predict real and virtual species distributions equally well. *Ecology*. 101:1–14.
- Koleff, P., J. Soberón, T. A. Patricia, D. Óscar, F. J. Golubov, G. Halffter, A. L. Claudia, E. M. Elizabeth, M. Munguía, M. Murguía, A. G. N. Oswaldo, L. O. A. Townsend, P. Pilar, S. C. Balderas, R. M. Alfaro, C. R. Martínez, J. A. Meave, E. A. Pérez-García, J. A. Gallardo-cruz, A. M. Noguez, H. T. Arita, A. E. Escalante, L. Forney, F. García-oliva, L. Eduardo, y P. Adriana. 2008. Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies. En: *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. I:323–364.
- Linder, H. P., C. E. R. Lehmann, S. Archibald, C. P. Osborne, y D. M. Richardson. 2018. Global grass (Poaceae) success underpinned by traits facilitating colonization, persistence and habitat transformation. *Biol. Rev.* 93:1125–1144.
- Lodge, D. M. 1993. Lodge Biological invasions lessons for ecology. *TREE* 8:4.
- Low, T. 2008. Climate change & invasive species A review of interactions. 1a ed. Biological Diversity Advisory Committee, Australia
- Maciel, C., N. Manríquez, P. Octavio, y G. Sánchez. 2015. El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta Univ.* 25:3–11.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout, y F. A. Bazzaz. 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. *Ecol. Appl.* 10:689.
- Manzoor, S. A., G. Griffiths, y M. Lukac. 2018. Species distribution model transferability and model grain size-finer may not always be better. *Sci. Rep.* 8:1–9.
- March, I. J., y M. Martínez. 2007. Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México. 1ª ed. IMTA. Morelos, México.
- Masson-Delmotte V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. T. y T. W. (eds. 2018. Resumen para responsables de políticas. En: *Calentamiento global de 1,5 °C, Informe especial del IPCC sobre los impactos del calentamiento global de 1,5 °C con respecto a los niveles preindustriales y las trayectorias correspondientes que deberían seguir*. IPCC.

- Mateo, R. G., Á. M. Felicísimo, y J. Muñoz. 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 84:217–240.
- Meinshausen, M., Z. Nicholls, J. Lewis, M. Gidden, E. Vogel, M. Freund, U. Beyerle, C. Gessner, A. Nauels, N. Bauer, J. Canadell, J. Daniel, A. John, P. Krummel, G. Luderer, N. Meinshausen, S. Montzka, P. Rayner, S. Reimann, S. Smith, M. van den Berg, G. Velders, M. Vollmer, and H. J. Wang. 2019. The SSP greenhouse gas concentrations and their extensions to 2500. *Geosci. Model Dev. Discuss.* 1–77.
- Mendoza R., C. Ramírez-Martínez, C. Aguilera y M. E. Meave del Castillo. 2014. Principales vías de introducción de las especies exóticas. En *Especies acuáticas invasoras en México*. R. Mendoza y P. Koleff (eds). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Merow, C., M. J. Smith, y J. A. Silander. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography (Cop.)*. 36:1058–1069.
- Milesi, F. A., y J. Lopez de Casenave. 2005. El concepto de nicho en Ecología aplicada: Del nicho al hecho hay mucho trecho. *Ecol. Austral.* 15:131–148.
- Molloy, G., J. H. Pantel, y T. N. Romanuk. 2017. The Effects of Invasive Species on the Decline in Species Richness: A Global Meta-Analysis. 1st ed. *Advances in Ecological Research*, Academic Press, 56:61-83,
- Montero-Martínez, M. J., W. Ojeda-Bustamante, J. S. Santana-Sepúlveda, R. Prieto-González, y R. Lobato-Sánchez. 2013. Sistema de consulta de proyecciones regionalizadas de cambio climático para México. *Tecnol. y Ciencias del Agua*. 4:113–128.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Primera. M&T–Manuales y Tesis SEA. vol 1. Zaragoza, España
- Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestedt, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura and H. Zhang, 2013: Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* T.F. Stocker, D. Qin, G.K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley, eds. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- NOM-043-FITO-1999 Norma Oficial Mexicana, Especificaciones para prevenir la introducción de malezas cuarentenarias a México. Diario Oficial de la Federación, Ciudad de México, México.

