



Evaluación de **dos especies** **de selva seca** en gradientes ambientales en Michoacán, México

Evaluation of two species from the dry rain forest in environmental gradients in Michoacán, México

Adriana Corona-Mora¹, Nahúm M. Sánchez-Vargas¹ y Roberto Lindig-Cisneros^{2*}

¹ Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Michoacán, México.

² Laboratorio de Ecología de Restauración. Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México. Michoacán, México.

* Autor para correspondencia: rlindig@cieco.unam.mx

RESUMEN

Los cambios generados por el ser humano en el clima, tanto a nivel regional como local, alteran las condiciones en las cuales las plantas pueden establecerse. Para el manejo de ecosistemas es necesario cuantificar los efectos de estos cambios para planear estrategias de establecimiento de poblaciones viables. Se evaluó la supervivencia y crecimiento de familias de *Albizia plurijuga* y *Ceiba aesculifolia* en un gradiente altitudinal y en dos laderas en la ciudad de Morelia, Michoacán, que sufre el efecto de isla urbana de calor. La supervivencia de *A. plurijuga* varió de forma significativa en función de la altitud sobre el nivel del mar, siendo menor a menor altitud (34% a 2050 msnm), y la altura de las plantas también fue diferente en cuanto a la altitud. Para *Ceiba aesculifolia* no hubo diferencias significativas al finalizar el experimento en cuanto a supervivencia a diferentes altitudes, pero sí entre laderas (noroeste 55%, sur 27%). La variable de crecimiento que mostró diferencias significativas fue el diámetro del tallo tanto entre laderas (NO = 0,7 cm; S = 0,5 cm) como a diferentes altitudes. Los resultados sugieren que se debe considerar el origen de las procedencias de especies arbóreas cuando se desea establecer plantaciones de restauración en sitios en donde las condiciones climáticas han sido alteradas como es el caso de áreas afectadas por el fenómeno de isla urbana de calor o por los efectos esperados por el cambio climático, lo que en zonas montañosas implicaría una transferencia altitudinal hacia arriba.

PALABRAS CLAVE: calentamiento global, ecotipo, isla de calor urbano, migración asistida, restauración ecológica.

ABSTRACT

Human induced changes in climate, both at local and regional scales alter the conditions for plant establishment. For ecosystem management, it is necessary to quantify the effects of these changes for planning strategies to establish viable plant populations. Survival and growth of provenances of *Albizia plurijuga* and *Ceiba aesculifolia* were evaluated in an altitudinal gradient and in two slopes in the city of Morelia, Michoacán, which suffers the effect of the urban heat island. Survival of *A. plurijuga* varied significantly in response to the altitude above sea level, being lowest at the lowest altitude (34% at 2050 msnm); plant height also varied along the altitudinal gradient. For *Ceiba aesculifolia* plants there were no significant differences in survival at different altitudes but there were between slopes (northwest 55%, south 27%). The growth variable that showed significant differences was stem diameter, both between slopes (NO = 0,7 cm; S = 0,5 cm) as among altitudes. These results suggest that it is necessary to take into consideration the provenance of tree species when plantations for ecological restoration are planned in areas where climatic conditions have been altered, as is the case if sites under the influence of urban heat islands or the foreseen effects of climate change. In mountain areas, this implies an altitudinal migration uphill.

KEY WORDS: global warming, ecotype, urban heat island, assisted migration, ecological restoration.

INTRODUCCIÓN

A lo largo de su historia, el ser humano ha causado diversas transformaciones en el medio ambiente, mismas que se han acentuado desde el inicio de la revolución industrial. Entre ellas destacan las alteraciones al clima, tanto a nivel local como regional y global; que a su vez han causado alteraciones en la distribución y abundancia de las especies (Chapin *et al.*, 2000; Walther *et al.*, 2002; Parmesan y Yohe, 2003; Root *et al.*, 2003; Delgado y Suárez-Duque, 2009). Desde una perspectiva de manejo de ecosistemas, si a las alteraciones causadas en el pasado a los ecosistemas se suman las consecuencias esperadas por el cambio climático (Rehfeld *et al.* 2012), se presenta un gran reto al que no escapa la restauración ecológica, que es una estrategia de manejo que busca revertir, al menos parcialmente, los daños causados a los ecosistemas (Gálvez, 2002).

De particular interés para la restauración ecológica debería ser considerar los cambios esperados en la distribución de las especies vegetales como consecuencia del cambio climático, que pueden ocasionar una extensiva reorganización de la biota (Kurtner y Morse 1996; Tchebakova *et al.*, 2005; Aitken *et al.*, 2008) y, por lo tanto, alterar los criterios usados habitualmente para establecer las metas de proyectos de restauración, que consisten en guiarse por las condiciones que el sitio presentaba en el pasado o las que presenta un sitio contemporáneo de referencia (condiciones que, dependiendo de con qué fines se lleve a cabo la restauración, pueden o no incluir la dinámica natural del ecosistema en cuestión).

