



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO
FACULTAD DE CIENCIAS**

**Control del arbusto nativo invasor
Malacomeles denticulata (Kunth) Engelm.
en la tercera sección del Bosque de
Chapultepec**

T E S I N A

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G A

PRESENTA:

GLORIA EDITH PÉREZ LÓPEZ

DRA. MARÍA DEL CONSUELO BONFIL SANDERS

ASESORA



Ciudad Universitaria, CD. MX.

Mayo 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	3
RESUMEN	4
INTRODUCCIÓN	6
OBJETIVOS E HIPÓTESIS	14
MÉTODOS	16
RESULTADOS	28
DISCUSIÓN	39
CONCLUSIONES	45
BIBLIOGRAFÍA	46

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, Amelia, Homero y Homara, quienes me transmiten el amor hacia la naturaleza y me apoyan incansablemente para lograr cada una de mis metas; a los miembros de las familias Pérez Urbina y López Narváez, por brindarme su cariño e inspirarme a dar lo mejor de mí en todos los ámbitos. A Rosalía Urbina, Irma Narváez y Diego Pérez que me cuidan desde otro plano, y a Francisco López que me tiene en sus oraciones.

Al Dr. Pedro Eloy Mendoza Hernández, M. en C. Bruno Barrales Alcalá, Dr. Arturo Picones Medina, Pablo Barber Córdova, María Fernanda Rojas Cejudo, Julieta Kyle Rojas Pimentel y Julio Ulises Núñez Núñez por su apoyo esencial en el trabajo de campo, su amistad y enseñanzas en el camino.

Al Departamento de Ecología y Recursos Naturales de la Facultad de Ciencias de la UNAM por su apoyo técnico y administrativo en el uso de las instalaciones y materiales para este proyecto. A la M. en C. Laura Patricia Olguín Santos, colaboradora del Invernadero de la Facultad de Ciencias de la UNAM, por su apoyo durante el uso de las instalaciones.

A la Lic. Mónica Pacheco Skidmore y al Biól. Martín Aguilar Cervantes, de la Dirección Ejecutiva del Bosque de Chapultepec, SEDEMA, por brindar la autorización y las facilidades necesarias para el trabajo de campo en la tercera sección de Chapultepec.

Al Dr. Edgar Javier González Liceaga por su valiosa asesoría en el análisis estadístico, y a los miembros del jurado, Dr. Jordan Kyril Golubov Figueroa, Dr. Roberto Antonio Lindig Cisneros, Dr. Héctor Mario Benavides Meza y M. en C. Irene Pisanty Baruch por sus comentarios y correcciones, que fueron muy importantes.

A la Dra. María del Consuelo Bonfil Sanders por guiarme en cada etapa de esta investigación y por su apoyo personal durante todo el proceso.

Al fideicomiso 1,000 Becas Generación Bicentenario por su apoyo económico durante mi trayectoria académica, a los Talleres de Ciencia para Jóvenes por motivarme a estudiar una carrera científica y al equipo de Gorgonas Calistenia por su amistad y su labor de fortalecimiento físico y mental durante la fase final de mi licenciatura.

Esta investigación fue realizada gracias al apoyo del Programa UNAM-PAPIIT IG200221.

RESUMEN

El control de especies invasoras es uno de los mayores desafíos ecológicos que enfrenta la humanidad, junto con el cambio climático. Estas especies causan cambios en la distribución y disponibilidad de recursos, desplazamiento de la fauna nativa y pérdida de biodiversidad. Además, pueden afectar la resiliencia de los ecosistemas y hacerlos vulnerables a los efectos negativos del cambio climático. Mucha de la investigación sobre especies invasoras se ha realizado en áreas naturales protegidas, pero también existen otros espacios relevantes para su estudio, como los parques urbanos, que proveen importantes servicios ecosistémicos y aportan a la calidad de vida de los habitantes de las ciudades.

El Bosque de Chapultepec es una de las áreas verdes más importantes de la Ciudad de México y es el parque urbano más grande de América Latina. Entre sus funciones destaca la gran cantidad de especies que alberga, el oxígeno que libera a la atmósfera y el ser un área de esparcimiento para los habitantes de la urbe. Actualmente en él se desarrolla un gran proyecto multidisciplinario que busca mejorar el manejo ambiental y el desarrollo social y cultural. Durante los trabajos previos al desarrollo del proyecto de restauración ecológica de la tercera sección del bosque se observó que en ciertas zonas hay una dominancia notable del arbusto *Malacomeles denticulata*, nativo del centro de México, que parece reducir la diversidad de las áreas que ocupa.

La definición de especie invasora generalmente se refiere a especies exóticas que se expanden intensamente fuera de su área de distribución original. Sin embargo, algunos autores consideran que tanto especies nativas como exóticas pueden tener dicho comportamiento cuando presentan ciertas características ecológicas, y bajo ciertas condiciones. En el presente trabajo se estudió la capacidad de rebrote de *M. denticulata* en la tercera sección del Bosque de Chapultepec en función del tamaño de los individuos y la apertura del dosel, factores que previamente se han considerado importantes para la capacidad de rebrotar. Se evaluó el potencial de dos tratamientos para controlar el rebrote: la poda de las ramas cerca de la base y realizar la misma poda seguida de la aplicación de un herbicida. También se registró la germinación de sus semillas en laboratorio, la presencia de plántulas bajo el dosel de

individuos de la especie y se investigó a través de imágenes satelitales el proceso de expansión de la especie en el área de estudio.

Los resultados indican que *M. denticulata* tiene una gran capacidad de rebrote, que se relaciona positivamente con su tamaño (área basal), probablemente debido a que las reservas que se acumulan en las raíces le permiten formar nuevas ramas rápidamente después del corte. El tratamiento con herbicida logró disminuir la producción de rebrotes y la biomasa y, en general, los individuos más pequeños respondieron mejor a los tratamientos de control. La apertura del dosel no tuvo un efecto significativo en la rebrotada. También se encontró que la especie tiene altos porcentajes de germinación, de hasta 69 %, y un gran número de plántulas bajo el dosel (media 398 ind/m²). Las imágenes históricas obtenidas indican que la expansión del arbusto inició hace más de 10 años y las observaciones en campo indican que la presencia del arbusto reduce fuertemente la presencia de otras especies nativas.

M. denticulata puede ser considerada una especie nativa con comportamiento invasor, lo que constituye un tema de frontera en la ecología de las plantas invasoras. Este fenómeno se ha relacionado con cambios en los ecosistemas causados por los disturbios antropogénicos y el cambio climático. El control de esta especie requiere del uso de herbicida para una mayor efectividad, así como considerar el tamaño de los individuos. Este estudio es una primera contribución al control del arbusto, que continuará con una investigación posterior, de forma que se pueda analizar el efecto de la temporada del año en la que se aplican los tratamientos. En conjunto, esta investigación permitirá sugerir métodos efectivos para controlar *M. denticulata* y facilitar la recuperación de la diversidad vegetal en la tercera sección del Bosque de Chapultepec.

INTRODUCCIÓN

El control de las especies invasoras es uno de los mayores retos para la humanidad en el ámbito ecológico, a la par de otros fenómenos como el cambio climático (Simberloff *et al.*, 2013). Los impactos más importantes causados por las especies invasoras incluyen cambios en la distribución y disponibilidad de recursos en el ecosistema (Ehrenfeld, 2010), el desplazamiento de la fauna nativa y la pérdida de la biodiversidad, tanto en número de especies, como en diversidad genética y funcional (Simberloff y Rejmánek, 2011). Las especies invasoras también pueden afectar la resiliencia de los ecosistemas –es decir, su capacidad para mantener procesos y estructuras frente a los disturbios (Holling, 1973; Chaffin *et al.*, 2016)–, haciéndolos más propensos al deterioro ante los efectos negativos del cambio climático (Côté y Darling, 2010).

Mucha de la investigación sobre especies invasoras se ha realizado en áreas naturales protegidas, pero hay otros espacios relevantes para reducir las amenazas que éstas representan, entre los que están los parques urbanos. Aunque son espacios que, en muchos casos, fueron creados con fines de esparcimiento y estética, también proveen diversos servicios ecosistémicos (Mexia *et al.*, 2018), como la emisión de oxígeno, el secuestro de carbono, y el mantenimiento de la biodiversidad, entre otros (Palliwoda *et al.*, 2017). Los parques urbanos en los que dominan las especies nativas proveen una mayor variedad de servicios ecosistémicos que aquellos dominados por especies exóticas (Mexia *et al.*, 2018), por lo que en la actualidad la tendencia imperante es favorecer una alta diversidad de especies nativas locales en las áreas verdes de las ciudades.

Los bosques urbanos, compuestos por árboles y vegetación asociada que se encuentran dentro o en la periferia de las ciudades (Benavides Meza, 1989), además de tener importancia biológica, son uno de los principales puntos de contacto de las personas con la naturaleza en México, ya que actualmente 79 % de la población habita en zonas urbanas (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2021). Mantener en buen estado esos ecosistemas es un deber estipulado tanto en el artículo cuarto de la Constitución Política Mexicana (Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, 2021) como en la reciente resolución del Consejo

de Derechos Humanos de la Organización de las Naciones Unidas (Organización de las Naciones Unidas, 2021), que reconoce el derecho humano a un medio ambiente sano y que menciona a la pérdida de la biodiversidad como un obstáculo para garantizar este derecho.

Otra razón para mantener en buen estado los parques urbanos, así como otras áreas verdes en las ciudades, radica en su importancia social y los beneficios que brindan a la salud de las personas. En los parques se puede hacer deporte, organizar eventos culturales y promover relaciones sociales sanas. Además, se ha encontrado que una alta densidad de árboles cercana o dentro de zonas habitacionales puede disminuir los casos de enfermedades metabólicas y cardiovasculares, reducir los niveles de estrés y por lo tanto, mejorar el estado de salud de los residentes (Ramos Palacios y Sánchez Godines, 2017).

Para lograr los efectos positivos en la salud física y mental mencionados anteriormente es importante tomar en cuenta ciertas características del área verde urbana, como el tamaño, la accesibilidad a la población, el tipo de vegetación y las instalaciones que ofrece (Schipperijn et al., 2013). Aunque aún no hay investigaciones concluyentes, la presencia de senderos caminables, espacios de descanso y de vegetación atractiva y en buen estado parecen ser determinantes para mantener los beneficios antes mencionados (Ward Thompson et al., 2016). En este sentido, la presencia del Bosque de Chapultepec contribuye a que la alcaldía Miguel Hidalgo sea la demarcación con más áreas verdes de la Ciudad de México, con un promedio de 12.5 m² por habitante, mayor al promedio general de la ciudad, de 5.3 m²/habitante (Ramos Palacios y Sánchez Godines, 2017). Además, para conservar su importancia en la salud física y mental de la población es necesario que cuente con un programa de manejo ambiental que atienda sus problemas.

Tanto por su historia como por su significado cultural y ecológico, el Bosque de Chapultepec es una de las áreas verdes más importantes de la Ciudad de México. Es el parque urbano más grande de América Latina, ya que cuenta con 686 ha distribuidas en tres secciones, que en conjunto representan 52 % de las áreas verdes de la ciudad (Gobierno de la Ciudad de México, 2011). Su importancia ecológica es amplia, ya que alberga una muy alta cantidad de especies, libera oxígeno a la atmósfera, en sus suelos se recargan los mantos acuíferos de la

ciudad (Gobierno de la Ciudad de México, 2011) y su vegetación contribuye a reducir las partículas y ciertos contaminantes del aire (Escobedo y Chacalo, 2008).

Actualmente este bosque atraviesa por un proceso de cambio debido a la puesta en marcha de un megaproyecto multidisciplinario que planea tanto mejorar el manejo ambiental como fomentar el desarrollo social y cultural (Gobierno de México, 2021). Entre los objetivos ambientales planteados se encuentra el manejo de especies invasoras, la reintroducción de especies endémicas y la sostenibilidad hídrica. La sección más importante para estos propósitos es la tercera, ya que es la que cuenta con mayor cobertura vegetal (Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México, 2017). Sin embargo, a pesar de que en ella hay amplias áreas dominadas por especies nativas, en el dosel dominaban especies exóticas, sobre todo eucaliptos, por lo que en 2020 se elaboró una Propuesta de Programa de Manejo y Restauración Ambiental de la Tercer Sección del Bosque de Chapultepec y del Plan Ejecutivo de Restauración (Lindig Cisneros *et al.*, 2020). En este programa de restauración ecológica se planteó sustituir a las especies exóticas del dosel por especies arbóreas nativas y aumentar la diversidad de especies del sotobosque, fomentando su regeneración natural.

Como parte de los trabajos previos a la elaboración de dicho programa, se realizaron varios recorridos por la zona, durante los cuales se observó que algunas áreas están dominadas por un arbusto de la familia de las rosáceas, que posteriormente se identificó como *Malacomeles denticulata* (Kunth) Engelm. (antes conocido como *Amelanchier denticulata* (Kunth) K. Koch). En las zonas donde domina este arbusto casi no se observan otras especies del sotobosque, comunes en otras partes de la tercera sección del Bosque de Chapultepec, ya que el arbusto acapara casi toda la superficie. También produce una sombra densa con sus numerosas ramas y hojas. Generalmente *M. denticulata* se encuentra en zonas con cierto nivel de erosión, así como cerca de árboles en mal estado o muertos, situación ya reportada en fotografías del Plan Maestro de Rehabilitación para dicha sección del Bosque (Schjetnan *et al.*, 2018). Algunos individuos tienen troncos y raíces tan robustas que han destruido el concreto de elementos recreativos como asadores o bancas. Dichas observaciones indican que *M. denticulata* podría estar excluyendo a otras especies del sotobosque y frenando la

regeneración natural de los sitios donde se encuentra, además de contribuir a la degradación de la infraestructura urbana.