- Paolucci, E. M., H. J. Macisaac, y A. Ricciardi. 2013. Origin matters: Alien consumers inflict greater damage on prey populations than do native consumers. *Divers. Distrib.* 19:988–995.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 37:637–669.
- Pearson, R. G., and T. P. Dawson. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Glob. Ecol. Biogeogr.* 12:361–371.
- Pérez-Ruiz, C., y I. E. Badano. 2018. Cambio climático, nitrógeno y el futuro de los bosques mexicanos (Revista Ciencia y Desarrollo - CONACYT). *Cienc. Desarro.* 44:14–19.
- Peterson, A. T., y J. Soberón. 2012. Species distribution modeling and ecological niche modeling: Getting the Concepts Right. *Nat. a Conserv.* 10:102–107.
- Philips, S. J., R. P. Anderson, y R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Modell.* 190:231–259.
- Pimentel, D., S. McNair, J. Janecka, J. Wightman, C. Simmonds, C. O'Connell, E. Wong, L. Russel, J. Zern, T. Aquino, y T. Tsomondo. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 84:1–20.
- Pliscoff, P., y T. Fuentes-Castillo. 2011. Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: Una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Rev. Geogr. Norte Gd.* 2011:61–79.
- Ramírez-Albores, J. E., R. O. Bustamante, y E. I. Badano. 2016. Improved predictions of the geographic distribution of invasive plants using climatic niche models. *PLoS One.* 11:1–14.
- Ramírez-Magil, G., F. Botello, y A. Navarro-Martínez. 2020. Habitat suitability for *swietenia macrophylla* in climate change scenarios in México. *Madera y Bosques.* 26:1–13.
- Riahi, K., D. P. van Vuuren, E. Kriegler, J. Edmonds, B. C. O'Neill, S. Fujimori, N. Bauer, K. Calvin, R. Dellink, O. Fricko, W. Lutz, A. Popp, J. C. Cuaresma, S. KC, M. Leimbach, L. Jiang, T. Kram, S. Rao, J. Emmerling, K. Ebi, T. Hasegawa, P. Havlik, F. Humpenöder, L. A. Da Silva, S. Smith, E. Stehfest, V. Bosetti, J. Eom, D. Gernaat, T. Masui, J. Rogelj, J. Strefler, L. Drouet, V. Krey, G. Luderer, M. Harmsen, K. Takahashi, L. Baumstark, J. C. Doelman, M. Kainuma, Z. Klimont, G. Marangoni, H. Lotze-Campen, M. Obersteiner, A. Tabeau, y M. Tavoni. 2017. The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Glob. Environ. Chang.* 42:153–168.

- Richardson, D. M., P. Pyšek, M. Rejmánek, M. G. Barbour, F. Dane Panetta, y C. J. West. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Divers. Distrib.* 6:93–107.
- Romeu, E. 1999. El mundo de las gramíneas: algo más que hierbas o zacates. *Biodiversitas.* 24:1–6.
- Ruiz-Corral, J. A., G. Medina-García, V. M. Rodríguez-Moreno, J. de J. Sánchez-González, R. Villavicencio García, N. Durán Puga, J. Grageda Grageda, y G. E. García Romero. 2016. Regionalización del cambio climático en México. *Rev. Mex. Cienc Agríc.* 2451–2464.
- Sánchez-Ken, J. G. 2018(2019). Riqueza de especies, clasificación y listado de las gramíneas (Poaceae) de México. *Acta Bot Mex* 126:e1379. DOI: 10.21829/abm126.2019.1379
- Sax, D. F., R. Early, y J. Bellemare. 2013. Niche syndromes, species extinction risks, and management under climate change. *Trends Ecol. Evol.* 28:517–523.
- Schlaepfer, M. A., D. F. Sax, y J. D. Olden. 2011. El Valor de Conservación Potencial de Especies No Nativas. *Conserv. Biol.* 25:428–437.
- Scott, J. M., B. Csuti, J. D. Jacobi, J. E. Estes, J. M. Scott, B. Csuti, J. D. Jacobi, and J. E. Estes. 2019. A geographic approach to protecting future biological diversity. *Oxford Univ. Press.* 37:782–788.
- SEMARNAT-CONANP. 2013. Programa de manejo Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán. 1a ed. (SEMARNAT-CONANP, editor.). Mexico DF, Mexico.
- SEMARNAT-CONANP. 2015a. Programa de manejo parque nacional cofre de perote o nauhcampatépetl. 1a ed. (SEMARNAT-CONANP, editor.). Mexico DF, Mexico.
- SEMARNAT-CONANP. 2015b. Programa de Manejo Parque Nacional El Pico de Orizaba. 1a ed. (SEMARNAT-CONANP, editor.). Mexico DF, Mexico.
- Slatyer, R. A., M. Hirst, and J. P. Sexton. 2013. Niche breadth predicts geographical range size: A general ecological pattern. *Ecol. Lett.* 16:1104–1114.
- Soberon, J., y A. T. Peterson. 2005. Interpretation of models o ecological niche and species distributional areas. *Biodivers. informatics.* 2:1–10.
- Spiers, J. A., M. P. Oatham, L. V. Rostant, and A. D. Farrell. 2018. Applying species distribution modelling to improving conservation-based decisions: A gap analysis of trinidad and tobago's endemic vascular plants. *Biodivers. Conserv.* 27:2931–2949.
- Swart, Neil Cameron; Cole, Jason N.S.; Kharin, Viatcheslav V.; Lazare, Mike; Scinocca, John F.; Gillett, Nathan P.; Anstey, James; Arora, Vivek; Christian, James R.;