Cuando se presentan cambios en el clima, algunas especies pueden verse afectadas de forma positiva o negativa; las que están adaptadas a climas cálidos, bajo escenarios de calentamiento global, podrían tener la posibilidad de establecerse en sitios que presentaron climas más templados en el pasado, generalmente al norte o a una mayor altitud (Kurtner y Morse, 1996) y las que están adaptadas a climas fríos tendrían que migrar en altitud o latitud (Sáenz-Romero *et al.* 2012; Aitken *et al.* 2008; Jump *et al.*, 2009).

Una de las mayores limitaciones para llevar a cabo ensayos de restauración ecológica, considerando los efec-

tos esperados del cambio climático, es el costo de manipular unidades experimentales en condiciones de campo para alterar variables climáticas, como la temperatura y la precipitación, que determinan los niveles de sequía a los que se enfrentan las plantas. Sin embargo, es posible aprovechar modificaciones climáticas de origen antropogénico (mejor documentadas y modeladas), que son el fenómeno conocido como isla de calor urbano (ICU) (Arnfield, 2003; Valle-Díaz *et al.* 2009). La ICU se define como el aumento en la temperatura de las ciudades y de la atmósfera en las zonas periurbanas en un radio de varios kilómetros, en contraste con los alrededores rurales (generalmente de 2 °C a 8 °C), y está relacionada con la extensión de la ciudad; a mayor extensión más contraste térmico (Tereshchenko y Filonov, 2001; Liang y Seagle, 2002). Como consecuencia, cuando existen áreas con vegetación natural dentro de la zona urbana o en la zona periurbana, las plantas están sometidas a condiciones climáticas alteradas causantes de que puedan aparecer nuevos nichos potenciales y desaparecer otros. En estas condiciones, es donde la plasticidad genética de las plantas toma importancia, ya que se espera que las poblaciones con mayor variabilidad genética tengan más posibilidades de persistir en ambientes cambiantes (Pistorale *et al.*, 2008; Martínez-Hernández *et al.*, 2001).

OBJETIVOS

En el presente trabajo se evaluó la supervivencia y crecimiento de familias de dos especies de matorral subtropical (*Ceiba aesculifolia* y *Albizia pluriijuga*) en un gradiente altitudinal en el Cerro Punhuato, colindante a la ciudad de Morelia, y que por lo tanto sufre el efecto de la ICU, para determinar el efecto de las alteraciones del clima en el desempeño de especies arbóreas.

De acuerdo con lo ya establecido en cuanto a la plasticidad de las plantas y los efectos esperados de cambios en el clima, se espera que distintas familias de medios hermanos de *Albizia pluriijuga* y *Ceiba aesculifolia* tengan un desempeño diferencial a diferentes altitudes sobre el nivel del mar. También, que debido al efecto de la ICU que afecta toda la zona, se detecte un mejor desempeño de las plantas



de las dos especies estudiadas en un intervalo altitudinal mayor a la distribución natural que se ha encontrado para estas especies en la región.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Área Natural Protegida Cerro Punhuato (19°42' y 19°41' N; 101°08' y 101°07' O) está situada al oriente de la ciudad de Morelia, capital de Michoacán, México y presenta una variación altitudinal entre los 1850 msnm y 2300 msnm (Madrigal-Sánchez y Guridi-Gómez, 2002). El área, al ser adyacente a la zona urbana, sufre el efecto de la ICU, el cual se manifiesta en un aumento de la temperatura media de la ciudad de Morelia cercano a los dos grados centígrados (Fig. 1a). Aunque todo el cerro está sometido a la ICU, la ladera noroeste recibe directamente los vientos dominantes que pasan sobre la ciudad durante la época seca del año, por lo que la influencia de este fenómeno es mayor. Lo anterior se puede apreciar en la temperatura media de las unidades experimentales durante el

mes más seco del año en que se llevó a cabo el presente trabajo (Fig. 1b), que fue calculada a partir de datos obtenidos con registradores automáticos de temperatura (HOBO H8). En el pasado, la vegetación del cerro estaba dominada por selva seca en las partes más bajas, bosques de encino en la parte media y, de acuerdo con algunas fuentes, pino-encino en la parte más alta (Gómez-Romero *et al.*, 2008), aunque una reconstrucción precisa de la vegetación histórica es difícil por la falta de información. Actualmente, el área se caracteriza por zonas con diferentes estados de conservación que incluyen pequeños remanentes de la vegetación original, incluyendo encinares en las laderas más protegidas y húmedas, y elementos característicos del matorral subtropical en las partes bajas. Rzedowski (1978) propuso esta denominación y que el matorral subtropical se deriva de la degradación de la selva seca.