Aunque el centro de origen preciso de esta especie no se ha estudiado, los datos con los que disponemos indican que *M. denticulata* puede considerarse una especie nativa de la provincia biogeográfica correspondiente al Eje Volcánico Transmexicano, propuesta por Morrone (2005), debido a que es la región con mayor riqueza genética y con la mayor presencia de la especie (Núñez-Colín *et al.*, 2012), además, la localidad tipo de la especie se encuentra en esta región (Jones, 1945). Estos datos indican que la Ciudad de México forma parte del área de distribución nativa de *M. denticulata*. Dadas las características de la presencia del arbusto en la tercera sección y su situación biogeográfica, éste es el primer registro del comportamiento de este arbusto como especie nativa invasora, cuya gran abundancia parece reducir la diversidad del ecosistema en su área de distribución natural.

Las definiciones de especie invasora han cambiado con el tiempo e incluyen distintos elementos, según el punto de vista desde el que se trabaje. La definición usada en los programas de manejo de especies invasoras de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) (Invasive Species Specialist Group, 2000) considera que la invasión es un comportamiento exclusivo de especies exóticas, que ocurre cuando éstas se reproducen masivamente fuera de las áreas en donde se encontraban originalmente (Richardson *et al.*, 2000). Otros autores consideran que el origen geográfico o taxonómico de las especies no es relevante, ya que las especies nativas también pueden propagarse de forma rápida e intensa más allá de sus límites históricos y ocasionar daños tanto a los ecosistemas como a las actividades humanas (Nackley *et al.*, 2017).

Por otro lado, existen autores que consideran que la definición de especie invasora debería tomar más en cuenta las características que permiten a las especies invadir distintos ecosistemas (Pyšek y Richardson, 2007; Blackburn *et al.*, 2011), así como el estado de dominancia y dispersión que se observa en cada sitio (Colautti y MacIsaac, 2004; Pereyra, 2016). Otros mencionan que las especies nativas pueden presentar comportamiento invasor y que éstas deberían de tener un manejo diferente a las exóticas, ya que su condición

biogeográfica es relevante para su impacto ecológico (Blackburn *et al.*, 2019). En México, la Ley General de Vida Silvestre (2000) define a las especies invasoras como “aquellas que prosperan sin ayuda del ser humano y amenazan hábitats naturales o semi-naturales, fuera de su área habitual de distribución”; sin embargo, también toma en cuenta casos especiales de ejemplares o poblaciones que pueden ser silvestres o domésticas que se tornen perjudiciales por modificaciones a su hábitat o a su biología.

En el presente trabajo se considera que el comportamiento invasor de *M. denticulata* en la tercera sección del Bosque de Chapultepec se define tanto por el contexto del sitio de trabajo –un bosque urbano con amplias zonas dominadas por una sola especie– como por las características del arbusto, que le permiten dispersarse, establecerse masivamente, sobrevivir y acaparar el espacio en este lugar; así también, consideramos que su manejo debe tomar en cuenta tanto el comportamiento invasor descrito como su condición de especie nativa de la zona de estudio.

Parte de la dominancia de *M. denticulata* podría explicarse por la gran producción anual de frutos observada en el Bosque de Chapultepec y probablemente por su capacidad de rebrotar en respuesta a perturbaciones, la cual fue una de las características estudiadas en el presente trabajo. Aunque la alta capacidad de dispersión y facilidad de establecimiento son características de especies arbustivas (Boyce, 2009), también son rasgos comunes en especies invasoras (Pyšek y Richardson, 2007; van Kleunen *et al.*, 2010; Simberloff y Rejmánek, 2011), lo que apoya la pertinencia de incluir a *M. denticulata* en esta categoría, aunque se encuentre en su intervalo de distribución geográfica natural.

La capacidad de rebrote consiste en la producción de biomasa en respuesta a disturbios como el fuego, ataque de plagas, inundaciones o podas, que causan su pérdida (Pausas *et al.*, 2016). Los mecanismos de rebrote son diversos, pero una de las hipótesis más respaldadas es que las especies que rebrotan cuentan con yemas latentes u otros tejidos precursores, además de acumular reservas de carbohidratos que se movilizan en respuesta a la remoción de biomasa (Clarke *et al.*, 2013; Zeppel *et al.*, 2015; Shibata *et al.*, 2016). Los mecanismos fisiológicos del rebrote involucran una compleja regulación hormonal, sobre todo de la auxina ácido

indol-3-acético y de las citoquininas, que en condiciones de estrés actúan en los meristemos apicales para desarrollar nuevo tejido (Cline, 1991; Srivastava, 2002).

Las reservas para producir rebrotes generalmente se almacenan en las raíces (Zeppel *et al.*, 2015; Pausas *et al.*, 2016) y en algunos casos, los órganos aéreos también pueden contar con yemas de rebrote (Meier *et al.*, 2012). *M. denticulata* tiene un robusto sistema radicular que sostiene a sus abundantes ramas, por lo que es posible que las yemas y reservas en estos órganos le otorguen la ventaja de rebrotar rápidamente. Además, el estado de desarrollo de la planta es un factor que influye en la capacidad de rebrotar, la cual, en arbustos leñosos, aumenta con la edad (Bond y Van Wilgen, 1996; Clarke *et al.*, 2013). Esto podría ser uno de los retos de este proyecto, ya que los arbustos de *M. denticulata* que acaparan más espacio en la 3a sección del Bosque de Chapultepec son adultos establecidos desde hace más de 10 años, según se dedujo al observar y comparar imágenes satelitales de Google Earth® de los años 2001, 2008 y 2018 con imágenes más actuales, de 2021.

Debido a la gran cobertura de los arbustos de *M. denticulata*, también es importante considerar que los organismos de estudio tendrán distintas condiciones de luz durante el experimento. Los que se encuentren bajo el dosel de otros arbustos y aquéllos expuestos a la radiación directa pueden presentar diferencias en su capacidad y velocidad para producir rebrotes, ya que después de utilizar las reservas que la planta almacena para rebrotar, el crecimiento depende de la fotosíntesis (Bowen, 1993; Saura-Mas *et al.*, 2015), la cual se puede ver limitada o favorecida por la apertura del dosel.

Otro aspecto para entender la dominancia de *M. denticulata* en la zona es analizar su capacidad de regeneración a través de la germinación de semillas, ya que, como se mencionó, produce miles de frutos por individuo, lo que probablemente contribuye a la formación de un gran banco de semillas en el suelo. También hay que tomar en cuenta interacciones como la dispersión de los frutos y semillas por aves, ya que existen registros de especies frugívoras en esta sección del Bosque (Plataforma Geocientífica Bosque de Chapultepec, 2020).

El caso de *M. denticulata* como especie invasora de la familia Rosaceae no es aislado, ya que *Amelanchier spicata*, otra rosácea nativa de Norteamérica, taxonómicamente cercana y con morfología similar a *M. denticulata*, se ha considerado invasora en varios países de Europa (Weber, 2017). Así también, *Rosa rubiginosa*, *Prunus virginiana* y *Crataegus phaenopyrumson* son rosáceas de interés debido a que se han identificado como invasoras en sus áreas de distribución nativa y por su potencial de expansión fuera de ellas (Swearingen y Bargerón, 2016).

El estudio de la capacidad de expansión de *M. denticulata* puede considerarse un tema de frontera en el campo de la ecología de las plantas invasoras, al tratarse de una especie nativa con comportamiento invasor, de las cuales existen pocas referencias en la literatura especializada. Sin embargo, se tiene registro de que entre 10 y 20 % de las especies invasoras de Norteamérica son nativas, si se define a la invasión como la dominancia de organismos de establecimiento rápido y persistente en un ecosistema (Nackley *et al.*, 2017). En este sentido, en la tercera sección es evidente que *M. denticulata* tiene una gran dominancia y potencial de expansión.

Las especies nativas invasoras han comenzado a identificarse en otras familias y latitudes. Un estudio en el Himalaya identificó reducción de la diversidad en parte de la montaña invadida por un arbusto nativo de la familia Polygonaceae (Negi *et al.*, 2021), mientras que en Sudáfrica la expansión y dominancia de especies nativas de árboles ha afectado a decenas de millones de hectáreas de la sabana y otros ecosistemas de pastizal (Nackley *et al.*, 2017). Este fenómeno se relaciona con la presencia de rasgos que permiten a las especies establecerse agresivamente en su área de distribución natural, pero también es consecuencia de los cambios en los ecosistemas producidos por el ser humano, tanto a nivel local (con el aumento en los disturbios y la deforestación, erosión de los suelos y contaminación), como a gran escala con el cambio climático.

Existen distintos métodos para el manejo de las especies invasoras, los cuales incluyen el uso de fuego, poda y herbicidas (Tu *et al.*, 2001). En el caso de arbustos leñosos, la combinación de un método para reducir la biomasa y otro que reduzca la capacidad de rebrote, por ejemplo,

con agroquímicos (Seefeldt *et al.*, 2013), ha resultado exitosa. También se ha usado la revegetación con especies nativas (Buckley *et al.*, 2004), que puede servir para limitar la disponibilidad de luz, reduciendo las ventajas que pueden tener los arbustos invasores (Brym *et al.*, 2011). En el caso de la familia Rosaceae se ha encontrado que el corte y el uso de herbicidas compuestos por 2,4-D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético), MCPA (ácido 4-cloro-*o*-toliloxiacético) y dicamba afecta el rebrote, ya que estas sustancias resultan fitotóxicas para algunas especies de la familia (Gonzalez y Karlik, 1999; Lloyd, 2014).

Dada la importancia del Bosque de Chapultepec, y en el contexto del nuevo programa de manejo de la tercera sección, es importante comprender los mecanismos que permiten el comportamiento invasor de *M. denticulata*, así como evaluar posibles métodos para su control, de forma que se pueda complementar el eje ecológico del Plan de Restauración Ecológica. El presente trabajo es una primera contribución al estudio de este fenómeno, en el que se analizó el efecto del tamaño de los individuos y del uso de un herbicida (adicionalmente a la poda de los arbustos) en la capacidad de rebrote de *M. denticulata*. Además, se analizan algunos aspectos relacionados con su regeneración. Este estudio continuará con una investigación posterior y la conjunción de ambos trabajos permitirá analizar una variable adicional potencialmente importante: la temporada del año en la que se apliquen los métodos de control. Estos esfuerzos permitirán, además de sugerir métodos para controlar este arbusto, facilitar la recuperación de la diversidad de especies herbáceas y leñosas nativas de la zona.

OBJETIVOS E HIPÓTESIS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la efectividad de la poda de ramas o de la poda de ramas y aplicación de herbicida, en el control del arbusto invasor *M. denticulata* en la tercera sección del bosque de Chapultepec.

OBJETIVOS PARTICULARES

- a) Analizar la capacidad de rebrote del arbusto en función del tamaño de los individuos y de la apertura del dosel.
- b) Evaluar el efecto de los tratamientos mencionados en términos de producción de rebrotes (número y biomasa).
- c) Establecer si la capacidad de germinación de las semillas y el establecimiento temprano de las plántulas contribuyen al comportamiento invasor de *M. denticulata*.

HIPÓTESIS

- a) Si el tamaño del arbusto influye en su capacidad de rebrotar –por contar con más sustancias de reserva en sus raíces y tallos–, entonces los arbustos de mayor tamaño tendrán mayor capacidad de rebrotar que los arbustos más pequeños.
- b) Si la radiación que recibe cada individuo influye en su crecimiento, entonces los arbustos que tengan un dosel más abierto tendrán un mayor crecimiento que los ubicados en condiciones de sombra parcial (dosel más cerrado).
- c) Si el herbicida disminuye la capacidad de rebrote, entonces la producción de rebrotes será menor en los arbustos a los que se aplicó herbicida que en los que solo fueron podados.
- d) La alta capacidad de germinar de las semillas de *Malacomeles denticulata* puede contribuir a explicar su comportamiento invasor.

MÉTODOS

SITIO DE ESTUDIO

La tercera sección es la parte con el relieve más accidentado del Bosque de Chapultepec, ya que se encuentra atravesada por un sistema de barrancas cuya parte más baja está a una altura de 2228 m s. n. m. y la más alta a 2458 m (Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México, 2017). La litología de esta sección está pobremente consolidada, es decir, la porosidad de las rocas es muy alta, lo que se explica por el origen volcánico de la microcuenca, que consiste en suelos y perfiles de estructura porosa a semicompacta; sin embargo, también hay zonas con rocas muy compactas de tipo afanítico y suelos arcillosos (INEGI, 1979, citado en Lindig Cisneros *et al.*, 2020; Velázquez Ángeles, 2013). Estas características litológicas otorgan a dicha sección un papel importante en la recarga de acuíferos.

En la zona donde se llevaron a cabo los experimentos del presente trabajo –identificada como subzona de restauración del polígono Clausell por la Propuesta de Programa de Manejo y Restauración Ambiental de la 3ª sección del Bosque de Chapultepec–, se han registrado áreas extensas con una muy alta densidad de arbustos de *M. denticulata* (Lindig Cisneros *et al.*, 2020). En la Figura 1 se muestra el mapa del sitio de trabajo con los arbustos, así como algunos elementos importantes de la zona.

La temperatura ambiental promedio durante el periodo del experimento fue de 17.86 °C, un valor mayor al promedio anual de los últimos 30 años (17.08 °C). Los datos fueron obtenidos a través de una solicitud al Observatorio Nacional de Tacubaya, de la estación meteorológica más cercana al sitio de trabajo, que se encuentra a 2 km.

Se considera que la composición vegetal de la tercera sección es la más compleja en el Bosque de Chapultepec. Un estudio realizado por Micro-Diversa (2020) aportó un listado florístico de 154 especies de plantas, de las cuales 93 son herbáceas (57%), 36 árboles (22%) y 25 arbustos (21%). Se señala que 70 % de las especies identificadas son nativas; sin

embargo, aunque *M. denticulata* pertenece a esta categoría, se requieren estudios para evaluar su alta dominancia en áreas que probablemente sufrieron perturbaciones importantes en el pasado y actualmente pueden clasificarse como deterioradas.