Jiao, Yanjun; Lee, Warren G.; Majaess, Fouad; Saenko, Oleg A.; Seiler, Christian; Seinen, Clint; Shao, Andrew; Solheim, Larry; von Salzen, Knut; Yang, Duo; Winter, Barbara; Sigmund, Michael (2019). CCCma CanESM5 model output prepared for CMIP6 C4MIP. Version 20200335 [1]. Earth System Grid Federation. <https://doi.org/10.22033/ESGF/CMIP6.1301>

- Townsend, P. 2019. Predicting The Geography of Species' Invasions Via Ecological niche modeling. *Q Rev Biol.* 78(4):419-33. doi:10.1086/378926.
- Vargas, O., y O. León. 2009. Las especies invasoras: un reto para la restauración ecológica. En: Restauración Ecológica en Zonas Invasadas por Retamo Espinoso y Plantaciones Forestales de Especies Exóticas. O. Vargas, O. León, A. Díaz, eds Universidad Nacional de Colombia, Colombia
- Vetaas, O. R. 2002. Realized and potential climate niches: A comparison of four *Rhododendron* tree species. *J. Biogeogr.* 29:545–554.
- Wan, J. Z., C. J. Wang, y F. H. Yu. 2019. Effects of occurrence record number, environmental variable number, and spatial scales on MaxEnt distribution modelling for invasive plants. *Biologia (Bratisl).* 74:757–766.
- Whittaker, R. J., K. J. Willis, y R. Field. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity - Whittaker - 2001 - Journal of Biogeography - Wiley Online Library. *J. Biogeogr.* 453–470.
- Wilson, J. R. U., P. García-Díaz, P. Cassey, D. M. Richardson, P. Pyšek, y T. M. Blackburn. 2016. Biological invasions and natural colonization's are different - The need for invasion science. *NeoBiota.* 31:87–98.
- Wisz, M. S., R. J. Hijmans, J. Li, A. T. Peterson, C. H. Graham, A. Guisan, J. Elith, M. Dudík, S. Ferrier, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, L. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. M. C. Overton, S. J. Phillips, K. S. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. E. Williams, y N. E. Zimmermann. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Divers. Distrib.* 14:763–773.
- Zimov, A. S. A., V. I. Chuprynin, A. P. Oreshko, F. S. C. Iii, and J. F. Reynolds. 1995. Steppe-Tundra Transition: A Herbivore-Driven Biome Shift at the End of the Pleistocene *Am Nat:* 146:765–794. <http://www.jstor.org/stable/2462990>.
- Zunino, M. 2000. El concepto de Área de Distribución: Algunas reflexiones teóricas. Hacia un Proyecto CYTED para el Inventario y Estimación de la Diversidad Entomológica en Iberoamérica: PRIBES-2000. Martín-Piera, F., J.J. Morrone & A. Melic Eds. 1:79–85.