Colecta de semillas y establecimiento de ensayos

Se seleccionaron dos especies arbóreas del matorral subtropical presentes en la cuenca de Cuitzeo (en donde está

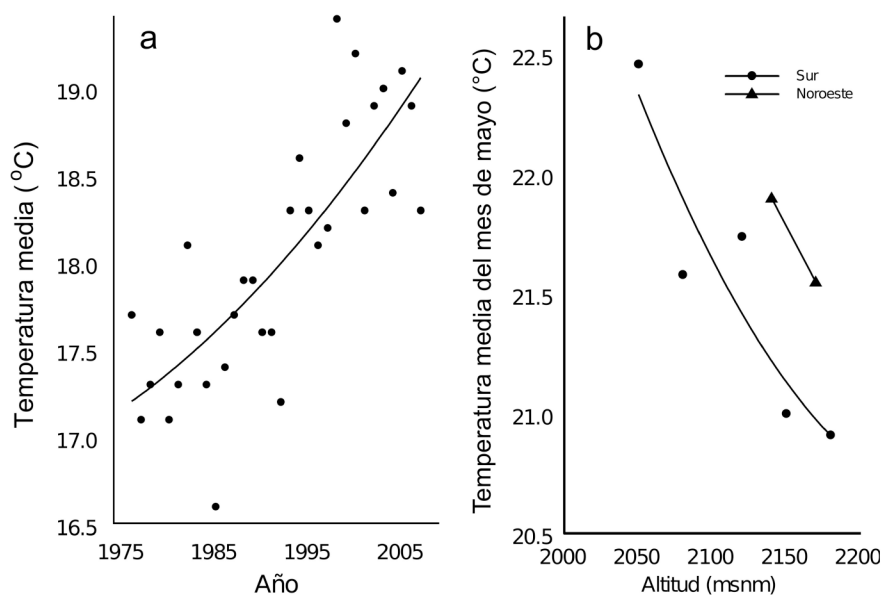


FIGURA 1. Temperatura media de la Ciudad de Morelia de acuerdo a la estación meteorológica del Servicio Meteorológico Nacional en el período 1975-2005 (a). Temperatura media del mes más seco durante el período de estudio en los sitios experimentales de acuerdo a los datos obtenidos con registradores automáticos de temperatura (b).

establecida la ciudad de Morelia). La primera, *Albizia plurijuga* (Standl.) Britton y Rose. pertenece a la familia *Leguminosae*. Es un árbol o arbusto de tronco blanco, que puede alcanzar una altura de hasta 10 m. Se le conoce con el nombre de parotilla o palo blanco. La especie crece en los Valles Superiores del Río Lerma entre los 1600 msnm y los 2000 msnm (Guevara-Escobar *et al.*, 2008). Esta especie actualmente se encuentra en la NOM-059-SE-MARNAT-2010 de especies con alguna categoría de riesgo, como amenazada. La segunda, *Ceiba aesculifolia* (Kunth) Britton & Rose. pertenece a la familia *Bombacaceae*, es un árbol de hasta 15 m de alto (Pennington y Sarukhán, 2005). Esta especie se distribuye en el estado de Michoacán desde el nivel del mar hasta los 1900 msnm, presentándose de manera aislada y poco frecuente hasta los 2200 msnm (Carranza y Blanco-García, 2000).

En las laderas oeste y sur del ANP Cerro Punhuato se estableció un ensayo de especies que combinó la exposición de la ladera, la altura sobre el nivel del mar y el desempeño de familias para las especies antes descritas. Para tal efecto, la colecta de semilla para las dos especies inició en el mes de febrero de 2011. Para *Albizia plurijuga* se colectaron semillas de 10 árboles madre, de una población cercana a la carretera Morelia-Zinapécuaro, en Michoacán, entre las coordenadas 19°53'57,40" N y 101°06'56,30" O, con una elevación promedio de 1895 msnm. *Ceiba aesculifolia* se colectó de seis árboles madre, de una población adyacente al Área Natural Protegida del "Cerro Punhuato", ubicada en la ciudad de Morelia, Michoacán, entre las coordenadas 19°42'52,71" N y 101°07'39,68" O a 2020 msnm. El número de árboles colectados para cada especie dependió de la cantidad de árboles en cada población y de las semillas disponibles en los árboles.

Las semillas de las dos especies se sembraron en el mes de febrero de 2011 en una casa de sombra del Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIEco) UNAM *campus* Morelia, bajo un diseño completamente al azar. Las plantas se dejaron crecer por seis meses en la casa de sombra antes del trasplante, pues experiencias previas con *Ceiba aesculifolia* en la misma zona demostraron que se puede

obtener alta supervivencia de plantas de esta edad (Valle-Díaz *et al.*, 2009). En el mes de julio de 2011, durante el inicio de la temporada de lluvias, se establecieron ensayos en cinco cotas altitudinales (2050, 2080, 2120, 2150 y 2180) msnm para la ladera sur y dos cotas para la ladera noroeste (2140 y 2170) msnm del ANP Cerro del Punhuato. El diseño de cada bloque fue independiente para cada especie. Las unidades experimentales de cada ensayo se establecieron como se describe a continuación. Para *Albizia plurijuga* se colocaron dos individuos de cada familia (10 familias) al azar para cada unidad experimental, dentro de cada bloque hubo tres unidades experimentales y, en cada altitud, hubo cuatro bloques, para un total de 28 bloques. Para *Ceiba aesculifolia* se colocó un individuo de cada familia por unidad experimental (6 familias), para un total de ocho unidades experimentales por bloque y un total de siete bloques. Las variables de respuesta que se evaluaron fueron: supervivencia al año y a los dos años de establecido el ensayo; altura de planta, diámetro a la altura de la base (DAB) y número de hojas al inicio y al final del experimento.