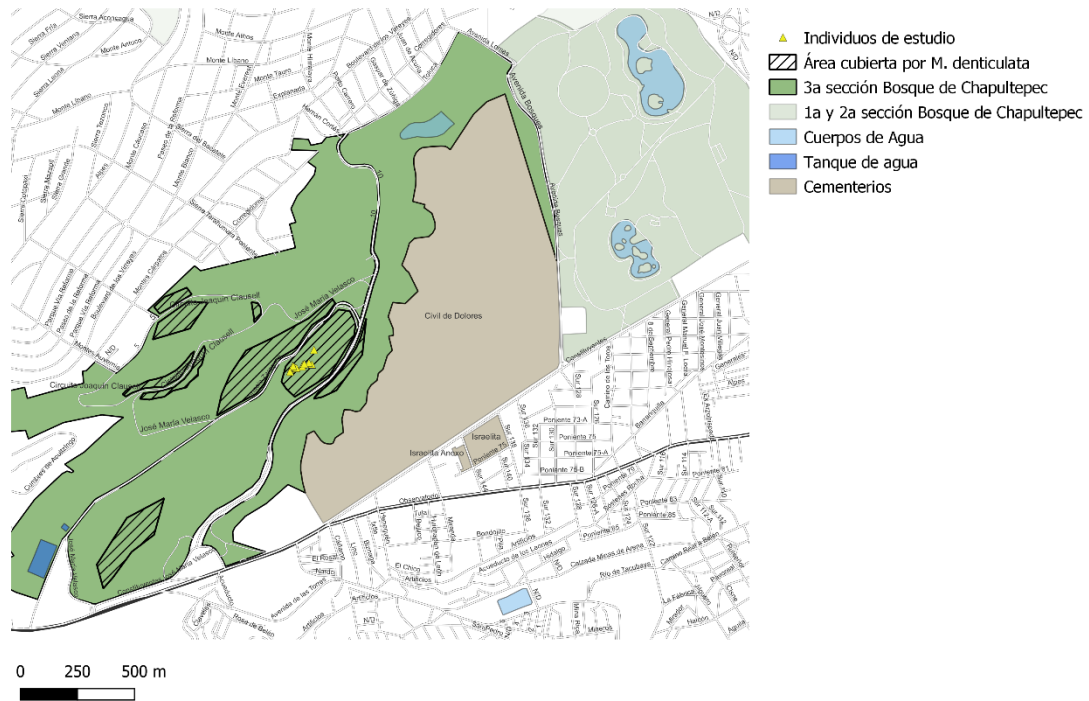


Figura 1. Mapa de la 3a sección del Bosque de Chapultepec, mostrando las zonas dominadas por *Malacomeles denticulata*.

ESPECIE DE ESTUDIO

Malacomeles denticulata es un arbusto de la familia Rosaceae de 1-3 m de alto (Barrie, 2015; Vibrans, 2009); sin embargo, en la tercera sección del Bosque de Chapultepec llega a medir hasta 6 m de altura. Sus nombres comunes son tlaxistle, duraznillo, membrillo cimarrón y membrillo silvestre, entre otros. Se reconoce por su tallo rígido con múltiples ramificaciones, sus frutos pequeños, rojos y carnosos y sus flores blancas. Los tallos surgen desde la base, son tomentosos, de madera rígida, con corteza rojiza a negra y son muy numerosos (con un registro de hasta 60 troncos en un mismo individuo). Las hojas son simples, de hasta 4 cm de ancho por 2.5 cm de largo, color verde brillante, sujetas a las ramas por pedicelos tomentosos de 3-10 mm, con estípulas y caducas en la temporada menos húmeda (Barrie, 2015). En el Bosque de Chapultepec presenta inflorescencias (terminales y racemosas) de junio a agosto; las flores son pediceladas, de color blanco, con pétalos blancos de 5-6 mm de diámetro.

Se ha registrado la presencia de esta especie en el Valle de México, entre 2350 y 3000 m s. n. m. (Rzedowski y Calderón, 2001) y en el Bajío entre 1350 y 2950 m (Rzedowski y Calderón, 2005). Dos mapas colaborativos para el registro de flora y fauna en México la han encontrado a lo largo de casi toda la Sierra Madre Oriental (CONABIO, 2022; López Domínguez, 2022), principalmente en la Ciudad de México, Hidalgo, San Luis Potosí y Querétaro.

En varias áreas de la tercera sección del Bosque de Chapultepec este arbusto domina el sotobosque, causando que la abundancia de otras especies sea baja (Figuras 2, 3 y 4). En esta comunidad se observa que la presencia de frutos comienza a mediados de septiembre y continúa hasta principios de abril, siendo marzo el mes con mayor densidad de frutos maduros (Figura 5).



Figura 2. Vista aérea de *M. denticulata* en la 3ª sección del Bosque de Chapultepec durante la temporada de fructificación.



Figura 3. Individuos de *M. denticulata* en la 3ª sección del Bosque de Chapultepec.



Figura 4. Arbustos de *M. denticulata* y eucaliptos en el paisaje de la 3a sección del Bosque de Chapultepec.



Figura 5. Fructificación de *M. denticulata* en la 3ª sección del Bosque de Chapultepec.

DISEÑO EXPERIMENTAL

Tratamientos para el control del arbusto

Se buscó un área de fácil acceso con gran presencia de arbustos en la tercera sección del Bosque de Chapultepec, que resultó ser la esquina de las calles José María Velasco e Ignacio Zaragoza (19°24'20"N, 99°12'52"O, señalada en la Figura 1 con la leyenda “Individuos de estudio”). Según el Plan Maestro de Rehabilitación de la tercera sección esta zona corresponde a una meseta (Schjetnan *et al.*, 2018). Después de evaluar el tamaño de una muestra de 50 arbustos, a través del cálculo de la cobertura de su copa (con base en dos medidas del diámetro, perpendiculares entre sí, y usando la fórmula de una elipse), se seleccionaron doce individuos a modo de abarcar el intervalo de tamaños registrado. De estos doce individuos se seleccionaron al azar seis para aplicarles el tratamiento de poda, y otros seis para el de poda + herbicida.

La poda de los arbustos se realizó en marzo de 2021. Se podaron las ramas hasta ~30 cm de la base con una motosierra manejada por personal del Bosque de Chapultepec (Figura 6a). Debido a que estudios previos han mostrado que el área basal de los individuos se relaciona directamente con su capacidad de rebrotar (Zeppel *et al.*, 2015; Pausas *et al.*, 2016), se midieron los diámetros de los tocones, y con estos datos se calculó el área basal de cada individuo, como la sumatoria de las áreas basales de sus ramas. Se eligió esta altura porque permite tener el espacio suficiente para realizar mediciones precisas con un calibrador Vernier digital (Figura 6b).

La distribución de los tratamientos en relación con el tamaño (área basal) de los individuos se muestra en la Figura 7. Los tratamientos fueron seleccionados tomando como referencia estudios previos que muestran que la poda, la quema y el uso de herbicidas en distintas presentaciones son procedimientos efectivos en las estrategias para el manejo de arbustos invasores (Caplan *et al.*, 2018; Link *et al.*, 2019).

El herbicida utilizado fue Banvel 12-24 de la marca Sygenta compuesto por dicamba y ácido 2,4-diclorofenoxiacético; su uso se ha recomendado para el control de otros arbustos invasores de la familia Rosaceae (DiTomaso y Kyser, 2013) y por reducir la cobertura de otros arbustos en combinación con la poda (Seefeldt *et al.*, 2013). Su efecto se produce en la zona de aplicación y de manera generalizada en el individuo por la translocación de la sustancia a todos los tejidos (Cox, 1994). El componente dicamba provoca elevación de los niveles de ácido abscísico y etileno en los tejidos vegetales y evita el crecimiento, al provocar muerte celular (Tu *et al.*, 2001). Por otro lado, el agente 2,4-diclorofenoxiacético acidifica la pared celular vegetal y destruye el tejido vascular (Tu *et al.*, 2001), evitando o reduciendo el crecimiento de hojas y ramas.



Figura 6. Tratamientos de control del arbusto. A - poda con motosierra, B - medición del diámetro y el número de tocones, C - aplicación del herbicida.

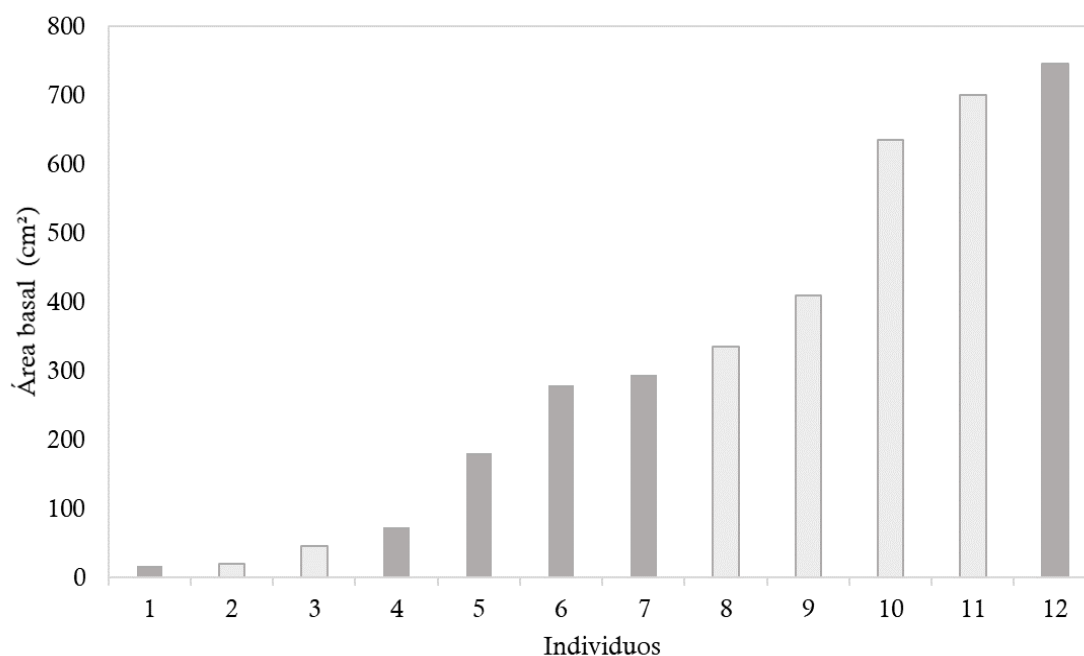


Figura 7. Área basal de los individuos seleccionados para los tratamientos de manejo. Se presentan en orden ascendente de área basal. Gris oscuro = poda + herbicida, gris claro = poda.

El herbicida se preparó a la concentración recomendada por el fabricante (20 ml l^{-1}) y se roció en el corte fresco con un aspersor (Figura 6c). Se realizó una segunda aplicación del herbicida tres meses después en toda la base del arbusto (junio de 2021). Previo a esta segunda aplicación, se midió la altura máxima de los rebrotes que se habían producido entre marzo y junio. Este dato se registró nuevamente durante la cosecha final de los rebrotes, realizada en noviembre de 2021.

Ocho meses después de la poda, en noviembre, se midieron, se contaron los rebrotes y se cortaron desde la base. Para obtener la biomasa las ramas se secaron a $75 \text{ }^{\circ}\text{C}$ por 72 h en hornos de secado de la Facultad de Ciencias de la marca felisa® modelo FE-241 y Cole-Parmer® modelo 5015-54 (Figura 8) y posteriormente se pesaron. Con estos datos se calculó la biomasa total de los rebrotes de cada arbusto.



Figura 8. Proceso de poda de los arbustos. A y B - arbustos que rebrotaron, C - rebrotes podados, D - cámara de secado con los rebrotes.

En septiembre de 2022 se tomaron fotos hemisféricas centradas en el tocón de cada arbusto para evaluar la apertura de dosel (como una medida de la radiación que recibía cada uno); esto se realizó con una cámara Sony NEX-7 con un lente de ojo de pez y se analizaron con ayuda del software WinSCANOPY Pro 2014^a de Regent Instruments, Canadá. Esta variable se incluyó en el análisis de la capacidad de rebrote (ver más abajo).

Posteriormente, se realizó una investigación bibliográfica con el fin de encontrar fotografías históricas del área que aportaran al contexto del avance del arbusto en el Bosque de Chapultepec o que indicara el proceso de crecimiento de *M. denticulata* a través de los años. Las imágenes más útiles para dicho fin fueron encontradas en Google Maps®, específicamente se tomaron imágenes de la vista de calle de las coordenadas 19°24'25.2"N, 99°13'04.4"O. Además, se obtuvieron fotografías del satélite de Google Earth® de la zona que abarca la tercera sección del Bosque.

Germinación de semillas y regeneración natural

Durante la temporada de fructificación de 2020 (octubre- noviembre), se recolectaron frutos de ocho arbustos en cuatro diferentes zonas de la tercera sección seleccionadas al azar, cuya característica en común era la presencia de *M. denticulata*. Se extrajeron 200 semillas que se

guardaron en un lugar fresco y sin humedad. Los experimentos de germinación se realizaron en octubre de 2021 en el invernadero de la Facultad de Ciencias.

La mitad de las semillas (seleccionadas al azar) se escarificaron con una lima de grano 100/100 hasta desgastar parcialmente su exterior, con el fin de facilitar la entrada de agua; la otra mitad no tuvo tratamiento previo. Una noche antes, todas las semillas fueron remojadas en agua y el día del montaje del experimento se desinfectaron en una solución de hipoclorito de sodio al 5 % durante 5 min.

Se sembraron grupos de 20 semillas por caja, en 10 cajas de Petri (Figura 9) y se colocaron en una mesa del invernadero de la Facultad de Ciencias. Durante el periodo se registró una temperatura fresca (17° - 26 °C) y condiciones de luz natural indirecta. Se evaluaron cinco cajas con semillas escarificadas y cinco sin escarificación, y la germinación se registró durante 34 días. Se consideró que una semilla germinó cuando emergió una radícula de 0.5 cm.



Figura 9. Caja de Petri con semillas escarificadas de *M. denticulata* germinando.