Se llevaron a cabo análisis de varianza para evaluar el efecto de ladera, tomando en cuenta dos sitios de la ladera sur, a 2150 msnm y a 2180 msnm (ladera 1); y los dos sitios de la ladera noroeste, a 2140 msnm y a 2170 msnm (ladera 2), ya que son los sitios que se encontraban en un rango altitudinal similar. Este análisis se hizo con la finalidad de conocer si existe un efecto de la isla de calor urbano, pues la ladera noroeste está directamente expuesta a los vientos que pasan sobre la ciudad, en cambio la ladera sur no sufre de este efecto de forma tan directa. Se ajustaron modelos lineales generalizados, seguidos de pruebas de hipótesis para evaluar el efecto de la altitud, las familias y la interacción entre estos factores, para cada una de las variables ya mencionadas. Para supervivencia se utilizó un modelo estadístico que, para las pruebas de hipótesis, utilizó la distribución binomial. Para número de hojas las pruebas de hipótesis se basaron en la distribución Poisson y para el resto de las variables, para las pruebas de hipótesis, se utilizó la distribución normal. Para los análisis del efecto del gradiente altitudinal solo se incluye-



ron los sitios de la ladera sur, sin el efecto confundido de la exposición de la ladera y el hecho de que no estaban representadas todas las cotas altitudinales en ambas laderas. Cabe mencionar que la ladera sur también sufre la influencia de la ICU, aunque de manera menos intensa que la ladera noroeste dado que esta última recibe directamente los vientos dominantes que pasan sobre la ciudad en la época seca del año. Todos los análisis se llevaron a cabo con el programa estadístico R (R Development Core Team 2013).

RESULTADOS

Albizia plurijuga

El desempeño de las plantas de *A. plurijuga*, fue diferente entre las unidades experimentales. En los extremos, el mayor porcentaje de supervivencia se observó para la ladera noroeste a dos altitudes (2140 y 2170) msnm con una supervivencia de 80% y, en contraste, la menor supervivencia (53%) se observó en la ladera sur a 2120 msnm.

Después de dos años de iniciado el ensayo, la supervivencia se redujo poco con respecto al año anterior. Los porcentajes más altos de supervivencia fueron para la ladera noroeste a 2140 msnm y a 2170 msnm, al igual que el año anterior, con 77% y 75% respectivamente; una reducción de 4% en promedio con respecto al año anterior. La mayor mortalidad se presentó en el sitio más bajo de la ladera sur a 2050 msnm con una supervivencia de 34%. Las diferencias fueron significativas para altura sobre el nivel del mar (Fig. 2a; $\chi^2 = 28,94$; g.l. = 1; $P < 0,0001$) y entre familias (Fig. 2b; $\chi^2 = 27,67$; g.l. = 9; $P < 0,001$); la interacción no tuvo un efecto significativo.

En cuanto a las variables de crecimiento, considerando las unidades experimentales de la ladera sur, al finalizar el experimento para los individuos de *A. plurijuga*, el diámetro a la altura de la base (DAB) varió sólo en función de la interacción familia por altitud ($F_{(9,540)} = 0,016$; $P < 0,01629$). Entre laderas, comparando las unidades experimentales que se encontraban a alturas similares, no se detectaron diferencias significativas. La altura de las plantas varió en

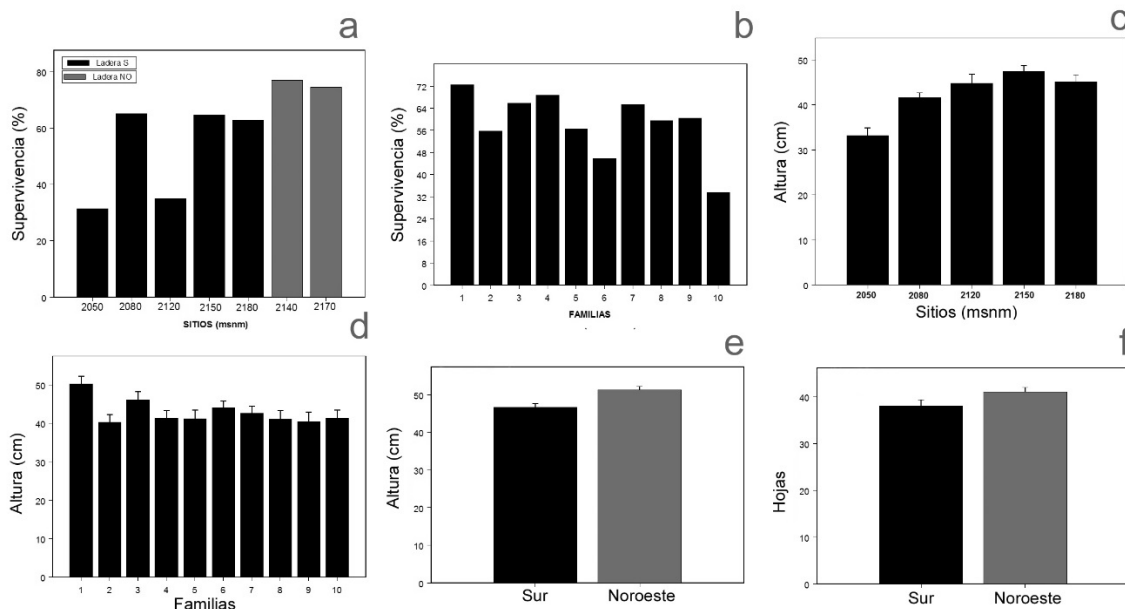


FIGURA 2. Supervivencia de *Albizia plurijuga* a distintas alturas sobre el nivel del mar (a), las barras negras son la ladera sur y las grises la noroeste, y entre familias (b). Altura a diferentes altitudes sobre el nivel del mar (c) y entre familias (d). Altura (e) y el número de hojas por planta (f) entre laderas. Se presentan medias y en su caso errores estándar.

respuesta a la altitud sobre el nivel del mar (Fig. 2c; $F_{(1, 549)} = 34,2$; $P < 0,0001$) y el efecto de las familias fue significativo (Fig. 2d; $F_{(1, 549)} = 2,58$; $P < 0,0063$).

Entre laderas, se detectaron diferencias significativas en la altura de plantas ($F_{(1, 605)} = 11,3$; $P < 0,0001$) siendo la ladera noroeste la que mostró los valores promedio más altos (51 cm) contra 47 cm de la ladera sur (Fig. 2e). Se detectaron diferencias significativas en el número de hojas por planta entre laderas ($F_{(1, 605)} = 3,98$; $P < 0,046$). El número de hojas promedio fue mayor para la ladera noroeste, con 42 hojas, que para la ladera sur en donde las plantas tenían 38 hojas en promedio (Fig. 2f).

Ceiba aesculifolia

La supervivencia de los individuos de *Ceiba aesculifolia* varió a un año de establecido el ensayo, en función de la altitud sobre el nivel del mar, considerando solamente las unidades experimentales de la ladera sur (Fig. 3a), la unidad experimental a 2080 msnm de la ladera sur fue la que tuvo el mayor porcentaje de individuos (95%), y las unidades experimentales con menor supervivencia fueron la situada a 2050 msnm (44%) y la de 2150 msnm (39%), las diferencias fueron significativas ($\chi^2 = 4,46$; g.l. = 1; $P = 0,037$). También se detectaron diferencias entre laderas a un año de plantado el ensayo ($\chi^2 = 17,44$; g.l. = 1; $P < 0,0001$), debido a que en la ladera noroeste se dio un 73% de supervivencia contra 44% en la ladera sur. En ningún caso se detectó un efecto de la pertenencia a las distintas familias.

Para el segundo año, debido a un decremento de la supervivencia en todas las unidades experimentales, las diferencias entre estas a distintas alturas sobre el nivel del mar se perdieron ($\chi^2 = 2,86$; g.l. = 1; $P = 0,208$), pero las diferencias entre laderas se mantuvieron, pues la ladera noroeste presentó 55% de supervivencia contra 27% de la ladera sur ($\chi^2 = 15,85$; g.l. = 1; $P < 0,0001$).

Las plantas de *C. aesculifolia*, a dos años de ser plantadas, difirieron en el diámetro del tallo en función de la altitud sobre el nivel del mar ($F_{(1, 90)} = 18,04$; $P < 0,0001$) y de la familia a la que pertenecen ($F_{(5, 90)} = 2,36$; $P = 0,045$); (Figs. 3b y 3c). Las diferencias entre laderas fueron signi-

ficativas ($F_{(1, 75)} = 9,26$; $P < 0,001$), siendo nuevamente la ladera noroeste la que presenta los mayores diámetros promedio con valores de 0,7 cm, para el caso de ladera sur el promedio fue de 0,5 cm (Fig. 3d).

En cuanto a la altura de las plantas de esta especie, se detectó un efecto de la altitud sobre el nivel del mar ($F_{(1, 90)} = 4,54$; $P = 0,035$) debido a que las plantas a 2120 msnm alcanzaron la mayor altura ($27,1 \pm 2,2$ cm) y esta media fue estadísticamente diferente a la de las plantas a 2150 y 2180 msnm ($17,7 \pm 2,3$ cm y $15,0 \pm 2,3$ cm respectivamente), y no hubo efecto de la familia a la que pertenecían las plantas ni de la interacción entre factores explicativos. También se detectaron diferencias en altura para las laderas, ($F_{(1, 75)} = 19,11$; $P < 0,0001$), siendo nuevamente la ladera noroeste la que presentó los valores más altos con un promedio de 26 cm y de 16 cm para la ladera sur (Fig. 3e).

El número promedio de hojas a dos años de establecido el ensayo varió marginalmente en función de la altitud sobre el nivel del mar ($Z = -1,865$; $P = 0,062$). También varió el número de hojas en función de la familia a la que pertenecían las plantas ($\chi^2 = 29,18$; g.l. = 5; $P < 0,0001$). Al comparar entre laderas también se detectaron diferencias significativas ($F_{(1, 75)} = 5,08$; $P = 0,027$) porque las plantas de la ladera noroeste tuvieron 12 hojas en promedio y ocho las de la ladera sur (Fig. 3f).