Al concluir el seguimiento, las semillas que no habían germinado fueron diseccionadas y se observaron bajo el microscopio estereoscópico para corroborar la presencia de embrión.

Para evaluar la regeneración natural de *M. denticulata* se eligieron al azar cinco sitios de 1 m² cada uno bajo el dosel del mismo arbusto y se contaron las plántulas presentes (Figura 10). Esto se realizó a finales de la temporada de lluvias, en octubre de 2021, en la misma área de trabajo seleccionada para los tratamientos de control de rebrote.



Figura 10. Conteo de plántulas de *M. denticulata* en el sotobosque. A – delimitación del área de conteo, B – Conteo de plántulas, C – Muestra de plántulas.

Análisis estadísticos

Se usaron modelos lineales generalizados para evaluar las variables de respuesta: biomasa de los rebrotes y número de rebrotes. En ambos casos se analizó el efecto de los factores tratamiento (poda o poda + herbicida), tamaño (medido como área basal) y radiación (porcentaje de apertura del dosel). Los modelos lineales empleados no consideran un único intercepto igual a cero, sino que analizan la recta producida por cada tratamiento individualmente para evaluar mejor el efecto de cada factor.

Por otro lado, se realizó un modelo lineal generalizado binomial utilizando como variable de respuesta el rebrote: se asignó el valor cero a los arbustos que no rebrotaron después de los tratamientos de control, y el valor uno a los que sí rebrotaron. Estos modelos únicamente tomaron en cuenta la variable tratamiento como explicativa, ya que permite un análisis

aislado del efecto de la poda y el herbicida en la producción de rebrotes; además, las condiciones del modelo se cumplían mejor si se utilizaba únicamente dicha variable.

En los modelos que utilizaron datos continuos, éstos se transformaron a la escala logarítmica para que se adaptaran a la distribución normal. En los que analizaron el número de ramas se usó la familia Poisson, debido a las características de distribución de la variable. Los modelos que arrojaron un menor valor del criterio de información de Akaike (AIC) fueron seleccionados como la mejor explicación del efecto de los factores en la capacidad de rebrote. También se compararon las medias de los resultados con pruebas *t* de Student. Para estos procedimientos se usó el programa RStudio versión 1.3.1056.

Por otro lado, se obtuvieron porcentajes de germinación a lo largo de 34 días para analizar la germinación de semillas en laboratorio, así como el porcentaje de germinación acumulada al final del experimento. Los datos se analizaron con χ^2 .

RESULTADOS

TRATAMIENTOS PARA EL CONTROL DEL ARBUSTO

Se encontraron diferencias debidas al tratamiento en la biomasa de los rebrotes (Figura 11). Mientras que con el de poda + herbicida se produjo una biomasa máxima de 0.74 kg por individuo, con el de poda ésta se elevó hasta 4.49 kg. En el primer caso la biomasa promedio fue de 0.326 kg (± 0.125 e. e.), y en el segundo de 2.5 kg (± 0.774 e. e.). Además, se observó que el área basal de los individuos influye en la cantidad de biomasa producida (Figura 11).

Sólo un individuo, el más pequeño, no produjo rebrotes desde la primera aplicación del tratamiento poda + herbicida. No obstante, en noviembre de 2021, después de cosechar los rebrotes, otros tres arbustos pequeños y dos medianos detuvieron la producción de biomasa. De éstos, la gran mayoría (excepto dos arbustos pequeños), estuvieron expuestos al herbicida.

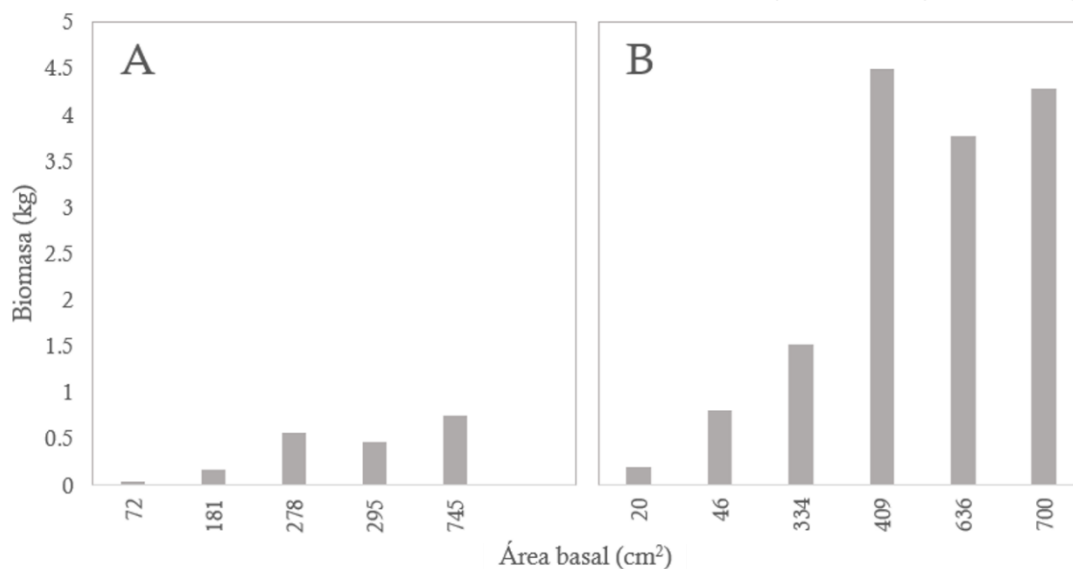


Figura 11. Biomasa de los rebrotes en los individuos de cada tratamiento, ordenados de forma ascendente según su área basal. A. poda + herbicida, B. poda.

La biomasa producida por los individuos con tratamiento de poda + herbicida fue mucho más homogénea que la producida por los que solo fueron podados, que mostraron más variación en este parámetro (Figuras 11, 12 y 13); asimismo, la biomasa por unidad de área basal fue más similar entre los individuos del tratamiento poda + herbicida y muy heterogénea en los de poda (Figura 13).

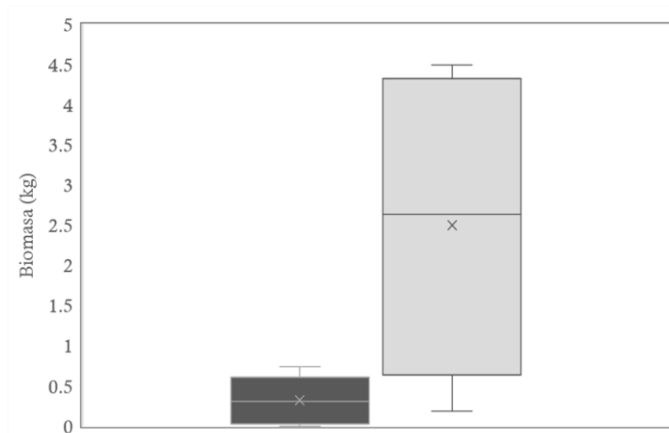


Figura 12. Biomasa (media \pm d. e.) de los rebrotes por tratamiento. Gris oscuro = poda + herbicida, gris claro = poda.

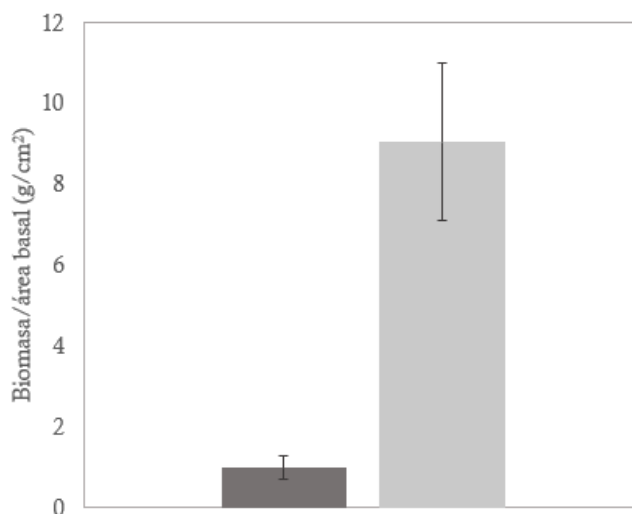


Figura 13. Biomasa promedio por unidad de área basal (media \pm e. e.) por tratamiento. Gris oscuro = poda + herbicida, gris claro = poda.

Los tratamientos también afectaron el tamaño final de los rebrotes y, por lo tanto, su velocidad de crecimiento. Durante los primeros tres meses después de la aplicación de los tratamientos, únicamente dos individuos a los que se aplicó herbicida desarrollaron rebrotes, y éstos fueron menores a 50 cm, mientras que en el mismo periodo todos los individuos del tratamiento de poda tenían rebrotes de hasta 68 cm (Figura 14). Ocho meses después, los individuos a los que se aplicó herbicida tuvieron una altura máxima de 142 cm, mientras que los del tratamiento de poda alcanzaron 280 cm.

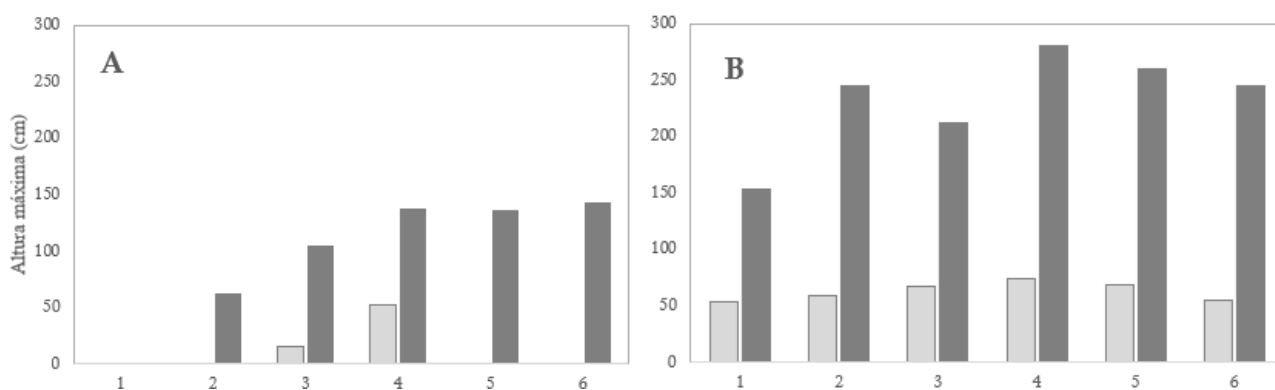


Figura 14. Altura máxima de los rebrotes en junio (barras color claro) y en noviembre 2021 (barras color oscuro). A. Tratamiento poda + herbicida, B. Tratamiento poda. Los individuos están ordenados de forma ascendente según su área basal. La ausencia de barra indica que no hubo rebrotes.

El modelo que se ajustó mejor a los datos, según el criterio de información de Akaike (AIC), muestra una interacción significativa entre los tratamientos y el tamaño de los individuos (área basal) (Cuadro 1, Modelo A). Si no se toma en cuenta la interacción entre los tratamientos y el área basal, la verosimilitud del modelo se reduce, como lo indica un mayor AIC (Cuadro 1, Modelo B).

La interacción significativa muestra que el efecto de los tratamientos varía en función del tamaño de los arbustos. Es de notarse que la interacción tiene, según el estimador, un efecto positivo en la biomasa, a diferencia del efecto de los tratamientos, que tuvieron un efecto negativo (Cuadro 1). Con relación a esto, se observó que los casos de éxito de control del

rebrote ocurrieron en individuos con un área basal menor al promedio de la muestra (<311 cm²). El resultado más evidente es que desde la primera aplicación del herbicida, después de podar, se logró controlar el rebrote por completo en el individuo con el área basal más pequeña, pero no en los individuos más grandes. Los únicos arbustos en los que se detuvo el rebrote después de la cosecha, a pesar de no haber sido rociados con herbicida, tenían un área basal menor a 50 cm². La apertura del dosel no tuvo un efecto significativo en la biomasa de los rebrotes ($\alpha = 0.01$); si bien el estimador indica que su efecto es positivo, el error es alto (Cuadro 1).

Cuadro 1. Modelos lineales generalizados usados para analizar el efecto de los tratamientos, el tamaño de los individuos y la apertura del dosel en la producción de rebrotes. En todos los casos $\alpha = 0.01$

Modelo A: biomasa de los rebrotes ~ tratamiento * área basal + apertura del dosel.					
	Estimador	Error estándar	t	P	
Poda + herbicida	-12.219	0.958	-12.76	<0.001	***
Poda	-4.359	0.926	-4.71	<0.01	***
Área basal	0.775	0.154	5.03	<0.01	***
Apertura del dosel (%)	2.015	1.322	1.52	0.171	-
Tratamiento * área basal	1.054	0.232	4.56	<0.01	***
AIC	23.58				
Modelo B: biomasa de los rebrotes ~ tratamiento + área basal + apertura dosel.					
	Estimador	Error estándar	t	P	
Poda + herbicida	-9.301	1.317	-7.06	<0.001	***
Poda	-6.863	1.379	-4.54	<0.01	***
Área basal	1.230	0.217	5.67	<0.001	***
Apertura del dosel (%)	2.304	2.451	0.94	0.375	-
AIC	38.03				

La biomasa producida se incrementó con el área basal en ambos tratamientos (Figura 15), por lo que el tratamiento por sí sólo no explica la biomasa de los rebrotes. En la Figura 15

puede notarse que, en los tamaños pequeños, la pendiente es mayor y los valores de biomasa son más negativos en el tratamiento poda + herbicida, que en el de poda. A partir de valores mayores a cinco (en escala logarítmica) las pendientes de ambos tratamientos son similares.