DISCUSIÓN

Las plantas de *Albizia plurijuga* presentaron mayor altura a mayor altitud sobre el nivel del mar, incluso cuando esta altitud fue considerablemente mayor a los sitios de colecta. De hecho, el crecimiento fue mayor por arriba de la elevación máxima considerada como distribución natural para esta especie, que es menor a los 1800 msnm en la región en donde se encuentra el Cerro del Punhuato (Rzedowky y Rzedowski, 1987). El sitio más bajo (2080 msnm) fue el sitio con plantas de menor altura, 280 metros por arriba del límite publicado. Las plantas tuvieron un mejor desempeño a elevaciones al menos 400 m por arriba de la distribución natural publicada. El efecto altitudinal es claro para esta especie, como se vio para la ladera sur,

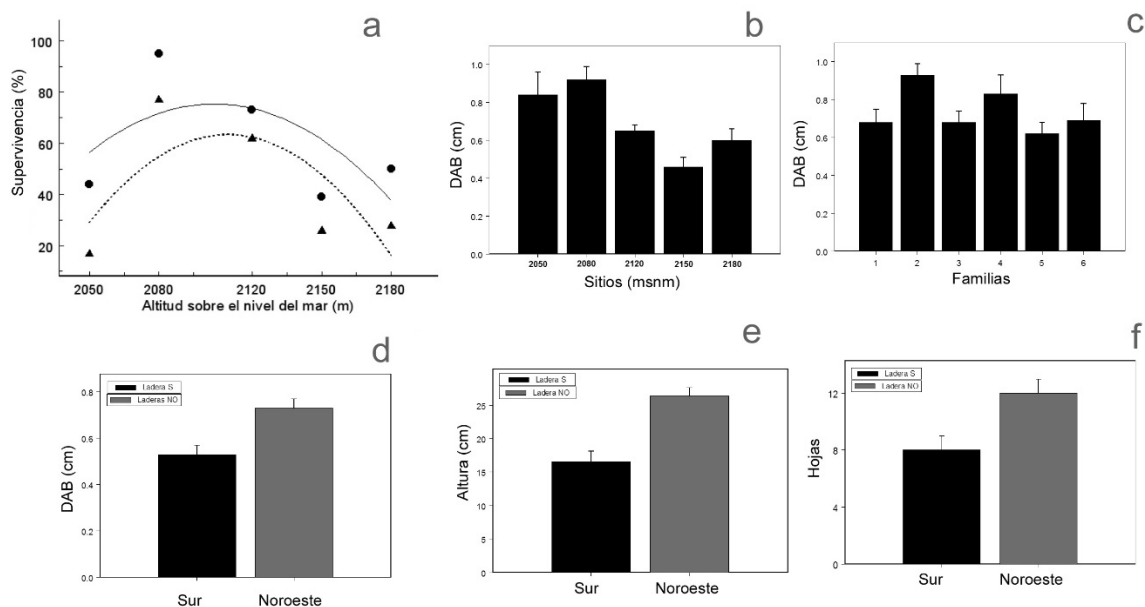


FIGURA 3. Supervivencia de *Ceiba aesculifolia* a lo largo del gradiente altitudinal para la ladera sur (a). Las curva corresponden a un ajuste binomial. Los puntos son los datos para el primer año de evaluación y los triángulos para el segundo. Diámetro a diferentes altitudes (b) de la ladera sur, entre familias (c) y entre laderas (d). Altura (e) y número de hojas (f) entre laderas. Se presentan medias y en su caso errores estándar.

pero incluso las plantas de la ladera noroeste tuvieron buen desempeño a pesar de que los sitios se encuentran directamente orientados hacia la ciudad y, por lo tanto, reciben el efecto de la isla de calor urbano de manera más directa. Lo anterior implica que, a menos que se reduzca la intensidad de la isla de calor urbano de la Ciudad de Morelia reduciendo la proporción de superficies oscuras que generan calor, por medio de la creación de áreas verdes y techos verdes (Berardi *et al.*, 2014; Skoulika *et al.*, 2014) al incrementar el área de superficies reflejantes (Alchapar *et al.*, 2014, Santamouris, 2013), ambas medidas costosas y complejas, en el área de estudio el efecto de la isla de calor urbano podría ser compensado plantando cada especie a mayor altitud de la que históricamente presenta o presentaba.

En el caso de *Ceiba aesculifolia*, no se detectaron diferencias entre laderas; sin embargo, dentro de las cotas altitudinales ensayadas en la ladera sur, las plantas más altas estuvieron a 2120 msnm. Esto apoya la hipótesis de

que el efecto de la isla de calor urbano desplaza el hábitat de las especies altitudinalmente hacia arriba (Vitt *et al.*, 2009). *Ceiba aesculifolia* es una especie que creció poco a lo largo de los 14 meses de evaluación, en comparación a *A. pluriyuga*, se observó que esta especie destina la mayor parte de los recursos para crecimiento del tallo. De hecho esta especie, cuando es joven, puede perder totalmente la parte aérea mientras que mantiene viva la parte radicular y la proporción más baja del tallo y, cuando las condiciones ambientales mejoran, vuelve a desarrollar la parte aérea (Sánchez-Sánchez y Hernández-Zepeda, 2004). Por lo que no es sorprendente que para el diámetro (medido en la base de la planta) el análisis presentó diferencias significativas.

No se detectaron diferencias entre familias para las variables evaluadas y esto puede deberse a que el número de familias para esta especie fue muy bajo, debido a los bajos porcentajes de germinación y semillas viables en las colectas de campo.

La mortalidad para *C. aesculifolia* fue mayor que para *A. pluriyuga* y esta se presentó de manera gradual a lo largo de las evaluaciones, a excepción del sitio a 2120 msnm de la ladera sur, el cual tuvo una caída abrupta en el mes de octubre y después se mantuvo estable a lo largo del experimento. Los sitios más altos de la ladera sur son los que presentaron el porcentaje más alto de mortalidad (65%), mientras que los sitios de la ladera noroeste son los que tienen el más alto porcentaje de supervivencia junto con el sitio de la ladera sur a 2080 msnm. Los porcentajes de supervivencia alcanzados en este estudio son menores a los observados en otras condiciones. Para *C. aesculifolia* el intervalo observado en este estudio fue de 27% a 55%, mientras que en potreros abandonados en selvas secas de Veracruz fue de 82% a 90% (Alvarez-Aquino y Williams-Linera 2012)

CONCLUSIONES

Para *A. pluriyuga* la altitud sobre el nivel del mar fue factor determinante; a mayor elevación mejor desempeño en caracteres de crecimiento como altura, diámetro y hojas. Por lo tanto y tomando en cuenta que también el efecto de las familias fue significativo, se sugiere considerar el origen de las procedencias de esta especie y establecer plantaciones de restauración a mayor altitud que la distribución natural de la especie, cuando las condiciones climáticas han sido alteradas como es el caso de la isla urbana de calor o de los efectos esperados por el cambio climático. Las condiciones ambientales del micrositio y la forma de vida de esta especie podrían estar determinando la supervivencia de la misma, ya que los medios en los que se encuentra determinan si el recurso es destinado para sobrevivir o para crecer, más que la influencia genética, sin embargo también se cree que es necesario aumentar el número de familias colectadas para ensayos futuros.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo otorgado por la DGAPA de la UNAM a través del proyecto PAPIIT IN202112, ACM por la beca de maestría otorgada por el Conacyt, a las autoridades del ANP Cerro del Punhuato, y a dos revisores anónimos cuyos comentarios mejoraron sustancialmente el manuscrito.

REFERENCIAS

- Aitken, S.N., S. Yeaman, J.A. Hollyday, T. Wang., y S. Curtis-McLane. 2008. Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications* 1(1):95-111.
- Alchapar, N.L., E.N. Correa, M.A. Canton. 2014. Classification of building materials used in the urban envelopes according to their capacity for mitigation of the urban heat island in semiarid zones. *Energy and Buildings* 69:22-32.
- Alvarez-Aquino, C. y G. Williams-Linera. 2012. Seedling survival and growth of tree species: site conditions and seasonality in tropical dry forest restoration. *Botanical Sciences* 90(3):341-351.
- Arnfield, J.A. 2003. Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *International Journal of Climatology* 23(1):1-26.
- Berardi, U., A. Ghaffarian-Hoseini y A. GhaffarianHoseini 2014. State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Applied Energy* 115:411-28.
- Carranza-González, E. y A. Blanco-García. 2000. Bombacaceae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes 90:1-16.
- Chapin, S.F., S.E. Zavaleta, T.V. Eviner, L.R. Naylor, M.P. Vitousek, L.H. Reynolds, U.D. Hooper, S. Lavorel, E.O. Sala, E.S. Hobbie, S.M. Mack, y S. Día. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234-242.
- Delgado, T. y D. Suárez-Duque. 2009. Efectos del cambio climático en la diversidad vegetal del corredor de conservación comunitaria reserva ecológica El Ángel - Bosque Protector Golondrinas en el norte del Ecuador. *Ecología Aplicada* 8(1-2): 27-36.
- Gálvez, J. 2002. La restauración ecológica: conceptos y aplicaciones. Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente, Universidad Rafael Landívar, Guatemala. Revisión Bibliográfica, Serie de Documentos Técnicos No. 8.
- Gómez-Romero, M., A. Blanco-García, E. Aureoles-Celso, M.C. Marín-Togo y R. Lindig-Cisneros. 2008. Programa de manejo del área natural Protegida "Cerro Punhuato". Morelia, Mich. Mex. 51 p.