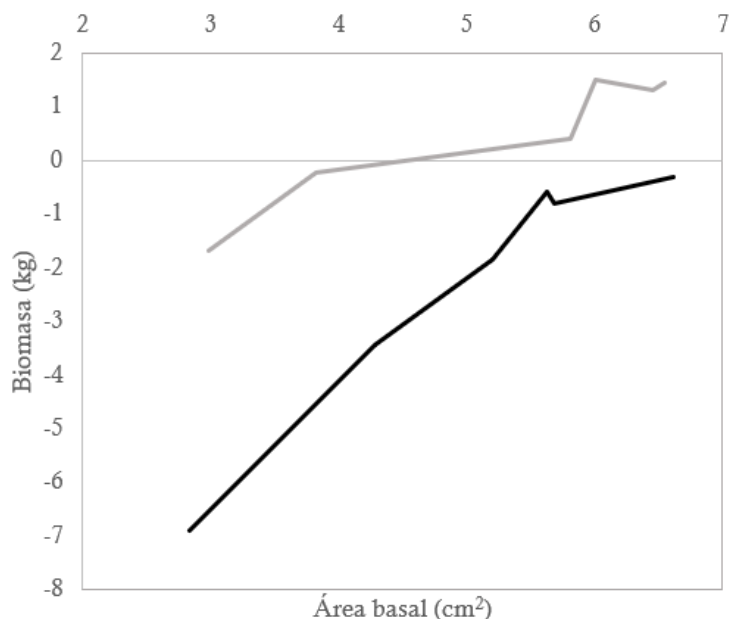


Figura 15. Biomasa de los rebrotes en función del área basal de los individuos (en logaritmos). Línea gris – tratamiento poda, línea negra - tratamiento poda + herbicida.

El modelo binomial arrojó estimados que equivalen a una probabilidad de rebrote de 83.3 % con el tratamiento de poda, mientras que con el de poda + herbicida, esta probabilidad fue de 33.3 %, tomando en cuenta todo el intervalo de áreas basales de la muestra.

En cuanto al número de rebrotes, el valor promedio de ramas producidas por individuo después del tratamiento de poda + herbicida fue de 129 (± 52.7 e. e.), mientras en el tratamiento de poda fue de 239 (± 97.7 e. e.) (Figura 16). El modelo lineal generalizado que evalúa el efecto del tratamiento y del tamaño (área basal) en el número de rebrotes se muestra en el Cuadro 2, y muestra que el efecto de los tratamientos depende del área basal, ya que la interacción entre ambos es significativa y tiene una pendiente positiva. Al igual que en el caso anterior, la producción de ramas se incrementa con el tamaño del arbusto; se puede

observar que en ambos tratamientos los arbustos con área basal pequeña produjeron un menor número de ramas que los grandes (Figura 17).

A pesar de que el tratamiento de poda no evitó el desarrollo de los rebrotes en la misma magnitud que el de poda + herbicida (Figura 16), la prueba de t para muestras independientes mostró que las medias no difieren significativamente ($t = 1.813$, g. l. = 10, $P = 0.09$). Asimismo, los intervalos del número de rebrotes de los dos tratamientos se superponen (Figura 16). Por otro lado, los parámetros del Modelo C (Cuadro 2) indican que el efecto de cada tratamiento sobre el número de ramas no puede entenderse sin tomar en cuenta la interacción con el tamaño del arbusto.

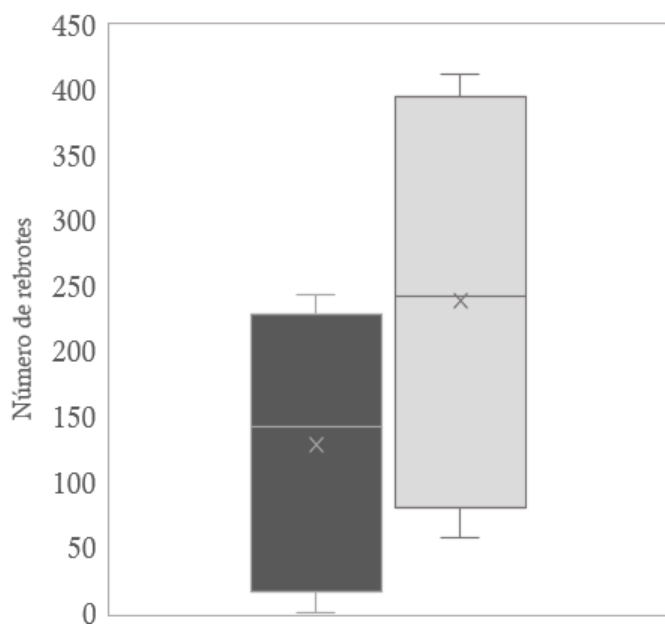


Figura 16. Número de rebrotes por tratamiento (media \pm d. e.). Gris oscuro = poda + herbicida, gris claro = poda.

Cuadro 2. Modelo lineal generalizado usado para evaluar el número de ramas producidas en función del tratamiento, el área basal, la interacción entre ambos y la apertura del dosel. ($\alpha = 0.01$).

Modelo C. Núm. ramas ~ tratamiento * área basal + apertura del dosel					
	Estimador	Error estándar	Z	P	
Poda + herbicida	0.828	0.322	2.567	0.01	-
Poda	2.370	0.207	11.476	<0.001	***
Tratamiento * área basal	0.194	0.061	3.192	0.001	***
Área basal	0.564	0.031	18.496	<0.001	***
Apertura del dosel (%)	-0.273	0.260	-1.049	0.294	-

En la Figura 17 se observa de forma gráfica la interacción entre el área basal y los tratamientos. En el de poda + herbicida se observa una pendiente muy alta en tamaños pequeños y valores menores de número de ramas a los registrados con la poda; mientras que, con el tratamiento de poda, el número de rebrotes tiene valores mayores y resulta mucho menos variable entre los distintos tamaños de los arbustos. En valores altos de área basal, la respuesta a ambos tratamientos difiere menos.

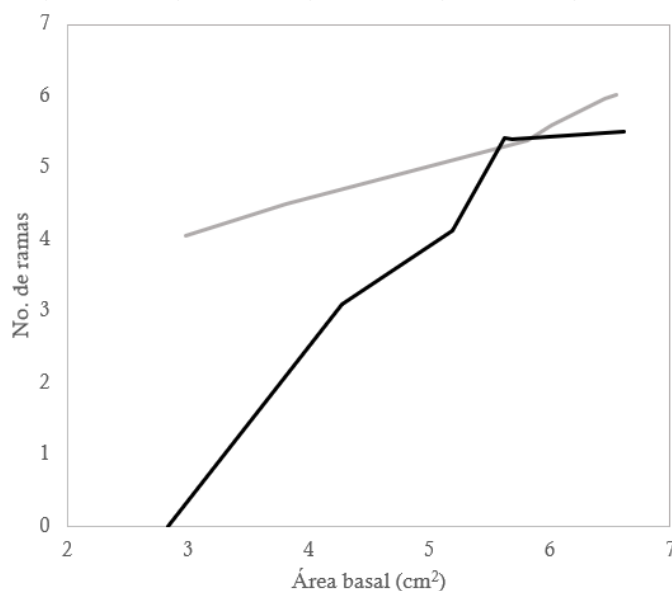


Figura 17. Número de ramas producidas en función del área basal. Línea gris poda, línea negra poda + herbicida. Las unidades fueron transformadas a la escala logarítmica.

Además de las diferencias en la biomasa y la cantidad de rebrotes entre tratamientos, se observaron diferencias morfológicas en la ramas y hojas de los arbustos. Cuando se aplicó herbicida las ramas producidas eran delgadas, frágiles y con hojas arrugadas y pequeñas, incluso después de ocho meses de crecimiento. Por otro lado, los arbustos sin herbicida tenían ramas leñosas y con hojas extendidas, de tamaño normal (Figura 18).



Figura 18. Diferencias entre hojas de los rebrotes. A. poda, B. poda + herbicida.

La investigación documental sobre la dominancia de *M. denticulata* en la 3ª sección de Chapultepec, realizada mediante el análisis de imágenes de satélite, indica que este arbusto se estableció desde hace más de una década, pues en las imágenes se identifica su presencia, aunque incipiente, desde 2009, cuando es reconocible en imágenes a nivel de calle (Figura 19). Posteriormente, en 2018, ya es identificable en la foto de satélite por las áreas con cobertura vegetal densa y de color rojizo durante la temporada seca (Figura 20).

El área señalada en las imágenes de la Figura 20 muestra que entre 2001 y 2008 ocurrió una remoción de la vegetación para abrir senderos, y que en 2018 el área ya había sido cubierta por el arbusto, visible desde el satélite por el color rojizo de los frutos. Tres años después, en 2021, se vuelven a presentar manchones sin vegetación como consecuencia del programa de manejo de especies exóticas, en el que se retiraron los eucaliptos. En fechas cercanas, la vista desde el suelo permite apreciar el crecimiento y expansión de *M. denticulata* (Figura 19) y se observa que las áreas antes cubiertas por pasto seco están ocupadas por el arbusto en 2022.

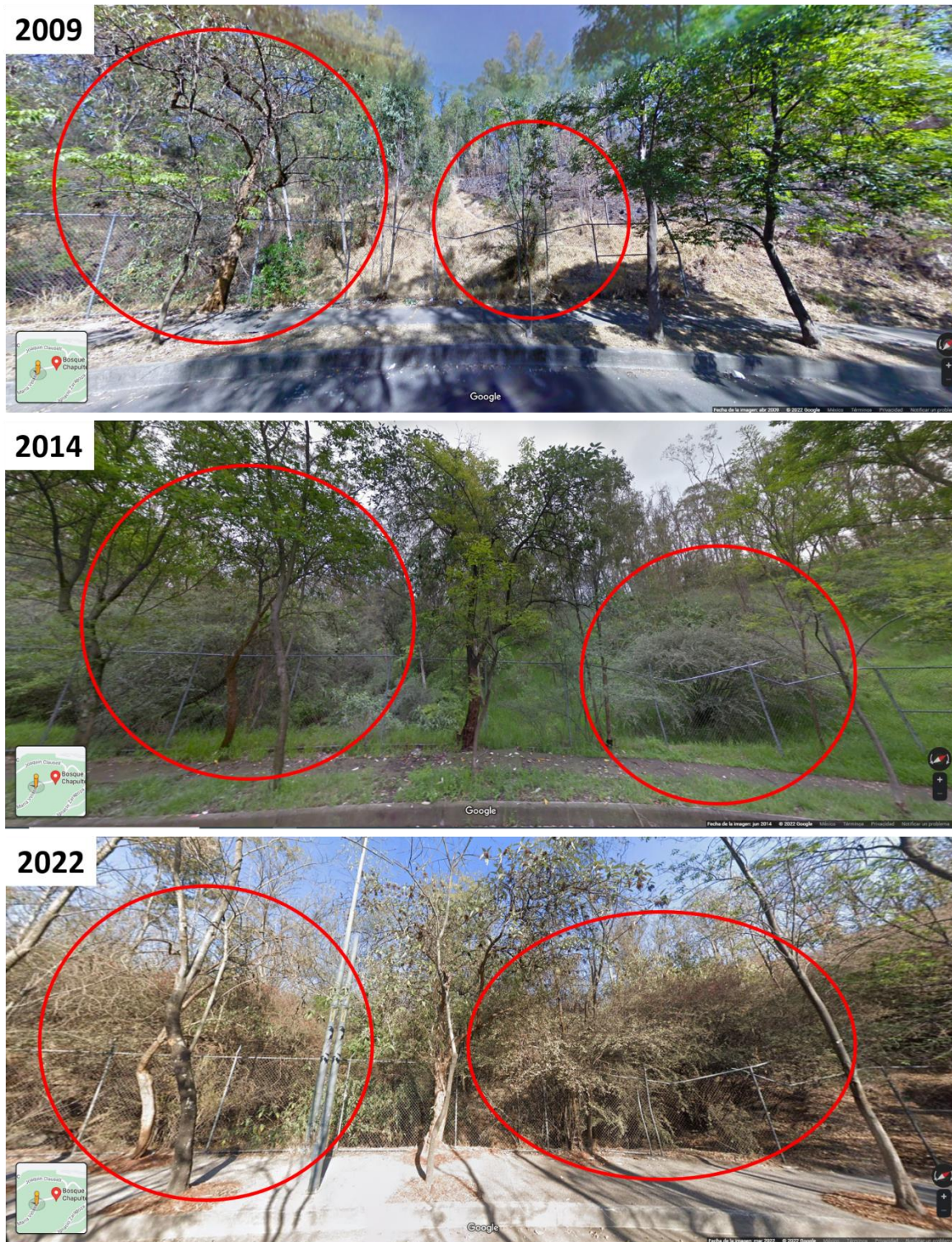


Figura 19. Vista de calle en una zona con presencia de *M. denticulata* a lo largo de 12 años. Las fotos de 2009 y 2022 se tomaron durante la temporada seca y en 2014 en la temporada de lluvias.