- Gómez-Romero, M., A. Blanco-García, E. Aureoles-Celso, M.A. Marín, y R. Lindig-Cisneros. 2008. Programa de manejo del área natural protegida "Cerro Punhuato". Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente.
- Guevara-Escobar, A., E. González-Sosa, H. Suzán-Azpiri, G. Malda-Barrera, M. Martínez y Díaz, M. Gómez-Sánchez, L. Hernandez-Sandoval, Y. Pantoja-Hernández y D. Olvera-Valerio. 2008. Distribución potencial de algunas leguminosas arbustivas en el altiplano central de México. *Agrociencia* 42:703-716
- Jump, A.S., C. Mátyás y J. Peñuelas. 2009. The altitude-for-latitude disparity in the range retractions of woody species. *Trends in Ecology and Evolution* 24(12):694-701.
- Kurtner, L.S. y L.E. Morse. 1996. Reintroduction in a changing climate. In: D.A. Falk C.I. Millard y M. Olwell, eds. Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants. Island Press. 505 pp.
- Liang, S.Y. y S.W. Seagle. 2002. Browsing and microhabitat effects on riparian forest woody seedling demography. *Ecology* 83:212-227.
- Madrigal-Sanchez, X. y L. I. Guridi-Gómez. 2002. Los árboles silvestres del municipio de Morelia, Michoacán. México. *Ciencia Nicolaita* 33:29-58.
- Martínez Hernández, H.C., H.C. Ramírez, J.J. Vargas y J. López-Upton. 2001. Variación genética en plántulas de *Eucalyptus* spp. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 7(1):21-26.
- Parmesan, C. y G. Yohe. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421:37-42
- Pennington, T.D. y J. Sarukhán. 2005. Árboles Tropicales de México. Universidad Nacional Autónoma de México. 3ª ed. Dirección General de Publicaciones y Fomento Editorial Ciudad Universitaria. México, D.F. 523 p.
- Pistorale, M.S., L.A. Abbott y A. Andrés. 2008. Diversidad genética y heredabilidad en sentido amplio en agropirol alargado, *Thynopirumponticum*. *Ciencia e Investigaciones Agrícolas* 35(3):259-264.
- R Development Core Team. 2013. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. URL: <http://www.R-project.org>.
- Rehfeld, G.E., N.L. Crookston, C. Sáenz-Romero y M.E. Campbell. 2012. North American vegetation model for land-use planning in a changing climate: a solution to large classification problems. *Ecological Applications* 22(1):119-141.
- Root, T.L., J.T. Price, K.R. Hall, S.H. Schneider, C. Rosenzweig y J.A. Pounds. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421:57-60.
- Rzedowski, J. y G. Calderón de Rzedowski. 1987. El Bosque tropical caducifolio de la Región Mexicana del Bajío. Instituto de Ecología, A.C. Centro Regional del Bajío. Pátzcuaro, Michoacán, México. p:12-20.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa. México. p:189-204.
- Saenz-Romero, C., A. Martínez-Palacios, J.M. Gomez-Sierra, N. Perez-Nasser y N.M. Sanchez-Vargas. 2012. Estimated decoupling of *Agave cupreata* populations to their suitable habitat due to climate change. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 18:291-301.
- Sánchez-Sánchez, O. y C. Hernández-Zepeda. 2004. Estudio de plántulas de la familia Bombacaceae en Quintana Roo, México. *Foresta Veracruzana* 6:1-6.
- Sanchez, X. y L.I. Guridi-Gómez. 2002. Los árboles silvestres del municipio de Morelia, Michoacán, México. *Ciencia Nicolaita* 33:29-58.
- Santamouris, M. 2013. Using cool pavements as a mitigation strategy to fight urban heat island-A review of the actual developments. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 26:224-240.
- Skoulíka, F., M. Santamouris, D. Kolokotsa y N. Boemi. 2014. On the thermal characteristics and the mitigation potential of a medium size urban park in Athens, Greece. *Landscape and Urban Planning* 123:73-86.
- Tchebakova, N.M., G. E. Rehfeld, y E.I. Parfenova. 2005. Impacts of climate change on the distribution of *Larix* spp. and *Pinussylvestris* and their climatypes in Siberia. *Migration and Adaptation Strategies for Global Change* 11:861-882

- Tereshchenko, I.E., y A.E. Filonov. 2001. Air temperature fluctuations in Guadalajara, México, from 1962 to 1994 in relation to urban growth. *International Journal of Climatology* 21:483-494.
- Valle-Díaz, O, A. Blanco-García, C. Bonfil, H. Paz y R. Lindig-Cisneros. 2009. Altitudinal range shift detected through seedling survival of *Ceiba aesculifolia* in an area under the influence of an urban heat island. *Forest Ecology and Management* 258:1511-1515.
- Vitt, P., K. Havens, A.T. Kramer, D. Sollenberger y E. Yates. 2009. Assisted migration of plants: Changes in latitudes, changes in attitudes. *Biological conservation* 143:18-27.
- Walther, G.R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T.J.C. Beebee, J.M. Fromentin, O. Ove Hoegh-Guldbergi y F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389-395.

Manuscrito recibido el 26 de febrero de 2014.
Aceptado el 14 de abril de 2014.

Este documento se debe citar como:
Corona-Mora, A., N.M. Sánchez-Vargas y R. Lindig-Cisneros. 2014. Ensayo de dos especies de selva seca en gradientes ambientales en Michoacán, México. *Madera y Bosques* 20(2):49-58.