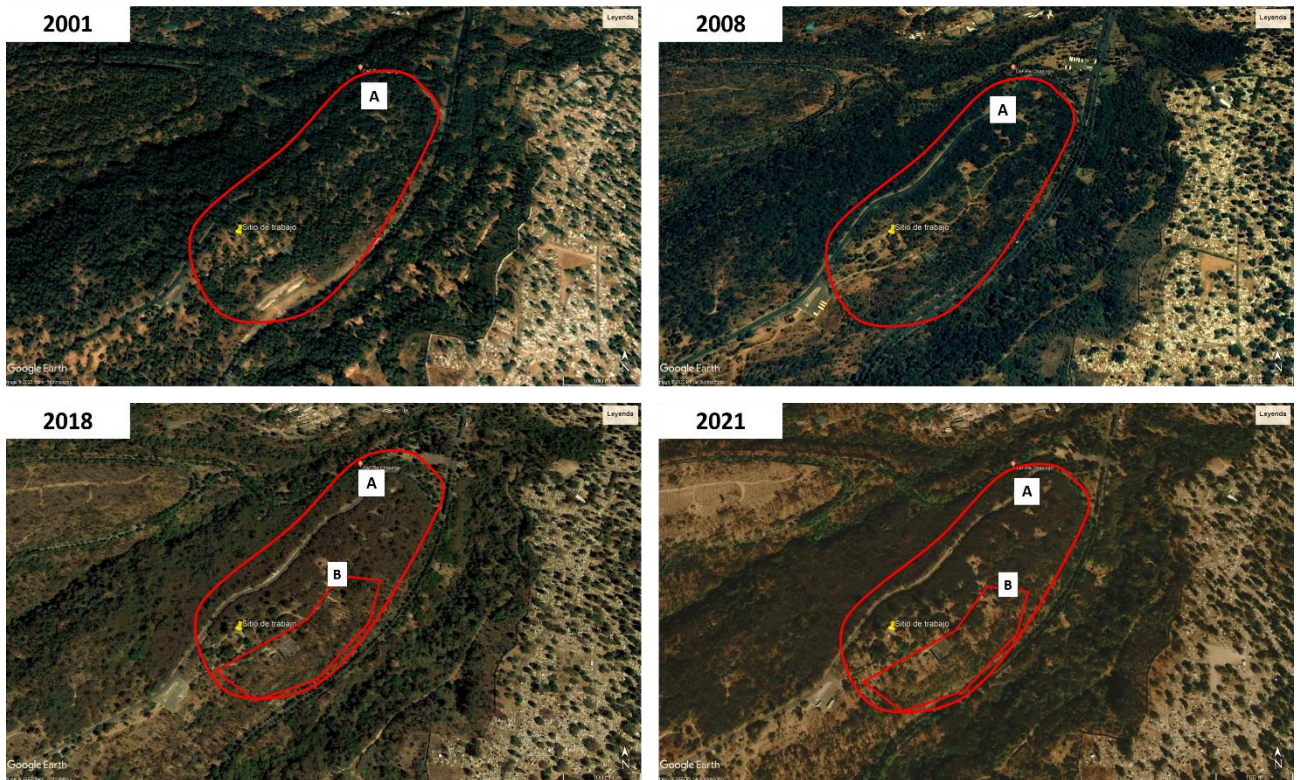


Figura 20. Imágenes satelitales de la tercera sección del Bosque de Chapultepec. En 2001 y 2008 las imágenes corresponden a la temporada de lluvias mientras que en 2018 y 2021 a la temporada seca. A. zona de aumento de la densidad de *M. denticulata*, B. zona de reducción de la vegetación por programa de manejo.

GERMINACIÓN DE SEMILLAS Y REGENERACIÓN NATURAL

Después de 38 días de evaluar la germinación de las semillas, se diseccionaron las que no habían germinado y se encontró que 48% de ellas no contenían embrión, por lo que eran inviables. Éstas no se tomaron en cuenta para los análisis estadísticos posteriores. También se observó que el tamaño de las semillas sin embrión era menor al de las semillas con embrión (Figura 21).

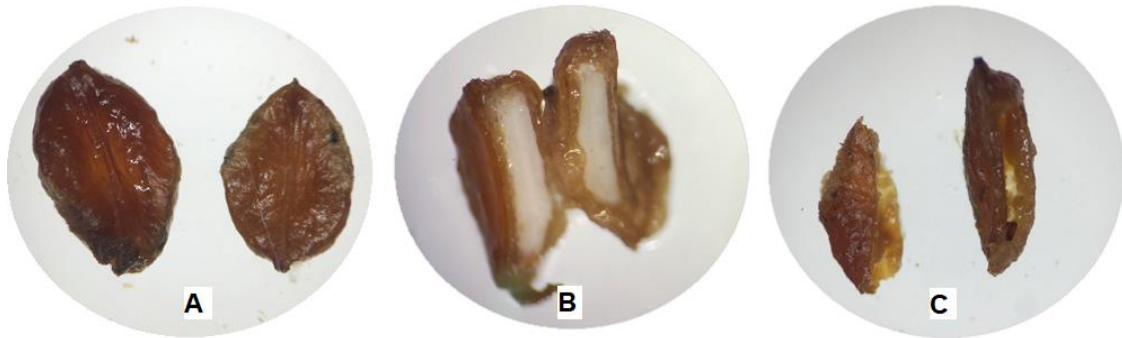


Figura 21. Semillas humedecidas de *M. denticulata*, A. semilla entera con embrión a la izquierda y sin embrión a la derecha, B. corte de semilla mostrando el embrión, C. corte de semilla sin embrión.

El porcentaje final de germinación fue de 69 % en semillas escarificadas, mientras que en las no escarificadas fue de 48 %. La diferencia en el número de semillas que germinaron en los distintos tratamientos es significativa ($\chi^2 = 4.8$, g. l. = 1, $P = 0.029$).

Respecto a la densidad de plántulas en campo, se encontraron en promedio 398 plantas/m² bajo el dosel de *M. denticulata*, con un valor mínimo de 313/m² y máximo de 569/m².

DISCUSIÓN

CONTROL DEL ARBUSTO

En este trabajo se constató, en primer lugar, la gran capacidad de rebrotar de *M. denticulata* en respuesta a la poda de sus ramas. Aunque este comportamiento era esperable, hasta donde sabemos no se había reportado antes. Esto implica, de entrada, que la simple poda de sus ramas no es una estrategia efectiva de control, como mostraron nuestros resultados.

En general, la probabilidad de rebrotar del arbusto disminuyó mucho con la aplicación del herbicida después de podarlo; asimismo, su capacidad de rebrotar, en términos de la biomasa producida, fue mucho menor cuando éste se aplicó. Se constató además que la capacidad de rebrotar de un individuo depende de su tamaño, que influye tanto en la biomasa como en el número de rebrotes que produce. Esta relación se ha registrado en otras especies leñosas (Lloret y López-Soria, 1993; Espelta *et al.*, 2003; Bonfil *et al.*, 2004; Schafer y Just, 2014) y es muy probable que se deba a que una área basal grande significa una gran cantidad de reservas para generar rebrotes, las cuales se encuentran en las raíces (Auld, 1990; Bowen, 1993; Zeppel *et al.*, 2015; Pausas *et al.*, 2016) y se activan en respuesta a la remoción de biomasa y otros factores de estrés (Iwasa y Kubo, 1997; Pausas *et al.*, 2016).

Se ha reportado que algunas especies de la familia Rosaceae almacenan carbohidratos no estructurales en las raíces y órganos accesorios (Clarke *et al.*, 2013), por lo que es muy probable que *M. denticulata* cuente con este tipo de reservas. Los múltiples tallos del arbusto favorecen el rebrote, ya que las especies con esta característica pueden rebrotar vigorosamente, independientemente del tamaño de sus reservas subterráneas (Shibata *et al.*, 2016). Sin embargo, hacen faltan más estudios, en particular sobre los rasgos funcionales de las raíces y órganos bajo el suelo, que permiten a las especies invasoras tolerar la sequía, competir con plantas vecinas por espacio, humedad y nutrientes, y rebrotar (Garbowski *et al.*, 2020).

Los rebrotes se produjeron con más rapidez en los arbustos podados, en los que se registraron apenas tres semanas después del corte. En cambio, en los que se añadió herbicida los primeros rebrotes surgieron hasta dos meses después. Esto indica que el herbicida fue efectivo para reducir la velocidad del rebrote. El rápido crecimiento de los arbustos no expuestos al herbicida se debe posiblemente a una rápida recuperación del potencial fotosintético de las yemas de los tallos, que es una característica de las especies con capacidad de rebrote (Clarke *et al.*, 2013). La aplicación del herbicida también redujo significativamente la probabilidad de que los individuos rebrotaran, por lo que su uso es recomendable para el control del arbusto.

Aunque el tamaño final de los rebrotes en el tratamiento con herbicida fue menor que en los podados, el número promedio de rebrotes no difirió significativamente entre los tratamientos. Es probable que la alta producción de ramas en los arbustos con hojas reducidas por efecto del herbicida se deba a que la planta pone en marcha una estrategia de compensación. Al tener una pequeña masa de hojas por rama, responde con una alta producción de ramas, lo que le permite producir más hojas, como se ha observado en algunos árboles deciduos (Kleiman y Aarssen, 2007).

Aunque el efecto de la apertura del dosel en la producción de rebrotes fue positivo en el caso de la biomasa y negativo en el número de ramas, este factor no tuvo un efecto significativo debido a la gran magnitud del error, por lo que sería necesario medir este efecto en una muestra más grande y/o con métodos más precisos. En campo se observó que una mayor exposición a la luz solar favorecía la producción de rebrotes y esto coincide con estudios que indican que las especies con tallos estrechamente ramificados se adaptan mejor a los entornos con mucha luz (Cornelissen, 1993; Westoby *et al.*, 2002). También se sabe que el volumen del rebrote y la disponibilidad de luz a nivel de individuo se relacionan positivamente en algunos arbustos (Casals y Rios, 2018). Es posible que el efecto del herbicida enmascare el efecto de la radiación, y esta variable podría resultar significativa en los arbustos que sólo fueron podados. Este análisis puede realizarse en el futuro, cuando se tenga la muestra total de arbustos implicados en las dos temporadas de las que consiste este experimento de control.

Estas observaciones nos permiten proponer que se explore el efecto de sombrear los tocones después de la poda, cubriéndolos por ejemplo con un acolchado de astillas de madera, disponible en grandes cantidades en la tercera sección del Bosque de Chapultepec, y establecer en su lugar arbustos nativos que den sombra a tocones y ramas. Ambas acciones, el sombreado y la competencia, han sido exitosas para reducir el rebrote de manera general en especies con alta capacidad de responder ante disturbios (Vesk y Westoby, 2004).

Además del almacenamiento de reservas, existen condiciones ambientales y rasgos funcionales de las plantas que en conjunto favorecen el éxito de las especies con comportamiento invasor. La pérdida de vegetación y de sombra, los cambios en la humedad y la precipitación, así como en la disponibilidad de nutrientes en el suelo, pueden abrir paso a especies que se adapten y tengan características ventajosas en el nuevo contexto ambiental (González-Moreno *et al.*, 2015; Nackley *et al.*, 2017). En la tercera sección del Bosque de Chapultepec se observan placas de concreto en mal estado, manchones sin vegetación o únicamente con pasto, así como disturbios constantes debido a la entrada de vehículos y bicicletas de montaña en las zonas verdes. Debido a que *M. denticulata* es una especie con gran variabilidad genética y morfológica (Avilez López *et al.*, 2021), puede adaptarse a un gran intervalo de condiciones ambientales, incluidas sequías y heladas, así como a suelos con mal drenaje (Núñez-Colín, 2015). Su amplia presencia en este lugar podría explicarse por tales características, en conjunto con su capacidad de rebrote y su abundante regeneración natural.

El cambio climático es otro factor importante en el estudio de las especies invasoras. En México, este fenómeno sucede con más rapidez que en otros países (Servicio Meteorológico Nacional, 2021) y en la Ciudad de México se tiene registro del aumento de temperatura desde 1999, y se ha postulado que esto influye en el bajo número de especies de hierbas registradas en ambientes urbanos en comparación con ciudades europeas (Vibrans, 1998). El año 2021 fue el sexto más caluroso a nivel global (López Suárez, 2022) y en el sitio del experimento se registró una temperatura 0.78 °C más alta que el promedio de los 30 años anteriores en la misma estación climática. Es posible que este ambiente, cada vez más cálido, favorezca la expansión de *M. denticulata*, tal como se sabe que ocurre con las especies invasoras en

general (Bradley *et al.*, 2010; Diez *et al.*, 2012), y como se ha documentado en otro arbusto invasor de Norteamérica, *Lonicera maackii* (Medina-Villar *et al.*, 2020).

Se documentó parcialmente la expansión de *M. denticulata* con ayuda de fotografías satelitales y de las vistas de calle, en donde se identifica visiblemente su presencia a partir de 2009. En dicho año la fotografía a nivel de calle muestra arbustos de tamaño pequeño y con pocas ramas, ocupando un área reducida del terreno, que está cubierto casi totalmente con pasto. Esto puede indicar que el arbusto comenzó a crecer en esta área apenas alrededor de un par de años antes. El pequeño tamaño de los individuos puede ser la razón por la que en las fotografías satelitales del 2001 y 2008 aún no se aprecia el color rojizo característico de sus hojas y frutos.

El crecimiento a nivel de calle es notable a partir de 2014: los arbustos tienen numerosas ramas, son más densos y ocupan una extensión de terreno mayor. En la imagen satelital de 2018 ya se observa el color rojizo en las áreas de cobertura actuales, debido al gran tamaño de los individuos y la alta producción de frutos. La expansión en esas zonas puede ser consecuencia de la reducción de la vegetación, visible en la fotografía satelital de 2008. En 2022, las imágenes desde la calle muestran el crecimiento acelerado de *M. denticulata*, que acaparó todo el espacio que estaba disponible y desbordó la malla hacia la banqueta. Para este momento la producción de frutos es masiva, y en este estudio se ha determinado su gran potencial de regeneración natural, por lo que los manchones sin vegetación observables en fotografías de 2021 se encuentran en riesgo de ser ocupados por el arbusto.

REGENERACIÓN NATURAL

Los porcentajes de germinación registrados en las semillas de *M. denticulata* fueron altos después de eliminar las semillas vanas del análisis. Se ha propuesto que la ausencia de embrión puede ser una característica ventajosa, al permitir que los frutos consumidos por los depredadores no signifiquen una gran pérdida de recursos para la planta (Ghazoul y Satake, 2009; Perea *et al.*, 2013), aunque también es un fenómeno que resulta de un proceso de

partenogénesis natural, común en muchas especies vegetales (Stephenson, 1981; Gillaspay *et al.*, 1993; Ramos-Ordoñez *et al.*, 2016; Mendoza-Segovia *et al.*, 2022).

Nuestros resultados mostraron que la escarificación manual aumentó la germinación. Otros estudios han mostrado que al pasar por el tracto digestivo de las aves las semillas se escarifican y aumenta su germinación (Godínez-Alvarez y Valiente-Banuet, 1998; Buddenhagen y Jewell, 2006; Almazán-Núñez *et al.*, 2016). En la tercera sección del Bosque de Chapultepec se han observado aves que consumen los frutos de *M. denticulata*, y entre las posibles especies dispersoras de las semillas del arbusto se encuentran *Turdus migratorius*, *Melanotis caerulescens*, *Bombcilla cedrorum*, *Ptiliogonys cinereus* y *Toxostoma curvirostre* (R. Ortega-Álvarez, comunicación personal). En otros trabajos se reportan otras especies granívoras, frugívoras y omnívoras en los alrededores de la tercera sección, como *Aphelocoma wollweberi*, *Cyanocitta stelleri*, *Passer domesticus*, *Quiscalus mexicanus*, *Molothrus aeneus*, *Cardinalis cardinalis* y *Haemorhous mexicanus* (Plataforma Geocientífica Bosque de Chapultepec, 2020). Las aves son reconocidas como el principal agente de dispersión de especies invasoras, principalmente de aquellas que producen grandes cantidades de semillas pequeñas (Gosper *et al.*, 2005). En el caso de *M. denticulata*, los frutos son de gran importancia para la avifauna y pequeños mamíferos silvestres de los ecosistemas donde encuentra (Avilez López *et al.*, 2021).

Adicionalmente, se ha encontrado que en algunas poblaciones del arbusto las semillas presentan latencia y alcanzan porcentajes de germinación de hasta 80 % después de un tratamiento de estratificación fría (Avilez López *et al.*, 2021), lo que favorecería que germinen e invadan nuevos espacios después del invierno. Los altos porcentajes de germinación son consideradas características que favorecen la invasión de especies exóticas (Pyšek y Richardson, 2007; Gioria y Pyšek, 2017) y muchas especies nativas alcanzan porcentajes tan altos como las exóticas (Hierro *et al.*, 2009; Flores-Moreno y Moles, 2013).

El conteo de plántulas puso de manifiesto que *M. denticulata* tiene una gran capacidad de supervivencia en estadios tempranos, lo cual es otra característica que comparte con otras especies invasoras (Colautti *et al.*, 2006; Pyšek y Richardson, 2007). En condiciones de

sombra, surgen cientos de plántulas por metro cuadrado, lo que puede explicar la alta densidad de arbustos de la tercera sección y la rapidez con la que se han expandido en el terreno, reduciendo el espacio y los recursos para otras especies nativas. Las características de los microambientes donde se encontraban estas plántulas, como la humedad del suelo debido a la sombra de los arbustos y la ausencia de competencia con otras semillas o plántulas también contribuyen a este éxito

Dados los resultados de este trabajo, el impacto presente y futuro de esta especie en la tercera sección del Bosque de Chapultepec podría estudiarse con herramientas desarrolladas por instituciones mexicanas especializadas. La evaluación de riesgo de invasividad de las especies en México se basa en el Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI), que evalúa diez características que describen las fases de invasión y los impactos asociados a la diversidad nativa, a la economía y a la salud pública (Golubov *et al.*, 2014; CONABIO, 2015). Aunque se aplica únicamente con especies exóticas, sería de utilidad incluir a especies con características de riesgo, sin importar su origen, para la conservación y manejo de ecosistemas impactados por el ser humano.

CONCLUSIONES

La persistencia y expansión de *M. denticulata* se explica en parte por su rápida y masiva generación de biomasa y por el alto número de rebrotes que se producen después de un disturbio (en este caso la poda). La gran producción de frutos y semillas y el éxito en el establecimiento temprano de las plántulas también contribuyen a su comportamiento invasor. El banco de semillas en el suelo es un reto para el control del arbusto, al igual que su dispersión por aves. Dichas características son comunes en otras especies invasoras.

Es recomendable iniciar el manejo del arbusto en individuos de tamaño pequeño. Para obtener una reducción notable en el rebrote únicamente podando es necesario aplicarlo en arbustos con un área basal inferior a 50 cm². Sin embargo, es importante incluir el uso de herbicida al diseñar un plan de manejo del arbusto, ya que es evidente que la poda no es suficiente para controlar a la mayoría de los arbustos de esta especie en la tercera sección del Bosque de Chapultepec, que son muy grandes.

El efecto de la radiación (apertura del dosel) puede ser explorado posteriormente con un tamaño de muestra mayor para poder extraer conclusiones robustas. En el mismo sentido, aunque las fotografías del sitio de trabajo a lo largo de los años presentan un contexto histórico de la invasión del arbusto, es necesaria una investigación documental más amplia para entender la expansión de la especie en esta y otras áreas de la 3ª sección de Chapultepec.

Las características ecológicas, y al parecer los rasgos funcionales de *M. denticulata*, son comunes en especies exóticas invasoras y en otras especies nativas con comportamiento invasor que se han reportado recientemente en la literatura. Esto plantea la necesidad de estudiar este fenómeno y desarrollar distintos enfoques para analizar la definición de especie invasora, tomando en cuenta que algunas especies nativas presentan características que les permitan establecerse de forma agresiva y persistente bajo ciertas condiciones.

BIBLIOGRAFÍA

- Almazán-Núñez, R. C., Eguiarte, L. E., Arizmendi, M. del C., y Corcuera, P. (2016). *Myiarchus flycatchers* are the primary seed dispersers of *Bursera longipes* in a Mexican dry forest. *PeerJ*, 4, e2126. <https://doi.org/10.7717/peerj.2126>
- Auld, T. D. (1990). The survival of juvenile plants of the resprouting shrub *Angophora hispida* (Myrtaceae) after a simulated low intensity fire. *Australian Journal of Botany*, 38(3), 255–260. <https://doi.org/10.1071/bt9900255>
- Avilez López, T., Rodríguez Trejo, D., y Mendoza Ángeles, G. (2021). Malacomeles denticulata (Kunth) G.N.Jones (Rosaceae). En D. A. Rodríguez-Trejo (Ed.), *Semillas de Especies Forestales* (p. 505). Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias Forestales. <https://rngr.net/publications/semillas-de-especies-forestales>
- Barrie, F. R. (2015). Rosaceae. En *Flora Mesoamericana: Vol. 2(3)* (pp. 1–110). Missouri Botanical Garden, St. Louis. <https://www.tropicos.org/docs/meso/rosaceae.pdf>
- Benavides Meza, H. (1989). Bosque urbano: La importancia de su investigación y correcto manejo. En *Memoria del Congreso Forestal Mexicano: Vol. II* (pp. 966–992). Protectora e Industrializadora de Bosques (Protinbos) y Academia Nacional de Ciencias Forestales, A. C. <http://areasverdesyarboladourbano.com.mx/wp-content/publicaciones/Bosque-Urbano.pdf>
- Blackburn, T. M., Bellard, C., y Ricciardi, A. (2019). Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(4), 203–207. <https://doi.org/10.1002/fee.2020>
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J. R. U., y Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 26(7), 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>

- Bond, W. J., y Van Wilgen, B. W. (1996). *Fire and plants*. Chapman y Hall.
- Bonfil, C., Cortés, P., Espelta, J. M., y Retana, J. (2004). The role of disturbance in the co-existence of the evergreen *Quercus ilex* and the deciduous *Quercus cerrioides*. *Journal of Vegetation Science*, 15(3), 423–430. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02280.x>
- Bowen, B. (1993). The Significance of Root Starch in Post-fire Shoot Recovery of the Resprouter *Stirlingia latifolia* R. Br. (Proteaceae). *Annals of Botany*, 72(1), 7–16. <https://doi.org/10.1006/anbo.1993.1075>
- Boyce, R. L. (2009). Invasive Shrubs and Forest Tree Regeneration. *Journal of Sustainable Forestry*, 28(1–2), 152–217. <https://doi.org/10.1080/10549810802626449>
- Bradley, B. A., Blumenthal, D. M., Wilcove, D. S., y Ziska, L. H. (2010). Predicting plant invasions in an era of global change. *Trends in Ecology y Evolution*, 25(5), 310–318. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.12.003>
- Brym, Z. T., Lake, J. K., Allen, D., y Ostling, A. (2011). Plant functional traits suggest novel ecological strategy for an invasive shrub in an understorey woody plant community. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1098–1106. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02049.x>
- Buckley, Y. M., Rees, M., Paynter, Q., y Lonsdale, M. (2004). Modelling integrated weed management of an invasive shrub in tropical Australia. *Journal of Applied Ecology*, 41(3), 547–560. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00909.x>
- Buddenhagen, C., y Jewell, K. J. (2006). Invasive plant seed viability after processing by some endemic Galapagos birds. *Ornitología Neotropical*, 17, 73–80.
- Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. (2021). *Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos*. 418.

- Caplan, J. S., Whitehead, R. D., Gover, A. E., y Grabosky, J. C. (2018). Extended leaf phenology presents an opportunity for herbicidal control of invasive forest shrubs. *Weed Research*, 58(4), 244–249. <https://doi.org/10.1111/wre.12305>
- Casals, P., y Rios, A. I. (2018). Burning intensity and low light availability reduce resprouting ability and vigor of *Buxus sempervirens* L. after clearing. *Science of The Total Environment*, 627, 403–416. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.227>
- Clarke, P. J., Lawes, M. J., Midgley, J. J., Lamont, B. B., Ojeda, F., Burrows, G. E., Enright, N. J., y Knox, K. J. E. (2013). Resprouting as a key functional trait: how buds, protection and resources drive persistence after fire. *New Phytologist*, 197(1), 19–35. <https://doi.org/10.1111/nph.12001>
- Cline, M. G. (1991). Apical dominance. *The Botanical Review*, 57(4), 318–358. <https://doi.org/10.1007/BF02858771>
- Colautti, R. I., Grigorovich, I. A., y MacIsaac, H. J. (2006). Propagule pressure: A null model for biological invasions. *Biological Invasions*, 8(5), 1023–1037. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-3735-y>
- Colautti, R. I., y MacIsaac, H. J. (2004). A neutral terminology to define ‘invasive’ species. *Diversity and Distributions*, 10(2), 135–141. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00061.x>
- CONABIO. (2015). *Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) para especies exóticas en México*. CONABIO. https://www.biodiversidad.gob.mx/media/1/especies/Invasoras/files/Instrutivo_MERI_2020.pdf
- CONABIO. (2022). *Tlaxistle (Malacomeles denticulata)*. Enciclovida. <https://enciclovida.mx/especies/166852-malacomeles-denticulata>
- Cornelissen, J. H. C. (1993). Aboveground morphology of shade-tolerant *Castanopsis fargesii* saplings in response to light environment. *International Journal of Plant Sciences*, 154(4), 481–495.

- Côté, I. M., y Darling, E. S. (2010). Rethinking ecosystem resilience in the face of climate change. *PLoS Biology*, 8(7), e1000438.
<https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000438>
- Cox, C. (1994). Dicamba. *Journal of pesticide reform*, 14(1).
<https://www.panna.org/sites/default/files/dicamba-NCAP.pdf>
- Diez, J. M., D'Antonio, C. M., Dukes, J. S., Grosholz, E. D., Olden, J. D., Sorte, C. J., Blumenthal, D. M., Bradley, B. A., Early, R., Ibáñez, I., Jones, S. J., Lawler, J. J., y Miller, L. P. (2012). Will extreme climatic events facilitate biological invasions? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(5), 249–257.
<https://doi.org/10.1890/110137>
- DiTomaso, J. M., y Kyser, G. B. (2013). *Weed Control in Natural Areas in the Western United States*. Weed Research and Information Center, University of California.
https://wric.ucdavis.edu/information/natural%20areas/wr_R/Rosa_canina-eglanteria-multiflora.pdf
- Ehrenfeld, J. G. (2010). Ecosystem Consequences of Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(1), 59–80.
<https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144650>
- Escobedo, F., y Chacalo, A. (2008). Estimación preliminar de la descontaminación atmosférica por el arbolado urbano de la ciudad de México. *Interciencia*, 33(1), 29–32.
- Espelta, J. M., Retana, J., y Habrouk, A. (2003). Resprouting patterns after fire and response to stool cleaning of two coexisting Mediterranean oaks with contrasting leaf habits on two different sites. *Forest Ecology and Management*, 179(1), 401–414. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00541-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00541-8)
- Flores-Moreno, H., y Moles, A. T. (2013). A Comparison of the Recruitment Success of Introduced and Native Species Under Natural Conditions. *PLoS ONE*, 8(8), e72509.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072509>

- Garbowski, M., Avera, B., Bertram, J. H., Courkamp, J. S., Gray, J., Hein, K. M., Lawrence, R., McIntosh, M., McClelland, S., Post, A. K., Slette, I. J., Winkler, D. E., y Brown, C. S. (2020). Getting to the root of restoration: considering root traits for improved restoration outcomes under drought and competition. *Restoration Ecology*, 28(6), 1384–1395. <https://doi.org/10.1111/rec.13291>
- Ghazoul, J., y Satake, A. (2009). Nonviable seed set enhances plant fitness: the sacrificial sibling hypothesis. *Ecology*, 90(2), 369–377.
- Gillaspy, G., Ben-David, H., y Gruissem, W. (1993). Fruits: a developmental perspective. *The Plant Cell*, 5(10), 1439–1451.
- Gioria, M., y Pyšek, P. (2017). Early bird catches the worm: germination as a critical step in plant invasion. *Biological Invasions*, 19(4), 1055–1080. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1349-1>
- Gobierno de la Ciudad de México. (2011). *Historia del Bosque*. http://data.sedema.cdmx.gob.mx/bosquedechapultepec/index.php?option=com_content&view=article&id=46&Itemid=29
- Gobierno de México. (2021). *Bosque de Chapultepec Naturaleza y Cultura*. Mecanismo de atención, información y seguimiento al Proceso de Consulta para el proyecto Bosque de Chapultepec Naturaleza y Cultura. <https://www.procesodeconsultachapultepec.mx/proyecto>
- Godínez-Alvarez, H., y Valiente-Banuet, A. (1998). Germination and early seedling growth of Tehuacan Valley cacti species: the role of soils and seed ingestion by dispersers on seedling growth. *Journal of Arid Environments*, 39(1), 21–31. <https://doi.org/10.1006/jare.1998.0376>
- Golubov, J., Mandujano, M., Guerrero, S., Mendoza, R., Koleff, P., Martínez, A., Barrios, Y., y Born-Schmidt, G. (2014). Análisis multicriterio para ponderar el riesgo de las especies invasoras. En *Especies acuáticas invasoras en México* (pp. 123–133). CONABIO.

- Gonzalez, M. P., y Karlik, J. (1999). Evaluation of herbicides for phytotoxicity to rose plants and efficacy. *Journal of Environmental Horticulture*, 17(4), 164–167. <https://doi.org/10.24266/0738-2898-17.4.164>
- González-Moreno, P., Diez, J. M., Richardson, D. M., y Vilà, M. (2015). Beyond climate: disturbance niche shifts in invasive species. *Global Ecology and Biogeography*, 24(3), 360–370. <https://doi.org/10.1111/geb.12271>
- Gosper, C. R., Stansbury, C. D., y Vivian-Smith, G. (2005). Seed dispersal of fleshy-fruited invasive plants by birds: Contributing factors and management options. *Diversity and Distributions*, 11(6), 549–558. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00195.x>
- Hierro, J. L., Eren, Ö., Khetsuriani, L., Diaconu, A., Török, K., Montesinos, D., Andonian, K., Kikodze, D., Janoian, L., Villarreal, D., Estanga-Mollica, M. E., y Callaway, R. M. (2009). Germination responses of an invasive species in native and non-native ranges. *Oikos*, 118(4), 529–538. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.17283.x>
- Holling, C. S. (1973). Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4(1), 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2021). *Así se contó México*. Este País. https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/702825007046.pdf
- Invasive Species Specialist Group (ISSG). (2000). *IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species*. IUCN. <https://portals.iucn.org/library/node/12673>
- Jones, G. N. (1945). *Malacomeles*, a genus of mexican and guatemalan shrubs. *Madroño*, 8(2), 33–39.
- Kleiman, D., y Aarssen, L. W. (2007). The leaf size/number trade-off in trees. *Journal of Ecology*, 95(2), 376–382. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01205.x>

- Lindig Cisneros, R., Torres García, A., Blanco García, A., Bonfil Sanders, C., Gómez Pineda, E., Navarro Miranda, E., Pérez Nasser, N., Rojas Solis, D., Sáenz Figueroa, R., Sáenz Romero, C., y Valle Díaz, O. (2020). *Plan Ejecutivo de Restauración de la Tercera Sección del Bosque de Chapultepec*.
https://www.sedema.cdmx.gob.mx/storage/app/media/DGEIRA/ProyectoBosqueDeChapultepecNaturalezaYCultura/EstudioAmbiental/Plan_ejecutivo_restauracion_Entregable.pdf
- Link, A., Johnson, L. M. K., y Utz, R. (2019). To manage or not? Successful native tree seedling restoration despite a dense, invasive shrub, *Berberis thunbergii*. *Plant Ecology*, 220. <https://doi.org/10.1007/s11258-019-00937-w>
- Lloret, F., y López-Soria, L. (1993). Resprouting of *Erica multiflora* after experimental fire treatments. *Journal of Vegetation Science*, 4(3), 367–374.
<https://doi.org/10.2307/3235595>
- Lloyd, C. (2014). *Avances en el control de Rosa Mosqueta*. Estación Experimental Agroforestal Esquel (Chubut). <https://inta.gob.ar/documentos/avances-en-el-control>
- López Domínguez, J. C. (2022). *Tlaxistle (Malacomeles denticulata)*. Naturalista.
<https://www.naturalista.mx/taxa/165087-Malacomeles-denticulata>
- López Suárez, P. (2022, enero 27). *México ya rebasó los 1.6 grados de aumento en la temperatura*. Gaceta UNAM. <https://www.gaceta.unam.mx/mexico-ya-rebaso-los-1-6-grados-de-aumento-en-la-temperatura/>
- Medina-Villar, S., Uscola, M., Pérez-Corona, M. E., y Jacobs, D. F. (2020). Environmental stress under climate change reduces plant performance, yet increases allelopathic potential of an invasive shrub. *Biological Invasions*, 22(9), 2859–2881.
<https://doi.org/10.1007/s10530-020-02286-6>
- Meier, A. R., Saunders, M. R., y Michler, C. H. (2012). Epicormic buds in trees: a review of bud establishment, development and dormancy release. *Tree Physiology*, 32(5), 565–584. <https://doi.org/10.1093/treephys/tps040>

- Mendoza-Segovia, Y. A., Zúñiga-Vega, J. J., y Bonfil, C. (2022). Seed viability in *Bursera*: the relative contribution of environmental variation and phylogenetic relatedness. *Plant Species Biology*, 37(1), 52–65. <https://doi.org/10.1111/1442-1984.12356>
- Mexia, T., Vieira, J., Príncipe, A., Anjos, A., Silva, P., Lopes, N., Freitas, C., Santos-Reis, M., Correia, O., Branquinho, C., y Pinho, P. (2018). Ecosystem services: urban parks under a magnifying glass. *Environmental Research*, 160, 469–478. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.023>
- Micro-Diversa. (2020). *Información de familias botánicas encontradas en la Tercera Sección del Bosque de Chapultepec*. Plataforma Geocientífica del Bosque de Chapultepec. <http://chapultepec.centrogeo.org.mx/documents/314>
- Morrone, J. J. (2005). Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 76(2), 207–252.
- Nackley, L. L., West, A. G., Skowno, A. L., y Bond, W. J. (2017). The nebulous ecology of native invasions. *Trends in Ecology y Evolution*, 32(11), 814–824. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.08.003>
- Negi, V. S., Maletha, A., Pathak, R., y Maikhuri, R. K. (2021). Expansion of a native species and its impacts on alpine ecosystems, Indian Himalaya. *Biologia*, 76(3), 889–899. <https://doi.org/10.1007/s11756-021-00693-1>
- Núñez-Colín, C. A. (2015). El membrillo cimarrón o tlaxistle (*Malacomeles denticulata* [Kunth] G. N. Jones): Un frutal alternativo para regiones semiáridas. *Acta Agrícola y Pecuaria*, 1(2), Art. 2.
- Núñez-Colín, C. A., Hernández-Martínez, M. Á., Escobedo-López, D., y Ortega-Rodríguez, C. (2012). Priority areas to collect germplasm of *Malacomeles* (Rosaceae) in Mexico based on diversity and species richness indices. *Plant Genetic Resources*, 10(2), 128–133. <https://doi.org/10.1017/S147926211200010X>

- Organización de las Naciones Unidas. (2021). *Resolución del Consejo de Derechos Humanos sobre el derecho humano a un medio ambiente seguro, limpio, sano y sustentable*. ONU. <https://undocs.org/a/hrc/48/l.23/rev.1>
- Ortega Álvarez, R. (2022). *Aves de Chapultepec* [Comunicación personal].
- Palliwoda, J., Kowarik, I., y von der Lippe, M. (2017). Human-biodiversity interactions in urban parks: the species level matters. *Landscape and Urban Planning*, 157, 394–406. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.09.003>
- Pausas, J. G., Pratt, R. B., Keeley, J. E., Jacobsen, A. L., Ramirez, A. R., Vilagrosa, A., Paula, S., Kaneakua-Pia, I. N., y Davis, S. D. (2016). Towards understanding resprouting at the global scale. *New Phytologist*, 209(3), 945–954. <https://doi.org/10.1111/nph.13644>
- Perea, R., Venturas, M., y Gil, L. (2013). Empty seeds are not always bad: simultaneous effect of seed emptiness and masting on animal seed predation. *PloS One*, 8(6), e65573. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065573>
- Pereyra, P. J. (2016). Revisiting the use of the invasive species concept: an empirical approach. *Austral Ecology*, 41(5), 519–528. <https://doi.org/10.1111/aec.12340>
- Plataforma Geocientífica Bosque de Chapultepec. (2020). *Estudio florístico y de fauna Bosque Chapultepec*. Plataforma Geocientífica Bosque de Chapultepec. <https://www.sedema.cdmx.gob.mx/storage/app/media/DGEIRA/ProyectoDeLaCalzadaFlotanteDelBosqueDeChapultepec/4.Estudio%20Floristico%20y%20Fauna%20Bosque%20de%20Chapultepec/4.%20Estudio%20Floristico%20y%20de%20Fauna.pdf>
- Pyšek, P., y Richardson, D. M. (2007). Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? En W. Nentwig (Ed.), *Biological Invasions* (Vol. 193, pp. 97–125). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2_7
- Ramos Palacios, C. R., y Sánchez Godines, M. (2017). Las áreas verdes y la calidad de vida en las urbes. *Revista Ciencias*, 125. <https://www.revistacienciasunam.com/en/205->

revistas/revista-ciencias-125/2076-las-%C3%A1reas-verdes-y-la-calidad-de-vida-en-las-urbes.html

Ramos-Ordoñez, M. F., Arizmendi, M. del C., Flores-Enríquez, V., y Márquez-Guzmán, J. (2016). Extracción y morfología del embrión de *Bursera bipinnata* (Burseraceae). *Acta Botanica Mexicana*, 117, Art. 117.
<https://doi.org/10.21829/abm117.2016.1165>

Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., y West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6(2), 93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>

Rzedowsk, J., y Calderón, G. (2005). *Rosaceae*. Flora del Bajío y Regiones Adyacentes. <http://www1.inecol.edu.mx/publicaciones/resumeness/FLOBA/Flora%20135-Rosaceae.pdf>

Rzedowski, J., y Calderón, G. (2001). *Flora fanerogámica del Valle de México*. (2da ed.). Instituto de Ecología y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Saura-Mas, S., Bonas, A., y Lloret, F. (2015). Plant community response to drought-induced canopy defoliation in a Mediterranean *Quercus ilex* forest. *European Journal of Forest Research*, 134(2), 261–272. <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0848-9>

Schafer, J. L., y Just, M. G. (2014). Size dependency of post-disturbance recovery of multi-stemmed resprouting trees. *PloS One*, 9(8), e105600.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105600>

Schipperijn, J., Bentsen, P., Troelsen, J., Toftager, M., y Stigsdotter, U. K. (2013). Associations between physical activity and characteristics of urban green space. *Urban Forestry y Urban Greening*, 12(1), 109–116.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.12.002>

- Schjetnan, M., Hoth von der Meden, J., Benavides Meza, H., Instituto de Políticas para el Transporte y el Desarrollo (ITDP), Cruz Gerón, J. A., y Norte de México S.A. de C.V. (2018). *Plan maestro de rehabilitación 3a seccion Bosque de Chapultepec*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.24686.25922>
- Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (Ed.). (2017). *Plan Maestro de Rehabilitación. Visión general*. <https://www.chapultepec.org.mx/wp-content/uploads/2018/12/tercera-seccion.pdf>
- Seefeldt, S. S., Kaspari, P. N., y Conn, J. S. (2013). Shrub control in conservation reserve program lands in interior Alaska. *Weed Technology*, 27(1), 184–189. <https://doi.org/10.1614/WT-D-12-00052.1>
- Servicio Meteorológico Nacional (Director). (25 de febrero de 2021). *Reporte del Clima en México 2020*. <https://www.youtube.com/watch?v=-sYRSr5QA7w>
- Shibata, R., Kurokawa, H., Shibata, M., Tanaka, H., Iida, S., Masaki, T., y Nakashizuka, T. (2016). Relationships between resprouting ability, species traits and resource allocation patterns in woody species in a temperate forest. *Functional Ecology*, 30(7), 1205–1215. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12616>
- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., y Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology y Evolution*, 28(1), 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>
- Simberloff, D., y Rejmánek, M. (Eds.). (2011). *Encyclopedia of biological invasions*. University of California Press.
- Srivastava, L. M. (2002). Hormonal regulation of cell division and cell growth. En *Plant Growth and Development: Hormones and Environment* (pp. 341–381). Elsevier.

- Stephenson, A. G. (1981). Flower and fruit abortion: proximate causes and ultimate functions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 12(1), 253–279.
<https://doi.org/10.1146/annurev.es.12.110181.001345>
- Swearingen, J., y Bargerón, C. (2016). *Invasive Plant Atlas of the United States*.
<https://www.invasiveplantatlas.org/shrubs.cfm>
- Tu, M., Hurd, C., Randall, J. M., y Conservancy, T. N. (2001). *Weed Control Methods Handbook: Tools y Techniques for Use in Natural Areas*. 220.
- van Kleunen, M., Weber, E., y Fischer, M. (2010). A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters*, 13(2), 235–245.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x>
- Velázquez Ángeles, O. (2013). *Análisis de estabilidad de taludes en la 3ª Sección del Bosque de Chapultepec* [Universidad Nacional Autónoma de México].
<http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/132.248.52.100/6777/Tesis.pdf?sequence=1>
- Vibrans, H. (1998). Urban weeds of México City. Floristic composition and important families. *Anales del Instituto de Biología serie Botánica*, 69(001), Art. 001.
<https://www.journals.unam.mx/index.php/bot/article/view/1906>
- Vibrans, H. (2009). *Amelanchier denticulata (ficha informativa)*. Malezas de México.
<http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/rosaceae/amelanchier-denticulata/fichas/ficha.htm>
- Ward Thompson, C., Silveirinha de Oliveira, E., Wheeler, B. W., Depledge, M. H., y van den Bosch, M. (2016). *Urban green spaces and health*. Organización Mundial de la Salud Oficina Regional Europea.
https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/321971/Urban-green-spaces-and-health-review-evidence.pdf
- Weber, E. (2017). *Invasive plant species of the world: a reference guide to environmental weeds* (2a ed.). CABI.

Westoby, M., Falster, D. S., Moles, A. T., Vesk, P. A., y Wright, I. J. (2002). Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33, 125–159.

Zeppel, M. J. B., Harrison, S. P., Adams, H. D., Kelley, D. I., Li, G., Tissue, D. T., Dawson, T. E., Fensham, R., Medlyn, B. E., Palmer, A., West, A. G., y McDowell, N. G. (2015). Drought and resprouting plants. *New Phytologist*, 206(2), 583–589. <https://doi.org/10.1111/nph.13205>